

UNIVERSIDADE ESTADUAL DO MARANHÃO
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM AGROECOLOGIA
CURSO DE DOUTORADO EM AGROECOLOGIA

ERNESTO GÓMEZ CARDOZO

OS SISTEMAS AGROFLORESTAIS NA PROVISÃO DE SERVIÇOS
ECOSSISTÊMICOS E NA TRANSIÇÃO AGROECOLÓGICA
NA PAN-AMAZÔNIA

São Luís
2018

ERNESTO GÓMEZ CARDOZO

OS SISTEMAS AGROFLORESTAIS NA PROVISÃO DE SERVIÇOS
ECOSSISTÊMICOS E NA TRANSIÇÃO AGROECOLÓGICA
NA PAN-AMAZÔNIA

Tese apresentada ao Curso de Doutorado do
Programa de Pós-Graduação em Agroecologia da
Universidade Estadual do Maranhão, para a
obtenção do título de Doutor em Agroecologia.

Orientador: Prof. Dr. Guillaume Xavier Rousseau

São Luís
2018

ERNESTO GÓMEZ CARDOZO

OS SISTEMAS AGROFLORESTAIS NA PROVISÃO DE SERVIÇOS
ECOSSISTÊMICOS E NA TRANSIÇÃO AGROECOLÓGICA
NA PAN-AMAZÔNIA

Tese apresentada ao Curso de Doutorado do
Programa de Pós-Graduação em Agroecologia da
Universidade Estadual do Maranhão, para a
obtenção do título de Doutor em Agroecologia.

Orientador: Prof. Dr. Guillaume Xavier Rousseau

Comissão Julgadora:

Prof. Dr. Guillaume Xavier Rousseau (Orientador)
Universidade Estadual do Maranhão

Prof. Dr. Daniel Luis Mascia Vieira
Embrapa Recursos Genéticos e Biotecnologia, Brasília, DF

Prof. Dr. Eduardo Bezerra de Almeida Junior
Universidade Federal do Maranhão

Prof^ª. Dra. Danielle Camargo Celentano Augusto
Universidade Estadual do Maranhão

Prof. Dr. Christoph Gehring
Universidade Estadual do Maranhão

São Luís
2018

Cardozo, Ernesto Gómez.

Os sistemas agroflorestais na provisão de serviços ecossistêmicos e na transição agroecológica na Pan-Amazônia / Ernesto Gómez Cardozo. – São Luís, 2018.

... f

Tese (Doutorado) – Programa de Pós-Graduação em Agroecologia, Universidade Estadual do Maranhão, 2018.

Orientador: Prof. Dr. Guillaume Xavier Rousseau.

1.Carbono. 2.Biodiversidade. 3.Mudanças climáticas. 4.Agroecologia.
I.Título

CDU:631.95

AGRADECIMENTOS

Agradeço a Deus, força de vida em toda a natureza que ilumina nossos caminhos.

À minha mãe, irmãos e sobrinhas pela força e estímulos nessa caminhada.

Foi uma jornada incrível para chegar a este ponto, que eu nunca sonhei quando decidi assumir este desafio. Há um grande número de pessoas sem as quais eu não teria conseguido realizar esta caminhada.

À CAPES, pela concessão da bolsa, sem o apoio financeiro desta instituição, esse doutorado não teria acontecido.

À Universidade Estadual do Maranhão, por meio do Programa de Pós-graduação em Agroecologia.

Ao Centro de Investigación Agrícola Tropical (CIAT), pelo apoio logístico na pesquisa dos SAFs na Bolívia.

Ao Centro de Investigación y Promoción del Campesinado (CIPCA), pelo apoio e contato com os agricultores na Bolívia.

Em particular, meu grande agradecimento vai para meu orientador Guillaume Xavier Rousseau, pelo incentivo à pesquisa e valiosa transmissão de conhecimentos, e sempre se disponibilizou para oferecer orientação e apoio, e certamente com sua sabedoria e amizade conseguiu converter meu mestrado em doutorado.

À minha galera de pesquisa, Vivian, Hulda, Luis, Jesus, Jhonatan e Marcio. Pelas aventuras de campo, apoio e companheirismo durante essa caminhada, foram muitos aprendizados que ficarão presentes de uma forma ou de outra pelo resto da minha vida.

Aos grandes amigos e amigas, Henry, Robinson, André, Angela, Estefania, Alexandra, Adriana, Samara, Luciana, Yanna, Katia, Monica e Priscila. Pela convivência, amizade, força e bons momentos compartilhados na Ilha do Amor.

Aos amigos da Agroecologia, Francineide, Mauriana, Valeria, Sandriel, Raimundo, Silver, Marlon. Gratidão pela amizade!

