



MINISTÉRIO DA EDUCAÇÃO
UNIVERSIDADE FEDERAL RURAL DA AMAZÔNIA
EMBRAPA AMAZÔNIA ORIENTAL



Amazônia Oriental

LUIZ GONZAGA DA SILVA COSTA

Tese apresentada à Universidade Federal Rural da Amazônia e Embrapa Amazônia Oriental, como parte das exigências do Curso de Doutorado em Ciências Agrárias, área de concentração Agroecossistemas Amazônicos, para obtenção do título de **Doutor**.

Orientadora: Profa. Dra. IZILDINHA DE SOUZA MIRANDA

BELÉM

2012

Costa, Luiz Gonzaga da Silva

Biomassa aérea e carbono em projetos de assentamento no arco do desmatamento, Estado do Pará./Luiz Gonzaga da Silva Costa. – Belém, 2012.

82.; il.

Tese (Doutorado em Ciências Agrárias). – Universidade Federal Rural da Amazônia, 2012.

1. Agricultura familiar. 2. Biomassa vegetal. 3. Assentamento rural. 4. Carbono. 5. Pará – Amazônia - Brasil. I. Título.

CDD: 636.998115



MINISTÉRIO DA EDUCAÇÃO
UNIVERSIDADE FEDERAL RURAL DA AMAZÔNIA
EMBRAPA AMAZÔNIA ORIENTAL



Amazônia Oriental

**BIOMASSA AÉREA E CARBONO EM PROJETOS DE ASSENTAMENTOS NO
ARCO DO DESMATAMENTO, ESTADO DO PARÁ**

LUIZ GONZAGA DA SILVA COSTA

Aprovado em 27 /02 /2012

BANCA EXAMINADORA

COMISSÃO JULGADORA:


Presidente: Dr. Izildinha de Souza Miranda


Primeiro Examinador: Dr. Paulo Yoshio Kageyama


Segundo Examinador: Dra. Ima Célia Guimarães Vieira


Terceiro Examinador: Dr. Leandro Valle Ferreira


Quarto Examinador: Dr. Rodrigo da Silva Vale

Belém – Pará

2012

Aos meus queridos pais Baltazar e Maria Lourdes
Silva Costa, que estão sempre cuidando de
mim, pelos valores morais e por toda uma
vida de dedicação.

Aos meus filhos, Luis Cesar, Suzara, Juliana e
meu neto Arthur Costa, que iluminam meu
caminho, dando sentido à minha vida.

À Sônia Costa, minha companheira de todas
horas.

DEDICO, com amor.

AGRADECIMENTOS

À Universidade Federal Rural da Amazônia através do Programa de Pós-Graduação em Ciências Agrárias, pela oportunidade do curso.

Ao Institut de Recherche Pour le Développement (IRD), Conselho Nacional de Desenvolvimento Tecnológico (CNPq) e Instituto Nacional de Ciência e Tecnologia (INCT) - Centro de Pesquisas em Biodiversidade e Uso da Terra da Amazônia -, cujo apoio permitiu a coleta de dados em Nova Ipixuna, Parauapebas e Pacajá e as análises de carbono para este trabalho.

À Prof. Dra. Izildinha de Souza Miranda, pelo convite para participar do projeto “Serviços ecossistêmicos e sustentabilidade das paisagens agrosilvipastoris da Amazônia Oriental (Projeto AMAZ)”.

Um agradecimento especial à minha orientadora e Amiga Prof. Dra. Izildinha de Souza Miranda, por ter assumido como missão o complemento da minha formação acadêmica.

À Prof. MSc Tâmara Thaiz Lima, pela colaboração na análise estatística e elaboração dos gráficos.

Ao Dr. Michael Grimaldi do IRD e Mario Lopes da UFRA, pelas sugestões na área de solo.

Aos Drs. Ima Vieira, Leandro Valle Ferreira e Rodrigo da Silva Vale, pela participação na qualificação e as valiosas contribuições, que enriqueceram este trabalho.

Ao Prof. MSc Antônio José Figueiredo Moreira, pela colaboração na coleta dos dados.

Ao Sr. Deurival Carvalho, que contribuiu no trabalho de campo.

Aos meus alunos Fabio Leão, Heraldo Silva, Joice Carolina, Livia Teixeira, Luciana Brabo, Magno Reis e Nilton Rascon Junior, Robson Carrera, Helber Shibata, pela colaboração na coleta dos dados e no processamento das amostras.

Aos agricultores dos Assentamentos Massaranduba-Piranheira em Nova Ipixuna, Palmares II em Parauapebas e Travessão 338 sul em Pacajá, que nos receberam com carinho e atenção.

E a todas as pessoas que, direta ou indiretamente, colaboraram para a concretização deste trabalho, muito obrigado!

RESUMO

As áreas agrícolas tropicais são definidas como um mosaico de diferentes tipos de coberturas vegetais, com florestas ripárias, fragmentos de florestas primárias e florestas secundárias, além dos campos produtivos, como as roças e pastagens. A biomassa tem sido usada para monitorar a dinâmica de carbono terrestre e como indicador para valorar os serviços ecossistêmicos dessas áreas agrícolas. Neste trabalho foi comparado a biomassa e o carbono de três áreas agrícolas, a sua distribuição vertical e sua relação com a densidade e diversidade de espécies e características edáficas em diferentes tipos de uso da terra encontradas no arco do desmatamento no Estado do Pará. O estudo foi realizado em três comunidades localizadas nos municípios de Nova Ipixuna, Parauapebas e Pacajá, na região do arco do desmatamento do Estado do Pará. Em cada comunidade foram escolhidos nove lotes de pequenos agricultores familiares. Foram inventariados 45 pontos em cada área de estudo, totalizando 135 pontos amostrais. Nove diferentes usos da terra foram considerados: floresta conservada, floresta explorada, floresta queimada, capoeiras velhas, capoeiras jovens, pastos invadidos, pastos limpos, roças e plantio de cacau. A biomassa total apresentou grande variação em todos os lotes e em todos os estratos estudados. A necromassa foi o único estrato que não apresentou diferença significativa entre as três áreas, a média geral de necromassa foi de 5.32 Mg.ha^{-1} . Em Pacajá foi encontrada a maior biomassa no estrato superior e médio (médias de 244, 48 e 16.82 Mg.ha^{-1} , respectivamente). A biomassa do estrato inferior foi maior em Nova Ipixuna (2.49 Mg.ha^{-1}). Parauapebas apresentou a menor biomassa total (média de 53.35 Mg.ha^{-1}). Com relação ao uso da terra, as florestas conservadas e exploradas não apresentaram diferença significativa na média da biomassa total (432.8 e $342.5 \text{ Mg. ha}^{-1}$, respectivamente), porém foram diferentes das florestas queimadas, que foram similares às capoeiras velhas (100.7 e $192.5 \text{ Mg. ha}^{-1}$, respectivamente). As capoeiras jovens foram similares aos pastos invadidos e ao plantio de cacau (21.6 , 16.1 e 36.4 Mg. ha^{-1} , respectivamente). Os pastos limpos e as roças (4.4 e 7.6 Mg. ha^{-1} , respectivamente) foram diferentes de todos os demais tipos de uso da terra. Os resultados demonstraram que as matrizes de biomassa e vegetação apresentaram alta variabilidade compartilhada de 70% e que a matriz de biomassa e a matriz de solos apresentaram similaridade de 24%. A biomassa possui forte correlação com a estrutura da vegetação e demonstrou influência das características edáficas analisadas. A porcentagem de carbono existente na biomassa é diferente nos estratos e nas áreas, no entanto a quantidade de carbono total por área e tipos de uso seguiram os mesmos padrões da biomassa. Concluiu-se que a biomassa é diferente entre as áreas agrícolas, mas com alta heterogeneidade espacial dentro de cada área e as características edáficas que também apresentaram grande variação. Os diferentes tipos de uso da terra nas áreas dos agricultores familiares podem ser reduzidos à três grupos de usos de acordo com a biomassa: aqueles tipos de usos que mantêm um estrato superior, onde as árvores formam um dossel contínuo (florestas e capoeiras velhas); aqueles tipos de usos sem o estrato superior, mas com estrato arbustivo denso (capoeiras novas); e aqueles tipos de usos que possuem apenas vegetação herbácea (pastos e roças).

Palavras chaves: Amazônia, Agricultura familiar, assentamentos rurais, biomassa vegetal.

ABSTRACT

The tropical agricultural areas are defined as a mosaic of different types of vegetation cover, with riparian forest and forest fragments primary and secondary forests, in addition to the productive fields, such as pastures and crops. Biomass has been used to monitor the dynamics of terrestrial carbon and as an indicator for valuing ecosystem services these agricultural areas. This study aims to compare the biomass of three different agricultural areas, their vertical distribution and its relation to the density and species diversity and soil characteristics in different types of land use the arc of deforestation in Pará State. The study was conducted in three communities located in the Nova Ipixuna, Parauapebas and Pacajá in the south and southeast of Pará State. In each of the three areas, nine lots of small family farms were chosen. We recorded 45 points in each study area, totaling 135 points. Nine different land use were considered: conserved forest, logged forest, forest fires, old secondary forest, young secondary forest, invaded pastures, clean pastures, crops and planting cacao. Total biomass showed large variations in all types of land use and all strata studied. The necromass was the only strata that showed no significant difference between the three areas, the overall average of necromass was 5.32 Mg.ha^{-1} . In Pacajá was the highest biomass in the middle and upper strata (average of 244.48 and 16.82 Mg.ha^{-1} , respectively). The biomass of the understory was greater in New Ipixuna (2.49 Mg.ha^{-1}). Parauapebas showed the lowest total biomass (mean 53.35 Mg.ha^{-1}). With respect to land use, preserved and exploited forests no significant differences in mean total biomass (432.8 and 342.5 Mg.ha^{-1} , respectively) but were different to forest fires, which were similar to the old forest secondary (100.7 and 192.5 mg.ha^{-1} , respectively). The young secondary forest were similar to invaded pastures and planting cocoa (21.6 , 16.1 and 36.4 Mg.ha^{-1} respectively). The clean pastures and crops (4.4 and 7.6 Mg.ha^{-1} respectively) were different from all other types of land use. The results showed that the matrix of biomass and vegetation presented shared high variability of 70% and the matrix array of soil and biomass had 24% similarity. The percentage of carbon in strata and areas is different, but the total amount of carbon per area and land use followed similar pattern for the biomass. Biomass has a strong correlation with the vegetation structure and demonstrated influence of soil characteristics analyzed. It was concluded that biomass is different between the agricultural areas, but with high spatial heterogeneity within each area and the soil characteristics also varied considerably. The different types of land use in the areas of family farmers may be reduced to three groups according to the uses of biomass: those types of uses that maintain an upper tier, where the trees form a continuous canopy (forest and old secondary forests); those types of uses without the upper stratum, but with dense shrub layer (young secondary forests), and those types of uses that have only herbaceous vegetation (pastures and crops).

Keywords: Amazon, family farms, rural settlement, plant biomass.

SUMÁRIO

1. CONTEXTUALIZAÇÃO	1
1.1. O sequestro de carbono e a biodiversidade	1
1.2. A agricultura familiar no contexto dos serviços ecossistêmicos	5
1.3. Objetivos	9
1.4. Referências bibliográficas	10
2. VARIAÇÃO DA BIOMASSA EM DIFERENTES ÁREAS AGRÍCOLAS NO ARCO DO DESMATAMENTO, ESTADO DO PARÁ, AMAZÔNIA, BRASIL	16
2.1. Introdução	16
2.2. Material e Métodos	18
2.2.1. Área de Estudo	18
2.2.2. Desenho Experimental	21
2.2.3. Estrutura da Vegetação	21
2.2.4. Características do solo	22
2.2.5. Cálculo da biomassa aérea	22
2.2.6. Métodos de análises	23
2.3. Resultados	24
2.4. Discussão	29
2.5. Referências	31
3. A BIOMASSA EM DIFERENTES TIPOS DE USO DA TERRA NO ARCO DO DESMATAMENTO	38
3.1. Introdução	38
3.2. Material e Métodos	39
3.2.1. Métodos de análises	39
3.3. Resultados	40
3.3.1. Biomassa Total	40
3.3.2. Repartição da biomassa nos diferentes estratos por tipo de uso da terra	42
3.3.3. Relação da densidade e riqueza de plantas na biomassa aérea	44
3.3.4. Relação entre solo e biomassa aérea	44
3.4. Discussão	46
3.5. Referências	49
4. ESTOQUE DE CARBONO NA BIOMASSA AÉREA DE TRÊS ÁREAS DE PEQUENOS PRODUTORES DA REGIÃO DO ARCO DO DESMATAMENTO	57
4.1. Introdução	57
4.2. Material e Métodos	58
4.2.1. Medição de Carbono	58
4.2.1. Métodos de análise dos dados	59
4.3. Resultados	59
4.3.1. Porcentagem de carbono nos diferentes estratos e áreas	59
4.3.2. Quantidade de carbono nos diferentes tipos de uso da terra	60
4.3.3. Quantidade de Carbono por Área	61
4.4. Discussão	63
4.5. Referências	66
5. CONCLUSÕES	70

LISTA DE TABELAS

Tabela 1.1 – Comparação das características da luta dos posseiros e sem-terra no arco do desmatamento no Estado do Pará	8
Tabela 2.1 – Características socioeconômicas dos lotes estudados nos municípios de Nova Ipixuna (BMB), Parauapebas (BPR) e Pacajá (BPC), no arco do desmatamento no Estado do Pará.	20
Tabela 2.2 – Tipos de uso da terra estudado nas três áreas agrícolas no arco do desmatamento, no Estado do Pará.	21
Tabela 2.3 – Equações alométricas para calcular a biomassa nos estratos superior e médio das florestas e capoeiras	22
Tabela 2.4 – Biomassa média ($n=5$) em $Mg \cdot ha^{-1}$ encontrada nos 27 lotes estudados, nas áreas agrícolas no arco do desmatamento, no Estado do Pará.	25
Tabela 3.1 – Biomassa aérea total ($Mg \cdot ha^{-1}$) distribuída entre os quatros estratos em cada tipo de uso da terra. Os números são médias com erro padrão em parênteses	40
Tabela 3.2 – Contribuição das árvores gigantes para a biomassa da parcela	43
Tabela 4.1. Média e desvio padrão da quantidade de Carbono ($Mg \ C \cdot ha^{-1}$) nos diferentes tipos de uso da terra encontrados nas três áreas estudadas. CV = coeficiente de variação; n =número de pontos amostrais. Letras diferentes nas linhas significam diferenças estatísticas (Kruskal-Wallis teste $p<0,05$).	61
Tabela 4.2. Média e Desvio padrão do teor de Carbono em $Mg \ C \cdot ha^{-1}$ encontrada nos 27 lotes estudados.	62

LISTA DE FIGURAS

Figura 1.1 – desmatamento até 2004 (%) nos assentamentos criados na Amazônia entre 1970 e 2002 (Fonte; Brandão Jr & Souza Jr, 2006)	7
Figura 2.1- mapa de localização dos municípios de Nova Ipixuna, Parauapebas e Pacajá	18
Figura 2.2. Repartição da biomassa nos diferentes estratos	26
Figura 2.3. PCA realizada com 27 lotes distribuídos em três áreas agrícolas	26
Figura 2.4. Coinerência entre biomassa e estrutura da vegetação	28
Figura 2.5. Coinerência entre biomassa e solos	28
Figura 3.1. Análise de componente principal em 135 pontos usando a biomassa (Mg.ha^{-1}) encontrados em 4 estratos (superior, médio, inferior e necromassa). (A) representa a correlação dos estratos com os eixos. (B) projeção dos pontos agrupados nos nove tipos do uso da terra (ver tabela 3.3.). Os círculos representam a média (baricentro) das coordenadas dos diferentes tipos de uso da terra no espaço fatorial.	41
Figura 3.2 – Repartição da biomassa média aérea entre os quatro estratos estudados e nos diferentes tipos de uso da terra.	42
Figura 3.3. Coinerência entre biomassa e estrutura da vegetação (a) PCA da estrutura da vegetação (b) e biomassa (c)	45
Figura 3.4. Coinerência entre biomassa e solos (a). PCA dos solos (b) e biomassa (c)	45
Figura 4.1. Porcentagem de carbono encontrada nas árvores, estrato inferior e necromassa das três áreas estudadas.	60
Figura 4.2. Repartição do teor de carbono nos diferentes estratos	63

1. CONTEXTUALIZAÇÃO

Embora a principal fonte de emissões de CO₂ seja a queima de combustíveis fósseis, a mudança do uso da terra pelo corte e queima da vegetação tem se tornado determinante na liberação de carbono da biosfera para a atmosfera em regiões tropicais (Fearnside, 2003). A participação da queima de combustíveis no efeito estufa é considerada bem conhecida, mas o mesmo não ocorre com a participação das emissões de carbono associadas a mudanças do uso da terra (Salomão et al., 1998; Fearnside, 2006).

O atual equilíbrio dinâmico da atmosfera amazônica está sujeito a forças de transformações que levam às variações climáticas e podem ser estudadas sob três aspectos: (1) variações climáticas na região devido a variações climáticas globais, decorrentes de causas naturais, como por exemplo, as variações climáticas decorrentes do El Niño e La Niña; (2) variações climáticas decorrentes das mudanças climáticas globais provocadas por ações antrópicas, que seria o caso do aumento da temperatura média global; e, (3) mudanças climáticas de origem antrópica, decorrentes de alterações do uso da terra dentro da própria região amazônica, o que levaria a um impacto significativo no clima regional e global (Salati, 2001).

A alteração do ciclo da água resultante da mudança no uso da terra na Amazônia pode provocar consequências climáticas e ambientais em escalas local, regional e global. A Amazônia exporta uma quantidade anual de umidade que é de aproximadamente duas vezes o total de precipitação regional e quatro vezes a sua evapotranspiração. A alteração do uso da terra (p.ex. a troca de floresta por pastagens) na Amazônia reduz a taxa anual de evapotranspiração e modifica a circulação atmosférica, com efeitos locais e regionais (Correia et al., 2007). Na Amazônia, a substituição da floresta por pastagem provoca a redução de chuva em determinadas regiões e um aumento em outras, tanto no período chuvoso como no período menos chuvoso. No estado do Pará a redução da chuva pode ser de até 25% no período chuvoso, diminuindo para até 15% no período menos chuvoso (Cohen et al., 2007).

1.1. O sequestro de carbono e a biodiversidade

As mudanças no uso da terra podem alterar a capacidade dos ecossistemas de fornecer serviços essenciais, tais como, sequestro de carbono e a conservação da biodiversidade. A crescente preocupação com o aquecimento global tem incentivado pesquisas sobre os estoques e fluxos globais de carbono (Bernoux et al., 2002; Silver et al., 2004; Zarin et al., 2005; Burgermeister, 2007; Morris et al., 2007). O solo e a fitomassa são os principais

compartimentos avaliados (Bernoux et al., 2001). Apesar dos crescentes esforços, muitas lacunas no conhecimento permanecem (Houghton, 2002; Schulman et al., 2007) decorrentes, em grande parte, da ampla extensão e heterogeneidade do bioma.

A biodiversidade do mundo concentra-se na região tropical, pois mais de 12% de todas as plantas com flores são encontradas na Amazônia (Gentry, 1982). Deste modo, mudanças no uso da terra indicam sérias ameaças à biodiversidade. Thomas et al. (2004) avaliaram o risco de extinção de espécies para áreas que cobrem cerca de 20% da superfície terrestre, e encontraram que entre 15% e 37% das espécies estariam comprometidas com risco de extinção até o ano de 2050. As simulações de Miles et al. (2004) mostraram que 43% do conjunto de espécies arbóreas analisadas na Amazônia seriam não-viáveis para o ano de 2095. Entretanto, esses estudos não levam em conta as mudanças do uso da terra, que possam limitar a dispersão de espécies. Os principais agentes que afetam a biodiversidade nos biomas tropicais são o uso da terra e as mudanças climáticas (Sala et al., 2000).

A Amazônia é a maior região de floresta tropical, mas é a que apresenta a maior taxa de desmatamento e degradação das florestas, impulsionado pela rápida expansão da fronteira agrícola, construção de estradas e migração espontânea ou subsidiada pelo governo – assentamentos (Peres et al., 2010).

A fragmentação florestal é um termo genérico para expressar o encolhimento da área florestal e sua conversão para a agricultura e pecuária (Morton et al, 2006). A dinâmica da posse da terra afeta a fragmentação de floresta, isto porque, embora a agricultura familiar represente proporcionalmente um grande número de propriedades rurais, os grandes proprietários (>100ha) ainda representam 58% do desmatamento global no norte do estado do Mato Grosso (Oliveira-Filho e Metzger, 2006).

A expansão agrícola é o principal indutor do desmatamento na Amazônia e na mudança do uso da terra (Peres et al, 2010). A pecuária extensiva é a atividade agro-pastoril dominante na Amazônia brasileira representando 80% da área desmatada (Greenpeace, 2009), acrescida da rápida expansão da monocultura mecanizada, substituindo pastagens abandonadas e florestas primárias e secundárias (Simon e Garagorry, 2005; Morton et al, 2006).

Assim, a paisagem Amazônica é composta por áreas agrícolas ativas (pastagem e agricultura) e áreas agrícolas abandonadas (florestas secundárias). O ultimo censo agropecuário indica a existência de 16,7 milhões de hectares plantados com agricultura e pasto e as florestas secundárias (capoeiras) representando 4,5 milhões de hectares (Costa, 2009). Estima-se que para 2005, as florestas secundárias alcançaram 7,5 milhões de hectares associados a 34,3 milhões de hectares com agricultura e pastos (Costa, 2009).

O destino da biodiversidade amazônica vai depender, em parte, da interação entre o uso da terra e mudanças climáticas, e na medida em que as florestas sazonalmente secas possam manter-se quando de incêndios catastróficos recorrentes (Peres et al, 2010).

A madeira é de longe o produto extrativista mais comercializável das florestas tropicais e representa mais de 90% das receitas dos nove estados da Amazônia brasileira (IBGE, 2006). A extensão da perturbação oriunda da exploração madeireira registrada na Amazônia é bastante subestimada, e a criação de estradas, oficiais ou não, catalisam formas intensivas de uso da terra pelo aumento do acesso e capitalização de empresas rurais (Peres, et al, 2010). Entretanto, exploração madeireira de baixo impacto, quando comparada com os impactos causados pela agricultura, fragmentação florestal e incêndios de superfície, são formas de perturbação que causam menor prejuízo à biodiversidade da Amazônia (Barlow et al, 2006).

Em estudo desenvolvido por Teixeira e Oliveira (1999), em agroecossistema de pastagens com *Brachiaria humidicola*, o solo apresentou 82,6% de matéria orgânica (Teixeira e Oliveira, 1999). Em relação ao estoque de carbono nos diferentes agrossistemas, pesquisas vêm mostrando, por exemplo, que pastagens podem acumular carbono no solo, dependendo de uma série de condições, como idade e formas de manejo (Dias-Filho, 2005). Estimativas do estoque de carbono no solo para ecossistemas nativos de todo o Brasil foram realizadas (Bernoux et al., 2002) com base em mapas de associação entre vegetação e solo.

As florestas secundárias ou capoeiras apresentam duas perspectivas de observação, uma negativa, enquanto momento de um processo de negação da floresta originária, ou seja, a expressão de um passivo ambiental e, outra positiva, em que a capoeira é vista como ativo ambiental e parte de um processo de recomposição das propriedades ecológicas da floresta tropical (Costa, 2009).

As capoeiras são associadas a usos insustentáveis da base natural. Os sistemas de derruba e queima, dos quais as capoeiras fazem parte, seriam insustentáveis porque de baixa eficiência econômica (Costa, 2009); entretanto, as pesquisas desenvolvidas na região bragantina têm demonstrado as propriedades dessa vegetação, que apresenta uma diversidade de espécies, complexidade do sistema radicular, densidade de biomassa, sendo essas propriedades tanto mais efetivas, quanto menos intenso tenha sido o uso da área e mais tempo tenha decorrido desde a paralisação da atividade agropecuária (Vieira et al, 1996; Vielhauer et al, 1997; Pereira e Vieira, 2001; Sá et al, 2004).

Com relação a biodiversidade, as florestas secundárias na Amazônia são importantes porque muitas áreas estão se regenerando (Asner et al, 2009). Estimativas usando imagens de

satélites de 2006, diz que 19,4% de áreas de florestas primária foram convertidas em floresta secundária em vários estágios de regeneração (Almeida, 2008).

Sem dúvida, o carbono fixado pelas florestas secundárias em cada categoria de uso da terra também muda de acordo com o tempo, mostrando tendência de estabilização após acentuada queda por volta dos 20 anos de abandono (Fearnside & Guimarães, 1996). Uma comparação entre a biomassa acumulada em florestas secundárias e a biomassa existente num fragmento de floresta primária no nordeste paraense mostrou que, após 20 anos em pousio, as capoeiras chegaram a acumular o equivalente a 35% da biomassa das florestas primárias (Vieira et al., 1996). Esses dados mostraram que, mesmo após mais de cinco ciclos de corte e queima, as florestas secundárias acumulam biomassa numa taxa de quatro toneladas hectare/ano de matéria seca, o que significa um consumo líquido de aproximadamente duas toneladas por ano do carbono presente na atmosfera (Vieira et al., 1996), ou seja, cerca de 50% do total de biomassa é carbono fixado.

O atual significado do recrescimento das florestas secundárias para o balanço global de carbono não depende somente de sua acumulação de biomassa, mas também da relação entre a extensão da área, características físicas e estruturais do solo (Zarin et al., 2001), tempo (Houghton et al., 2000) e momento do abandono, histórico anterior de uso, fontes de propágulos, dentre outros. Além dessas particularidades, as diferenças entre métodos usados para determinação da biomassa são importantes fatores de disparidades apresentadas por áreas da mesma idade.

O potencial de recrescimento da floresta com relação a fixação de carbono pode variar sistematicamente, mesmo sobre uma mesma região. Por isso as técnicas e modelos desenvolvidos até o momento precisam ser melhoradas para permitir que predições e avaliações de áreas degradadas, ou em estado de regeneração natural, possam ser geradas com maior eficiência e precisão, uma vez que o emergente mercado de carbono pode tornar-se uma opção eficiente na conservação de florestas e melhorar o quadro sócio-ambiental da região.

As demandas derivadas da premência crescente das questões ambientais e das mudanças climáticas, as unidades produtivas implantadas nessas áreas, como os sistemas agroflorestais, são reconhecidas como alternativas para aumentar o seqüestro de carbono da atmosfera, além de contribuir para a diversidade local de espécies e o restabelecimento do ciclo hidrológico, dentre outras funções ecológicas (Costa, 2009). Expressiva variação no acúmulo de carbono da biomassa aérea tem sido reportada para as florestas sucessionais na Amazônia, as quais podem estocar mais de 100 toneladas de carbono por hectare (Moran et al., 2000; Batistella, 2001; Nepstad et al., 2001). Os inventários de campo realizados na Transamazônica indicaram

um estoque médio de 45 Mg.ha^{-1} (± 27) para florestas em sucessão inicial e 100 Mg.ha^{-1} (± 60) para sucessão avançada (Ferreira e Batistella, 2007).