À Danielle Celentano pela sua amizade, apoio e orientações para com o trabalho.

Ao Christoph Gehring pela amizade e orientações para com o trabalho.

À amiga Rayanne pela amizade, sempre educada e eficiente no trabalho.

À minha grande família de Alcântara, Seu Barroso, Argemiro, Ribamar, Seu Tião, Alexandrina, Militinha, Isidoro, Francisca, Seu Raimundo, Maleta e Dona Justinha. Á Marilda e Claudio pela amizade, recebimento e aprendizado.

Gratidão a todos vocês!!!!!!!

SUMÁRIO

LISTA DE FIGURAS	8
RESUMO	11
ABSTRACT	12
1. INTRODUÇÃO	13
2. REFERENCIAL TEÓRICO	14
2.1. A AMAZÔNIA	14
2.2. SISTEMAS AGROFLORESTAIS	21
3. OBJETIVOS	29
3.1. OBJETIVO GERAL	29
3.2. OBJETIVOS ESPECÍFICOS	29
4. HIPÓTESES	29
5. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	30
6. LISTA DE PUBLICAÇÕES	38
CAPÍTULO 1: Efecto de la riqueza de especies y estructura de la vegetación en el almacenamiento de carbono en sistemas agroforestales de la Amazonía, Bolivia	39
CAPÍTULO 2: Recuperação de carbono através de sistemas agroflorestais na Amazônia Oriental, Brasil	64
CAPÍTULO 3: Rumo à transição agroecológica em ambientes degradados da Amazônia Oriental	85
7. CONSIDERAÇÕES FINAIS	104

LISTA DE FIGURAS

REFERENCIAL TEÓRICO

- Figura 1 Relação entre os serviços ecossistêmicos e os determinantes do bem-estar humano (fonte: MEA, 2005). 16
- Figura 2 Representação esquemática da relação vegetação-precipitação: a) Sistema de vegetação-atmosfera em equilíbrio; b) perda da floresta reduz a evapotranspiração local e o transporte da umidade oceânica pelo vento; c) o regime de chuvas é alterado em outros locais, levando a mais perdas florestais e redução do transporte de umidade. (fonte: ZEMP et al., 2017). 17
- Figura 3 Fluxos estimados de carbono da Amazônia 1980-2010. Para cada nação, três fluxos são representados: as florestas maduras líquidas do fluxo C (verde e negativo), os fluxos líquidos do desmatamento, ou seja, as perdas decorrentes do desmatamento e da degradação, menos ganhos de rebrota (vermelho e positivo) e emissões de combustíveis fósseis (preto e positivo). As unidades estão em Tg de carbono por ano ($= 10^{12} \text{ g C ano}^{-1}$) (fonte: PHILLIPS; BRIENEN, 2017). 20
- Figura 4 Exemplo de sistemas agroflorestais na Amazônia: a) madeiráveis (*Dipteryx odorata*) e culturas agrícolas (*Manihot esculenta*); b) cacau sombreado; c) café sombreado; d) quintal agroflorestal (foto: Ernesto Gómez) 22
- Figura 5 Categoria dos Sistemas Agroflorestais com base na natureza dos componentes (fonte: ATANGANA et al., 2014b). 24

CAPÍTULO 1: EFECTO DE LA RIQUEZA DE ESPECIES Y ESTRUCTURA DE LA VEGETACIÓN EN EL ALMACENAMIENTO DE CARBONO EN SISTEMAS AGROFORESTALES DE LA AMAZONÍA, BOLIVIA

- Fig. 1. Áreas de estudio en la Amazonía Sur, Bolivia 42
- Fig. 2. Relación entre el carbono de la biomasa sobre el suelo (CBS) y la riqueza de especies (a), edad (b), variación altura (c) y variación Dap (d), en sistemas agroforestales (cacao agroforestal/ CA, café sombreado/ CS, huerto casero/HC) y en bosque secundario (BS) en la Amazonía Sur, Bolivia. 47
- Fig. 3. Distribución porcentual de la biomasa y la abundancia de árboles con diferente biomasa individual (kg) en sistemas agroforestales con diferentes edades en la Amazonía Sur, Bolivia. 48
- Fig. 4. Distribución del coeficiente de variación (%) de altura y Dap de especies arbóreas en sistemas agroforestales con diferentes edades en la Amazonía Sur, Bolivia. 48

Fig. 5. Partición de varianza para el carbono en la biomasa sobre el suelo (CBS) en sistemas agroforestales con diferentes edades, en la Amazonía Sur, Bolivia. La variación es explicada por las variables, efectos puros: riqueza, estructura y variación estructura; efectos compartidos: riqueza y estructura (RE), estructura y variación estructura (EV), riqueza y variación estructura (RV), riqueza, estructura y variación estructura (REV). Residual es la fracción no explicada. 49