Alguns poucos estudos sobre o potencial de seqüestro de carbono em sistemas agroflorestais nos trópicos indicaram que estes sistemas podem acumular entre 12 e 228 Mg.ha^{-1} de carbono (Albrecht, 2003). Estudo em sistemas agroflorestais em várzea, no Pará, indicou alta capacidade de estoque de carbono por estes sistemas (96% do total de uma floresta primária), atingindo a biomassa média de $134,3 \text{ Mg.ha}^{-1}$ (Santos et al. 2004).

A quantificação dos serviços ecossistêmicos oferecidos pelas paisagens agrícolas, bem como dos impactos de diferentes cenários de sistemas produtivos sobre estes serviços ecossistêmicos subsidia ações de educação, políticas públicas e mercado, gerando impactos socioeconômicos positivos para a sociedade. Pagamentos por serviços ecossistêmicos prestados são vistos como uma janela de oportunidade para melhorar a qualidade de vida de comunidades rurais na Amazônia. Falta, entretanto, conhecimento quantitativo sobre os serviços ecossistêmicos associados com a agricultura.

1.2. A agricultura familiar no contexto dos serviços ecossistêmicos

Dentro desta dicotomia entre o sistema de uso da terra e serviços ecossistêmicos, encontra-se a agricultura familiar, como um dos agentes modificadores da paisagem regional.

A análise da agricultura familiar no Brasil é uma tarefa que requer um tratamento especial dos dados primários disponíveis, pois as estatísticas que são divulgadas não consideram essa categoria socioeconômica. As tabulações do censo agropecuário, que é um dos poucos instrumentos de análise quantitativa do setor agropecuário no Brasil, não permitem a separação entre agricultura familiar e patronal na forma básica como os dados são disponibilizados pelo IBGE, restringindo-se à estratificação segundo a condição do produtor, o grupo de atividade econômica e os grupos de área total dos estabelecimentos agropecuários (Guanziroli & Cardim, 2000).

Existe uma multiplicidade de critérios e variáveis para construir tipologias de produtores. A delimitação da agricultura familiar implica na identificação dos agricultores não familiares ou patronais. O universo familiar é caracterizado pelos estabelecimentos que atendem, simultaneamente, às seguintes condições: (a) a direção dos trabalhos do estabelecimento é exercida pelo produtor; e (b) o trabalho familiar é superior ao trabalho contratado.

A definição de agricultura familiar envolve a discussão sobre a inclusão de tecnologias mais adequadas a este tipo de estabelecimento. A tecnologia de dimensão familiar é aquela

que engloba um conjunto de técnicas e procedimentos, associados à forma de organização comunitária, que representem soluções para a inclusão social e melhoria da qualidade de vida (Lassance Jr. & Pedreira, 2004).

O uso de tecnologias foi usado para separar o desenvolvimento do setor agrícola da região norte em dois períodos. O primeiro perdurou até o final da década de 70, quando eram preconizados os usos de tecnologias dependentes de insumos que preservassem a fertilidade do solo, e de máquinas e equipamentos para as diferentes etapas do processo produtivo. A derrubada e a queima eram vistas como inadequadas tanto para a preservação como para permitir a sustentabilidade da exploração em longo prazo. O segundo período, que foi identificado a partir do início da década de 80, já considerou a adequação ecológica da agricultura familiar nas zonas de fronteira praticada pela população cabocla com o uso de derruba e queima (Almeida, 1992).

É de se ressaltar a importância das tecnologias geradas através de conhecimentos acumulados pelos produtores, em especial por aqueles situados na Amazônia, onde o processo de modernização da agropecuária ainda não penetrou de forma intensa. É necessário se preservar o conhecimento acumulado e transformado em tecnologias pelos produtores, como forma de preservar o meio ambiente. A assistência técnica deve se ajustar ao processo de introdução de tecnologias e de produtos não tradicionais, buscando novas alternativas para viabilizar sistemas que melhorem o uso dos recursos e ao mesmo tempo provoque o incremento da renda (Dubois, 1996; May & Pastuk, 1996).

A implantação de assentamentos sem infraestrutura básica e uma política inadequada ao uso da terra, por sua vez, não tem correspondido aos princípios da sustentabilidade. A maioria dos 1.354 assentamentos criados na Amazônia entre 1970 e 2002, cuja área somava 230.858 km², estão concentrados ao longo das principais rodovias e do *Arco do Desmatamento* (Figura 1.1). O Estado do Pará detém a maior área de assentamentos (32%), seguido por Rondônia (17%) e Mato Grosso (15%). O restante da área de assentamentos (36%) estão distribuídos nos outros Estados da Amazônia Legal. A grande maioria dos assentamentos (88%) foi estabelecida a partir de 1995, enquanto os assentamentos mais antigos (12%) foram criados no período de 1970 a 1994. Até 2002, 231.815 famílias foram assentadas com média de 171 famílias por assentamento (Brandão Jr & Souza Jr, 2006).

Os fracassos da agricultura na Amazônia remontam ao início do século passado com a ocupação agrícola na região bragantina, no nordeste do Pará; a ocupação de extensa área no noroeste do Amapá (perimetral norte); o desafio da ocupação da transamazônica com uma agricultura sustentável; a acelerada degradação de pastagens no Acre; o plantio de soja em

5

1



10

Na região do arco do desmatamento, no estado do Pará, local deste estudo, a agricultura familiar se caracteriza pelos assentamentos, que são representativos do processo histórico de ocupação da região e sua relação com a luta pela terra. Segundo Michelotti (2010), três grandes períodos representam este processo: (1) do início do séc. XX até a década de 1960, caracterizado pela existência de uma “frente de expansão da castanha e pecuária”, (2) de 1970 a 1989, pela existência de uma “frente de expansão agrícola posseira” e, (3) de 1990 até hoje, pela luta dos “sem terra”. Diferentes elementos podem caracterizar os dois últimos períodos (Tabela 1.1).

A mudança de ritmo e intensidade no processo de criação de assentamentos no Sudeste do Pará foram apresentados por Michelotti et al. (2007), como cinco períodos distintos: (1) 1987 a 1988 – início da criação dos primeiros assentamento na região; (2) 1989 a 1996 – refluxo na criação de assentamentos na região, com retomada da pressão social a partir de 1994/95; (3) 1997 a 1999 – fruto da pressão nacional e local iniciada já em 1994/95, com a criação da Superintendência Regional do Instituto de Colonização e Reforma Agrária – INCRA em Marabá (SR-27) inicia um período de criação de elevado número de assentamentos; (4) 2000 a 2002 – ocorre um declínio do ponto de vista da criação de assentamentos, quando comparado ao período anterior; (5) 2003 a 2006 – o crescimento da pressão nacional pela reforma agrária levou a criação de assentamentos nas áreas de fronteiras, como o interior da Amazônia, em resposta às mobilizações nas áreas densamente ocupadas.

Tabela 1.1 – Comparação das características da luta dos posseiros e sem-terra na região do arco do desmatamento, no Estado do Pará.

Atividades	Posseiro	Sem-terra
Ocupação	Espontânea	Planejada
Movimento	Isolado	Sócio-Territorial
Local	Escondido (mata)	Visível (beira de estrada e prédios públicos)
Organização inicial	Lotes	Acampamentos
Participantes	Homens	Famílias
Objetivo concreto	Conquista do lote	Conquista do assentamento
Perspectiva	Conquista do lote	Reforma Agrária
Enfrentamento	Proprietário	Estado

Fonte: Michelotti (2010), adaptado de Pereira (2007).

Esses períodos estão fortemente relacionados às políticas públicas ou à ausência de políticas públicas, especialmente aquelas de âmbito federal, fato que gera uma diferenciação no uso da terra em diferentes regiões da Amazônia. Segundo Dubreuil et al. (2005) as

sucessivas ondas de colonização agrícola, apoiadas pelos programas governamentais, bem como as fases mais ou menos violentas resultantes dos conflitos pela posse da terra geraram um mosaico de situações territoriais e de estruturas de produção. Como exemplos têm as diferenças encontradas após a colonização do Norte do Mato Grosso e o Sudeste do Pará. O Sudeste do Pará é caracterizado pelos pequenos lotes, geralmente de produtores familiares, enquanto que nas outras regiões há o predomínio de grandes fazendas (Fearnside, 2006).

Existem diferenças entre os assentamentos agrícolas em uma mesma região, uma vez que, além das políticas governamentais, as decisões sobre o uso da terra também sofrem influência de outras variáveis, tais como, a identidade dos agricultores, a relação com sindicatos, os saberes locais, a posse do título da terra, entre outros (Guerra, 2001; Wood et al., 2001; Dubreui et al., 2005; Sartre et al., 2005).

Na agricultura familiar, as decisões sobre como usar a terra acabam gerando um mosaico de diferentes coberturas vegetais, onde cada parte possui sua importância econômica e social. E isso pode só ser percebido em uma escala de estudo superior aquelas das parcelas, tradicionalmente trabalhadas nos diferentes estudos ambientais. A escala da paisagem tem sido recomendada não apenas para que sejam nela realizados os estudos, mas também para a própria conservação da biodiversidade e serviços ecossistêmicos (Vandermeer e Carvajal, 2001; Tschardt et al., 2005; Vandermeer e Perfecto, 2005; Perfecto e Vandermeer, 2008).

No entanto, a conservação nas áreas antropizadas deve ser atraente social e economicamente aos habitantes locais e fazendeiros, mas para isso há necessidade de informações claras sobre as alterações na biodiversidade e nos serviços ecossistêmicos que dela dependem, além de integrar disciplinas biológicas e sociais a fim de gerar recomendações confiáveis para a sociedade e incorporar o uso da biodiversidade na política mundial (Dirzo e Loreau, 2005; Mattison e Norris, 2005; Loreau et al., 2006).

Deste modo, incorporar os diferentes uso da terra na oferta dos serviços ecossistêmicos é o desafio, para que as pequenas propriedades, na amazônia, sejam vistas como sustentáveis econômica e ecologicamente.

1.3. Objetivos

Esta tese faz parte do projeto “Serviços ecossistêmicos e sustentabilidade das paisagens agrosilvipastoris da Amazônia Oriental (Projeto AMAZ)” que através de pesquisa multidisciplinar procurou elaborar indicadores da biodiversidade e dos serviços ecossistêmicos, através das relações entre os determinantes socioeconômicos, a paisagem, a

biodiversidade e outros serviços ecossistêmicos.

O objetivo desta tese é ampliar os conhecimentos sobre estimativas de biomassa e a quantidade de carbono que possam ser utilizados nas políticas públicas para o estabelecimento de pagamento de serviços ecossistêmicos em assentamentos rurais na região do arco do desmatamento, e dessa forma aumentar a conservação da biodiversidade e diminuir os níveis de emissão de carbono para a atmosfera.

Os objetivos específicos são:

- 1) Comparar a biomassa de três diferentes áreas agrícolas encontradas no arco do desmatamento, no Estado do Pará (apresentado no Capítulo 2);
- 2) Contribuir com informações sobre a distribuição vertical da biomassa e sua relação com a densidade e diversidade de espécies e características edáficas em diferentes tipos de uso da terra encontrados em áreas de agricultura familiar no arco do desmatamento, no Estado do Pará (apresentado no Capítulo 3);
- 3) Comparar o estoque de carbono de três áreas de agricultores familiares localizadas no arco do desmatamento (apresentado no Capítulo 4);

1.4. Referências bibliográficas

- Albrecht, A. 2003. Carbon sequestration in tropical agroforestry systems. *Agriculture Ecosystems and Environment* 99,15-27.
- Almeida, C.A. 2008. Estimativa da área e tempo de permanência da vegetação secundária com imagens TM/landsat na Amazônia Legal brasileira. São José dos Campos. Dissertação (Mestrado em Sensoriamento Remoto). Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (INPE), 129p.
- Almeida, A.L.O. 1992. Colonização dirigida na Amazônia. IPEA, Rio de Janeiro, 482p. (série IPEA, 135).
- Asner, G.P.; Rudel, T.K.; Aide, T.M.; DeFries, R. 2009. Contemporary assessment of global humid tropical forest change. *Conservation Biology* 23,138-1395.
- Baker, T.R., Phillips, O.L., Malhi, Y., Almeida, S., Arroyo, L., Fiore, A.D.I., Erwin, T., Killen, T.J., Laurance, S.G., Laurance, W.L.I.F., Lewis, S.L., Lloyd, J., Monteagudo, A., Neill, D.D.A., Patiño, S., Pitman, N.G.E.L.C.A., Silva, J.N.M., Martinez, R.V. 2004. Variation in wood density determines spatial patterns in Amazonian forest biomass. *Global Change Biology* 10, 545-562.

- Barlow, J., Gardner, T.A., Henriques, L.M.P., Stouffer, P.C., Wunderle, J.M. 2006. The responses of understorey birds to forest fragmentation logging and wildfires: an Amazonian synthesis. *Biological Conservation* 128, 182-192.
- Batistella, M. 2001. Landscape change and land-use/land-cover dynamics in Rondônia, Brazilian Amazon. Phd Thesis. Indiana University. School of Public and Environmental Affairs. Indiana, Bloomington, 399p.
- Bernoux, M., Graça, P.M.A., Cerri, C.C., Fearnside, P.M., Feigl, B.J., Piccolo, M.C. 2001. Carbon storage in biomass and soils. In: McClain, M.E., Victoria, R.L., Richey, J.E. The biogeochemistry of the Amazon basin. Oxford University Press, New York, p.165-184.
- Bernoux, M., Carvalho, M.C.S., Volkoff, B., Cerri, C.C. 2002. Brazil's soil carbon stocks. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 66, 888-896.
- Brandão Jr, A., Souza Jr, C. 2006. Desmatamento nos Assentamentos de reforma Agrária na Amazônia. Imazon (Documento 7) Belém, 4p.
- Burgermeister, J. 2007. Missing carbon mystery: case solved? *Nature* 3: 36-37.
- Cohen, J.C.P., Beltrão, J. C. Gandu, A.W., Silva, R.R. 2007. Influência do desmatamento sobre o ciclo hidrológico na Amazônia. *Ciência e Cultura* 59(3), 36-39.
- Correia, F.W.S, Manzi, A.O, Cândido, L.A, Santos, R.M.N., Pauliquevis, T. 2007. Balanço de umidade na Amazônia e sua sustentabilidade às mudanças na cobertura vegetal. *Ciência e Cultura* 59(3), p.39-43.
- Costa, F.A. 2009. Dinâmica agrária e balanço de carbono na Amazônia. *Economia* 10(1), 117-151.
- Denich, M., Sommer, R., Vlek, P.L.G. 1998. Soil carbon stocks in small-holder land-use systems of the Northeast of Pará state, Brazil. In: Proceedings of the third shift-workshop, Manaus, p.137-140.
- Dias-Filho, M.B. 2005. Degradação de pastagens: processos, causas e estratégias de recuperação. Embrapa Amazônia Oriental, Belém, 173p.
- Dirzo, R., Loreau, M., 2005. Biodiversity Science evolves. *Science* 310(5750), 943-943.
- Dubois, J.C. 1996. Uses of wood and non-wood Forest products by Amazon forest dwellers. *Unasylva* 186, 8-15.
- Dubreui, V., Bariou, R., Passos, M., Ferrand, R., Nédélec, V. 2005. Évolution de la frontière agricole dans le Centre-Ouest du Mato Grosso: municipes de Tangará da Serra, Campo Novo do Parecis, Diamantino. *Cahiers de Agricultures* 14(2), 217-224.
- Fearnside P.M. 2006. Desmatamento na Amazônia: dinâmica, impactos e controle. *Acta Amazonica* 36, 395-400.

- Fearnside, P. M. 2003. Conservation policy in Brazilian Amazonia: understanding the dilemmas. *World Development* 31(5), 757-779.
- Fearnside, P.M., Guimarães, W.M. 1996. Carbon uptake by secondary forests in Brazilian Amazonia. *Forest Ecology and management* 80, 35-46.
- Ferreira, J., Batistella, M. 2001. Carbon sequestration by secondary forests at small farms along the Transamazon highway. In: *Anais da Conferencia Regional sobre mudanças globais: América do Sul*. Instituto de Estudos Avançados da Universidade de São Paulo, São Paulo.
- Ferreira, M.S.G., Oliveira, L.C. 2001. Potencial produtivo e implicações para o manejo de capoeiras em áreas de agricultura tradicional no Nordeste Paraense. EMBRAPA/CPATU, Belém, 6p. (Comunicado Técnico, 56).
- Gentry, A.H.1982. Neotropical floristic diversity. *Annals of the Missouri Botanical Garden* 69, 557-593.
- Greenpeace Internacional. 2009. Slaughtering the Amazon. <WWW.greenpeace.org>.
- Guanziroli, C.E., Cardim, S.E.C.S. 2000. Novo Retrato da Agricultura Familiar: O Brasil Redescoberto. INCRA/FAO, Brasília, 74p.
- Guerra, G.A.D. 2001. O Posseiro da Fronteira: Campesinato e Sindicalismo no Sudeste Paraense. UFPA/NAEA, Belém, 169p.
- Houghton, R.A. 2002. Terrestrial carbon sinks – uncertain explanations. *Biologist* 49(4), 155-60.
- Houghton, R.A., Skole, D.L., Nobre, C.A., Hackler, J.L., Lawrence, K. T., Chomentowski, W.H. 2000. Annual fluxes of carbon from deforestation and regrowth in the Brazilian Amazon. *Nature* 403, 301-304.
- Instituto Brasileiro de Geografia Estatística. 2006. Censo Agropecuário, 2006. Rio de Janeiro. <WWW.ibge.gov.br>
- Kato, M.S.A., Kato, O.K. 1999. Preparo de área sem queima, uma alternativa para agricultura de derruba e queima da Amazônia Oriental: aspectos agroecológicos. In: *Anais do Seminário sobre manejo de vegetação secundária para a sustentabilidade da agricultura familiar da Amazônia Oriental*. Belém, p.35-37.
- Lassance Jr, A.E., Pedreira, J.S. 2004. Tecnologias sociais e políticas públicas. In: *Fundação Banco de Brasil. Tecnologia social: uma estratégia para o desenvolvimento*. Fundação Banco de Brasil, Rio de Janeiro, p.65-81.

- Loreau, M., Arroyo, M.T.K., Babin, D., Barbault, R., Donoghue, M., Gadgil, M., Häuser, C., Heip, C., Larigauderie, A., Ma, K., Mace, G., Mooney, H.A., Perrings, C., Raven, P., Sarukhan, J., Schei, P., Scholes, R.J., Watson, R.T. 2006. Diversity without representation. *Nature* 442, 245-246.
- Mattison, H., Norris, K. 2005. Bridging the gaps between agricultural policy, land-use and biodiversity. *Trends in Ecology and Evolution* 20, 610-616.
- May, P.H., Pastuk, M. 1996. Tropical forest management options, social diversity and extension in eastern Amazonia. *Unasylva* 184, 21-26.
- Michelotti, F. 2010. Luta pela Terra e Assentamentos no Sudeste do Pará. *Antropolítica* 26, 245-268.
- Michelotti, F., Ribeiro, B., Souza, H., Feitas, R.L.A. 2007. O Agrário em Questão: uma leitura sobre a criação dos assentamentos rurais no sudeste do Pará. In: *Anais do II Encontro da Rede de Estudos Rurais*. Rio de Janeiro, Brasil, 17p.
- Miles, L., Grainger, A., Phillips, O.L. 2004. The impact of global climate change on tropical forest biodiversity in Amazonia. *Global Ecology and Biogeography* 13, 553-565.
- Moran, E.F., Brondizio, E.S., Tucker, J.M., Silva-Forsberg, M.C., McCracken, S., Falesi, I. 2000. Effects of soil fertility and land-use on forest succession in Amazonia. *Forest Ecology and Management* 139, 93-108.
- Morris, S.J., Bohm, S., Haile-Mariam, S., Paul, E.A. 2007. Evaluation of carbon accrual in afforested agricultural soils. *Global Change Biology* 13, 1145-1156.
- Morton, D.C., Defries, R.S., Shimabukuro, Y.E., Anderson, L.O., Arai, E., Espirito-Santo, F.D., Freitas, R., Morisette, J. 2006. Cropland expansion changes deforestation dynamics in the Southern Brazilian Amazon. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 103, 14637-14641.
- Nepstad, D., Moutinho, P.R.S., Markewitz, D. 2001. The recovery of biomass nutrient stocks, and deep-root functions in secondary forests. In: McClain, M.E., Victoria, R.L., Richey, J.E. *The biogeochemistry of the Amazon basin*. Oxford University Press, New York, p.139-155.
- Oliveira-Filho, F.B., Metzger, J.P. 2006. Thresholds in landscape structure for three common deforestation patterns in the Brazilian Amazon. *Landscape Ecology* 21, 1061-1063.
- Pereira, A.R. 2007. Do posseiro ao sem terra: a luta dos trabalhadores rurais pela posse da terra no sudeste do Pará. Marabá. Universidade Federal do Pará, Belém, 113p. (monografia).

- Perfecto, I., Vandermeer, J.. 2008. Biodiversity Conservation in Tropical Agroecosystems: A New Conservation Paradigm. *Ann. N Y Acad Sci.* 1134, 173-200.
- Peres, C.A., Gardner, T.A., Barlow, J., Zuanon, J., Michalski, F., Lees, A.C., Vieira, I.C.G., Moreira, F.M.S., Feerly, K.J. 2010. Biodiversity conservation in human-modified Amazonian forest landscapes. *Biological Conservation* 143, 2314-2327.
- Sala, O.E., Chapin, F.S., Armesto, J.J., Berlow, E., Bloomfield, J., Dirzo, R., Huber-Sanwald, E., Huenneke, L.F., Jackson, R.B., Kinzig, A., Leemans, R., Lodge, D.M., Mooney, H.A., Oesterheld, M., Poff, N.L., Sykes, M.T., Walker, B.H., Walker, M., Wall, D.H.. 2000. Global Biodiversity Scenarios for the Year 2100. *Science* 287, 1770-1774.
- Salati, E. 2001. Mudanças climáticas e o ciclo hidrológico na Amazônia. In: Ministério do Meio Ambiente (Orgs.). *Causas e dinâmica do desmatamento na Amazônia*. MMA, Brasília, p.153-172.
- Salomão, R.P., Nepstad, D.C., Vieira, I. C. 1998. Biomassa e estoque de carbono de florestas tropicais primária e secundária. In: Gascon, C. e Moutinho, P. (Eds.) *Floresta Amazônica: Dinâmica, Regeneração e Manejo*. INPA, Manaus, p.99-119.
- Santos, S.R.M.D., Miranda, I.S., Tourinho, M.M. 2004. Estimativa de biomassa de sistemas agroflorestais das várzeas do rio Juba, Cametá, Pará. *Acta Amazonica* 34(1), 1-8.
- Sartre, X.A., Albaladejo, C., Martins, P., Veiga, I., Grimaldi, M. 2005. Identification et évaluation de la diversité des modes d'exploitation des milieux en Amazonie Orientale. *Cahiers de Agricultures* 14(1), 85-9.
- Schneider, R.R., Arima, E., Verissimo, A., Barreto, P., Souza Jr, C. 2000. *Amazônia Sustentável: limitantes e oportunidades para o desenvolvimento rural*. Imazon, Belém, 58p.
- Schulman, L. Ruokolainen, K., Junikka, L., Sääksjärvi, I.E., Salo, M., Juvonen, S.K., Salo, J., Higgins. 2007. Amazonian biodiversity and protected areas: do they meet? *Biodivers Conserv* 16, 3011-3051.
- Silver, W.L., Kueppers, L.M., Lugo, A.E., Ostertag, R., Matzek, V. 2004. Carbon sequestration and plant community dynamics following reforestation of tropical pasture. *Ecological Applications* 14(4), 1115-1127.
- Simon, M.F., Garagorry, F.L. 2005. The expansion of agriculture in the Brazilian Amazon. *Environmental Conservation* 32, 203-212.
- Teixeira, L.B., Oliveira, R.F. 1999. Biomassa vegetal e carbono orgânico em capoeiras e agroecossistemas no nordeste do Pará. Belém, Embrapa Amazônia Oriental, 21p. (Boletim de Pesquisa, 6)

- Thomas, C.D., Cameron, A., Green, R.E., Bakkenes, M., Beaumont, L.J., Collinghan, Y.C., Erasmus, B.F. N., Siqueira, M.F. de, Grainger, A., Hannah, L., Hughes, L., Huntley, B., Van jaarveld, A.S., Midgley, B., Miles, L., Ortega-Huerta, M.A., Peterson, A.T., Phillips, O.L., Williams, S.E. 2004. Extinction risk from climate change. *Nature* 427 (6970), 145-148.
- Tscharntke, T., Klein, A. M., Kruess, A., Steffan-Dewenter, I., Thies, C. 2005. Landscape perspectives on agricultural intensification and biodiversity – ecosystem service management. *Ecology Letters* 8, 857–874.
- Vandermeer, J. H., Carvajal, R. 2001. Metapopulation dynamics and the quality of the matrix. *The American Naturalist* 158, 211–220.
- Vandermeer, J. H., Perfecto, I. 2005. The future of farming and conservation. *Science* 308,1257–1258.
- Vieira, I.C.G., Salomão, R.P., Rosa, N.A., Nepstad, D.C., Roma, J.C. 1996. O renascimento da floresta no rastro da agricultura. *Ciência Hoje* 20(119), 38-44.
- Wood, C.H., Walker, R., Toni, F. 2001. Os efeitos da posse de título da terra sobre o uso do Solo e investimentos entre pequenos agricultores na Amazônia brasileira *Cadernos de Ciência & Tecnologia* 18(2), 95-111.
- Zarin, D.J., Ducey, M.J., Tucker, J.M., Salas, W. A. 2001. Potential biomass accumulation in amazonian regrowth forests. *Ecosystems* 4, 658-668.
- Zarin, D.J., Davidson, E.A., Brondizio, E., Vieira, I.C.G., Sá, T., Feldpausch, T., Schuur, E.A.G., Mesquita, R., Moran, E., Delamonica, P., Ducey, M.J., Hurtt, G.C., Salimon, C., Denich, M. 2005. Legacy of fire slows carbon accumulation in Amazonian forest regrowth. *Frontiers in Ecology* 3(7), 365- 369.

2. VARIAÇÃO DA BIOMASSA EM DIFERENTES ÁREAS AGRÍCOLAS NO ARCO DO DESMATAMENTO NO ESTADO DO PARÁ, AMAZÔNIA, BRASIL¹

2.1. Introdução

A manutenção dos ecossistemas depende da conservação nas áreas antropizadas, uma vez que as áreas protegidas totalizam apenas uma pequena porcentagem (cerca de 10%) da superfície terrestre (Dirzo e Loreau, 2005). Nos últimos anos as áreas agrícolas têm sido consideradas essenciais às estratégias de conservação de biodiversidade e da manutenção de serviços ecossistêmicos (Vandermeer e Perfecto, 2007; Perfecto e Vandermeer, 2008).

As áreas agrícolas tropicais são definidas como um mosaico de diferentes tipos de coberturas vegetais, com florestas ripárias, fragmentos de florestas primárias e florestas sucessionais primárias e secundárias, além dos campos produtivos, como as roças e pastagens. Na escala da paisagem os habitats naturais remanescentes abrigam muitas espécies, melhoram a conectividade da paisagem e o potencial de regeneração e restauração florestal (Chazdon, 2003; Harvey et al., 2006); as espécies generalistas podem invadir os campos produtivos aumentando seu potencial de polinização e controle biológico (Kremen et al., 2002); as espécies especialistas dos habitats naturais remanescentes podem migrar entre as partes, especialmente se existe boa conectividade entre esses habitats (Hunter, 2002). Vários autores têm mostrado a importância dos diferentes usos da terra para a conservação de vários grupos taxonômicos, tanto de plantas como de animais (Schulze et al., 2004; Merlos et al., 2005; Veddeler et al., 2005; Waltert et al., 2005; Harvey et al., 2006; Barlow et al., 2007; Gardner et al., 2007; Tscharntke et al., 2008).

A conservação nas áreas antropizadas deve ser atraente social e economicamente aos habitantes locais e fazendeiros, mas para isso há uma necessidade de informações claras sobre as alterações na biodiversidade e nos serviços ecossistêmicos que dela dependem, além de integrar conhecimentos biológicos e sociais a fim de gerar recomendações confiáveis para a sociedade e incorporar o uso da biodiversidade na política mundial (Dirzo e Loreau, 2005; Loreau et al., 2006).

Na Amazônia o pagamento dos serviços ecossistêmicos, entre eles o comércio de carbono internacional (Gullison et al., 2007; Laurance, 2008; Wunder, 2007; Ferraro, 2008) tem sido colocado como proposta para reduzir os índices de desmatamento (Alencar et al., 2004; Butler E Laurance, 2008), fortalecendo a agricultura familiar, que é citada como uma

¹ Este capítulo segue as normas do periódico *Forest Ecology and Management*

das causadoras do desmatamento da floresta, principalmente quando ligada aos projetos de abertura de rodovias ou aos Projetos de Assentamentos do Governo Federal (Walker et al., 2000; Alencar et al., 2004; Fearnside, 2006).

A agricultura familiar é responsável por 1/3 do agronegócio brasileiro (Guilhoto et al., 2006) e a sustentabilidade desse setor deve incorporar a prestação dos serviços ecossistêmicos. Essa é uma das metas do Governo brasileiro estabelecida no Programa de Desenvolvimento Socioambiental da Produção Familiar Rural – ProAmbiente (MMA, 2004).

Os lotes dos produtores familiares na Amazônia brasileira apresentam um mosaico de diferentes tipos de usos do solo incluindo pastagens, roças e áreas com florestas bem conservadas. O desmatamento é lento, em média de 1 a 3 ha por ano, em geral, primeiro estabelecem roças temporárias e depois, ou simultaneamente estabelecem pastos. No entanto, muitos desses pastos, ou mesmo as roças, são abandonadas devido à falta de infraestrutura e insumos (estradas para escoamento da produção, adubos, defensivos agrícolas, mão de obra, entre outros) transformando-se em áreas de florestas secundárias cujo potencial de incorporação de carbono é grande. Vários autores têm mostrado o aumento da área de florestas secundárias na Amazônia e sua importância na incorporação de carbono (Houghton et al., 2000; Johnson et al., 2000; Zarin et al., 2005; Costa, 2009).

Embora a biomassa não seja um serviço ecossistêmico (Daily, 1997) ela tem sido usada para quantificar e valorar os serviços ecossistêmicos (Portela e Rademacher, 2001), uma vez que ela influencia a hidrologia, erosão, ciclagem de nutrientes, estoque de carbono e a diversidade biológica. A biomassa é diferente entre diferentes áreas devido às características dos solos, o que tem sido demonstrado em áreas não antropizadas (Laurance et al., 1999; Malhi et al., 2004, 2006).

Usando a biomassa como um parâmetro estrutural do ecossistema e como um indicador de serviço ecossistêmico, neste trabalho foi comparado a biomassa de três diferentes áreas agrícolas localizadas no arco do desmatamento no Estado do Pará. Nossa questão é a de que a biomassa é diferente entre as diferentes áreas antropizadas devido às características dos solos, fatores socioeconômicos que levam às diferenças do mosaico de tipos de uso e manejo do solo.

2.2. Material e Métodos

2.2.1. Área de estudo

O estudo foi realizado em três comunidades nos municípios de Nova Ipixuna, mesorregião Sudeste Paraense, microrregião de Tucuruí; Parauapebas, mesorregião Sudeste Paraense, microrregião de Parauapebas; Pacajá, mesorregião do Sudoeste Paraense, microrregião de Altamira, todos localizados na região denominada de arco do desmatamento (Figura 2.1). Em cada um dos três municípios foi escolhido um assentamento rural que representasse a situação de colonização da região. Em cada comunidade foram escolhidos nove lotes de pequenos agricultores familiares, para as coletas de dados, selecionados dentro do total de 50 propriedades, onde foram levantados o perfil sócio econômico.

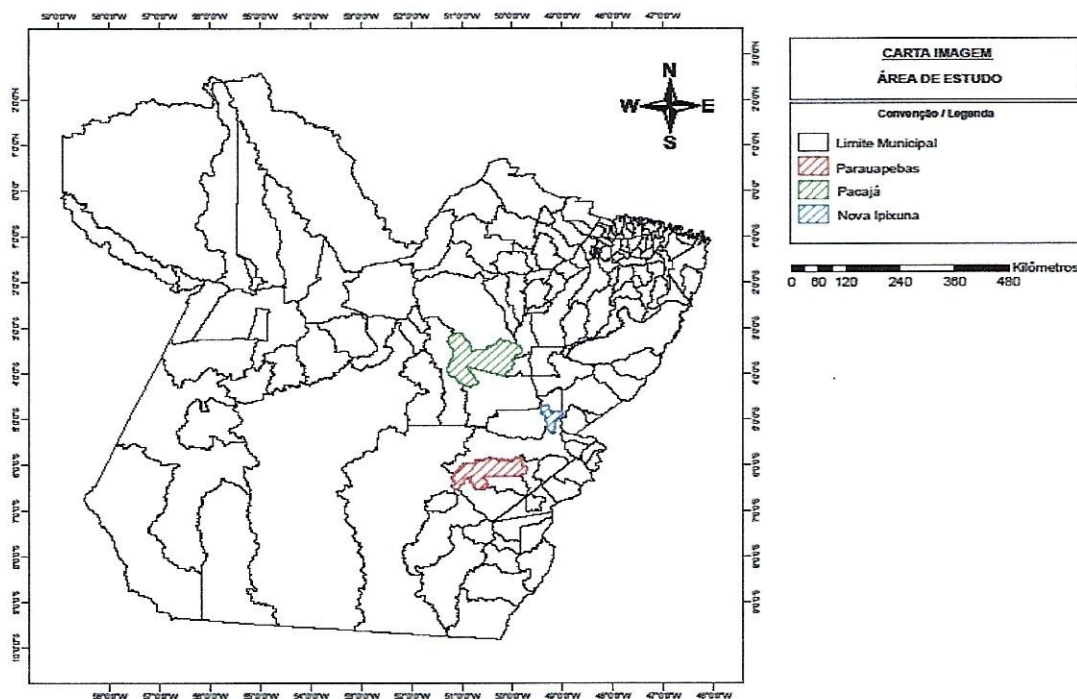


Figura 2.1. Mapa do estado do Pará, com a localização dos municípios de Nova Ipixuna ($04^{\circ}55'15''$ S e $49^{\circ}04'37''$ W, altitude de 118m), Parauapebas ($06^{\circ}4'4''$ S e $49^{\circ}54'7''$ W, altitude de 150m) e Pacajá ($03^{\circ}50'16''$ S e $50^{\circ}38'16''$ W, altitude de 150m).

No município de Nova Ipixuna, o estudo foi realizado na comunidade Maçaranduba (BMB), localizada no Projeto de Assentamento Agroextrativista Praia Alta-Piranheiras; no município de Pacajá, o estudo foi realizado no Travessão da Rodovia Tranzamazônica denominado Travessão 338 sul (BPC); e no município de Parauapebas, o estudo foi realizado no Projeto de Assentamento Palmares II (BPR).

O clima de Parauapebas é do tipo Am, na classificação de Koppen, no limite de transição para o Aw, sendo a temperatura média anual de 26,35°C; Os solos predominantes são Podzólico Vermelho-Amarelo, Textura argilosa e Podzólico Vermelho-Amarelo equivalente Eutrófico, Textura argilosa; Solos Litólicos Distróficos, Textura indiscriminadas e solo Litólico, Textura indiscriminada e Terra Roxa estrutura Distrófica textura argilosa (SEPOF, 2011). A vegetação são dos tipos Floresta Aberta Latifoliada (Cipoal), Floresta Aberta Mista (Cocal) e Floresta Densa submontana (Velooso et al., 1991).

Em Pacajá o clima é do tipo tropical úmido Af, segundo a classificação de Koppen. Os solos são dos tipos Podzólico Vermelho-Amarelo, textura argilosa; Podzólico Vermelho-Amarelo Plintico, textura argilosa; Latossolo Vermelho-Amarelo distrófico, textura argilosa. O relevo ondulado e forte ondulado (SEPOF, 2011). A vegetação é do tipo Floresta Densa dos Platôs; Floresta Densa Submontana; Floresta Aberta Latifoliada (Cipoal); Floresta Aberta Mista (Cocal); e Floresta Densa dos Vales, ao longo dos cursos d'água (Velooso et al., 1974, 1991).

Em Nova Ipixuna, o clima é caracterizado como tropical chuvoso e a média anual de temperatura corresponde a 26,1°C (Mara, 1992). Os solos são dos tipos Argilossolos Amarelos distróficos, textura média a argilosa e do tipo Latossolos Amarelos distróficos, em relevo suave ondulado. Nas áreas onde o relevo é forte ondulado, ocorre o Neossolo Litólico distrófico típico associado ao Cambissolo Háplico distrófico cascalhento de textura argilosa e, nas áreas de relevo ondulado, ocorrem os Cambissolos Háplicos distróficos cascalhentos de textura argilosa, em associação com os Argissolos vermelho-Amarelos distróficos. Nas áreas de várzeas ocorrem os Neossolos Quartzarênicos distróficos hidromórficos e os Gleissolos Háplicos distróficos típicos (Silva et al., 2002). A vegetação é caracterizada como Floresta Ombrófila Densa Submontana, com presença de castanheiras no estrato emergente. São registradas ainda manchas de floresta Ombrófila abertas com cipós ou com palmeiras (Velooso et al., 1974, 1991).

A comunidade de Maçaranduba, em Nova Ipixuna, está há mais tempo na área, o nível de escolaridade da família dos agricultores é menor, mas eles têm bom acesso aos créditos para investimento, e tem as pastagens (para criação de gado) como principal atividade; a comunidade do Travessão 338 sul, em Pacajá, possui lotes maiores, mas pouco acesso aos créditos para investimentos, os sistemas agrícolas são mais diversificados, com cultivos anuais (como arroz, feijão, milho, etc, implantados em áreas que chamamos de roças), cultivos perenes (principalmente plantios de cacau) e pastagens (criação de gado de corte); a comunidade de Palmares II, em Parauapebas, é mais recente; possuem o maior nível de

escolaridade, menor número de pessoas por lote, conseqüentemente menor número de pessoas que trabalham no lote, mas possuem bom acesso aos créditos para investimentos, e retiram dos cultivos anuais sua principal renda (Tabela 2.1).

Normalmente os pequenos agricultores derrubam e queimam a floresta e fazem uma roça temporária num primeiro momento e depois ou simultaneamente plantam pasto para criação bovina. Muitas vezes as áreas de roças e pastos sofrem grande invasão de plantas lenhosas, tornando-as com alto custo para manutenção, e assim são abandonadas e sofrem um processo de regeneração natural, originando as florestas secundárias, que podem ser encontradas em diferentes idades após o abandono. Como a mão de obra é apenas oriunda da família, a floresta vai sendo derrubada em pequenas partes e as áreas de florestas que permanecem são utilizadas para extração de madeira, frutos e sementes, em uma tradicional atividade extrativista. Os lotes são um mosaico de diferentes coberturas vegetais, onde cada parte possui sua importância econômica e social. O mosaico é que torna essas unidades agrícolas diferenciadas. Esse sistema agrícola tradicional já foi bem descrito na literatura (Kass e Somarriba, 1999; Kennard, 2002) e o estabelecimento da agricultura pode seguir diferentes trajetórias, considerando intensificação de uso, rotação de parcelas, degradação e abandono (Alves 2007; Alves et al. 2009).

Tabela 2.1. Características socioeconômicas das áreas agrícolas estudadas nos municípios de Nova Ipixuna (BMB), Parauapebas (BPR) e Pacajá (BPC), no Arco do Desmatamento no Estado do Pará. Média \pm Erro padrão (n=9). Fonte: Iran Veiga Junior, dados não publicados.

Indicadores	Nova Ipixuna (BMB)	Pacajá (BPC)	Parauapebas (BPR)
Área do lote (ha)	71,11 \pm 8,53	86,39 \pm 16,29	26,20 \pm 0,77
Tempo de vivência no lote (anos)	14,78 \pm 2,46	12,67 \pm 1,97	7,89 \pm 0,95
Escolaridade (anos estudado)	2,33 \pm 0,85	3,44 \pm 0,85	4,56 \pm 1,18
Trabalho familiar disponível (nº de pessoas)	3,18 \pm 0,32	3,69 \pm 0,68	2,13 \pm 0,26
Numero de pessoas que vivem no lote	4,89 \pm 0,90	5,56 \pm 1,80	3,56 \pm 0,80
Crédito Total recebido (R\$)	2980,02 \pm 156,37	597,12 \pm 472,63	3632,69 \pm 401,24
Importância do produto bovino, Pb bovino / pb total, % (Pastagens)	54 \pm 12	22 \pm 10	10 \pm 5
Importância dos cultivos anuais, PBtmp/pbtt, % (Roças)	10 \pm 5	32 \pm 8	58 \pm 7
Importância dos cultivos perenes, Pbper/pbtt, % (Plantios de cacau)	0,000	26 \pm 7	4 \pm 3

2.2.2. Desenho Experimental

Nas três áreas foram escolhidos nove lotes de pequenos agricultores familiares. Em cada lote foi definida uma linha diagonal imaginária, utilizando um mapa previamente elaborado pela equipe do projeto; na linha diagonal imaginária foram estabelecidos regularmente cinco pontos de coletas, nos quais a estrutura da vegetação foi inventariada. Os pontos ficaram em média entre 200 e 400 m de distância nos diferentes lotes. Assim, foram inventariados 45 pontos em cada área de estudo, totalizando 135 pontos amostrais. A escolha de usar muitos pequenos pontos foi para obter uma maior variabilidade espacial das áreas de estudo e também para reduzir as incertezas na estimativa da biomassa inventariada para o cálculo de carbono, conforme recomendado por Sierra et al. (2007), Kauffman et al. (2009) e Breugel et al. (2011).

Nove diferentes tipos de usos do solo foram considerados (Tabela 2.2). Em Nova Ipixuna os pastos, capoeiras e florestas foram predominantes, presentes em 44, 30 e 24%; em Pacajá as florestas ocorreram em 51% dos pontos amostrais; e em Parauapebas as florestas, pastos, capoeiras e roças ocorreram em 33, 24, 20 e 22%.

Tabela 2.2. Número de pontos por tipos de uso da terra estudadas nas três áreas agrícolas: Nova Ipixuna (BMB), Pacajá (BPC) e Parauapebas (BPR), na região do arco do desmatamento no Estado do Pará.

Tipos de uso do terra	Nova Ipixuna (BMB)	Pacajá (BPC)	Parauapebas (BPR)	Total
Floresta Conservada	8	7	-	5
Floresta Explorada	3	16	5	24
Floresta Queimadas	-	-	10	10
Capoeiras Velhas	9	4	3	16
Capoeiras Jovens	4	5	6	15
Pastos Invadidos	11	6	4	21
Pastos Limpos	9	1	7	17
Roças	1	2	10	3
Plantio de Cacau	-	4	-	4
Total	45	45	45	135

2.2.3. Estrutura da vegetação

Em cada um dos 135 pontos amostrais estabelecido, foi realizado um inventário da vegetação em uma parcela de 10 x 50 m (500 m²), totalizando 0,25 ha por lote e 2,25 ha como área amostral total. Em cada parcela foram inventariados todos os indivíduos com diâmetro a altura do peito (DAP) \geq 10 cm (estrato superior), dentro dessa parcela, foi alocado uma sub-parcela de 5 x 50 m, onde foram inventariados todos os indivíduos com DAP < 10 cm e altura \geq 2,0m (estrato médio), no centro da parcela de 10 x 50 m foram distribuídas regularmente 10 sub-parcelas de 1 x 1 m, onde foram inventariados os indivíduos com altura < 2,0m e \geq 10cm

(estrato inferior). Todas as espécies foram identificadas e o número de indivíduos, ou densidade (D), e o número de espécies, ou riqueza (S) foram relacionados com a biomassa em cada estrato.

2.2.4. Características do solo

Nos 135 pontos do inventário foram coletados amostras de solo para a caracterização química. Em cada ponto foram coletadas duas amostras de solo na profundidade de 0-10cm para formar uma amostra composta. Os parâmetros analisados foram: teores de areia total, argila e silte (Embrapa, 1979), pH_{KCl} (em KCl 1M; solo: solução 1:2,5), H^+ e Al^{+3} trocável foram extraído com 0,5 M solução de $(\text{CH}_3\text{COO})_2\text{Ca}$ e cátions básicos (Ca^{+2} , Mg^{+2} , K^+ , Na^+) extraídos com 1 M (solução de KCl), P disponível (método de extração Mehlich “ácido duplo”) e NH_4^+ , (Pansu e Gautheyrou, 2006). Carbono e Nitrogênio Totais (em profundidades de 0-10cm) foram determinados usando o analisador CHNS (LECO).

2.2.5. Cálculo da biomassa aérea

A biomassa seca (BS) foi considerada em quatro estratos, superior, médio, inferior (os mesmos estratos nos quais a vegetação foi inventariada) e a necromassa. Nos estratos superior e médio a biomassa foi estimada a partir de equações alométricas que usam diâmetro à altura do peito (DAP). No estrato superior e médio das florestas a biomassa das árvores foi calculada conforme Higuchi et al. (1998); três classes de DAP foram consideradas: $\text{DAP} \geq 20$ cm, DAP entre 20 e 5cm e $\text{DAP} < 5$ cm). A biomassa dos cipós foi calculada conforme Gerwing (2002) (Tabela 2.3).

Tabela 2.3. Equações alométricas para calcular a biomassa nos estratos superior e médio das florestas e capoeiras.

Tipo de uso da terra	Equações alométricas	Referência
Florestas (conservadas, exploradas e queimadas)	$\text{DAP} > 20$ cm: $\text{LN}(\text{BF}) = -0.151 + 2.17 * \text{LN}(\text{DAP})^1$	Higuchi et al. (1998)
	$5 \geq \text{DAP} < 20$ cm: $\text{LN}(\text{BF}) = -1.754 + 2.665 * \text{LN}(\text{DAP})^1$	Higuchi et al. (1998)
	$\text{DAP} < 5$ cm: $\text{LOG}(\text{BS}) = -0.85 + 2.57 * \text{LOG}(\text{DAP})$	Higuchi et al. (1998)
	Cipó: $\text{LOG}(\text{BS}) = 0.07 + 2.17 * \text{LOG}(\text{DAP})$	Gerwing (2002)
Capoeiras	<i>Cecropia</i> : $\text{LN}(\text{BS}) = -2.5118 + 2.4257 * \text{LN}(\text{DAP})$	Nelson et al. (1999)
	Todos os demais indivíduos:	
	$\text{LN}(\text{BS}) = -1.9968 + 2.4128 * \text{LN}(\text{DAP})$	Nelson et al. (1999)
	Cipó: $\text{LOG}(\text{BS}) = 0.07 + 2.17 * \text{LOG}(\text{DAP})$	Gerwing (2002)

¹ BF = biomassa fresca. biomassa seca (BS) foi calculada utilizando o fator 0.603, segundo recomendações de Higuchi et al. (1998). DAP = diâmetro à altura do peito.

No estrato superior e médio das capoeiras, a biomassa foi calculada para os indivíduos de *Cecropia* e todos os demais indivíduos, independente do diâmetro, conforme Nelson et al. (1999). Também foram separados os cipós, que tiveram a biomassa calculada conforme Gerwing (2002) (Tabela 2.3). As palmeiras não foram consideradas, assim a biomassa total encontrada deve subestimar a biomassa real dos pontos amostrais.

Nos pastos, roças e plantio de cacau a biomassa dos estratos superior e médio foi calculada utilizando as fórmulas usadas nas florestas e capoeiras, dependendo da espécie do indivíduo considerado, se haviam espécies remanescentes da floresta, foram utilizadas as fórmulas de Higuchi et al. (1998); se os indivíduos eram de espécies pioneiras, normalmente encontradas nas capoeiras, foram utilizadas as fórmulas de Nelson et al. (1999). Nesses ambientes não haviam cipós nos estratos superior e médio.

No estrato inferior e necromassa a biomassa foi obtida pelo método direto, com pesagem dos elementos encontrados. Em cada ponto foram instaladas 4 sub-parcelas de 1 x 1 m distribuídas regularmente ao longo da parcela de 10 x 50 m. Em cada sub-parcela todas as plantas com altura inferior a 2 m, que compõem o estrato inferior, foram cortadas no nível do solo. Essas plantas foram pesadas para obtenção do peso fresco e desse total foi retirado uma amostra, que foi também pesada. A amostra foi seca em uma estufa a 70 °C até obter o peso seco constante. A biomassa seca da sub-parcela foi calculada por regra de três simples utilizando a biomassa seca da amostra. Após a retirada das plantas da sub-parcela de 1 x 1 m, todo material restante no chão (folhas, galhos, flores, troncos mortos, etc.) foi colhido para medição da necromassa. Do mesmo modo como realizado para a medição da biomassa do estrato inferior, o material foi pesado para obtenção do peso fresco e uma amostra foi levada para obtenção do peso seco da necromassa.

2.2.6. Métodos de Análises

Diferenças significativa entre a biomassa das áreas agrícolas foram determinadas com Kruskal-Wallis test (n=135). As diferenças nas frequências dos estratos (superior, médio, inferior e necromassa) encontrados nas três áreas foram analisadas usando o teste de chi-quadrado (Zar, 1997).

Três análises de componente principal (PCA) normalizada foram realizadas: 1) para verificar a relação entre a biomassa estratificada e os lotes estudados (biomassa x lotes). Essa análise ocorreu sobre uma matriz de quatro estratos (superior, médio, inferior e necromassa) por 27 lotes; 2) para verificar a relação entre a densidade e riqueza dos diferentes estratos da vegetação e os lotes (vegetação x lotes). Essa PCA ocorreu sobre uma matriz de seis

parâmetros (densidade e riqueza dos estratos superior, médio, inferior) por 27 lotes; 3) para verificar a relação entre os parâmetros edáficos e as áreas agrícolas (solos x áreas agrícolas), a análise ocorreu sobre uma matriz de 14 parâmetros edáficos (Argila, areia e Silt, pH_{KCl} , Al^{+3} , H , Ca^{+2} , Mg^{+2} , K , Na , P , NH^{+4} , C e N) por 27 lotes. Todos os dados de biomassa foram transformados para $\text{Log}_{(x+1)}$.

Para facilitar a leitura simultânea entre os resultados das PCAs foram realizadas duas análises de CoInércia: 1) entre as PCAs de biomassa e densidade-riqueza; 2) entre as PCAs de biomassa e características do solo. A Co-Inércia compara as estruturas reveladas nas análises de PCA, mostrando se a co-estrutura descrita pelos principais eixos é similar às estruturas descritas nas análises realizadas para cada matriz de dados (Dolédec e Chessel, 1994). A significância das análises de CoInércia e PCA foi determinada com o teste de permutação de Monte-Carlo. O software utilizado foi ADE-4 (Thioulouse et al., 1997) incluído no pacote R1.9 (R Development Core Team, 2009). Todos os testes foram verificados a nível de 0.05 de probabilidade.

2.3. Resultados

A biomassa total apresentou grande variação em todos os lotes e em todos os estratos estudados, sendo que a necromassa apresentou os menores coeficientes de variação (média de 56%). A necromassa também foi o único estrato que não apresentou diferença significativa entre as três áreas agrícolas, apresentando uma média geral de 5.32 Mg.ha^{-1} (Tabela 2.4).

Os outros três componentes apresentaram diferenças significativas entre as áreas agrícolas (Tabela 2.4). Em Pacajá foi encontrado a maior biomassa nos estratos superior e médio (médias de 244.48 e 16.82 Mg.ha^{-1} , respectivamente). Como consequência também apresentou a maior biomassa total ($269.31 \text{ Mg.ha}^{-1}$). A biomassa do estrato inferior foi maior em Nova Ipixuna (2.49 Mg.ha^{-1}). Parauapebas apresentou a menor biomassa total (média de 53.35 Mg.ha^{-1}).

A distribuição de biomassa nos diferentes estratos foi diferente nas áreas agrícolas (Qui-quadrado = 44.553; gl = 6; $P < 0.001$). Em Pacajá (figura 2.2), o estrato superior representou 59% da biomassa encontrada e os demais estratos apresentam uma repartição mais equitativa do restante da biomassa (17, 10 e 14%). Em Nova Ipixuna, o estrato superior também apresentou a maior parte da biomassa (39%), no entanto o estrato inferior se destaca com 27% da biomassa. Em Parauapebas, a porcentagem de biomassa no estrato superior é igual à

porcentagem da necromassa (35%) e o estrato médio alcança 26%, nessa área agrícola o estrato inferior é praticamente insignificante (3%) (Figura 2.2).

Tabela 2.4. Biomassa média (n = 5) em Mg.ha⁻¹ encontrada nos 27 lotes estudados, nas áreas agrícolas no arco do desmatamento, Estado do Pará.