CAPÍTULO 2: RECUPERAÇÃO DE CARBONO ATRAVÉS DE SISTEMAS AGROFLORESTAIS NA AMAZÔNIA ORIENTAL, BRASIL

FIGURA 1. Localização dos municípios da área de estudo na Amazônia oriental, Brasil 68

FIGURA 2. Distribuição da abundância de árvores (abaixo) com diferente biomassa individuais (acima). YSF floresta secundaria jovem, ISF floresta secundaria intermediaria, ASF floresta secundaria avançada, LMF floresta madura explorada, MF floresta madura, *YAFS* agrofloresta jovem, *IAFS* agrofloresta intermediária, *AAFS* agrofloresta avançada. 73

FIGURA 3. a-b Carbono acima do solo (AGC) em relação com Tree DBH diversity e Tree height diversity; c-d Tree DBH diversity e Tree height diversity em relação com a idade, até 30 anos em diferentes sistemas de uso do solo na Amazônia Oriental, Brasil. AFS = Agroforest systems e SFS = Secondary forest systems. 74

FIGURA 4. a Recuperação relativa do carbono na biomassa acima do solo (AGC) até 30 anos em relação as florestas maduras AFS ($r^2= 0.57$, $p < 0.001$) e SFS ($r^2= 0.27$, $p < 0.001$), b relação do carbono orgânico do solo (SOC) com a idade do sistema, em diferentes sistemas de uso do solo na Amazônia Oriental, Brasil. AFS = Agroforest systems e SFS = Secondary forest systems. 75

CAPÍTULO 3: RUMO À TRANSIÇÃO AGROECOLÓGICA EM AMBIENTES DEGRADADOS DA AMAZÔNIA ORIENTAL

Figura 1. Localização das comunidades de estudo, em Alcântara, na Amazônia oriental, Brasil..... 89

Figura 2. PCA baseada nos dados de 39 famílias entrevistadas. As cores indicam os grupos diferentes (AFS – Agroforestry systems, HG – Homegardens, SB – Slash and Burn). STUDY – anos de estudos; FAMILY – número de pessoas na família; NF_INC – Renda ativa não agrícola; *ENV_PROT* – ações de conservação da natureza; *SP*– espécies úteis cultivadas; *AGE* – idade dos entrevistados..... 96

Figura 3. Fluxograma do processo de transição promovido nas agrovilas de Alcântara, Brasil..... 99

LISTA DE TABELAS

REFERENCIAL TEÓRICO

Tabela 1. Abordagens para classificar Sistemas Agroflorestais (fonte: NAIR, 2014) ... 23

CAPÍTULO 1: EFECTO DE LA RIQUEZA DE ESPECIES Y ESTRUCTURA DE LA VEGETACIÓN EN EL ALMACENAMIENTO DE CARBONO EN SISTEMAS AGROFORESTALES DE LA AMAZONÍA, BOLIVIA

CUADRO 1 Ecuaciones alométricas utilizadas para la estimación de la biomasa en los sistemas agroforestales y bosques secundarios en la Amazonía Sur, Bolivia. 45

CAPÍTULO 2: RECUPERAÇÃO DE CARBONO ATRAVÉS DE SISTEMAS AGROFLORESTAIS NA AMAZÔNIA ORIENTAL, BRASIL

Tabela 1. Equações alométricas usadas para estimativa de biomassa 69

Tabela 2. Contribuição de diferentes frações para os estoques do carbono acima do solo (AGC), carbono orgânico do solo (SOC) e carbono total (C Total), na Amazônia Oriental, Brasil..... 72

CAPÍTULO 3: RUMO À TRANSIÇÃO AGROECOLÓGICA EM AMBIENTES DEGRADADOS DA AMAZÔNIA ORIENTAL

Tabela 1. Variáveis sociais, ambientais e econômicas analisadas na análise multivariada. 91

Tabela 2. Lista-livre de espécies com maior saliência cultural no sistema Roça no Toco citadas pelos agricultores das agrovilas de Alcântara, Brasil (Saliência mínima superior a 0,1). 93

Tabela 3. Lista-livre de espécies com maior saliência cultural plantadas nos quintais dos agricultores das agrovilas de Alcântara, Brasil (Saliência mínima superior a 0,1). 94

Tabela 4. Lista-livre de espécies com maior saliência cultural plantadas nos SAFs pelos agricultores das agrovilas de Alcântara, Brasil, (Saliência mínima superior a 0,1). 94