Código do Lote	n	Estrato Superior	Estrato Médio	Estrato inferior	Necromassa	Biomassa Total
Nova Ipixuna						
BMB108	5	52.55 ± 35.62	6.81 ± 3.18	2.07 ± 0.40	4.05 ± 1.05	65.49 ± 38.79
BMB109	5	67.36 ± 52.07	11.82 ± 5.69	1.46 ± 0.37	8.90 ± 3.48	89.54 ± 55.23
BMB115	5	54.689 ± 54.689	3.425 ± 3.425	3.679 ± 1.15	1.584 ± 0.93	63.377 ± 58.412
BMB206	5	183.47 ± 128.81	4.98 ± 2.26	2.08 ± 0.85	3.49 ± 0.66	194.02 ± 129.22
BMB209	5	113.23 ± 92.56	9.20 ± 2.91	2.67 ± 1.29	6 ± 1.72	131.10 ± 94.35
BMB212	5	39.98 ± 39.98	6.09 ± 3.22	3.65 ± 0.95	6.32 ± 3.00	56.04 ± 41.38
BMB307	5	40.14 ± 40.14	3.37 ± 1.78	4.42 ± 1.23	2.42 ± 0.82	50.35 ± 41.29
BMB308	5	154.20 ± 92.58	9.37 ± 3.52	1.47 ± 0.44	4.26 ± 1.33	169.32 ± 95.96
BMB310	5	210.45 ± 73.93	14.65 ± 3.97	0.89 ± 0.49	6.7 ± 1.23	232.69 ± 75.45
BMB média	45	101.79 ± 24.22	7.75 ± 1.18	2.49 ± 0.31	4.86 ± 0.64	116.88 ± 24.83
Pacajá						
BPC102	5	97.09 ± 67.41	13.52 ± 3.68	0.99 ± 0.46	4.93 ± 1.03	116.53 ± 68.17
BPC112	5	823.29 ± 424.25	17.12 ± 7.67	2.11 ± 0.80	4.89 ± 1.97	847.41 ± 430.41
BPC119	5	64.89 ± 39.40	17.27 ± 8.94	1.7 ± 0.42	4.67 ± 1.39	88.53 ± 46.48
BPC203	5	284.47 ± 141.25	16.17 ± 5.476	1.87 ± 0.94	5.45 ± 0.55	307.96 ± 143.89
BPC207	5	278.24 ± 131.32	23.78 ± 5.04	0.81 ± 0.11	4.33 ± 0.38	307.16 ± 133.39
BPC216	5	153.14 ± 42.10	17.95 ± 4.60	1.45 ± 0.42	4.50 ± 0.88	177.05 ± 44.88
BPC305	5	188.09 ± 99.75	9.91 ± 4.05	2.29 ± 1.31	9.89 ± 4.05	210.19 ± 99.46
BPC308	5	62.06 ± 33.87	22.99 ± 7.86	2.26 ± 1.01	4.66 ± 0.46	91.98 ± 40.17
BPC315	5	249.09 ± 90.93	12.69 ± 3.87	3.34 ± 1.84	11.88 ± 2.11	276.99 ± 88.16
BPC Média	45	244.48 ± 59.76	16.82 ± 1.92	1.87 ± 0.31	6.14 ± 0.67	269.31 ± 60.39
Parauapebas						
BPR1424	5	17.07 ± 17.07	1.26 ± 0.56	0.26 ± 0.05	5.09 ± 1.69	23.68 ± 17.18
BPR1426	5	19.47 ± 16.43	4.63 ± 3.72	0.15 ± 0.04	2.82 ± 0.27	27.07 ± 20.27
BPR1434	5	49.76 ± 23.15	14.73 ± 4.63	0.45 ± 0.28	8.54 ± 0.62	73.49 ± 23.59
BPR2447	5	66.44 ± 51.83	13.16 ± 8.21	0.25 ± 0.09	2.69 ± 0.275	82.546 ± 57.613
BPR2450	5	63.86 ± 34.55	17.44 ± 7.59	0.17 ± 0.06	5.84 ± 1.45	87.30 ± 36.87
BPR2475	5	0	11.28 ± 4.43	0.10 ± 0.02	3.39 ± 1.05	14.77 ± 5.22
BPR3555	5	55.53 ± 26.65	11.21 ± 3.52	0.22 ± 0.1	7.62 ± 1.36	74.57 ± 29.90
BPR3558	5	29.36 ± 21.21	7.94 ± 4.84	0.29 ± 0.10	4.93 ± 1.30	42.53 ± 24.08
BPR3583	5	32.73 ± 9.31	17.37 ± 5.67	0.30 ± 0.13	3.75 ± 0.58	54.16 ± 13.32
BPR Média	45	37.14 ± 8.59	11.00 ± 1.77	0.24 ± 0.04	4.96 ± 0.44	53.35 ± 9.60
Kruskal-Wallis test (n=135)		15.43 p<0.0001	11.94 p=0.003	76.39 p<0.0001	4.43 p=0.109	18.21 p<0.0001

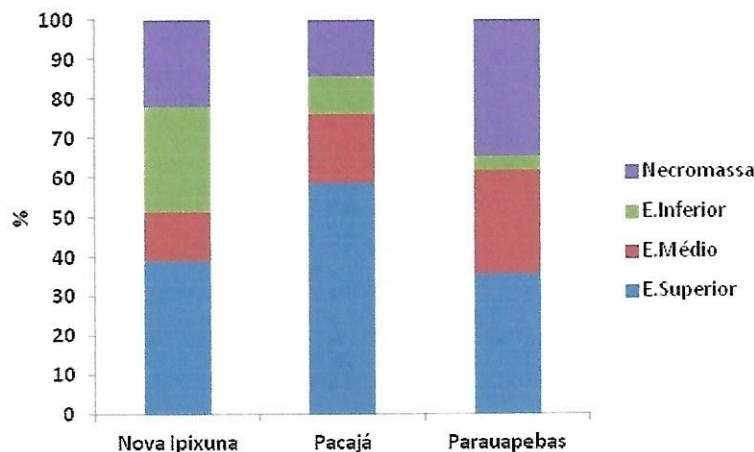


Figura 2.2. Repartição da biomassa nos diferentes estratos, nas três áreas estudadas.

A PCA realizada com os 27 lotes agrupou os lotes de cada área agrícola em espaços diferentes ao longo do eixo 1 (Figura 2.3). Os eixos 1 e 2 explicam 73 e 16% da variância dos dados, com eigenvalores de 1.58 e 0.34, respectivamente.

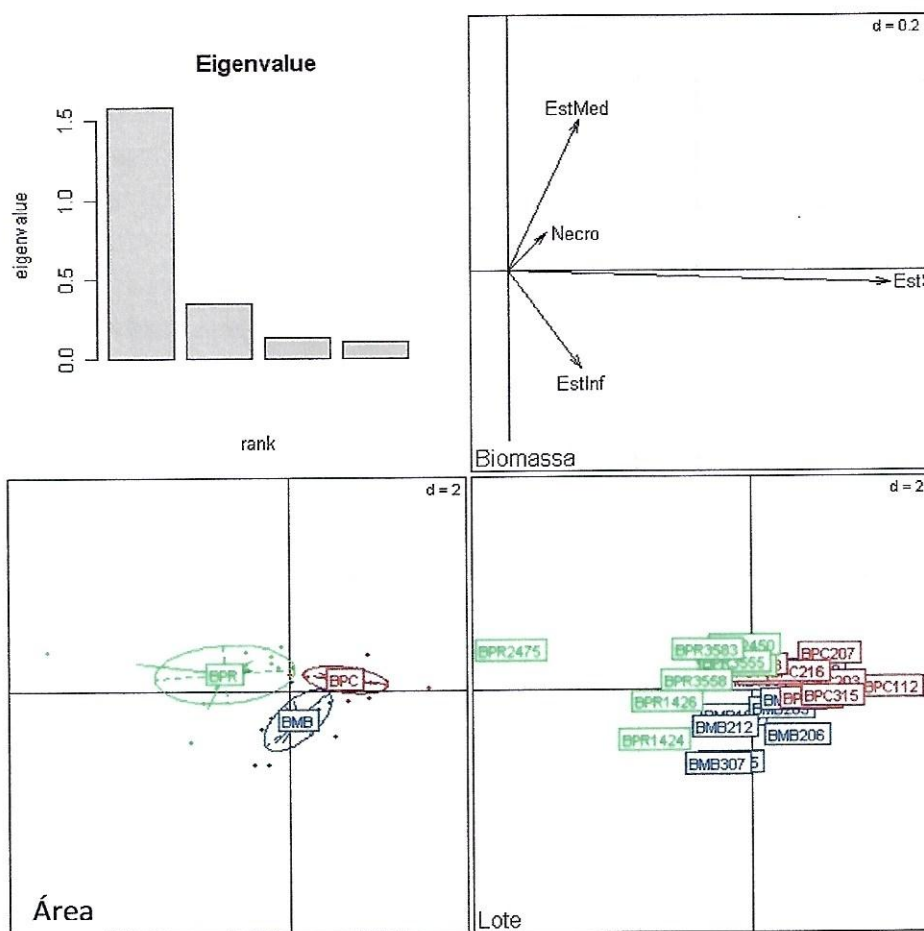


Figura 2.3. PCA realizada com 27 lotes distribuídos em três áreas agrícolas.

Áreas: Pacajá (**BPC**); Palmares II (**BPR**) e Nova Ipixuna (**BMB**).

O estrato superior apresentou uma correlação de 0.96 com o eixo 1, o estrato médio apresentou uma correlação de 0.82 com o eixo 2 e o estrato inferior uma correlação de -0.53 com o eixo 2; isso explica a distribuição dos lotes de Pacajá à direita do eixo 1, devido à grande biomassa encontrada no estrato superior. Os lotes de Nova Ipixuna se concentram mais na parte inferior do eixo 2, devido à presença marcante do estrato inferior, e os lotes de Parauapebas distribuem-se mais à esquerda do eixo 1 devido à maior importância do estrato médio (Figura 2.3).

O teste de Monte-Carlo mostrou que 43% da variabilidade entre os diferentes estratos da biomassa podem ser explicadas pela diferença das áreas agrícolas ($p = 0.001$) e não pode ser explicada pela diferença entre os lotes ($p = 0.849$).

Esses resultados foram confirmados pela Co-Inércia entre as matrizes de biomassa e vegetação. As duas matrizes compartilham de uma estrutura comum. O teste de Monte-Carlo mostrou que 70% da variabilidade compartilhada podem ser explicadas ($p = 0.001$). O eixo 1 (responsáveis por 93% da variação) separou os lotes em três grupos distintos, que correspondem às três áreas agrícolas (Figura 2.4). Na PCA de densidade e riqueza (Figura 2.4) o eixo 1 e 2 explicam 62 e 23% da variância dos dados, com eigenvalores de 0.79 e 0.29, respectivamente. A densidade e riqueza do estrato médio apresentaram correlação de 0.78 e 0.46 com o eixo 2, respectivamente e a densidade e riqueza do estrato superior uma correlação de -0.73 e -0.58 com o eixo 1, respectivamente. O teste de Monte-Carlo mostrou que apenas 26% da variabilidade de densidade e riqueza entre os diferentes estratos podem ser explicadas pela diferença das áreas agrícolas ($p = 0.001$), no entanto, 100% da variabilidade podem ser explicadas pela diferenças encontradas entre os lotes ($p = 0.03$).

No entanto, a estrutura da matriz de biomassa apresentou uma baixa similaridade com a estrutura da matriz de solos. Apenas 24% da variabilidade foram comuns a ambas as matrizes ($p = 0.019$), embora o eixo 1 da co-inércia explique 87% da variância dos dados (Figura 2.5). O teste de Monte Carlo para a PCA de solos mostrou que apenas 35% da variabilidade dos solos pode ser explicada pela paisagem ($p = 0.001$) e essa variabilidade não pode ser explicada pelos lotes ($p = 0.284$) (Figura 2.5). Os eixos 1 e 2 da PCA de solos explicam 44 e 20% da variância dos dados, com eigenvalores de 0.51 e 0.23, respectivamente. argila, silte e cálcio apresentaram os maiores valores de correlação, a argila apresentou uma correlação de 0.63 com o eixo 1; silte e cálcio apresentaram correlação de 0.55 e 0.59 com o eixo 2, respectivamente.

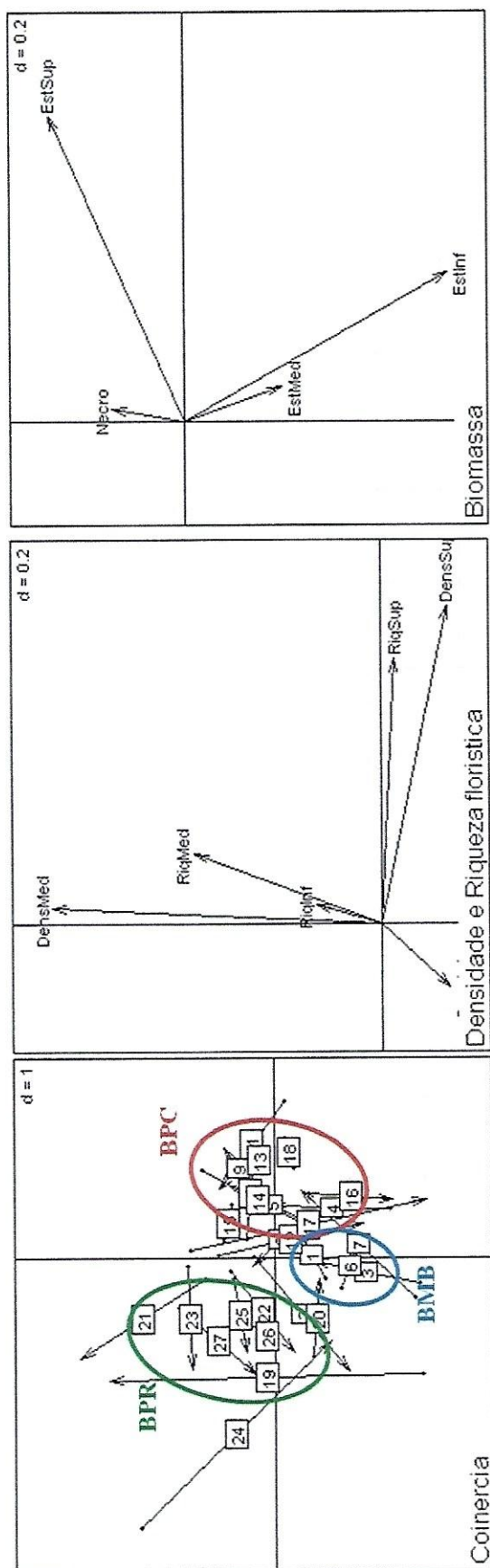


Figura 2.4. (A) Co-Inércia entre biomassa e estrutura da vegetação, (B) Estrutura da vegetação e (C) Biomassa, $n=27$.

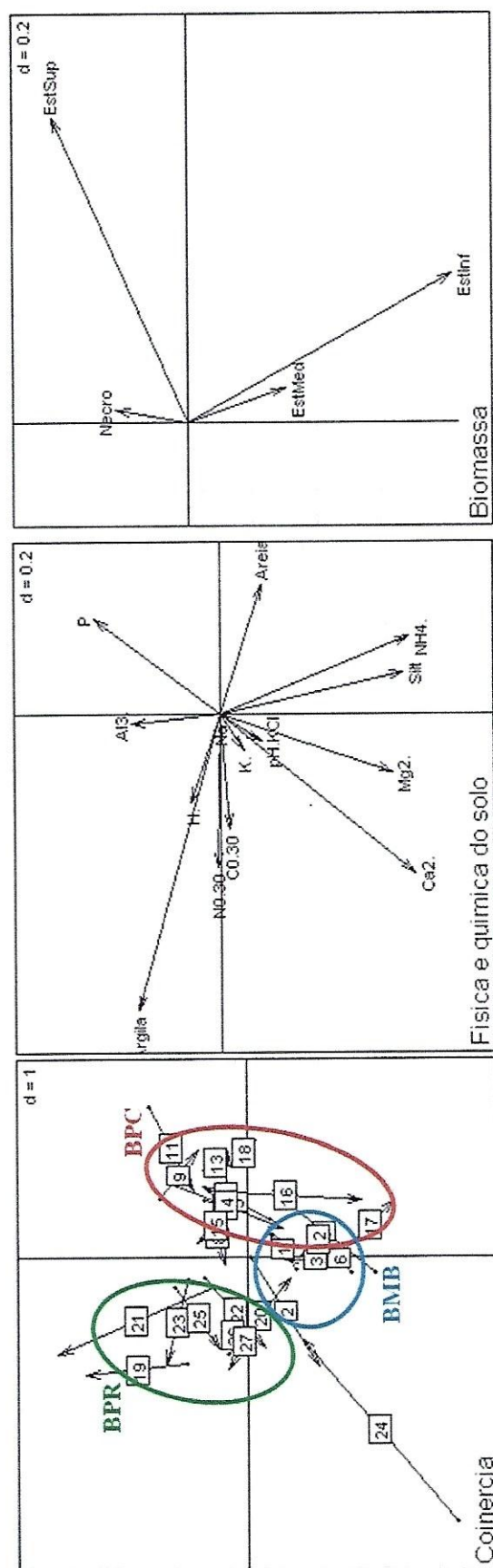


Figura 2.5. (A) Co-Inércia entre biomassa e solos, (B) PCA do solo e (C) Biomassa, $n=27$.

2.4. Discussão

A grande variação encontrada nos dados deve ter sido provocada pela mistura de vários diferentes tipos de uso da terra, embora mesmo dentro de um específico tipo de uso, a biomassa apresentou uma alta heterogeneidade espacial. Vários autores têm mostrado a heterogeneidade espacial da biomassa (Laurance et al., 1999; Houghton et al., 2001; Chave et al., 2001, 2003).

As diferenças encontradas entre as diferentes áreas agrícolas devem ser causadas pelas diferenças no mosaico de tipos de usos da terra, que geram diferentes coberturas vegetais. Em Pacajá existiam mais áreas de florestas conservadas ou exploradas nos lotes dos agricultores (51% dos pontos), por isso a biomassa dos estratos superior e médio foram maiores (Figura 2.2.); em Nova Ipixuna existiam muitos pastos (44% dos pontos), por isso a biomassa do estrato inferior foi maior, também existiam capoeiras e florestas, o que elevou a biomassa dessa área; e, em Parauapebas a biomassa foi menor devido à não predominância de um tipo de uso sobre o outro, além da presença de florestas queimadas com menor biomassa do que os demais tipos de florestas. As florestas queimadas de Parauapebas apresentaram uma biomassa compatível à da capoeira velha e bem menor do que a biomassa encontrada nas florestas conservadas e exploradas (ver no capítulo 3 desta tese) .

A grande importância do estrato superior (árvores) em todas as áreas agrícolas já era esperada. Vários trabalhos têm mostrado que as árvores detêm a maior parte da biomassa (Keller et al., 2001; Vieira et al., 2004; Nascimento et al., 2007; Paoli et al., 2008; Letcher e Chazdon, 2009). No entanto, a importância do estrato superior cai de 59% em Nova Ipixuna para 35% em Parauapebas. Da mesma forma, a importância da biomassa do estrato inferior e da necromassa em cada área agrícola é bastante diferente, embora seus valores absolutos sejam pequenos em todas as áreas agrícolas estudadas; o estrato inferior possui grande importância na área agrícola de Nova Ipixuna, e a necromassa possui grande importância em Parauapebas, não pela presença das florestas queimadas, mas pela grande quantidade de roças, pois nas roças 62% da biomassa está na necromassa (ver no capítulo 3 desta tese). Esse resultado deve ser influenciado pela forma de limpeza da área antes da implantação das roças, que é sempre seguida da queimada e derrubada das florestas que antes ocupavam a área, por isso muito material orgânico (troncos e galhos) permanece no solo por algum tempo.

A biomassa dos lotes também deveria se diferenciar em função das diferenças nos tipos de cobertura vegetal de cada lote. No entanto, os resultados apresentados aqui não corroboram essa prerrogativa. A variabilidade entre os diferentes estratos da biomassa não pode ser

explicada pela diferença entre os lotes, apenas entre as áreas agrícolas. Esse resultado indica que os fatores que afetam à toda comunidade devem influenciar a biomassa e que as características individuais de cada produtor não tem influência sobre a biomassa.

Fatores socioeconômicos, tais como o nível de escolaridade e acesso ao crédito podem ser determinantes na biomassa das diferentes áreas agrícolas. Em Pacajá, a comunidade apresentou um menor acesso ao crédito, em consequência as modificações no uso da terra são mais dificultadas, o que resulta em menores alterações no lote fato que o torna mais conservado. Ao contrário, a comunidade de Parauapebas, com maior crédito fez mais alterações na cobertura vegetal, o que provocou menor biomassa. A comunidade de Nova Ipixuna pode ser caracterizada como em situação intermediária entre Pacajá e Parauapebas.

A influência do crédito nas alterações de uso da terra tem sido mostrado por diversos autores (Homma, 2002; Toni, 2003; Becker, 2004; Dosso et al., 2005; Watrin et al., 2005). No sul e sudeste do Estado do Pará, em especial, destaca-se o Fundo Constitucional para financiar a região Norte do Brasil (FNO) e o Programa Nacional para fortalecer a agricultura familiar (PRONAF). Esses programas foram fortemente relacionados com as alterações de uso da terra do Assentamento Benfica localizado no município de Itupiranga, próximo à Parauapebas (Sampaio, 2008).

As existências de procedimentos tecnológicos resultantes de fatores socioeconômicos, na agricultura familiar levam a formação de capoeiras-reserva ou capoeiras-sucatas (Costa, 2004). A agricultura familiar apresenta duas trajetórias tecnológicas que configuram a *shifting cultivation* e suas variantes com componentes de importância variada como a pecuária bovina e os que organizam sistemas que intensificam o uso da terra, principalmente pelo plantio de culturas permanentes (Costa, 2004). Assim, a reprodução da *shifting cultivation* leva à formação de capoeiras-sucata e, a montagem de sistemas com base em culturas permanentes gera capoeiras-reserva (Costa, 2004).

Os resultados da Co-Inércia entre biomassa e vegetação mostraram que as estruturas das duas matrizes são similares, dessa forma, os mesmo fatores externos devem influenciar a densidade e riqueza encontradas nas diferentes áreas agrícolas. Contudo, na PCA de estrutura da vegetação, contrário à PCA de biomassa, os resultados mostram que 100% da variabilidade podem ser explicadas pela diferenças encontradas entre os lotes; assim, a densidade e riqueza mostraram ser mais sensíveis do que a biomassa, respondendo também em escalas menores do que as áreas agrícolas.

A estrutura da vegetação está fortemente relacionada ao tipo de uso da terra e sua resposta no nível do lote provavelmente deve ser influenciada pelas decisões de cada produtor

de como manejar seu lote, por exemplo, decisões sobre a instalação ou não de um tipo de uso ou de abandonar uma área. Uma maior vivência no lote e um maior número de pessoas disponíveis ao trabalho poderiam influenciar as decisões dos produtores; no entanto, nossos resultados mostram que esses fatores não necessariamente trazem maiores alterações ao lote. Pacajá, por exemplo, tem o maior número de pessoas disponíveis ao trabalho, mas foi a área agrícola mais preservada, com maior biomassa. E Parauapebas, ao contrário, apresentou o menor tempo de vivência no lote e o menor número de pessoas disponíveis ao trabalho, mas foi a área agrícola que apresentou a menor biomassa. Certamente outros fatores que não aqueles levantados nesse estudo estão também influenciando as modificações na estrutura da vegetação dos assentamentos analisados.

Os resultados da Co-Inércia entre biomassa e solos pode ser mais explicada ao nível das áreas agrícolas do que no nível do lote. Alguns autores têm mostrado que em áreas não perturbadas as características edáficas é um fator importante na distribuição horizontal da biomassa, especialmente na escala da paisagem (Laurance et al., 1999; Johnson et al., 2000; Malhi et al., 2004, 2006). No entanto, as características edáficas podem mudar com a mudança de uso da terra (Desjardins et al., 2004; Müller et al., 2004) elevando a variação das características edáficas em cada assentamento. Essas modificações e uma alta heterogeneidade edáfica justificam os resultados encontrados.

2.4. Referências bibliográficas

- Alencar, A., Nepstad, N., Mcgrath, D., Moutinho, P., Pacheco, P., Diaz, M.D.C.V, Filho, B.S. 2004. Desmatamento na Amazônia: indo além da emergência crônica. Instituto de Pesquisa Ambiental da Amazônia (Ipam), Manaus, 89 p.
- Alves, D.S. 2007, Cenários de Cobertura e Uso da Terra e Dimensões Humanas no LBA. In: Becker, B.K., Alves, D.S., Costa, W.M. (Eds.) Dimensões Humanas da Biosfera-Atmosfera na Amazônia. EDUSP, São Paulo, p.39–63.
- Alves, D.S., Morton, D.C., Batistella, M., Roberts, D.A. and Souza JR., C. 2009. The changing rates and patterns of deforestation and land use in Brazilian Amazonia. In: Keller, M., Bustamante, M., Gash, J., Dias, P.S. (Eds.) Amazonia and Global Change, Geophysics Monograph Series, vol. 186. AGU, Washington, pp.11–23.
- Anderson, J.L., Ingram, J.S.I.. 1993. Tropical Soil Biology and Fertility. A handbook of methods. 2nd edition., Wallingford, UK.

- Barlow, J., Gardner, T.A., Araujo, I.S., Ávila-Pires, T.C., Bonaldo, A.B., Costa, J.E., Esposito, M.C., Ferreira, L.F., Hawes, J., Hernandez, H.I.M., Hoogmoed, M.S., Leite, R.N., Lo-Man-Hung, N.F., Malcolm, J.R., Martins, M.B., Mestre, L.A.M., Miranda-Santos, R., Nunes-Gutjahr, A.L., Overal, W.L., Parry, L., Peters, S.L., Ribeiro-Junior, M.A., Silva, M.N.F., Motta, C.S., Peres, C.A. 2007. Quantifying the biodiversity value
- Becker, B.K. 2004. *Amazônia: geopolítica na virada do III milênio*. Rio de Janeiro, Garamond, 172p.
- Breugel, M.V., Ransijn, J., Craven, D., Bongers, F., Hall, J.S. 2011. Estimating carbon stock in secondary forests: Decisions and uncertainties associated with allometric biomass models. *Forest Ecology and Management* 262, 1648–1657
- Butler, R.A.; Laurance, W.F. 2008. New strategies for conserving tropical Forests. *Trends in Ecology and Evolution* 23(9), 469 – 472.
- Chave, J., Riéra, B., Dubois, M.A. 2001. Estimation of biomass in a neotropical forest of French Guiana: spatial and temporal variability. *Journal of Tropical Ecology* 17, 79–96.
- Chave, J., Condit, R., Lao, S., Caspersen, J.P., Foster, R.B., Hubbell, S.P. 2003. Spatial and temporal variation of biomass in a tropical forest: results from a large census plot in Panama. *Journal of Ecology* 91, 240–252.
- Chazdon, R. L. 2003. Tropical forest recovery: legacies of human impact and natural disturbances. *Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics* 6, 51–71.
- Costa, F.A. 2004. Path dependency e a transformação agrária do bioma amazônico: o sentido econômico das capoeiras para o desenvolvimento sustentável. Belém. *Novos Cadernos NAEA*, 7(2): 111-158.
- Costa, F.A. 2009. Dinâmica agrária e balanço de carbono na Amazônia. *Economia*, v. 10, n.1, p.117-151.
- Daily, G., 1997. Introduction. In: Daily, G. (Ed.). *Nature's Services: Societal Dependence on Natural Ecosystems*. Island Press, Washington, DC, p. 392.
- Desjardins, T., Barros, E., Sarrazin, M., Girardin, C., Mariotti, A. 2004. Effects of forest conversion to pasture on soil carbon content and dynamics in Brazilian Amazonia. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 103, 365–373.
- Dirzo, R., Loreau, M., 2005. Biodiversity Science evolves. *Science* 310(5750), p.943.
- Dolédec, S.; Chessel, D. 1994. Co-Inertia analysis: an alternative method for studying species-environment relationships. *Freshwater Biology* 31, 277-294.

- Dosso, M., Assis, W.S., Medina, C.C., Curmi, P., Grimaldi, C., Grimaldi, M., Guimarães, M.F., Jouvre, P., Martins, P., Navegantes, L., Oliveira, O., Ralisch, R., Ruellan, A., Silva, L.M.S., Simões, A., Tavares Filho, J., Veiga, I. 2005. Agriculture ou élevage? Rôle des couvertures pédologiques dans la différenciation et la transformation de systèmes agraires pionniers au Brésil. *Cahiers Agricultures* 14(1), 75-84.
- Embrapa. 1979. Manual de métodos de análise de solo. Serviço Nacional de Levantamento e Conservação de Solo, Rio de Janeiro, 247p.
- Fearnside, P.M. 2006. Desmatamento na Amazônia: dinâmica, impactos e controle. *Acta Amazonica* 36(3), 395-400.
- Ferraro, P.J. 2008. Asymmetric information and contract design for payments for environmental services. *Ecological Economics* 65, 810 – 821.
- Gardner, T. A., T. Caro, E. B. Fitzherbert, T. Banda, and P. Lalbhai. 2007. Conservation Value of Multiple-Use Areas in East Africa. *Conservation Biology* 21, 1516–1525.
- Gerwing, J.J. 2002. Degradation of forests through logging and fire in the eastern Brazilian Amazon. *Forest Ecology and Management* 157, 131–141.
- Guilhoto, J.J.M., Silveira, F.G., Ichihara, S.M., Azzoni, C.R. 2006. A importância do agronegócio familiar no Brasil. *Revista de Economia e Sociologia Rural* 44(3), 355-382.
- Gullison, R.E.; Frumhoff, P.C.; Canadell, J.G.; Field, C.B.; Nepstad, D.C.; Hayhoe, K.; Avissar, R.; Curran, L.M.; Friedlingstein, P.; Jones, C.D. and Nobre, C. 2007. Tropical forests and climate policy. *Science* 316, 985–986.
- Harvey, C. A., A. Medina, D. Sánchez Merlo, S. Vélchez, B. Hernández, J. Saenz, J. Maes, F. Casanovas, and F. L. Sinclair. 2006. Patterns of animal diversity associated with different forms of tree cover retained in agricultural landscapes. *Ecological Applications* 16, 1986–1999.
- Higuchi, N., Santos, J., Ribeiro, R.J., Minette, L., Biot, Y. 1998. Biomassa da parte aérea da vegetação da floresta tropical úmida de Terra-Firme da Amazônia Brasileira. *Acta Amazonica* 28(2): 153-166.
- Homma, A. K.O. 2002. Sinergia de mercados como indicador para aplicação dos recursos do FNO na Amazônia. IN: Santana, A. C. (coord.). O Fundo Constitucional de financiamento do Norte e o desenvolvimento da Amazônia. Belém: Banco da Amazônia
- Houghton, R.A., Skole, D.L., Nobre, C.A., Hackler, K.T.; Lawrence, J.I. & Chomentowski, W.H. 2000. Annual fluxes of carbon from deforestation and regrowth in the Brazilian Amazon. *Nature* 403, 301–04.

- Houghton, R.A., Lawrence, K.L., Hackler, J.L., Brown, S. 2001. The spatial distribution of forest biomass in the Brazilian Amazon: a comparison of estimates. *Global Change Biology* 7, 731–746.
- Hunter, M. D. 2002. Landscape structure, habitat fragmentation, and the ecology of insects. *Agric. For. Entomol.* 4, 159–166.
- Johnson, C.M., Zarin, D.J., Johnson, A.H. 2000. Post-disturbance aboveground biomass accumulation in global secondary forests. *Ecology* 81, 1394–1401.
- Kass, D.C.L., Somarriba, E. 1999. Traditional fallows in Latin America. *Agroforestry Systems* 47, 13–36.
- Kauffman, J.B., Hughes, R.F., Heider, C. 2009. Carbon pool and biomass dynamics associated with deforestation, land use, and agricultural abandonment in the neotropics. *Ecological Applications* 19, 1211–1222.
- Keller, M., Palace, M., Hurtt, G. 2001. Biomass estimation in the Tapajos National Forest, Brazil: Examination of sampling and allometric uncertainties. *Forest Ecology and Management* 154, 371–382.
- Kennard, D.K. 2002. Secondary forest succession in a tropical dry forest: patterns of development across a 50-year chronosequence in lowland Bolivia. *Journal of Tropical Ecology* 18, p.53–66.
- Kremen, C., Williams, N.M., Thorp, R.W. 2002. Crop pollination from native bees at risk from agricultural intensification. *Proc. Natl Acad. Sci.* 99, 16812–16816.
- Laurance, W.F. 2008. Can carbon trading save vanishing forests? *Bioscience* 58, 286–287.
- Laurance, W.F., Fearnside, P.M., Laurance, S.G., Delamonica, P., Lovejoy, T.E., Rankin-de Merona, J.M., Chambers, J.Q., Gascon, C. 1999. Relationship between soils and Amazon forest biomass: a landscape-scale study *Forest Ecology and Management* 118, 127–138.
- Letcher, S.G., Chazdon, R.L. 2009. Rapid Recovery of Biomass, Species Richness, and Species Composition in a Forest Chronosequence in Northeastern Costa Rica. *Biotropica* 41(5), 608–617.
- Loreau, M., Arroyo, M.T.K., Babin, D., Barbault, R., Donoghue, M., Gadgil, M., Häuser, C., Heip, C., Larigauderie, A., Ma, K., Mace, G., Mooney, H.A., Perrings, C., Raven, P., Sarukhan, J., Schei, P., Scholes, R.J., Watson, R.T. 2006. Diversity without representation. *Nature* 442, 245–246.

- Malhi, Y., Baker, T.R., Phillips, O.L., Almeida, S., Alvarez, E., Arroyo, L., Chave, J., Czimczik, C.I., Fiore, A., Higuchi, N., Killeen, T.J., Laurance, S.G., Laurance, W.F., Lewis, S.L., Montoya, L.M.M., Monteagudo, A., Neill, D.A., Vargas, P.N., Patiño, S., Pitman, N.C.A., Quesada, C.A., Salomão, R., Silva, J.N.M., Lezama, A.T., Martínez, R.V., Terborgh, J., Vinceti, B., Lloyd, J. 2004. The above-ground coarse wood productivity of 104 Neotropical forest plots. *Global Change Biology* 10, 563–591.
- Malhi, Y., Wood, D., Baker, T.R., Wright, J., Phillips, O.L., Cochrane, T., Meir, P., Chave, J., Almeida, S., Arroyo, L., Higuchi, N., Killeen, T.J., Laurance, S.G., Laurance, W.F., Lewis, S.L., Monteagudo, A., Neill, D.A., Vargas, P.N., Pitman, N.C.A., Quesada, C.A., Salomão, R., Silva, J.N.M., Lezama, A.T., Terborgh, J., Martínez, R.V., Vinceti, B. 2006. The regional variation of aboveground live biomass in old-growth Amazonian forests. *Global Change Biology* 12, 1–32.
- Merlos, D. S., Harvey, C.A., Grijalva, A., Medina, A., Vilchez, S., Hernández, B. 2005. Diversidad, composición y estructura de la vegetación en un agropaisaje ganadero en Matiguás, Nicaragua. *Rev. Biol. Trop.* 53, 387-414.
- Ministério da Agricultura e Reforma Agrária (MARA). 1992. Normas climatológicas (1961-1990). Brasília, Secretaria Nacional de Irrigação. Departamento Nacional de Meteorologia. 84p
- Ministério do Meio Ambiente (MMA). Programa de Desenvolvimento Socioambiental da Produção Familiar Rural – ProAmbiente <www.mma.gov.br>.
- Müller, M.M.L., Guimarães, M.F., Desjardins, T., Mitja, D. 2004. The relationship between pasture degradation and soil properties in the Brazilian Amazon: a case study. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 103, 279–288.
- Nascimento, M.T., Barbosa, R.I., Villela, D.M., Proctor, J. 2007. Above-ground biomass changes over an 11-year period in an Amazon monodominant forest and two other lowland forests. *Plant Ecology* 192, 181–191.
- Nelson, B.W., Mesquita, R., Pereira, J.L.G., Souza, S.G.A., Batista, G.T., Couto, L.B. 1999. Allometric regressions for improved estimate of secondary forest biomass in the central Amazon. *Forest Ecology and Management* 117, 149-167.
- Pansu, M.; Gautheyrou, J. 2006. Handbook of soil Analysis: mineralogical, organic and inorganic methods. New York, Springer, 993p.
- Paoli, G.D., Curran, L.M., Slik, J.W.F. 2008. Soil nutrients affect spatial patterns of aboveground biomass and emergent tree density in southwestern Borneo. *Oecologia* 155, 287–299.

- Perfecto, I., Vandermeer, J. 2008. Biodiversity Conservation in Tropical Agroecosystems: A New Conservation Paradigm. *Ann. N Y Acad Sci.* 1134, 173-200.
- Portela, R., Rademacher, I. 2001. A dynamic model of patterns of deforestation and their effect on the ability of the Brazilian Amazonia to provide ecosystem services. *Ecological Modelling* 143, 115-146.
- R-Development-Core-Team, 2009. R: A Language and Environment for Statistical Computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria, ISBN 3-900051-07-0, URL <http://www.R-project.org>.
- Sampaio, S.M.N. 2008. Dinâmica de paisagem e complexidade espacial e um projeto de assentamento da Amazônia Oriental. Belém, Tese (Doutorado), 175p. Universidade Federal Rural da Amazônia.
- Schulze, C.H., Waltert, M., Kessler, P.J.A., Pitopang, R., Shahabuddin, Veddel, D., Mühlenberg, M., Gradstein, S.R., Leuschner, C., Steffan-Dewenter, I., Tschardt, T. 2004. Biodiversity indicator groups of tropical land-use systems: Comparing plants, birds, and insects. *Ecological Applications* 14, 1321-1333.
- SEPOF: Secretaria de Estado de Planejamento, Orçamento e Finanças. 2011. Estatísticas Municipais Paraense: Pacaja'. Belém, Instituto de Desenvolvimento Econômico, Social e Ambiental do Pará, 44p.
- SEPOF: Secretaria de Estado de Planejamento, Orçamento e Finanças. 2011. Estatísticas Municipais Paraense: Parauapebas. Belém, Instituto de Desenvolvimento Econômico, Social e Ambiental do Pará, 41p.
- Sierra, C., Delvalle, J., Orrego, S., Moreno, F., Harmon, M., Zapata, M., Colorado, G., Herrera, M., Lara, W., Restrepo, D. 2007. Total carbon stocks in a tropical forest landscape of the Porce region, Colombia. *Forest Ecology and Management* 243, 299-309.
- Silva, B.N.R., Silva, L.G.T., Sampaio, S.M.N. 2002. Solos e aptidão agrícola das terras da área do PA Agroextrativista Praia Alta e Piranheira no Município de Nova Ipixuna, Sudeste do estado do Pará. Embrapa Amazônia Oriental, Belém.
- Thioulouse, J., Chessel, D., Dodelec, S., Olivier, J.M. 1997. ADE-4: a multivariate analysis and graphical display software. *Statistics and computing* 7, 75-83.
- Tino, F. 2003. A conquista do FNO – Especial pelos agricultores da transamazônica e seus efeitos sobre a pecuarização da agricultura familiar. IN: Tourrand, J.F. e Veiga J.B. (Eds.) Viabilidade de sistemas agropecuários na agricultura familiar da Amazônia. Belém, Embrapa Amazônia Oriental. P. 413-425.

- Tscharntke, T., C. H. Sekercioglu, T. V. Dietsch, N. S. Sodhi, P. Hoehn, and J. M. Tylianakis. 2008. Landscape constraints on functional diversity of birds and insects in tropical agroecosystems. *Ecology* 89, 944–951.
- Vandermeer, J. H., Perfecto, I. 2007. The Agricultural Matrix and a Future Paradigm for Conservation. *Conservation Biology* 21, 274–277.
- Veddeler, D., Schulze, C.H., Steffan-Dewenter, I., Buchori, D., Tscharntke, T. 2005. The contribution of tropical secondary forest fragments to the conservation of fruitfeeding butterflies: effects of isolation and age. *Biodiversity and Conservation* 14, 3577–3592.
- Veloso, H.P.; Rangel Filho, A.L.R.; Lima, J.C. A. 1991. Classificação da vegetação brasileira adaptada a um sistema universal. Rio de Janeiro, IBGE, Departamento e recursos naturais e Estudos Ambientais, 124p.
- Vieira, S., Camargo, P.B., Selhorst, D., Silva, R., Hutyrá, L., Chambers, J.Q., Brown, I.F., Higuchi, N., Santos, J., Wofsy, S., Trumbore, S.E., Martinelli, L.A., 2004. Forest structure and carbon dynamics in Amazonian tropical rain forest. *Oecologia* 40, 468–479.
- Walker, R., Moran, E., Anselin, L. 2000. Deforestation and cattle ranching in the Brazilian Amazon: External capital and household processes. *World Development* 28(4), 683–699.
- Waltert, M., Bobo, K.S., Sainge, N.M., Fermon, H., Mühlenberg, M. 2005. From forest to farmland: habitat effects on afrotropical Forest bird diversity. *Ecological Applications* 15, 1351–1366.
- Watrin, O.S.; Cruz, C.B.M.; Shimabukuro, Y.E. 2005. Análise evolutiva da cobertura vegetal e do uso da terra em projetos de assentamentos rurais na fronteira agrícola amazônica utilizando geotecnologias. *Geografia* 30(1), 59–76.
- Wunder, S. 2007. The Efficiency of Payments for Environmental Services in Tropical Conservation. *Conservation Biology* 21(1), 48–58.
- Zar, J.H. 1997. Biostatistical Analysis. 4th Ed. New Jersey, Prentice-Hall.
- Zarin, D.J., Davidson, E.A., Brondizio, E., Vieira, I.C.G., Sá, T., Feldpausch, T., Schuur, E.A.G., Mesquita, R., Moran, E., Delamonica, P., Ducey, M.J., Hurr, G.C., Salimon, C., Denich, M. 2005. Legacy of fire slows carbon accumulation in Amazonian forest regrowth. *Frontiers in Ecology* 3(7), 365–369.

3. A BIOMASSA EM DIFERENTES TIPOS DE USO DA TERRA NO ARCO DO DESMATAMENTO¹

3.1. Introdução

A biomassa é a mais importante propriedade do ecossistema, pois a sua ausência afeta a hidrologia, erosão, ciclagem de nutrientes, estoque de carbono e a diversidade biológica e tem sido usada para monitorar a dinâmica de carbono terrestre (Achard et al., 2002; DeFries et al., 2002; Houghton, 2003, 2005). Contudo, os estoques de carbono das florestas tropicais são ainda incertos (Houghton et al., 2001; Dilling et al., 2003; Eva et al., 2003; Fearnside & Laurance, 2003) o que aumenta as fragilidades dos modelos de emissões de carbono. Houghton (2005) relata que o fluxo do carbono entre ecossistemas terrestres e a atmosfera tem sido dominada por dois fatores: as estimativas nas áreas de florestas e as modificações da biomassa resultante do manejo e da regeneração das florestas, além do que, as estimativas recentes da emissões de carbono proveniente do desmatamento têm-se centrado nas incertezas das taxas de desmatamento e das estimativas da biomassa florestal.

Atualmente a biomassa tem sido estimada através de sensores remotos, mas um dos problemas encontrados está ligado à falta de compreensão sobre a estrutura das florestas estudadas, especialmente sobre como a biomassa e a diversidade de espécies são horizontalmente e verticalmente distribuídas e a relação entre elas (Asner et al., 2002; Vieira et al., 2004; Broadbent et al., 2008).

Embora a estrutura das florestas esteja fortemente relacionada com fatores bióticos (Lescure and Boulet, 1985; Ter Steege et al., 1993; Clark et al., 1995; Sabatier et al., 1997; Péliissier et al., 2002; Jones et al., 2006) o que torna o sistema mais complexo. As informações sobre a relação entre biomassa e características dos solos são também pouco explicitadas. Os solos parecem ter influência na variação espacial da biomassa quando analisado em escalas grandes, como na escala da paisagem (Laurance et al., 1999) ou em grandes regiões (Malhi et al., 2004, 2006; Quesada et al., 2009), mas sua influência na escala local é ainda pouco estudado (Malhi et al., 2006).

Embora a biomassa não seja um serviço ecossistêmico (Daily, 1997) ela tem sido usada como um indicador para valorar os serviços ecossistêmicos (Portela e Rademacher, 2001). Na Amazônia, o pagamento dos serviços ecossistêmicos, entre eles o comércio de carbono internacional (Gullison et al., 2007; Laurance, 2008; Wunder, 2007; Ferraro, 2008)

¹ Este capítulo segue as normas do periódico *Forest Ecology and Management*

tem sido colocado como uma das propostas para reduzir os índices de desmatamento (Alencar et al., 2004; Butler & Laurance, 2008), fortalecendo a agricultura familiar, que é citada como causadora do desmatamento da floresta, principalmente quando ligada aos projetos de abertura de rodovias ou aos Projetos de Assentamentos do Governo Federal (Walker et al., 2000; Alencar et al., 2004; Fearnside, 2006; Peres et al., 2010).

Esse trabalho visa analisar a distribuição vertical da biomassa e sua relação com a densidade e diversidade de espécies e características edáficas em diferentes tipos de uso da terra encontrados em áreas de agricultura familiar na região do arco do desmatamento no Estado do Pará, Brasil.

3.2. Material e Métodos

O estudo foi realizado em três comunidades localizadas nos municípios de Nova Ipixuna, Parauapebas e Pacajá.

Uma descrição da área de estudo e todos os métodos empregados foram apresentados no capítulo 2 deste trabalho. Para não haver uma repetição dessa apresentação, aqui serão apresentados apenas os métodos de análises que diferenciam os capítulos.

3.2.1. Métodos de análise dos dados

Significativas diferenças entre a biomassa dos diferentes tipos de usos da terra foram determinadas com ANAVA usando Fishers LSD multiple range test e as distribuições das porcentagens de biomassa por estrato nos diferentes usos da terra foram comparadas utilizando o teste de Kolmogorov-Smirnov Two Sample.

Três análises de componente principal (PCA) normalizada foram realizadas: 1) para verificar a correlação entre a biomassa distribuída entre os estratos e os tipos de uso da terra (biomassa x uso da terra). Essa análise ocorreu sobre uma matriz de quatro estratos (superior, médio, inferior e necromassa) por 135 pontos; 2) para verificar a correlação entre a densidade e riqueza dos diferentes estratos da vegetação e os tipos de uso da terra (densidade-riqueza x uso da terra), a análise ocorreu sobre uma matriz de seis parâmetros (densidade dos estratos superior, médio, inferior e riqueza dos estratos superior, médio, inferior) por 135 pontos; 3) para verificar a correlação entre os parâmetros edáficos e os tipos de uso da terra (características do solo x uso da terra), a análise ocorreu sobre uma matriz de 14 parâmetros edáficos (Argila, areia e Silt, pH_{KCl} , Al^{+3} , H^+ , Ca^{+2} , Mg^{+2} , K, Na, P, NH^{+4} , C e N) por 135 pontos. Todos os dados de biomassa foram transformados para $\text{Log}_{(x+1)}$.

Para facilitar a leitura simultânea entre os resultados das PCAs foram realizadas duas análises de Co-Inércia: 1) entre as PCAs de biomassa e densidade-riqueza; 2) entre as PCAs de biomassa e características do solo. A Co-Inércia compara as estruturas reveladas nas análises de PCA, mostrando se a co-estrutura descrita pelos principais eixos é similar às estruturas descritas nas análises realizadas para cada matriz de dados (Dolédec e Chessel, 1994). A significância das análises de Co-Inércia e PCA foi determinada com o teste de permutação de Monte-Carlo. O programa utilizado foi ADE-4 (Thioulouse et al., 1997) incluído no pacote R1.9 (R Development Core Team, 2009). Todos os testes foram verificados ao nível de 0.05 de probabilidade.

3.3. Resultados

3.3.1. Biomassa Total

A biomassa total apresentou grande variação em todos os tipos de uso da terra e em todos os componentes estudados (Tabela 3.1), sendo que o estrato inferior se destaca por apresentar os maiores coeficientes de variação (entre 0.65 e 2.28).

Tabela 3.1. Biomassa aérea total (Mg. ha⁻¹) distribuída entre os quatro estratos (superior, médio, inferior e necromassa) em cada tipo de uso da terra. Os números são médias com erro padrão em parênteses.

Tipos de uso da terra	n	Estrato Superior	Estrato Médio	Estrato Inferior	Necromassa do solo	Total
Floresta conservada	15	405.1 (71.5)	18.8 (1.8)	1.1 (0.2)	7.8 (0.9)	432.8 (72.1) a
Floresta explorada	24	313.9 (91.8)	22.0 (2.1)	1.4 (0.4)	5.2 (0.6)	342.5 (92.1) a
Floresta queimada	10	71.2 (15.4)	21.1 (3.2)	0.2 (0.1)	8.1 (0.8)	100.7 (13.7) b
Capoeira velha	15	168.6 (46.1)	17.4 (2.8)	0.9 (0.2)	5.6 (0.5)	192.5 (45.4) b
Capoeira jovem	15	3.5 (2.3)	12.2 (2.3)	0.8 (0.2)	5.1 (1.2)	21.6 (2.6) c
Pasto invadido	21	5.0 (4.1)	2.0 (0.5)	4.1 (0.5)	5.0 (1.3)	16.1 (4.1) c
Pasto limpo	17	0	0.4 (0.2)	1.8 (0.4)	2.3 (0.5)	4.4 (0.5) d
Roça	13	1.3 (1.0)	1.0 (0.4)	0.7 (0.2)	4.6 (1.0)	7.6 (1.1) e
Plantio de Cacau	4	14.7 (7.2)	14.1 (5.9)	1.2 (0.3)	6.4 (2.9)	36.4 (14.2) c

a,b,c,d,e Representam os resultados da ANOVA e Fishers LSD multiple range test. Letras similares não apresentam diferença significativa.

As florestas conservadas e exploradas não apresentaram diferença significativa na média da biomassa total, porém foram diferentes das florestas queimadas. As florestas conservadas e exploradas apresentaram uma biomassa total média de 432.8 e 342.5 Mg. ha⁻¹, respectivamente, com alcance entre 79.0 e 2331.5 Mg. ha⁻¹.

As florestas queimadas foram similares às capoeiras velhas, com biomassa total média de 100.7 e 192.5 Mg. ha⁻¹, respectivamente. As capoeiras jovens foram similares aos pastos

invasidos e ao plantio de cacau, com biomassa total média de 21.6, 16.1 e 36.4 Mg. ha⁻¹. Nos pastos, grandes árvores remanescentes das florestas originais, estavam esparsamente distribuídas no terreno, formando um sistema silvipastoril natural. Algumas dessas árvores chegavam a apresentar uma biomassa de 3.65 Mg, como uma *Alexa grandiflora* Ducke de 65 cm de diâmetro.

As roças (biomassa total média de 7.6 Mg. ha⁻¹) e os pastos limpos (biomassa total média de 4.4 Mg. ha⁻¹) foram ambos diferentes de todos os demais tipos de uso da terra.

A análise de componente principal mostrou que o eixo 1 e eixo 2 explicam 85 e 8% da variância dos dados, com eigenvalores de 7.44 e 0.69, respectivamente (Figura 3.1).

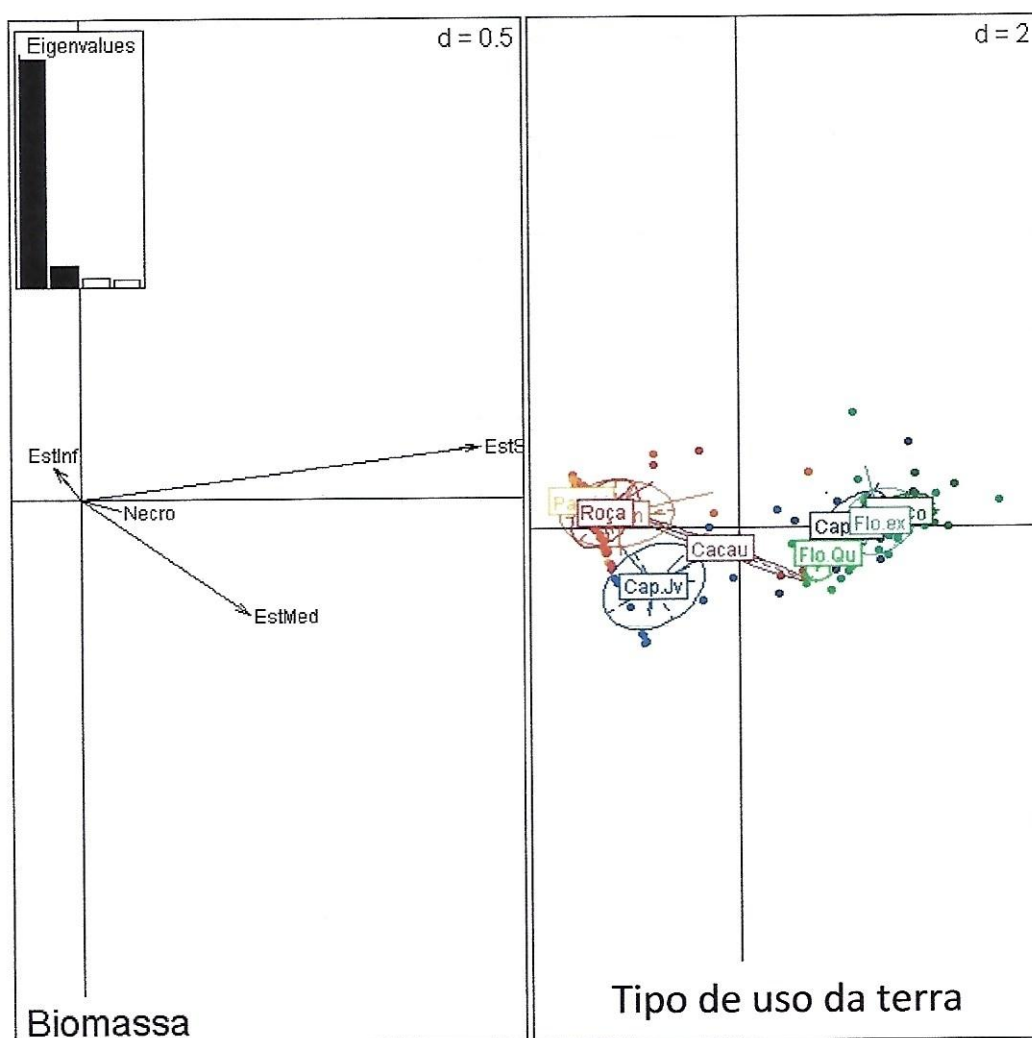


Figura 3.1. Análise de componente principal em 135 pontos usando a biomassa (Mg.ha⁻¹) encontrada em 4 estratos (superior, médio, inferior e necromassa). (A) representa a correlação dos estratos com os eixos. (B) projeção dos pontos agrupado nos nove tipos do uso da terra (ver tabela 3.3). Os círculos representam a média (baricentro) das coordenadas dos diferentes tipos de uso da terra no espaço fatorial.

O estrato superior possui um coeficiente de correlação de 0.92 com o eixo 1 e 0.39 com o eixo 2. O estrato médio com -0,88 com o eixo 2. Três grupos de uso da terra podem ser distinguidos: um grupo explicado pela importante biomassa do estrato superior, com correlação positiva com o eixo 1, formado pelas florestas (conservadas, exploradas e queimadas) e capoeiras velhas; um grupo explicado pela ausência de biomassa no estrato superior, com correlação negativa com o eixo 1, formado pelos pastos (invadidos e limpos) e roças; e um terceiro grupo explicado pela importante biomassa encontrada no estrato médio, com correlação negativa com o eixo 2, formado pelas capoeiras jovens (Figura 3.1). Os pontos de plantio de cacau apresentaram correlação muito baixa com os dois eixos analisados. O teste de Monte-Carlo confirma a existência dos grupos ($p = 0.001$) e mostra que 82% da variabilidade entre os diferentes estratos da biomassa pode ser explicada pela diferença entre os tipos de uso da terra.