RESUMO

Os Sistemas agroflorestais (SAFs) tem o potencial para fornecer uma ampla gama de serviços ecossistêmicos para o bem-estar humano. No entanto, as iniciativas agroflorestais desenvolvidas merecem maior atenção e visibilidade para fomentar políticas públicas de restauração e proteção florestal. Os objetivos deste estudo foram: 1) avaliar o efeito da riqueza e estrutura da vegetação sobre os estoques de carbono em diferentes sistemas agroflorestais; 2) avaliar os estoques e a recuperação do carbono numa cronosequência de sistemas agroflorestais e florestas secundárias e 3) identificar fatores sociais, econômicos ou ambientais que incentivam aos agricultores a adotarem práticas de diversificação na agricultura. Para o Objetivo 1 foram amostrados 25 SAFs e 4 florestas secundárias na Amazônia sul da Bolívia, em cada área foi instalada uma parcela circular de 1963 m², onde foram avaliados a riqueza da vegetação e os estoques de carbono acima do solo. Para o Objetivo 2, foram amostrados na Amazônia oriental do Brasil, 31 SAFs e 36 florestas secundárias, agrupadas em três categorias sucessionais (jovens, intermediárias e maduras), além de 13 florestas maduras exploradas e 8 conservadas. Em cada área foi instalada uma parcela circular de 1963 m², onde foi avaliado os estoques de carbono acima e abaixo do solo. Para o Objetivo 3, experiências agroflorestais foram desenvolvidas, para aumentar a diversidade (biológica e produtiva) e a provisão de serviços ecossistêmicos em áreas degradadas, e os fatores que incentivaram aos agricultores a adotarem práticas de diversificação na agricultura foram avaliados através de processos participativos e entrevistas semiestruturadas. A riqueza de espécies e variação na estrutura da vegetação, contribuem para o incremento nos estoques de carbono na biomassa acima do solo nos Sistemas agroflorestais. A riqueza como fator puro contribuiu com 12.7%, a estrutura 8.8% e variação da estrutura 4.8%. Os estoques totais de carbono nos SAFs e florestas secundárias avançadas foram 89.29 e 70.62 Mg ha⁻¹ respectivamente. A recuperação do carbono aos 30 anos de idade em relação à floresta madura atingiu 38% nos SAFs e 27% nas florestas secundárias. Nossos resultados sugerem que os SAFs e florestas secundárias são importantes como sumidouros de carbono e que a riqueza de espécies e a estratificação do sistema influenciam a provisão desse serviço ecossistêmico. A educação formal não guarda relação com a adoção de sistemas biodiversos, nem com a promoção de ações de proteção ambiental. Porém, os agricultores em transição agroecológica têm garantido o aumento da resiliência através do incremento da diversidade de espécies cultivadas e do manejo do solo. Facilitar processos participativos de diálogos e troca de experiências são essenciais para a transição agroecológica.

Palavras-chave: Carbono, biodiversidade, mudanças climáticas, agroecologia

ABSTRACT

Agroforestry Systems (SAFs) have the potential to provide a wide range of ecosystem services for human well-being. However, developed agroforestry initiatives deserve greater attention and visibility to foster public policies for forest restoration and protection. The objectives of this study were: 1) to evaluate the effect of vegetation richness and structure on carbon stocks in different agroforestry systems; 2) evaluate carbon stocks and carbon recovery in a chronosequence of agroforestry systems and secondary forests and 3) to identify social, economic or environmental factors that encourage farmers to adopt diversification practices in agriculture. For Objective 1, 25 SAFs and 4 secondary forests were sampled in the southern Amazon of Bolivia. In each area a circular plot of 1963 m² was installed, where the richness of the vegetation and the carbon stocks aboveground were evaluated. For Objective 2, 31 SAFs and 36 secondary forests were sampled and grouped in three successional categories (young, intermediate and mature) in the eastern Amazon of Brazil, as well as 13 mature forests 8 conserved. In each area a circular parcel of 1963 m² was installed, where the carbon stocks above and belowground were evaluated. For Objective 3, agroforestry experiments were developed to increase diversity (biological and productive) and the provision of ecosystem services in degraded areas, and factors that encouraged farmers to adopt diversification practices in agriculture were assessed through participatory processes and semi-structured interviews. The richness of species and variation in vegetation structure, contribute to the increase in carbon stocks in above-ground biomass in agroforestry systems. Richness as a pure factor contributed 12.7%, structure 8.8% and structure variation 4.8%. Total carbon stocks in SAFs and advanced secondary forests were 89.29 and 70.62 Mg ha⁻¹, respectively. The recovery of carbon at 30 years in relation to mature forest reached 38% in SAFs and 27% in secondary forests. Our results suggest that SAFs and secondary forests are important as carbon sinks and that species richness and stratification of the system influence the potential for ecosystem service provision. Formal education is not related to the adoption of biodiversity systems or the promotion of environmental protection actions. However, farmers in agroecological transition have ensured increased resilience through increased crop species diversity and soil management. Facilitating participatory processes of dialogue and exchange of experiences is essential for the agroecological transition.

Keywords: Carbon, biodiversity, climate change, agroecology

1. INTRODUÇÃO

A Floresta Amazônica é a maior floresta tropical do mundo, e fornece serviços ecossistêmicos essenciais para o bem-estar humano (MEA, 2005; ARAGÃO et al., 2014). Apesar de sua grande importância, o equilíbrio dinâmico desse ecossistema está ameaçado, o que já leva a mudanças importantes no clima regional e global (MALHI et al., 2008; SHEIL, 2018).

Dentre os serviços ecossistêmicos fornecidos pela Floresta Amazônica, podemos destacar o armazenamento de carbono, que é essencial na regulação dos gases de efeito estufa (BRIENEN et al., 2015; PHILLIPS; BRIENEN, 2017). No entanto, o desmatamento, resultante da expansão das pastagens, das monoculturas agrícolas, e da prática da agricultura de corte e queima, está ameaçando esse serviço ecossistêmico (FEARNSIDE, 2005; DAVIDSON et al., 2012), além disso, são fontes de emissões de carbono o que contribui para o aquecimento global e as mudanças climáticas. (SOARES-FILHO, BRITALDO SILVEIRA et al., 2006; SOARES-FILHO, B. et al., 2010; SANGERMANO; TOLEDANO; EASTMAN, 2012).

As mudanças climáticas e o aquecimento global promovem eventos climáticos extremos a grande escala (IPCC, 2014), com impactos no funcionamento dos ecossistemas, tornando às florestas remanescentes e florestas secundárias mais suscetíveis a perda da biodiversidade, essencial para a sua capacidade de resiliência (BRIENEN et al., 2015; SAKSCHEWSKI et al., 2016; ZULETA et al., 2017), o que diminui a capacidade de provisão de serviços ecossistêmicos como a reciclagem de nutrientes do solo, provisão de água entre outros o que agrava os problemas sociais nas comunidades rurais, como a pobreza, violência e a migração para as cidades (CELENTANO et al., 2012). Diante dessa realidade, é preciso adotar um conjunto de abordagens na gestão do uso da terra, onde a produção de alimentos e a geração de serviços ecossistêmicos não sejam necessariamente atividades antagônicas.

Uma dessas abordagens, a prática dos Sistemas Agroflorestais (SAFs) encontra-se entre as alternativas mais interessantes para conciliar produção de alimentos, conservação e recuperação de florestas (KUMAR; NAIR, 2004; MILLER; NAIR, 2006; MBOW et al., 2014). Os SAFs são sistemas produtivos que integram deliberadamente a vegetação lenhosa (árvores, arbustos, palmeiras) com culturas agrícolas e / ou animais para se beneficiar das interações ecológicas e econômicas resultantes (NAIR, 1993, 2014).

Na Amazônia existe uma grande variedade de práticas agroflorestais, desde as mais simples até as mais complexas, e com diferentes propósitos (ATANGANA et al., 2014a; NAIR, 2014). Os SAFs por ter uma estrutura da vegetação parecida a floresta, são os sistemas mais eficientes nossos solos pobres da região (MAEZUMI et al., 2018), têm um papel multifuncional, no fornecimento de benefícios, tais como alimento, renda e maior satisfação aos agricultores (YAMADA; GHOLZ, 2002; MATOCHA et al., 2012; CERDA et al., 2014; CARDOZO et al., 2015). Além disso, provêm serviços ecossistêmicos como o sequestro de carbono, ciclagem de nutrientes e abrigo para a flora e fauna (CAUDILL; DECLERCK; HUSBAND, 2015; LEITE et al., 2016; ZOMER et al., 2016).

Desta forma, os Sistemas Agroflorestais constituem-se numa alternativa de produção sustentável em comparação às práticas tradicionais, como a criação de gado extensivo e a agricultura de corte e queima, reduzindo a pressão sobre as florestas (YAMADA; GHOLZ, 2002; FEARNSSIDE, PHILIP MARTIN, 2009; SCHROTH et al., 2015), o que pode acabar com o desmatamento da Floresta Amazônica.

Portanto, conhecer a dinâmica do funcionamento das práticas agroflorestais e os serviços ecossistêmicos que fornecem, como o sequestro de carbono nos diferentes ambientes da região amazônica, é necessário para a formulação de políticas públicas adequadas para este ecossistema.

2. REFERENCIAL TEÓRICO

Esta revisão de literatura é dividida em duas seções. A primeira seção apresenta uma breve visão da Amazônia, os serviços ecossistêmicos que fornece, como a biodiversidade, o papel fundamental nos ciclos da água e do carbono, e finalmente as ameaças no ecossistema. A segunda seção fornece uma definição dos Sistemas Agroflorestais, a classificação e o potencial para prover benefícios e serviços como o sequestro de carbono.