3.3.2. Repartição da biomassa nos diferentes estratos por tipo de uso da terra

A repartição da biomassa nos diferentes tipos de uso da terra revela a importância do estrato superior para as florestas e capoeiras velhas, a importância do estrato médio para as capoeiras jovens e da necromassa para as pastagens e roças. Os plantios de cacau possuem uma repartição bem equitativa da biomassa nos quatro estratos estudados, com exceção do estrato inferior que apresenta apenas 13% da biomassa, enquanto os demais estratos apresentaram entre 28 e 30% (Figura 3.2).

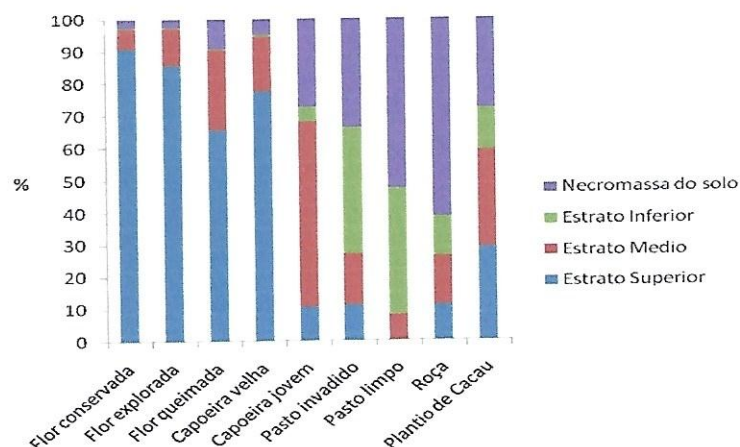


Figura 3.2. Repartição da biomassa média aérea entre os quatro estratos estudados e nos diferentes tipos de uso da terra.

Entre os três tipos de florestas analisadas, a floresta queimada apresentou uma repartição de biomassa diferente das demais florestas, enquanto as florestas conservadas e exploradas apresentaram em média 88% da biomassa no estrato superior e 9% no estrato médio, a floresta queimada apresentou 65 e 25%, respectivamente; essas florestas possuem uma proporção de biomassa no estrato superior similar às capoeiras velhas (77%) e no estrato médio a proporção foi similar ao plantio de cacau (30%) (Kolmogorov-Smirnov Two Sample Test, $p > 0.05$). O estrato inferior e a necromassa nas florestas são proporcionalmente insignificantes, correspondendo a 1% e 2-3%, respectivamente.

Nas florestas conservadas e exploradas e nas capoeiras velhas ocorreram as maiores biomassas devido a alguns indivíduos. Dezesete espécies se destacaram nessa situação, sendo que *Protium apiculatum* Swart apresentou cinco dos 21 indivíduos gigantes (Tabela 3.2). Apenas uma *Bertholletia excelsa* Humb. & Bonpl representou 99.8% da biomassa de uma das capoeiras velhas.

Tabela 3.2. Contribuição das árvores para a biomassa da parcela.

Tipo de uso da terra E local encontrado	Espécie.	Estrato Superior Mg.500m ⁻²	Mg de um Indivíduo	%
Floresta conservada 1	<i>Simaba cedron</i> Planch.	24,9963	9,5	38,1
Floresta conservada 2	Indeterminada (Angelim vermelho*)	19,3209	5,9	30,3
Floresta conservada 2	<i>Protium apiculatum</i> Swart	19,3209	4,0	20,7
Floresta conservada 3	Indeterminada (Maçaranduba*)	28,1476	6,3	22,3
Floresta conservada 4	Indeterminada (Cedrorana*)	54,9482	44,9	81,7
Floresta conservada 5	Indeterminada (Maçaranduba do brejo*)	36,2509	30,4	83,8
Floresta conservada 6	<i>Protium apiculatum</i> Swart (Breu*)	30,5302	10,8	35,3
Floresta conservada 7	<i>Chamaecrista bahiae</i> (H.S. Irwin) Irwin & Barn.	28,7509	9,5	33,1
Floresta conservada 7	<i>Erismia unciatum</i> Warm	28,7509	7,9	27,5
Floresta explorada 1	<i>Dodecastigma integifolia</i> (Lanj) & Sandw	114,6227	35,7	31,2
Floresta explorada 1	<i>Ceiba Pentandra</i> L. (Sumauma*)	114,6227	35,7	31,2
Floresta explorada 1	<i>Iryanthera sagotiana</i> (Bth) Warb	114,6227	28,7	25,0
Floresta explorada 2	<i>Ocotea pethalanthra</i> (Meiss) Mez	36,9133	8,5	23,0
Floresta explorada 2	<i>Hymenaea courbaril</i> L (Jatobá*)	36,9133	10,8	29,2
Floresta explorada 2	<i>Protium apiculatum</i> Swart (Breu*)	36,9133	5,5	14,9
Floresta explorada 3	<i>Protium apiculatum</i> Swart (Breu*)	22,9847	5,5	23,9
Floresta explorada 3	<i>Pouteria cf parviflora</i> (Benth) Radlk	22,9847	4,5	19,4
Floresta explorada 3	<i>Protium apiculatum</i> Swart (Breu*)	22,9847	4,1	17,6
Floresta explorada 4	<i>Carapa guianensis</i> Aubl. (Andiroba*)	27,1787	8,6	31,6
Capoeira velha 1	<i>Ocotea c.f cujumari</i> Mart	24,0783	13,9	57,6
Capoeira velha 2	<i>Bertholletia excelsa</i> Humb. & Bonpl. (Castanha do Brasil*)	34,4202	34,3	99,8

*Nome vulgar

A necromassa é o compartimento mais importante dos pastos limpos (53%) e das roças (62%). Nas roças o restante da biomassa se divide de forma similar entre os outros três estratos e nos pastos limpos há uma concentração de biomassa no estrato inferior (39%). Os pastos invadidos também possuem uma média de 39% de biomassa no estrato inferior, mas apresentam elementos lenhosos nos estrato superior e estrato médio de forma a representar 26% da biomassa encontrada.

3.3.3. *Relações entre densidade e riqueza de plantas na biomassa aérea*

A diferença entre os tipos de uso da terra explica 68% da variabilidade entre os diferentes estratos de densidade e riqueza (Teste de Monte-Carlo, $p=0.001$). A PCA mostrou que o eixo 1 e eixo 2 explicam 74 e 19% da variância dos dados, com eigenvalores de 6.61 e 1.73, respectivamente. As variáveis que apresentaram os maiores coeficientes de correlação foram: densidade do estrato superior (0.45 e 0.60 com os eixos 1 e 2 respectivamente) e do estrato médio (-0.63 e -0.57, com os eixos 1 e 2 respectivamente), riqueza do estrato superior (0.50 com o eixo 2) e do estrato médio (0.49 com o eixo 1).

A análise de Co-Inércia mostrou que as duas matrizes de dados (riqueza e biomassa) compartilham uma estrutura comum, podendo ser explicada 77% de sua variabilidade (Teste de Monte-Carlo, $p=0.001$), o que significa que a co-estrutura descrita pelos eixos 1 e 2 (responsáveis por 98 e 1.81% da variação, respectivamente) é similar à estrutura descritas nas análises realizadas para cada matriz de dados. Os mesmos três grupos de tipos de uso da terra que foram encontrados na PCA de biomassa também podem ser distinguidos na co-inércia entre biomassa, densidade e riqueza Florística da vegetação (Figura 3.3).

3.3.4. *Relações entre solo e biomassa aérea*

A PCA com a matriz de solos mostrou que a diferença entre os tipos de uso da terra explicando 22% da variabilidade das características edáficas analisadas (Teste de Monte-Carlo, $p=0.001$). A PCA mostrou que o eixo 1 e eixo 2 explicam 36.56 e 21.45%, respectivamente, da variância dos dados. Os eigenvalores desses dois eixos foram 0.82 e 0.48, respectivamente. As variáveis que apresentaram os maiores coeficientes de correlação foram: argila (com coeficiente de correlação de 0.55 e 0.48 com os eixos 1 e 2, respectivamente), H^+ (correlação de 0.48 com o eixo 1) e Ca (correlação de 0.67 com o eixo 2).

A análise de Co-Inércia mostrou que as duas matrizes de dados (solos e biomassa) compartilham de uma estrutura comum. 14% da variabilidade compartilhada pode ser explicada (Teste de Monte-Carlo, $p=0.001$). O eixo 1 (responsáveis por 95% da variação)

separou os tipos de usos da terra em pelo menos três grupos distintos, que podem ser visualizados da direita para a esquerda (Figura 3.4), as florestas e capoeiras velhas (grupo 1), os pastos (grupo 2) e roças (grupo 3). Os pontos de plantio de cacau e as capoeiras jovens apresentaram baixa correlação com os dois eixos analisados.

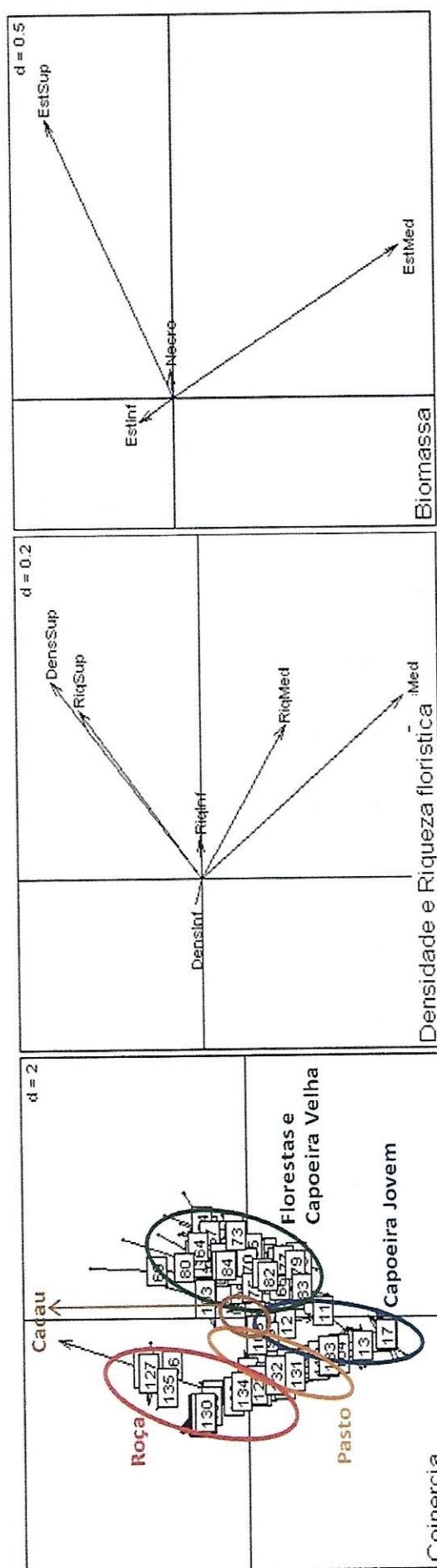


Figura 3.3. (A) Coincência entre biomassa vs densidade e riqueza florística da vegetação, (B) PCA de estrutura da vegetação e (C) biomassa

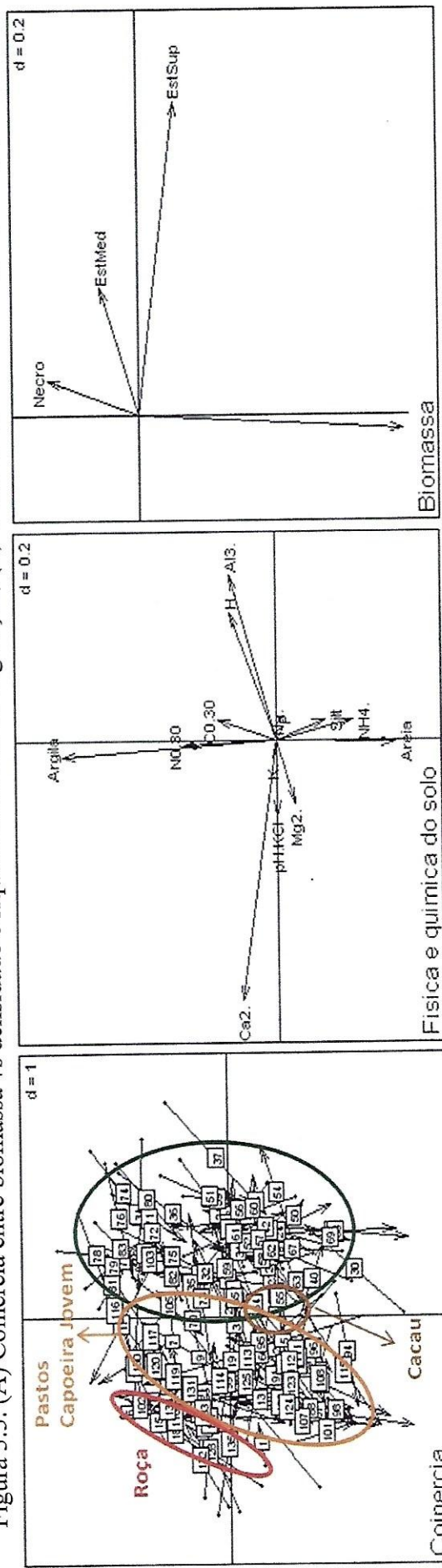


Figura 3.4. (A) Coincência entre biomassa e solos. (B) PCA do solo e (C) biomassa.

3.4. Discussão

Os diferentes tipos de uso da terra dos lotes de agricultores familiares possuem uma biomassa total similar àquelas mostrada por outros autores. A biomassa total média dos 39 plots de florestas conservadas e exploradas (432,8 e 342,5 Mg.ha⁻¹, respectivamente) foram similar ou maior à biomassa reportada por muitos outros estudos da Amazônia brasileira (225 a 486 Mg. ha⁻¹), incluindo as florestas densas e abertas (Fearnside et al., 1993; Brown et al., 1995; Salomão et al., 1996; Laurance et al., 1999; Keller et al., 2001; Cummings et al., 2002; Nascimento e Laurance, 2002; Castilho et al., 2006; Salesa et al., 2007).

As florestas queimadas apresentaram uma biomassa total (100.7 Mg.ha⁻¹) bem inferior àquela encontrada em áreas exploradas e fortemente queimadas (178 Mg.ha⁻¹) na região de Paragominas, Estado do Pará (Gerwing, 2002). A perda de biomassa foi aproximadamente 77% em relação à biomassa encontrada nas florestas conservadas. No entanto, as florestas queimadas são temporárias nas áreas de agricultores familiares; elas serão transformadas em outros tipos de uso da terra, perdendo mais biomassa. Por outro lado, as capoeiras velhas apresentam uma recuperação de biomassa em relação às roças e pastos da ordem de 1920%, embora ainda não apresentam a metade (apenas 45%) da biomassa das florestas conservadas e exploradas.

Neste estudo as capoeiras velhas apresentaram valores de biomassa total (192,5 Mg.ha⁻¹, que se aproximam mais aos valores encontrados para as florestas conservadas e exploradas do que para as capoeiras jovens (21,6 Mg.ha⁻¹), por isso a PCA agrupou essas capoeiras velhas junto com as florestas. A idade da capoeira, a presença de indivíduos remanescentes da floresta original, e o uso anterior (se pasto ou roça) são fatores determinante para o resultado de biomassa encontrado (Salimon e Brown, 2000; Fearnside e Guimarães, 1996). A biomassa acima do solo mostrada por outros autores varia entre 1 e 257 Mg. ha⁻¹ para capoeiras entre 2 e 35 anos (Salimon e Brown, 2000; Steininger, 2000; Zarin et al., 2001). Segundo Feldspausch et al.(2004), uma capoeira pode acumular cerca de 128,1 Mg.ha⁻¹ de biomassa seca acima do solo em 12 a 14 anos. Nas capoeiras estudadas não foi possível estimar a idade, mas as capoeiras velhas devem ter mais de 15 anos e as novas menos de 5 anos; também não separamos as capoeiras pelo uso anterior (se pasto ou roça), mas Zarin et al. (2001) mostrou que não há diferença significativa na acumulação da biomassa entre as capoeiras originadas após a pastagens ou roças.

A biomassa encontrada nos pastos limpos (4,4 Mg. ha⁻¹) apresentou valores dentro da amplitude encontrada por Numata et al. (2007) nos pastos de Rondônia (entre 1,8 e 9,91 Mg.

ha⁻¹), mas valores bem inferiores à média usada por Guild et al. (2004), que foi de 79 Mg.ha⁻¹. No entanto, a intensidade de pastoreio e outros fatores ambientais podem provocar uma alta heterogeneidade da biomassa nas pastagens (Shiyomi et al., 1998; Numata et al., 2007).

A diferença encontrada entre os pastos limpos e invadidos pode estar relacionada a três fatores. Primeiro, devido às árvores e arbustos encontrados no estrato superior e médio; esses elementos em sua maioria são remanescentes da floresta original e contribuíram com 43% da biomassa desses pastos, aumentando a biomassa em 155%. Segundo, devido à grande invasão de elementos herbáceos e plântulas de árvores encontradas, no estrato inferior; em média os pastos invadidos possuem maior biomassa (4,1 Mg.ha⁻¹) nesse estrato, que os pastos limpos (1,8 Mg.ha⁻¹). Finalmente, devido à grande quantidade de necromassa encontrada nesses pastos; em média os pastos invadidos possuem maior necromassa (5,0 Mg.ha⁻¹) que os pastos limpos (2,3 Mg.ha⁻¹). Esses resultados indicam que o manejo das pastagens é o principal fator na medida de biomassa em áreas de pequenos produtores. Desde o momento de derruba e queima da floresta, quando os produtores deixam mais ou menos tocos de árvores, que irão compor a necromassa, e também podem acelerar o processo de invasão através do rebroto, passando pela frequência de capina e fogo até a espécie de forrageira usada podem gerar diferenças nos resultados da biomassa dessas pastagens.

As biomassas dos pontos de roças e plantio de cacau são difíceis de comparar com outros dados da literatura. A idade, as espécies presentes e outros fatores ligados ao manejo e ao ambiente podem provocar grandes variações na biomassa mensurada. Os resultados aqui apresentados mostram que as roças apresentam maior biomassa que os pastos limpos e que as áreas de plantação de cacau, embora jovens, apresentam maior biomassa que as capoeiras também jovens, certamente devido ao melhor desenvolvimento das árvores plantadas.

Contudo, os diferentes tipos de uso da terra nas áreas dos agricultores familiares podem ser reduzidos em três grupos de usos de acordo com a biomassa, como mostrada pela PCA. Esses grupos podem ser relacionados com a estratificação da vegetação: aqueles tipos de usos que mantêm um estrato superior, onde as árvores formam um dossel contínuo, característica das vegetações florestais (florestas e capoeiras velhas); aqueles tipos de usos sem o estrato superior, mas com estrato arbustivo denso (capoeiras novas); e aqueles tipos de usos que possuem apenas vegetação herbácea (pastos e roças). Uma classificação simples como essa, apenas pela fisionomia, poderia servir como bom indicador para uma avaliação rápida de biomassa estocada.

Vários autores mostraram que as árvores detêm a maior parte da biomassa das florestas, especialmente as grandes árvores (Brown e Lugo, 1992; Brown et al., 1995; Keller et al.,

2001; Vieira et al., 2004; Nascimento et al., 2007; Paoli et al., 2008; Letcher e Chazdon, 2009; entre outros). Neste trabalho também foram encontrados esses resultados. O estrato superior apresentou entre 79 a 91% da biomassa encontrada nas florestas conservadas e exploradas e capoeiras velhas. Destaca-se nesse estrato a presença de grandes árvores, que em determinados pontos amostrais tiveram uma participação significativa da biomassa (em média 33%).

Nas florestas queimadas a maior participação do estrato médio (média de 25% contra 6 e 11% das florestas conservadas e exploradas) deve ser resultado do maior crescimento dos indivíduos desse estrato, em função da maior luminosidade resultante do fogo que abriu o dossel dessas florestas. No sub-bosque o crescimento é maior em maiores quantidades de luz.

Embora a participação da necromassa nas florestas e capoeiras velhas seja insignificante (entre 1 a 2%) a quantidade encontrada nas parcelas estudadas (entre 5,2 e 8,1 Mg.ha⁻¹) são comparáveis aquelas encontrados por Klinge *et al.* (1975), Uhl *et al.* (1988), Smith *et al.* (1998) e em outras áreas da Amazônia brasileira. A necromassa tem uma participação altamente significativa nas capoeiras jovens, roças, pastos e plantio de cacau (entre 28 e 62%). Esse resultado pode ser uma consequência do manejo da área, em especial da forma como o produtor limpa o solo após a queima da floresta original. Em geral, os agricultores deixam muito restos de troncos e galhos grossos que demoram a se decompor. Por isso, usar apenas a biomassa aérea nesses tipos uso da terra pode levar a uma subestimação da biomassa total.

Nos pontos de plantio de cacau a repartição bem equitativa da biomassa nos quatro estratos estudados deve também estar relacionada com o tempo após a derrubada e queima da floresta original.

A distribuição horizontal da biomassa nas florestas tropicais é bastante heterogênea e parece estar relacionada à presença de grandes árvores, como discutido acima, ou em função de variáveis ambientais. Trabalhos sobre uma relação direta da densidade e riqueza no espaço vertical não foram encontrados na literatura, embora a importância de entendermos essa distribuição possa ajudar nas estimativas feitas por imagens de satélites (Asner *et al.*, 2002; Vieira *et al.*, 2004; Broadbent *et al.*, 2008).

A diversidade de plantas parece não influenciar na biomassa e as diferenças encontradas estão mais ligadas à identidade das espécies presentes na parcela (Hooper e Vitousek, 1997; Hooper *et al.*, 2000; Hedlund *et al.*, 2003; Laossi *et al.*, 2008). No entanto, a Co-Inércia entre as matrizes de biomassa e estrutura da vegetação mostra que a estratificação da densidade-riqueza é similar à estratificação da biomassa e isso ocorre em função do tipo de uso da terra. Esses resultados podem contribuir para estabelecer uma relação de importância dos diferentes

estratos verticais (incluindo a necromassa) na estimativa de biomassa em áreas de pequenos produtores, onde o espaço é dividido em pequenas partes. A riqueza de espécies é um indicador mais fácil de investigar e possui menos incertezas do que as estimativas ou medição de biomassa.

Alguns autores têm mostrado que para um determinado tipo de vegetação as características edáficas são um fator importante na distribuição horizontal da biomassa, especialmente em grande escala (Laurance et al., 1999; Johnson et al., 2000; Malhi et al., 2004, 2006), no entanto, sua influência na escala local é ainda incerto (Malhi et al., 2006). Nesse trabalho verificou-se que as propriedades químicas dos solos estão relacionados com o tipo de uso da terra, mas também com a biomassa. Contudo, era esperado poder separar um mesmo tipo de uso da terra em grupos diferentes, baseados nas diferenças de solos associado com cada tipo de uso da terra, mas isso não foi observado. Provavelmente os resultados são consequência da grande variação das características edáficas em função das alterações da cobertura vegetal. Vários autores têm mostrado mudanças nas características edáficas em função das modificações do tipo de uso da terra (Desjardins et al., 2004; Müller et al., 2004; entre outros).

3.6. Referências bibliográficas

- Achard, F., Eva, H.D., Stibig, H.J., Mayaux, .P, Gallego, J., Richards, T., Malingreau, J.P. 2002. Determination of deforestation rates of the world's humid tropical forests. *Science* 297, 999–1002.
- Alencar, A., Nepstad, D., Mcgrath, D., Moutinho, P., Pacheco, P., Diaz, M.D.C.V., Filho, B. S. 2004. Desmatamento na Amazônia: indo além da emergência crônica. Instituto de Pesquisa Ambiental da Amazônia (Ipam), Manaus, 89 p.
- Alves, D.S. 2007. Cenários de Cobertura e Uso da Terra e Dimensões Humanas no LBA. In: Becker, B.K., Alves, D.S., Costa, W.M. (Eds.) *Dimensões Humanas da Biosfera-Atmosfera na Amazônia*. EDUSP, São Paulo, pp. 39–63.
- Alves, D.S., Morton, D.C., Batistella, M., Roberts, D.A., Souza JR., C. 2009. The changing rates and patterns of deforestation and land use in Brazilian Amazonia. In: M. Keller, M., Bustamante, M., Gash, J., Dias, P.S. (Eds.) *Amazonia and Global Change*, Geophysics Monograph Series, vol. 186. AGU, Washington, pp.11–23.

- Asner, G.P., Palace, M., Keller, M., Pereira Jr., R., Silva, J.N.M., Zweede, J.C. 2002. Estimating canopy structure in an Amazon forest from laser range finder and IKONOS satellite observations. *Biotropica* 34, 483–492.
- Broadbent, E.N., Asner, G.P., Peña-Claros, M., Palace, M., Soriano, M. 2008. Spatial partitioning of biomass and diversity in a lowland Bolivian forest: Linking field and remote sensing measurements. *Forest Ecology and Management* 255, 2602–2616.
- Brown, S., Lugo, A.E. 1992. Aboveground biomass estimates for tropical moist forests of the Brazilian Amazon. *Interciencia* 17, 8-18.
- Brown, I.F., Martinelli, L.A., Thomas, W.W., Moreira, M.Z., Ferreira, C.A.C., Victoria, R.A. 1995. Uncertainty in the biomass of Amazonian forests: an example from Rondônia, Brazil. *Forest Ecology and Management* 75, 175-189.
- Butler, R.A., Laurance, W.F. 2008. New strategies for conserving tropical Forests. *Trends in Ecology and Evolution* 23(9), 469 – 472.
- Castilho, C.V., Magnusson, W.E., Araújo, R.N.O., Luizão, R.C.C., Luizão, F.J., Lima, A.P., Higuchi, N. 2006. Variation in aboveground tree live biomass in a central Amazonian Forest: Effects of soil and topography. *Forest Ecology and Management* 234, 85–96.
- Clark, D.A., Clark, D.B., Rosa, S.M., Marco, V.C.C. 1995. Edaphic and human effects on landscape-scale distributions of tropical rain forest plants. *Ecology* 76, 2581-2594.
- Costa, F.A. 2009. Dinâmica agrária e balanço de carbono na Amazônia. *Economia* 10(1), 117-151.
- Cummings, D.L., Kauffman, J.B., Perry, D.A., Hughes, R.F. 2002. Aboveground biomass and structure of rainforests in the southwestern Brazilian Amazon. *Forest Ecology and Management* 163, 293-307.
- Daily, G. 1997. Introduction. In: Daily, G. (Ed.), *Nature's Services: Societal Dependence on Natural Ecosystems*. Island Press, Washington, DC, p. 392.
- DeFries, R.S., Houghton, R.A., Hansen, M.C. Field, C.B., Skole, D. and Townshend, J. 2002. Carbon emissions from tropical deforestation and regrowth based on satellite observations for the 1980s and 90s. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 99, 14256–14261.
- Desjardins, T., Barros, E., Sarrazin, M., Girardin, C., Mariotti, A. 2004. Effects of forest conversion to pasture on soil carbon content and dynamics in Brazilian Amazonia. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 103, 365–373.

- Dilling, L., Doney, S.C., Edmonds, J., Gurney, K.R., Harriss, R., Schimel, D., Stephens, B., Stokes, G. 2003. The role of carbon cycle observations and knowledge in carbon management. *Annu. Rev. Environ. Resour* 28, 521–58.
- Dolédec, S., Chessel, D. 1994. Co-Inertia analysis: an alternative method for studying species-environment relationships. *Freshwater Biology* 31, 277-294.
- Embrapa. 1979. Manual de métodos de análise de solo. Serviço Nacional de Levantamento e Conservação de Solo, Rio de Janeiro, 247p.
- Eva, H.D., Achard, F., Stibig, H.J., Mayaux, P. 2003. Response to comment on ‘determination of deforestation rates of the world’s humid tropical forests’. *Science* 299, 1015b.
- Fearnside, P.M. 2006. Desmatamento na Amazônia: dinâmica, impactos e controle. *Acta Amazonica* 36(3), 395-400.
- Fearnside, P.M., Laurance, W.F. 2003. Response to Comment on ‘determination of deforestation rates of the world’s humid tropical forests’. *Science* 299, 1015a.
- Fearnside, P.M., Guimarães, W.M. 1996. Carbon uptake by secondary forests in Brazilian Amazonia. *Forest Ecology and Management* 80(1), 35-46.
- Fearnside, P.M., Leal Jr., N., Fernandes, F.M. 1993. Rainforest burning and the global budget: biomass, combustion efficiency, and charcoal formation in the Brazilian Amazon. *J. Geophys. Res.* 98, 16733-16743.
- Feldpausch, T.R., Rondon, M.A., Fernandes, E.C.M., Riha, S.J., Wandelli, E. 2004. Carbon and nutrient accumulation in secondary forests regenerating on pastures in Central Amazonia. *Ecological Applications* 14(4) Supplement, 164–176.
- Ferraro, P.J. 2008. Asymmetric information and contract design for payments for environmental services. *Ecological Economics* 65, 810 – 821.
- Gerwing, J.J. 2002. Degradation of forests through logging and fire in the eastern Brazilian Amazon. *Forest Ecology and Management* 157, 131–141.
- Guild, L.S., Kauffman, J.B., Cohen, W.B., Hlavka, C.A., Ward, D.E. 2004. Modeling biomass burning emissions for amazon forest and pastures in Rondônia, Brazil. *Ecological Applications* 14(4) supplement, 232-246.
- Gullison, R.E., Frumhoff, P.C., Canadell, J.G., Field, C.B., Nepstad, D.C., Hayhoe, K., Avissar, R., Curran, L.M., Friedlingstein, P., Jones, C.D., Nobre, C. 2007. Tropical forests and climate policy. *Science* 316, 985–986.

- Hedlund, K., Santa Regina I., Van der Putten, W. H., Leps, J., Díaz, T., Korthals, G. W., Lavorel, S., Brown, V.K., Gormsen, D., Mortimer S.R., Rodríguez Barrueco, C., Roy, J., Smilauer, P., Smilauerová, M., Van Dijk, C. 2003. Plant species diversity, plant biomass and responses of the soil community on abandoned land across Europe: idiosyncrasy or above-belowground time lags. *Oikos* 103, 45–58.
- Higuchi, N., Santos, J., Ribeiro, R.J., Minette, L., Biot, Y.. 1998. Biomassa da parte aérea da vegetação da floresta tropical úmida de Terra-Firme da Amazônia Brasileira. *Acta Amazonica* 28(2), 153-166.
- Hooper, D.U., Bignell, D.E., Brown, V.K., Brussaard, L., Dangerfield, J.M., Wall, D.H., Wardle, D.A., Coleman, D.C., Giller, K.E., Lavelle, P., Van der Putten, W.H., De Ruiter, P.C., Rusek, J., Silver, W.L., Tiedje, J.M., Wolters, V., 2000. Interactions between aboveground and belowground biodiversity in terrestrial ecosystems: patterns, mechanisms, and feedbacks. *Bioscience* 50, 1049–1061.
- Houghton, R.A. 2005. Aboveground Forest Biomass and the Global Carbon Balance. *Global Change Biology* 11, 945–958.
- Houghton, R.A. 2003. Revised estimates of the annual net flux of carbon to the atmosphere from changes in land use and land management 1850–2000. *Tellus* 55B, 378–390.
- Houghton, R.A., Lawrence, K.L., Hackler, J.L., Brown, S. 2001. The spatial distribution of forest biomass in the Brazilian Amazon: a comparison of estimates. *Global Change Biology* 7, 731–746.
- Hooper, D.U., Vitousek, P.M. 1997. The effects of plant composition and diversity on ecosystem processes. *Science* 277, 1302–1305.
- Johnson, C.M., Zarin, D.J., Johnson, A.H. 2000. Post-disturbance aboveground biomass accumulation in global secondary forests. *Ecology* 81, 1394–1401.
- Jones, M.M., Tuomisto, H., Clark, D.B., Olivas, P. 2006. Effects of mesoscale environmental heterogeneity and dispersal limitation on floristic variation in rain forest ferns. *Journal of Ecology* 94, 181–195.
- Kass, D.C.L., Somarriba, E. 1999. Traditional fallows in Latin America. *Agroforestry Systems* 47, 13–36.
- Keller, M., Palace, M., Hurtt, G. 2001. Biomass estimation in the Tapajos National Forest, Brazil: Examination of sampling and allometric uncertainties. *Forest Ecology and Management* 154, 371-382.

- Kennard, D.K. 2002. Secondary forest succession in a tropical dry forest: patterns of development across a 50-year chronosequence in lowland Bolivia. *Journal of Tropical Ecology* 18, p.53-66.
- Klinge, H., Rodrigues, W.W., Brunig, E., Fittkau, E.J., 1975. Biomass and structure in a central Amazonian rain forest, in: Golley, F.B., Medina, E. (Eds.). *Tropical Ecological Ecosystems: Trends in Terrestrial and Aquatic Research*. Springer-Verlag, New York, p. 115-122.
- Laossi, K-R., Barot, S., Carvalho, D., Desjardins, T., Lavelle, P., Martins, M., Mitja, D., Rendeiro, A.C., Rousseau, G., Sarrazin, M., Velasquez, E., Grimaldi, M. 2008. Effects of plant diversity on plant biomass production and soil macrofauna in Amazonian pastures. *Pedobiologia* 51, 397-407.
- Laurance, W.F. 2008. Can carbon trading save vanishing forests? *Bioscience* 58, 286–287.
- Laurance, W.F., Fearnside, P.M., Laurance, S.G., Delamonica, P., Lovejoy, T.E., Rankin-de Merona, J.M., Chambers, J.Q., Gascon, C. 1999. Relationship between soils and Amazon forest biomass: a landscape-scale study. *Forest Ecology and Management* 118, 127-138.
- Lescure, J.P., Boulet, R. 1985. Relationships between soil and vegetation in a tropical rain forest in French Guiana. *Biotropica* 17, 155–164.
- Letcher, S.G., Chazdon, R.L. 2009. Rapid Recovery of Biomass, Species Richness, and Species Composition in a Forest Chronosequence in Northeastern Costa Rica. *Biotropica* 41(5), 608–617.
- Malhi, Y., Wood, D., Baker, T.R., Wright, J., Phillips, O.L., Cochrane, T., Meir, P., Chave, J., Almeida, S., Arroyo, L., Higuchi, N., Killeen, T.J., Laurance, S.G., Laurance, W.F., Lewis, S.L., Monteagudo, A., Neill, D.A., Vargas, P.N., Pitman, N.C.A., Quesada, C.A., Salomão, R., Silva, J.N.M., Lezama, A.T., Terborgh, J., Martínez, R.V., Vinceti, B. 2006. The regional variation of aboveground live biomass in old-growth Amazonian forests. *Global Change Biology* 12, 1–32.
- Malhi, Y., Baker, T.R., Phillips, O.L., Almeida, S., Alvarez, E., Arroyo, L., Chave, J., Czimczik, C.I., Fiore, A., Higuchi, N., Killeen, T.J., Laurance, S.G., Laurance, W.F., Lewis, S.L., Montoyat, L.M.M., Monteagudo, A., Neill, D.A., Vargas, P.N., Patiño, S., Pitman, N.C.A., Quesada, C.A., Salomão, R., Silva, J.N.M., Lezama, A.T., Martínez, R.V., Terborgh, J., Vinceti, B., Lloyd, J. 2004. The above-ground coarse wood productivity of 104 Neotropical forest plots. *Global Change Biology* 10, 563–591.

- MARA:Ministério da Agricultura e Reforma Agrária. 1992. Normais climatológicos (1961-1990). Brasília, Secretaria Nacional de Irrigação. Departamento Nacional de Meteorologia. 84p
- Müller, M.M.L., Guimarães, M.F., Desjardins, T., Mitja, D. 2004. The relationship between pasture degradation and soil properties in the Brazilian amazon: a case study. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 103, 279–288.
- Nascimento, H.E.M., Laurance, W.F. 2002. Total aboveground biomass in central Amazonian rainforests: a landscape-scale study. *Forest Ecology and Management* 168, 311–321
- Nascimento, M.T., Barbosa, R.I., Villela, D.M., Proctor, J. 2007. Above-ground biomass changes over an 11-year period in an Amazon monodominant forest and two other lowland forests. *Plant Ecology* 192, 181–191.
- Nelson, B.W., Mesquita, R., Pereira, J.L.G., Souza, S.G.A., Batista, G.T., Couto, L.B. 1999. Allometric regressions for improved estimate of secondary forest biomass in the central Amazon. *Forest Ecology and Management* 117, 149–167.
- Numata, I., Roberts, D.A., Chadwick, O.A., Schimel, J., Sampaio, F.R., Leonidas, F.C., Soares, J.V. 2007. Characterization of pasture biophysical properties and the impact of grazing intensity using remotely sensed data. *Remote Sensing of Environment* 109, 314–327.
- Oliveira-Filho, F.B., Metzger, J.P. 2006. Thresholds in landscape structure for three common deforestation patterns in the Brazilian Amazon. *Landscape Ecology* 21, 1061–1063.
- Pansu, M., Gautheyrou, J. 2006. *Handbook of soil Analysis: mineralogical, organic and inorganic methods*. New York, Springer, 993p.
- Paoli, G.D., Curran, L.M., Slik, J.W.F. 2008. Soil nutrients affect spatial patterns of aboveground biomass and emergent tree density in southwestern Borneo. *Oecologia* 155, 287–299.
- Pélissier, R., Dray, S., Sabatier, D. 2002. Within-plot relationships between tree species occurrences and hydrological soil constraints: an example in French Guiana investigated through canonical correlation analysis. *Plant Ecology* 162, 143–156.
- Peres, C.A., Gardner, T.A., Barlow, J., Zuanon, J., Michalski, F., Lees, A.C., Vieira, I.C.G., Moreira, F.M.S., Feerly, K.J. 2010. Biodiversity conservation in human-modified Amazonian forest landscapes. *Biological Conservation* 143, 2314–2327.
- Portela, R., Rademacher, I. 2001. A dynamic model of patterns of deforestation and their effect on the ability of the Brazilian Amazonia to provide ecosystem services. *Ecological Modelling* 143, 115–146.

- Quesada, C.A., Lloyd, J., Schwarz, M., Baker, T.R., Phillips, O.L., Patino, S., Czimczik, C., Hodnett, M.G., Herrera, R., Arneeth, A., Lloyd, G., Malhi, Y., Dezzio, N., Luizão, F.J., Santos, A.J.B., Schmerler, J., Arroyo, L., Silveira, M., Priante Filho, N., Jimenez, E.M., Paiva, R., Vieira, I., Neill, D.A., Silva, N., Peñuela, M.C., Monteagudo, A., Vásquez, R., Prieto, A., Rudas, A., Almeida, S., Higuchi, N., Lezama, A.T., López-González, G., Peacock, J., Fyllas, N.M., Alvarez D'ávila, E., Erwin, T., Di Fiore, A., Chao, K.J., Honorio, E., Killeen, T., Peña Cruz, A., Pitman, N., Núñez Vargas, P., Salomão, R., Terborgh, J., Ramírez, H., 2009. Regional and large-scale patterns in Amazon forest structure and function are mediated by variations in soil physical and chemical properties, *Biogeosciences Discuss.* 6, 3993–4057. <http://www.biogeosciences-discuss.net/6/3993/2009/>
- R-Development-Core-Team, 2009. R: A Language and Environment for Statistical Computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria, ISBN 3-900051-07-0, URL <http://www.R-project.org>.
- Sabatier D., Grimaldi M., Prévost M.F., Guillaume J., Godron M., Dosso M., Pierre, C. 1997. The influence of soil cover organization on the floristic and structural heterogeneity of a Guianan rain forest. *Plant Ecology* 131, 81–108.
- Salesa, M.H., Souza Jr., C.M., Kyriakidis, P.C., Roberts, D.A., Vidal, E. 2007. Improving spatial distribution estimation of forest biomass with geostatistics: A case study for Rondônia, Brazil. *Ecological Modelling* 205, 221–230.
- Salimon, C.I., Brown, F. 2000. Secondary forest in western Amazonia: significant sinks for carbon released from deforestation? *Interciencia* 25(4), 198–202.
- Salomão, R.P., Nepstad, D.C., Vieira, I.C. 1996. Biomassa e estrutura de florestas tropicais e o efeito estufa. (Biomass and structure of tropical forests and the greenhouse effect). *Ciencia Hoje* 21, 38–47.
- SEPOF: Secretaria de Estado de Planejamento, Orçamento e Finanças. 2011. Estatísticas Municipais Paraense: Pacaja'. Belém, Instituto de Desenvolvimento Econômico, Social e Ambiental do Pará, 44p.
- SEPOF: Secretaria de Estado de Planejamento, Orçamento e Finanças. 2011. Estatísticas Municipais Paraense: Parauapebas. Belém, Instituto de Desenvolvimento Econômico, Social e Ambiental do Pará, 41p.
- Shiyomi, M., Okada, M., Takahashi, S., Tang, Y. 1998. Spatial pattern changes in aboveground plant biomass in a grazing pasture. *Ecological Research* 13, 313–322.

- Silva, B.N.R., Silva, L.G.T., Sampaio, S.M.N. 2002. Solos e aptidão agrícola das terras da área do PA Agroextrativista Praia Alta e Piranha no Município de Nova Ipixuna, Sudeste do estado do Pará. Embrapa Amazônia Oriental, Belém.
- Smith, K., Gholz, H.L., Oliveira, F.A. 1998. Litterfall and nitrogen-use efficiency of plantations and primary forest in the eastern Brazilian Amazon. *Forest Ecology and Management* 109, 209-220.
- Steininger, M.K. 2000. Secondary forest structure and biomass following short and extended land-use in central and southern Amazonia. *J Trop Ecol* 16, 689-708.
- Ter Steege, H., Jetten, V.G., Polak, A.M., Werger, M.J.A. 1993. Tropical rain forest types and soil factors in a watershed area in Guyana. *Journal of Vegetation Science* 4, 705-716.
- Thioulouse, J., Chessel, D., Dodelec, S., Olivier, J.M. 1997. ADE-4: a multivariate analysis and graphical display software. *Statistics and computing* 7, 75-83.
- Uhl, C., Buschbacher, R., Serrão, E.A., 1988. Abandoned pastures in eastern Amazonia. I. Patterns of plant succession. *J. of Ecol.* 76, 663-681.
- Veloso, H.P., Japiassu, A.M.S., Goes Filho, L., Leite, P.F. 1974. As regiões fitoecológicas, sua natureza e seus recursos econômicos: estudo fitogeográfico da área abrangida pelas folhas 3B 22 Araguaia e SC.22 Tocantins. In: Projeto Radam Brasil. Rio de Janeiro, cap. 4, p.1-119 (levantamento de Recursos naturais 4).
- Veloso, H.P., Rangel Filho, A.L.R., Lima, J.C. A. 1991. Classificação da vegetação brasileira adaptada a um sistema universal. Rio de Janeiro, IBGE, Departamento e recursos naturais e Estudos Ambientais, 124p.
- Vieira, S., Camargo, P.B., Selhorst, D., Silva, R., Hutyra, L., Chambers, J.Q., Brown, I.F., Higuchi, N., Santos, J., Wofsy, S., Trumbore, S.E., Martinelli, L.A., 2004. Forest structure and carbon dynamics in Amazonian tropical rain forest. *Oecologia* 40, 468-479.
- Walker, R., Moran, E., Anselin, L. 2000. Deforestation and cattle ranching in the Brazilian Amazon: External capital and household processes. *World Development* 28(4), 683-699.
- Wunder, S. 2007. The Efficiency of Payments for Environmental Services in Tropical Conservation. *Conservation Biology* 21(1), 48-58.
- Zarin, D.J., Ducey, M.J., Tucker, J.M., Salas, W.A. 2001. Potential Biomass Accumulation in Amazonian Regrowth Forests. *Ecosystems* 4, 658-668.

4. ESTOQUE DE CARBONO NA BIOMASSA AÉREA DE TRÊS ÁREAS DE PEQUENOS PRODUTORES DA REGIÃO DO ARCO DO DESMATAMENTO

4.1. Introdução

O Mecanismo de Desenvolvimento Limpo (MDL) é uma modalidade de projetos dentro do protocolo de Kyoto, para mitigar o aquecimento global e contribuir para o desenvolvimento sustentável (Yu, 2004). Através do MDL o Brasil pode oferecer aos países desenvolvidos Reduções Certificadas de Emissões (RCE), também conhecidas como “créditos de carbono” (Rocha, 2003). Entretanto, em 2001 a Conferência das Partes (COP) da United Nations Framework on Climate Change Convention – UNFCCC) estabeleceu que somente seriam elegíveis ao MDL as atividades de reflorestamento e/ou florestamento, e que; essas áreas precisam ser caracterizadas como não-florestais (Rocha, 2003). Deste modo, observamos que o MDL contempla somente a atividade de reflorestamento, que é incipiente na Amazônia, notadamente quando se refere à agricultura familiar.

Em 2007, na Conferência das Partes (COP) foi estabelecido que poderia haver compensação àqueles países em desenvolvimento que, voluntariamente, demonstrarem Reduções de Emissões Resultantes do Desmatamento e da Degradação de Florestas (REDD). Programas REDD são definidos como sendo um conjunto de medidas assumidas por um país que resulte em compensações pelas reduções de emissões de carbono oriundas do desmatamento, desde que tais reduções sejam mensuráveis, verificáveis, quantificáveis e demonstráveis (CGEE/IPAM/SAE, 2011; Nepstad et al., 2011).

Tanto o MDL como o REDD são mecanismos difíceis de serem implantados na agricultura familiar da Amazônia, vista até então como emissora de poluentes e redutoras da biodiversidade.

Na agricultura familiar, as mudanças no uso da terra e no seu manejo alteram a capacidade dos ecossistemas de fornecerem serviços essenciais, dentre os quais o seqüestro de carbono. Houghton (2010) considera importante entender o quanto essas modificações no uso da terra influenciam no fluxo de carbono. Na discussão dos serviços ambientais, não tem sido levado em conta, por exemplo, o papel das vegetações secundárias ou capoeiras, originadas dos sistemas agrícolas familiares (Costa, 2009).

A crescente preocupação com o aquecimento global tem incentivado pesquisas sobre os estoques e fluxos globais de carbono (Bernoux et al., 2002; Silver et al., 2004; Zarin et al., 2005; Burgermeister, 2007; Morris et al., 2007). O solo e a fitomassa são os principais compartimentos avaliados (Bernoux et al., 2001). Apesar dos crescentes esforços, muitas

lacunas no conhecimento permanecem (Schulman et al., 2007) decorrentes, em grande parte, da ampla extensão e heterogeneidade do bioma amazônico

A quantificação dos serviços ecossistêmicos oferecidos pelas paisagens agrícolas, bem como dos impactos de diferentes cenários de sistemas produtivos sobre estes serviços pode subsidiar ações de educação, políticas públicas e mercado, gerando impactos socioeconômicos positivos para a sociedade. Pagamentos por serviços ecossistêmicos prestados são vistos como uma janela de oportunidade para melhorar a qualidade de vida de comunidades rurais na Amazônia (Costa, 2009). Falta, entretanto, conhecimento quantitativo sobre os serviços ecossistêmicos associados com a agricultura.

Nesse sentido esse trabalho visa elucidar algumas lacunas sobre o estoque de Carbono na agricultura familiar amazônica, utilizando a mesma metodologia aplicada em campo para comparar o estoque de biomassa de três áreas de agricultores familiares localizada no arco do desmatamento. O primeiro objetivo foi comparar a porcentagem de carbono existente nas três áreas para eliminar as incertezas metodológicas sobre a porcentagem de carbono existente na biomassa aérea. O segundo objetivo foi determinar a quantidade de carbono estocada em cada uso da terra e comparar o mesmo tipo de uso entre as três áreas. E por fim, foi comparada o estoque de carbono total entre as três áreas.

4.2. Material e Métodos

O estudo foi realizado em três comunidades localizadas nos municípios de Nova Ipixuna, Parauapebas e Pacajá.

Uma descrição da área de estudo e todos os métodos empregados foram apresentados no capítulo 2 desta tese. Para não haver uma repetição dessa apresentação, aqui serão apresentados apenas os métodos que diferenciam esse capítulo.

4.2.1. Medição de Carbono

A porcentagem de carbono foi medida em 225 árvores coletadas aleatoriamente nos pontos inventariados nas três áreas, e em várias amostras aleatórias do estrato inferior e necromassa. O número de amostras para medição de carbono variou muito em função da área, dos estratos e tipo de uso da terra; por isso, a quantidade de amostras é apresentada junto aos resultados.

Para medir a porcentagem de carbono, o material coletado foi seco em estufa, triturado em um moinho de facas e peneirado em peneira de malha 60 mesh, e submetidas às análises de carbono por queima total no aparelho analisador de carbono Leco CNS-2000. Essa análise

em Parauapebas ($40,545 \pm 3,379$ com $CV = 8\%$), que foi maior que a porcentagem encontrada em Nova Ipixuna ($37,896 \pm 4,216$ com $CV = 11\%$) (Figura 1).

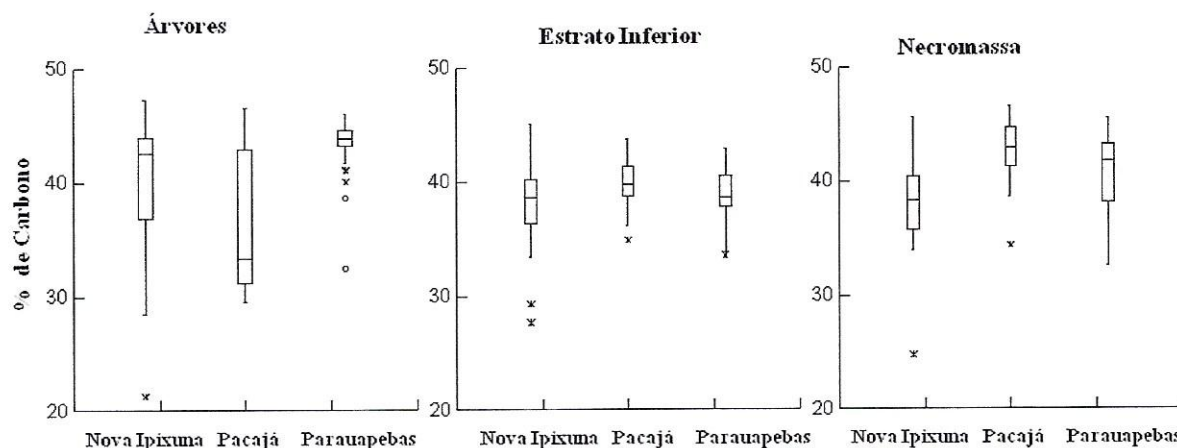


Figura 4.1. Porcentagem de carbono encontrada nas árvores, estrato inferior e necromassa das três áreas estudadas.

4.3.2. Quantidade de carbono nos diferentes tipos de uso da terra

A quantidade de Carbono encontrado nos diferentes tipos de uso da terra variou muito; o desvio padrão e coeficiente de variação foram muito altos (Tabela 4.1). A quantidade de Carbono encontrada em cada tipo de uso da terra foi similar nas diferentes áreas, exceto as florestas conservadas que apresentaram maior teor de Carbono em Pacajá do que em Nova Ipixuna. No entanto, as comparações não puderam ser realizadas para todos os tipos de uso da terra, devido à reduzida quantidade de pontos amostrais em algumas áreas.

Considerando as médias de cada tipo de uso da terra, e considerando que as Florestas conservadas apresentam 100% do Carbono das florestas primárias da região, a relação de conservação de Carbono nos tipos de uso da terra foi decaindo na seguinte ordem: Floresta Conservada (100% do Carbono), Floresta Explorada (79%), Capoeiras Velhas (46%), Floresta Queimadas (27%), Plantio de Cacau (8%), Capoeiras Jovens (5%), Pastos Invadidos (4%), Roças (2%), Pastos Limpos (1%).

Tabela 4.1. Média e desvio padrão da quantidade de Carbono (Mg C. ha⁻¹) nos diferentes tipos de uso da terra encontrados nas três áreas estudadas. CV = coeficiente de variação; n=número de pontos amostrais. Letras diferentes nas linhas significam diferenças estatísticas (Kruskal-Wallis teste p<0,05).

Tipos de uso da terra	Nova Ipixuna	Pacajá	Parauapebas
Floresta Conservada	115,16 ± 58,338a CV=0,51 - n=8	219,971 ± 113,013b CV=0,51 - n=7	-
Floresta Explorada	98,311 ± 18,317a CV=0,19 - n=3	152,712 ± 197,599 a CV=1,294 - n=16	72,358 ± 34,275a CV=0,47 - n=5
Floresta Queimadas	-	-	43,619 ± 18,855 CV=0,43 - n=10
Capoeiras Velhas	88,494 ± 90,944a CV=1,03 - n=9	81,59 ± 37,399a CV=0,46 - n=4	30,668 ± 10,296a CV=0,34 - n=3
Capoeiras Jovens	8,391 ± 3,831a CV=0,46 - n=4	8,915 ± 2,113a CV=0,24 - n=5	8,788 ± 6,282a CV=0,72 - n=6
Pastos Invasidos	4,004 ± 2,216a CV=0,55 - n=11	6,767 ± 3,693a CV=0,55 - n=6	14,100 ± 17,279a CV=1,225 - n=4
Pastos Limpos	2,068 ± 0,762a CV=0,37 - n=9	2,549 n=1	1,345 ± 0,900a CV=0,67 - n=7
Roças	1,237 n=1	2,887 e 6,079 n=2	3,049 ± 1,547 CV=0,51 - n=10
Plantio de Cacau	-	13,769 ± 10,586 CV= 0,77 - n=4	-

4.3.3. Quantidade de Carbono por Área

O teor de carbono apresentou grande variação em todos os lotes e em todos os estratos estudados. Todos os estratos apresentaram diferenças significativas entre as três áreas (Tabela 4.2).

Em Pacajá foi encontrada o maior teor de carbono nos estratos superior, médio e necromassa (médias de 89,61, 6,16 e 2,64 Mg C.ha⁻¹, respectivamente). Em consequência, também apresentou o maior teor de carbono total (99,16 Mg C.ha⁻¹). Nova Ipixuna apresentou o maior teor de carbono no estrato inferior (0,94 Mg C.ha⁻¹). Parauapebas apresentou o menor teor de carbono total (média de 23,08 Mg C.ha⁻¹).

A distribuição de carbono nos estratos foi diferente nas áreas (Chi-quadrado = 42,065 gl = 6; P < 0.001). Em Pacajá, o estrato superior representou 58% do carbono existente e os demais estratos apresentam uma repartição mais equitativa do restante do carbono (17, 10 e 15%). Em Nova Ipixuna, o estrato superior também apresentou a maior parte do carbono (39%), no entanto o estrato inferior se destaca com 27% do carbono. Em Parauapebas, o teor de carbono do estrato superior é similar ao encontrado na necromassa (34%) e o estrato médio alcança 27%, nessa área o estrato inferior é praticamente insignificante (3%) (Figura 4.2).