2.1. A AMAZÔNIA

2.1.1. A Floresta Amazônica

É a maior floresta tropical do mundo, com aproximadamente 7,5 milhões de quilômetros quadrados, integrada pelos países de Brasil, Bolívia, Colômbia, Equador, Guiana, Guiana Francesa, Peru, Suriname e Venezuela (PHILLIPS; BRIENEN, 2017). A região alberga uma grande diversidade de flora e fauna, que são vitais para o

funcionamento dos ecossistemas (CARDOSO et al., 2017; ANTONELLI et al., 2018). A diversidade biológica teve um efeito profundo no desenvolvimento das sociedades humanas na Amazônia. Muitos dos conhecimentos desenvolvidos por essas sociedades foram revelados à ciência pelos povos locais, cujos meios de subsistência e cultura dependem da natureza (ALHO, 2012; ALHO; REIS; AQUINO, 2015). De acordo com Dirzo & Raven (2003) estima-se que o ecossistema Amazônico abriga um quarto das espécies terrestres do mundo, e é responsável por cerca de 15 % da fotossíntese global (FIELD et al., 1998). A evaporação e a condensação da água na Amazônia são os motores da circulação atmosférica global, com efeitos sobre a precipitação (WERTH, 2002; ZEMP et al., 2017; SHEIL, 2018) e o sequestro de carbono (PHILLIPS et al., 2009; GATTI et al., 2014). Portanto, a Amazônia fornece uma ampla gama de serviços ecossistêmicos essenciais, como a manutenção da biodiversidade, regulação dos ciclos da água, carbono e nutrientes. A manutenção da provisão desses serviços ecossistêmicos é fundamental para o bem-estar humano (MEA, 2005; RUSSELL et al., 2013).

2.1.2 Serviços ecossistêmicos

Os ecossistemas naturais fornecem o suporte à vida do nosso planeta (MEA, 2005; COSTANZA et al., 2014), e os benefícios ecossistêmicos para a vida humana são agrupados no conceito “serviços ecossistêmicos”, introduzido pela primeira vez por Ehrlich & Mooney (1983) e com o tempo foi evoluindo para um termo global. A Avaliação dos Ecossistemas do Milênio - MEA (2005) define os serviços ecossistêmicos, como os benefícios que as pessoas aproveitam dos ecossistemas, os quais são produzidos pelas interações dentro do ecossistema. Esses serviços são classificados em quatro categorias (MEA, 2005): (i) serviços de provisão; (ii) serviços de regulação; (iii) serviços culturais; (iv) e serviços de suporte. A degradação ou perda desses serviços afeta o bem-estar humano, por meio da diminuição da capacidade de fornecer as necessidades básicas como alimento, saúde, segurança, relações sociais e liberdade de escolha e ação, como ilustrado na Figura 1.

“A humanidade sempre dependeu dos serviços prestados pela biosfera e seus ecossistemas. Adicionalmente, a biosfera é por si só um produto da vida na terra. A composição da atmosfera e do solo, os ciclos dos elementos através do ar e da água e muitas outras características ecológicas são o resultado dos processos vivos, todos mantidos e renovados através dos ecossistemas. A espécie humana, embora protegida das ações imediatas do meio ambiente pela cultura e tecnologia, está em última

instância totalmente dependente do funcionamento dos serviços dos ecossistemas” (ALCAMO et al., 2003).

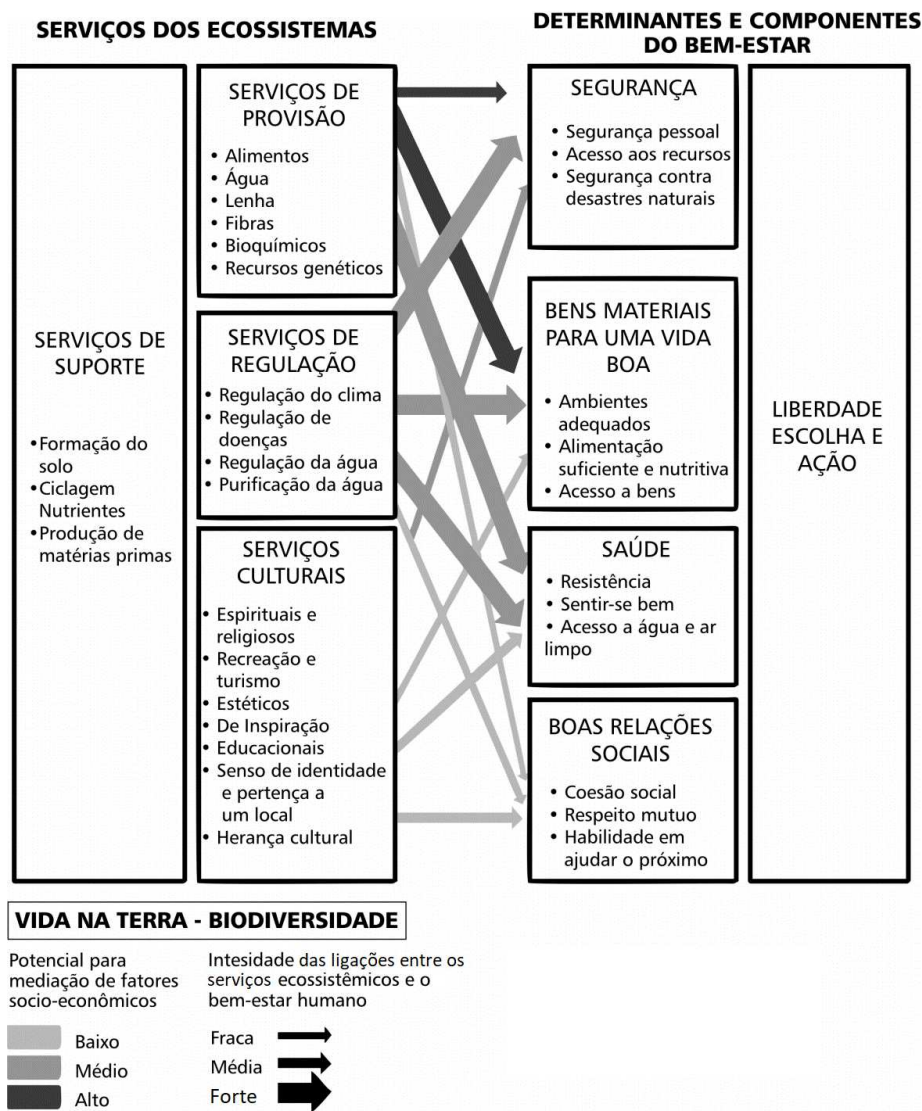


Figura 1 Relação entre os serviços ecossistêmicos e os determinantes do bem-estar humano (fonte: MEA, 2005).

Biodiversidade - É a variedade de genes, microrganismos, espécies de plantas e animais que compõem a vida no planeta terra (HARRINGTON et al., 2010). A Amazônia é um dos ecossistemas mais diversos do mundo e é a principal fonte de biodiversidade neotropical (ANTONELLI et al., 2018). A biodiversidade, fornece bens materiais (alimento, madeira, medicamentos e fibras), bens não materiais como lazer e espiritualidade, assim como funções ecológicas essenciais (regulação climática e ciclagem de nutrientes) (MEA, 2005). A biodiversidade também confere resiliência para os ecossistemas frente aos distúrbios e mudanças ambientais, e é essencial para a

agricultura pois fornece polinização, controle de pragas e doenças (HOOPER et al., 2005; OLIVER et al., 2015), fertilidade do solo através da fixação de nitrogênio e a associação entre plantas, fungos e bactérias (VAN DER HEIJDEN et al., 2016).

Na floresta a diversidade de plantas, com características funcionais, formas e tamanhos diferentes de crescimento, levou a estratificação do ecossistema, o que gerou a criação de nichos ecológico, onde as espécies evoluíram para se beneficiar dessas oportunidades e aproveitar melhor os recursos (luz, água e nutrientes) para a produção de biomassa no ecossistema, devido a que as espécies maximizam a capacidade de adquirir recursos em um ambiente variável espacial ou temporalmente, isso é conhecido como complementariedade de nichos (LOREAU, 2000; DIAZ; CABIDO, 2001; COOMES et al., 2009).

Água - As florestas absorvem a água subterrânea do solo através das raízes e a liberam para a atmosfera mediante a transpiração, criando desta forma enormes rios de vapor de água, com uma forte influência na circulação atmosférica global, formando nuvens e posteriormente a chuva (IPCC, 2007; ZEMP et al., 2017).