Tabela 4.2. Média e Desvio padrão do teor de Carbono em Mg C.ha⁻¹ encontrada nos 27 lotes estudados.

Código do Lote	n	Estrato Superior	Estrato Médio	Estrato inferior	Necromassa	Biomassa Total
Nova Ipixuna						
BMB108	5	21,16 + 32,07	2,74 + 2,86	0,82 + 0,37	1,53 + 0,83	26,25 + 34,80
BMB109	5	27,12 + 46,87	4,76 + 5,13	0,54 + 0,29	3,71 + 3,54	36,13 + 49,44
BMB115	5	22,02 + 49,23	1,38 + 3,08	1,44 + 1,03	0,62 + 0,83	25,46 + 52,62
BMB206	5	73,87 + 115,96	2,01 + 2,04	0,79 + 0,73	1,32 + 0,56	77,99 + 116,33
BMB209	5	45,59 + 83,34	3,71 + 2,62	0,95 + 1,00	2,27 + 1,46	52,52 + 84,97
BMB212	5	16,10 + 35,99	2,45 + 2,90	1,28 + 0,79	2,39 + 2,55	22,23 + 37,32
BMB307	5	16,16 + 36,14	1,36 + 1,60	1,70 + 1,00	0,87 + 0,66	20,09 + 37,27
BMB308	5	62,08 + 83,35	3,77 + 3,17	0,59 + 0,39	1,62 + 1,13	68,06 + 86,32
BMB310	5	84,73 + 66,56	5,90 + 3,57	0,35 + 0,42	2,54 + 1,04	93,51 + 67,94
BMB Média	45	0,98 + 65,42	3,12 + 3,20	0,94 + 0,78	1,87 + 1,78	46,91 + 67,06
Pacajá						
BPC102	5	35,59 + 55,25	4,96 + 3,01	0,41 + 0,44	2,06 + 0,95	43,01 + 55,95
BPC112	5	301,76 + 347,71	6,28 + 6,28	0,82 + 0,66	2,09 + 1,88	310,94 + 352,89
BPC119	5	23,78 + 32,30	6,33 + 7,32	0,68 + 0,36	1,94 + 1,38	32,74 + 38,34
BPC203	5	104,27 + 115,77	5,93 + 4,49	0,71 + 0,75	2,31 + 0,46	113,21 + 117,96
BPC207	5	101,98 + 107,63	8,72 + 4,13	0,32 + 0,10	1,89 + 0,36	112,91 + 109,26
BPC216	5	56,13 + 34,51	6,58 + 3,77	0,55 + 0,37	1,97 + 0,93	65,23 + 36,71
BPC305	5	68,94 + 81,75	3,63 + 3,32	0,93 + 1,18	4,39 + 4,02	77,90 + 80,99
BPC308	5	22,75 + 27,76	8,43 + 6,44	0,93 + 0,95	1,97 + 0,47	34,08 + 32,89
BPC315	5	91,30 + 74,53	4,65 + 3,17	1,29 + 1,64	5,19 + 2,07	102,44 + 72,23
BPC Média	45	89,61 + 146,93	6,16 + 4,71	0,74 + 0,82	2,64 + 1,99	99,16 + 148, 48
Parauapebas						
BPR1424	5	7,44 + 16,64	0,55 + 0,54 +	0,10 + 0,03	2,15 + 1,70	10,24 + 16,77
BPR1426	5	8,48 + 16,01	2,02 + 3,63	0,06 + 0,03	1,14 + 0,25	11,71 + 19,74
BPR1434	5	21,69 + 22,56	6,42 + 4,51	0,18 + 0,26	3,46 + 0,56	31,76 + 23,04
BPR2447	5	28,96 + 50,51	5,74 + 8,00	0,10 + 0,07	1,09 + 0,25	35,89 + 56,15
BPR2450	5	27,83 + 33,68	7,60 + 7,39	0,06 + 0,05	2,53 + 1,43	38,03 + 35,95
BPR2475	5	0,00	4,92 + 4,32	0,04 + 0,01	1,30 + 0,93	6,25 + 5,01
BPR3555	5	24,20 + 25,97	4,89 + 3,43	0,08 + 0,09	2,92 + 1,41	32,10 + 29,03
BPR3558	5	12,80 + 20,67	3,46 + 4,72	0,11 + 0,09	1,90 + 0,98	18,27 + 23,43
BPR3583	5	14,27 + 9,08	7,57 + 5,53	0,11 + 0,10	1,52 + 0,57	23,47 + 12,96
BPR Média	45	16,19 + 25,08	4,80 + 5,17	0,09 + 0,10	2,00 + 1,22	23,08 + 28,06
Teste de						
Kruskal-Wallis		14,07	9,65	77,40	8,34	16,22
(n=135; gl=2)		p<0,001	p=0,008	p<0,0001	p=0,015	p<0,0001

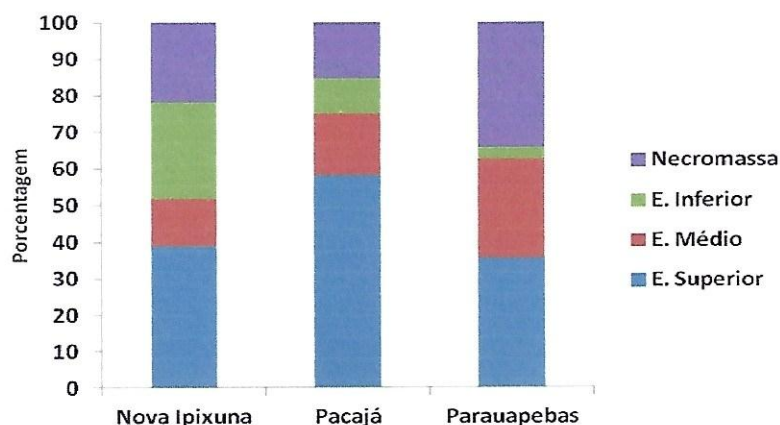


Figura 4.2. Repartição do teor de carbono nos diferentes estratos, nas três áreas amostradas neste estudo.

4.4. Discussão

A porcentagem de Carbono retido na biomassa das plantas varia espacialmente, tanto no espaço horizontal quanto no espaço vertical. As árvores detêm mais carbono que a necromassa e essas detêm mais carbono que as plantas do estrato inferior. Vários autores também mostraram que os teores de carbono estocado na biomassa seca variam conforme as espécies, o compartimento e o estágio de desenvolvimento da floresta (Higuchi e Carvalho, 1994; Elias e Potvin, 2003; Weber et al., 2003, 2006; Koehler et al., 2005; Watzlawick et al., 2005; Dallagnol et al., 2011).

Essa variação pode ser devido à heterogeneidade dos fatores ambientais, tais como a água, radiação e nutrientes, que podem afetar a matéria seca. Além disso, o carbono assimilado depende também da constituição fisiológica das espécies, como capacidade fotossintética, área foliar e proporção de tecidos fotossintetizantes (Larcher, 2000; Taiz & Zeiger, 2009).

Os resultados encontrados nesse trabalho são muito próximos àqueles encontrados por outros autores. Higuchi e Carvalho (1994) mostraram que a liteira de uma floresta tropical úmida, próxima a Manaus, apresentava 39,3% de carbono; as árvores apresentavam em média 48%; as plântulas (<50 cm de altura) e mudas (DAP < 5cm e altura > 50 cm) em torno de 46,5 e 49,3%, respectivamente. Araújo et al. (1999) encontraram em média 44,6% nos troncos e galhos e 39,3% na liteira em uma floresta próxima a Tomé-Açu, Pará. Graça et al. (1999) encontraram uma média geral de 45,4% em Ariquemes, Rondônia; Fearnside et al. (2001) encontraram uma média geral de 49,3% e Righi et al. (2009) encontraram 48,6%.

O Intergovernmental Pannel On Climate Change – IPCC (1996) recomenda o uso do fator 0,5 para converter biomassa seca em carbono; e a porcentagem de carbono tem sido estimada em 50% por vários autores na literatura. Essas estimativas devem ser cuidadosamente analisadas, pois a variação na porcentagem de carbono pode influenciar a quantidade de Carbono estimada para uma massa vegetal. A quantificação do teor de carbono em cada compartimento ou estrato e em área permite fazer estimativas mais acuradas sobre os estoques de carbono presentes (Dallagnol et al., 2011).

A comparação do teor de carbono entre os diferentes tipos de uso da terra foi prejudicada devido aos diferentes números de amostras dos tipos de uso encontrados nas áreas. Mas, dentre aqueles possíveis de aplicar o teste estatístico apenas as florestas conservadas mostraram diferenças entre as áreas. Essa diferença pode ser devido à baixa similaridade florística entre as áreas; a similaridade florística encontrada entre Nova Ipixuna e Pacajá, onde foram levantadas as florestas conservadas foi de 28% (Eduardo Leal, dados não publicados). Vários trabalhos mostram que a composição florística influencia na biomassa e também no teor de carbono armazenado, já que a capacidade de armazenamento é uma característica específica e também pode variar com a idade dos indivíduos (Higuchi e Carvalho, 1994; Elias e Potvin, 2003; Weber et al., 2003, 2006; Koehler et al., 2005; Watzlawick et al., 2005; Dallagnol et al., 2011; entre outros).

Retirando as florestas conservadas, os demais tipos de uso da terra, são fortemente influenciados por atividades humanas, como o uso do fogo, o manejo das pastagens, o manejo seletivo nas florestas exploradas e capoeiras. O exercício dessas atividades parece não diferenciar o teor de carbono existente no mesmo tipo de uso de áreas diferentes. Esse resultado indica a possibilidade de comparar as áreas pela extensão de terra ocupada pelos diferentes tipos de uso da terra. Contudo, alguns autores têm destacado a necessidade de obter mais dados de campo para tornar o REED uma realidade, esses dados adicionais são importantes para melhorar a compreensão do estoque e fluxo de carbono (Gibbs et al., 2007; Putz et al., 2008).

A quantidade de carbono estocada em cada tipo de uso da terra corroboram os resultados apresentados por vários autores, embora tem-se que considerar a grande variação existente. Nas florestas conservadas de Nova Ipixuna e Pacajá (médias de 115,16 e 219,97 Mg C.ha⁻¹, respectivamente) corroboram os valores encontrados por (Fearnside et al., 1993; Brown et al., 1995; Salomão et al., 1996; Laurance et al., 1999; Keller et al., 2001; Cummings et al., 2002; Houghton, 2003; Righi et al., 2009). Os resultados encontrados para as capoeiras também corroboram os valores encontrados por outros autores (Fearnside e Guimarães, 1996;

Salimon e Brown, 2000; Steininger, 2000; Zarin et al., 2001), assim como os resultados encontrados para os pastos (Numata et al., 2007). No entanto, a intensidade de pastoreio e outros fatores ambientais podem provocar uma enorme heterogeneidade da biomassa nas pastagens (Shiyomi et al., 1998; Numata et al., 2007) e consequentemente no teor de carbono.

A variação da quantidade de carbono por lote também foi muito grande, e consequentemente por área, principalmente devido aos diferentes tipos de usos da terra encontrado em cada lote. No entanto, mesmo dentro de um tipo de uso, por exemplo, nas florestas conservadas, a variação também foi alta. Essa variação está ligada à heterogeneidade espacial da biomassa, demonstrada no capítulo 3 deste trabalho e por vários autores (Laurance et al., 1999; Houghton et al., 2001; Chave et al., 2001, 2003).

A quantidade de carbono de cada área estudada é resultado do mosaico de tipos de usos da terra, que geram diferentes coberturas vegetais e do manejo aplicado no uso da terra. Segundo Houghton (2010) considerar essa diferença é importante para entender o quanto o manejo influencia no fluxo de carbono. Para esse autor a definição de mudanças no uso da terra deve incluir não apenas as mudanças na cobertura vegetal (por exemplo, a conversão de florestas em pastagens), mas todas as formas de manejo aplicado em um tipo de uso (por exemplo, a colheita da madeira).

O maior teor de carbono encontrado em Pacajá pode ser explicado pela menor conversão de florestas em pastagens e roças; em Pacajá existiam mais florestas nos lotes dos agricultores (51% dos pontos). Em Nova Ipixuna o grande número de pontos levantados em pastagens (44% dos pontos de Nova Ipixuna) ajuda a explicar a grande importância do estrato inferior. Contudo o manejo das florestas, das capoeiras e das pastagens pode ajudar a explicar o baixo teor de carbono encontrado em Parauapebas. Nessa área vários pontos de floresta tinham sofrido a ação do fogo e as capoeiras velhas eram menos densas (média de 43,619 e 30,668 Mg C.ha⁻¹, respectivamente nas florestas queimadas e capoeiras velhas). As capoeiras velhas de Pacajá e Nova Ipixuna apresentaram o dobro de teor de carbono (médias de 88,494 e 81,59 Mg C.ha⁻¹, respectivamente).

As diferenças existentes no manejo das pastagens também ajudam a entender a quantidade de carbono por estrato encontrado nas três áreas, por exemplo, a grande contribuição da necromassa encontrada em Parauapebas não foi resultado da queima das florestas, mas da enorme quantidade de material orgânico (troncos e galhos) que permanece no solo após a queima da floresta para a implantação das roças (22% dos pontos de Parauapebas). Nas roças, 62% da biomassa estão na necromassa, e consequente é o estrato que apresenta maior teor de carbono.

4.5. Referências

- Araújo, T.M., Carvalho Jr., J.A., Higuchi, N., Brasil Jr. A.C.P., Mesquita, A.L.A.A, 1999. A tropical rainforest clearing experiment by biomass burning in the state of Pará, Brazil. *Atmospheric Environment* 33, 1991-1998.
- Bernoux, M., Graça, P.M.A., Cerri, C.C., Fearnside, P.M., Feigl, B.J., Piccolo, M.C. 2001. Carbon storage in biomass and soils. In: McClain, M.E., Victoria, R.L., Richey, J.E. The biogeochemistry of the Amazon basin. Oxford University Press, New York, p.165-184.
- Bernoux, M., Carvalho, M.C.S., Volkoff, B., Cerri, C.C. 2002. Brazil's soil carbon stocks. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 66, 888-896.
- Brown, I.F., Martinelli, L.A., Thomas, W.W., Moreira, M.Z., Ferreira, C.A.C., Victoria, R.A. 1995. Uncertainty in the biomass of Amazonian forests: an example from Rondônia, Brazil. *Forest Ecology and Management* 75, 175-189.
- Burgermeister, J. 2007. Missing carbon mystery: case solved? *Nature* 3, 36-37.
- Centro de Gestão e Estudos Estratégicos (CGEE); Instituto de Pesquisa Ambiental (IPAM); Secretaria de Assuntos Estratégicos da Presidência da República (SAE-PR). 2011. Reed no Brasil: um enfoque amazônico – fundamentos, critérios e estruturas institucionais para um regime nacional de Redução de Emissões por desmatamento e degradação florestal – Reed. Brasília, CGEE/IPAM/SAE-PR, 152p.
- Chave, J., Riéra, B., Dubois, M.A. 2001. Estimation of biomass in a neotropical forest of French Guiana: spatial and temporal variability. *Journal of Tropical Ecology* 17, 79–96.
- Chave, J., Condit, R., Lao, S., Caspersen, J.P., Foster, R.B., Hubbell, S.P. 2003. Spatial and temporal variation of biomass in a tropical forest: results from a large census plot in Panama. *Journal of Ecology* 91, 240–252.
- Costa, F.A. 2009. Dinâmica agrária e balanço de carbono na Amazônia. *Economia* 10(1), 117-151.
- Cummings, D.L., Kauffman, J.B., Perry, D.A., Hughes, R.F. 2002. Aboveground biomass and structure of rainforests in the southwestern Brazilian Amazon. *Forest Ecology and Management* 163, 293-307.
- Dallagnol, F.S.; Mognon, F.; Sanquetta, C.R.; Corte, A.P.D. 2011. Teores de Carbono de Cinco Espécies Florestais e seus Compartimentos. *Floresta e Ambiente* 18(4), 410-416.
- Elias M, Potvin, C. 2003. Assessing inter- and intra-specific variation in trunk carbon concentration for 32 neotropical tree species. *Canadian Journal of Forest Research*, 33, 1039-1045.

- Fearnside, P.M., Leal, N., Fernandes, F.M., 1993. Rainforest burning and the global carbon budget: biomass, combustion efficiency, and charcoal formation in the Brazilian Amazon. *J. Geophys. Res.* 98, 16.
- Fearnside, P.M., Guimarães, W.M. 1996. Carbon uptake by secondary forests in Brazilian Amazonia. *Forest Ecology and Management* 80(1), 35-46.
- Fearnside, P.M., Graça, P.M.L.A., Rodrigues, F.J.A., 2001. Burning of Amazonian rainforests: burning efficiency and charcoal formation in forest cleared for cattle pasture near Manaus, Brazil. *Forest Ecology and Management* 146, 115-128.
- Gibbs, H.K.; Brown, S.; Niles, J.O.; Foley, J.A. 2007. Monitoring and estimating tropical Forest carbon stocks: making REDD a reality. *Environ. Res. Lett.* 2, 045023. doi:10.1088/1748-9326/2/4/045023
- Graça, P.M.L.A., Fearnside, P.M., Cerri, C.C., 1999. Burning of Amazonian forest in Ariquemes, Rondônia, Brazil: biomass, charcoal formation and burning efficiency. *Forest Ecology and Management* 120, 179-191.
- Higuchi N, Carvalho Junior, JA. 1994. Fitomassa e Conteúdo de Carbono de Espécies Arbóreas da Amazônia. In: Anais do Seminário “Emissão x Sequestro de CO₂ - Uma Nova Oportunidade de Negócios para o Brasil”, 1994; Rio de Janeiro. Rio de Janeiro, p. 127-153.
- Houghton, R.A., Lawrence, K.L., Hackler, J.L., Brown, S. 2001. The spatial distribution of forest biomass in the Brazilian Amazon: a comparison of estimates. *Global Change Biology* 7, 731-746.
- Houghton, R.A. 2003 Revised estimates of the annual net flux of carbon to the atmosphere from changes in land use and land management 1850-2000. *Tellus*, 55B, 378-390
- Houghton, R.A. 2010. How well do we know the flux of CO₂ from land-use change? *Tellus*, 62B, 337-351.
- Intergovernmental Panel On Climate Change - IPCC. 1996 guidelines for national GHG inventories: Reference Manual. <<http://www.ipcc-nggip.iges.or.jp/public/gl/invs6.htm>>. [Access in: 01 ago. 2011].
- Keller, M., Palace, M., Hurtt, G. 2001. Biomass estimation in the Tapajos National Forest, Brazil: Examination of sampling and allometric uncertainties. *Forest Ecology and Management* 154, 371-382.
- Koehler, H.S.; Watzlawick, L.F.; Kirchner, F.F.; Valério, A.F. 2005. Sources of Error in Estimating Dry Biomass and Carbon Storage in Mixed Ombrophilous Forest. *Biomassa & Energia* 2(1), 69-77.

- Larcher W. 2000. *Ecofisiologia vegetal*. São Carlos: Rima Artes e textos.
- Laurance, W.F., Fearnside, P.M., Laurance, S.G., Delamonica, P., Lovejoy, T.E., Rankin-de Merona, J.M., Chambers, J.Q., Gascon, C. 1999. Relationship between soils and Amazon forest biomass: a landscape-scale study *Forest Ecology and Management* 118, 127-138.
- Morris, S.J. Bohm, S., Haile-Mariam, S., Paul, E.A. 2007. Evaluation of carbon accrual in afforested agricultural soils. *Global Change Biology* 13, 1145-1156.
- Nepstad, D.C.; McGrath, D.G.; Soares Filho, B. 2011. Systemic conservation, redd, and the future of the Amazon basin. *Conservation Biology*, 25 (6): 1113-1116.
- Numata, I., Roberts, D.A., Chadwick, O.A., Schimel, J., Sampaio, F.R., Leonidas, F.C., Soares, J.V. 2007. Characterization of pasture biophysical properties and the impact of grazing intensity using remotely sensed data. *Remote Sensing of Environment* 109, 314-327.
- Putz, F.E.; Zuidema, P.A.; Pinard, M.A.; Boot, R.G.A.; Sayer, J.A.; Sheil, D.; Sist, P.; Vanclay, E.J.K. 2008. Improved Tropical Forest Management for Carbon Retention. *PLoS Biol* 6(7): e166. doi:10.1371/journal.pbio.0060166
- Righi, C.A., Graça, P.M.L.A., Cerri, C.C., Feigl, B.J.; Fearnside, P.M. 2009. Biomass burning in Brazil's Amazonian "arc of deforestation": Burning efficiency and charcoal formation in a fire after mechanized clearing at Feliz Natal, Mato Grosso. *Forest Ecology and Management* 258, 2535-2546.
- Rocha, M.T. 2003. *Aquecimento global e o Mercado de carbon: uma aplicação do modelo Cert*. Piracicaba, Tese (doutorado), 214p. Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz". Universidade de São Paulo.
- Salimon, C.I.; Brown, I.F. 2000. Secondary forests in western amazonia: significant sinks for carbon released from deforestation? *Interciencia*, 25(4):198-202.
- Salomão, R.P., Nepstad, D.C., Vieira, I.C. 1996. Biomass and structure of tropical forests and the greenhouse effect. *Ciencia Hoje* 21, 38-47.
- Schulman, L. Ruokolainen, K., Junikka, L., Sääksjärvi, I.E., Salo, M., Juvonen, S.K., Salo, J., Higgins. 2007. Amazonian biodiversity and protected areas: do they meet? *Biodivers Conserv* 16, 3011-3051.
- Shiyomi, M., Okada, M., Takahashi, S., Tang, Y. 1998. Spatial pattern changes in aboveground plant biomass in a grazing pasture. *Ecological Research* 13, 313-322.
- Silver, W.L., Kueppers, L.M., Lugo, A.E., Ostertag, R., Matzek, V. 2004. Carbon sequestration and plant community dynamics following reforestation of tropical pasture. *Ecological Applications* 14(4), 1115-1127.

- Steininger, M.K. 2000. Secondary forest structure and biomass following short and extended land-use in central and southern Amazonia. *J Trop Ecol* 16, 689–708.
- Taiz, L., Zeiger, E. 2009. *Plant Physiology*. Sinauer Associates, Inc, Publishers.
- Watzlawick, L.F., Sanquetta, C.R., Caldeira, M.V.W. 2005. Estoque de carbono orgânico e biomassa em *Pinus taeda* L. *Biomassa e Energia* 2(1), 7-17.
- Weber, K.S., Balbinot, R., Watzlawick, L.F., Sanquetta, CR. 2006. Teores de carbono orgânico de seis espécies naturais do ecossistema da Floresta Ombrófila Mista. *Ambiência* 2(2), 167-177.
- Weber, K.S., Sanquetta, C.R., Mello, A.A., Watzlawick, L.F., Balbinot, R. 2003. Variação nos teores de carbono orgânico em povoamentos de *Araucaria angustifolia* (Bert.) O. Ktze. *Brasil Florestal* (76), 23-28.
- Yu, C.M. 2004. *Sequestro florestal de carbono no Brasil: dimensões políticas, socioeconômicas e ecológicas*. São Paulo. Annablume; IEB, 280p.
- Zarin, D.J., Ducey, M.J., Tucker, J.M., Salas, W. A. 2001. Potential biomass accumulation in amazonian regrowth forests. *Ecosystems* 4, 658-668.
- Zarin, D.J., Davidson, E.A., Brondizio, E., Vieira, I.C.G., Sá, T., Feldpausch, T., Schuur, E.A.G., Mesquita, R., Moran, E., Delamonica, P., Ducey, M.J., Hurr, G.C., Salimon, C., Denich, M. 2005. Legacy of fire slows carbon accumulation in Amazonian forest regrowth. *Frontiers in Ecology* 3(7), 365- 369.

5. CONCLUSÕES

A expansão agrícola na Amazônia, sem dúvida, precisa incorporar a agricultura familiar dentro dos serviços ecossistêmicos, e esse será o desafio das próximas décadas.

Os resultados apresentados nesse estudo mostraram que a biomassa é diferente entre as três áreas agrícolas, com alta heterogeneidade espacial dentro de cada assentamento. As características edáficas também apresentaram grande variação, provavelmente pelas modificações causadas pela mudança de uso da terra.

As diferenças de biomassa encontradas entre as áreas agrícolas devem ser causadas principalmente pelas diferenças no mosaico de tipos de uso da terra, que geram diferentes coberturas vegetais, por isso existe uma forte correlação entre biomassa e estrutura da vegetação com as características edáficas analisadas.

Fatores sociais e econômicos, como o nível de escolaridade e o acesso ao crédito são mais importantes para a biomassa das diferentes áreas agrícolas do que as características individuais de cada produtor, uma vez que a variação da biomassa não pode ser explicada no nível do lote.

Os diferentes tipos de uso da terra nas áreas dos agricultores familiares podem ser reduzidos em três grupos de usos de acordo com a biomassa: aqueles tipos de usos que mantêm um estrato superior, onde as árvores formam um dossel contínuo (florestas e capoeiras velhas); aqueles tipos de usos sem o estrato superior, mas com estrato arbustivo denso (capoeiras novas); e aqueles tipos de usos que possuem apenas vegetação herbácea (pastos e roças).

Uma classificação simples como essa, usando apenas pela fisionomia, poderia servir como bom indicador para uma avaliação rápida de biomassa estocada. Indicadores mais fortes, com menos incertezas do que as estimativas ou medição de biomassa e fácil de investigar é a riqueza e densidade de plantas, já que existem uma forte correlação entre eles e a biomassa existente.

O uso de uma metodologia padronizada em três áreas diferentes, considerando os vários tipos de usos da terra e estratificando a cobertura vegetal pode facilitar as análises para valoração das áreas no momento de implantar programas para pagamento de serviços ambientais. Embora para isso falte ainda entender o estoque de carbono encontrado nos solos e nas raízes para termos uma completa compreensão do estoque de carbono e aí sim podermos ter uma valoração desses serviços.

Os resultados apresentados aqui indicam que a porcentagem de carbono existente na biomassa aérea é diferente entre os estratos e áreas analisadas, embora as quantidades de carbono em um mesmo tipo de uso da terra foram similares. No entanto a variação espacial é muito grande, isso indica a necessidade de fazer análises de porcentagem de carbono e da biomassa presente em cada área específica a ser considerada.

Cada área apresenta uma diferente quantidade de carbono estocado na biomassa aérea, que é dependente das mudanças no uso da terra e do manejo aplicado nos diferentes usos. O papel das florestas no estoque de carbono é inquestionável, mas o papel dos demais usos da terra precisa ser compreendido e pode ajudar o agricultor a tomar suas decisões sobre o uso da terra. Por exemplo, entre deixar em pé uma floresta muito danificada pelo fogo e implantar ali um sistema que permita uma regeneração mais rápida, gerando florestas secundárias, talvez seja melhor para captação e estoque de carbono. Deixar mais resíduos orgânicos durante a implantação das roças além de ser uma prática mais barata também aumenta os serviços ambientais para a área. Obviamente essas decisões devem ser tomadas à luz da economia dos sistemas produtivos.