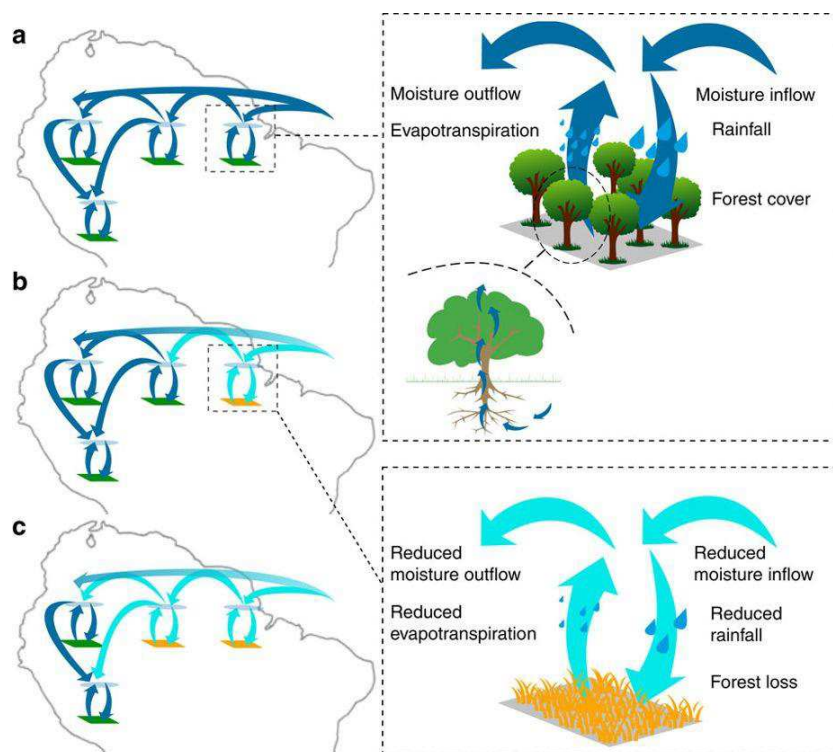


Figura 2 Representação esquemática da relação vegetação-precipitação: a) Sistema de vegetação-atmosfera em equilíbrio; b) perda da floresta reduz a evapotranspiração local e o transporte da umidade oceânica pelo vento; c) o regime de chuvas é alterado em outros locais, levando a mais perdas florestais e redução do transporte de umidade. (fonte: ZEMP et al., 2017).

Na Amazônia, a precipitação média anual é de 2200 mm (HUFFMAN et al., 2007), onde 50 e 75% da precipitação retorna para a atmosfera através da evapotranspiração (D'ALMEIDA et al., 2006; LATHUILLIÈRE; JOHNSON; DONNER, 2012), o restante vai como descarga fluvial pelos rios. De acordo com Van der Ent et al. (2010) a evapotranspiração da floresta amazônica é responsável por mais de 50% das chuvas no Peru, Bolívia, Argentina, Uruguai, Paraguai e Sul do Brasil. Portanto, a conservação da Floresta Amazônica diminui os riscos da alteração dos regimes de chuvas dentro e fora dos trópicos (Figura 2). Segundo Sheil (2018) o clima e a vegetação estão ligados, ou seja, quando o clima muda também a vegetação muda, e vice-versa.

Carbono - A Floresta Amazônica desempenha um papel fundamental no ciclo global do carbono, é um dos principais sumidouros terrestres. O termo “sequestro de carbono” é definido como a absorção de substâncias contendo carbono, em particular CO₂, em um reservatório de longa duração (IPCC, 2007). Assim, o sequestro de carbono ocorre principalmente pela absorção de CO₂ atmosférico durante a fotossíntese das plantas e a subsequente transferência do carbono fixado para os reservatórios da vegetação, como folhas, caules, detritos e o solo (NAIR et al., 2010). No solo, as árvores produzem grandes quantidades de raízes que contêm carbono, além dos detritos das folhas, caules e organismos do solo também contêm carbono. Na Amazônia, o carbono fixado representa 14% da biosfera terrestre (ZHAO; RUNNING, 2010).

2.1.3. Ameaças a Floresta Amazônica

A Amazônia enfrenta sérias ameaças, e as perspectivas estão se tornando cada vez mais sombrias devido ao desmatamento, fragmentação florestal e degradação florestal (HENSEN et al., 2013; LONGO et al., 2016), a consequência da exploração madeireira, pecuária, as monoculturas de soja/florestais e o uso descontrolado do fogo. As perdas de floresta Amazônica correspondem a cerca de 12% de sua extensão original (SOARES-FILHO, B. S.; et al., 2013; TER STEEGE et al., 2015), onde o desmatamento da Amazônia Brasileira representa 79%, seguida da Bolívia com 12% (SONG et al., 2015).

No caso da Amazônia Brasileira, estima-se que 20% de sua extensão original já foi desmatada, sendo que 60% das áreas desmatadas correspondem as pastagens, 23% a vegetação secundária e 6% está relacionada a agricultura (INPE & EMBRAPA, 2018). A sequência do uso da terra após o desmatamento se dá da seguinte forma: floresta para

pastagem, conversão de pastagens para culturas (ZALLES et al., 2019) ou pastagem para vegetação secundária (OMETTO; SOUSA-NETO; TEJADA, 2016), e as tendências de expansão ao longo do tempo podem estar ligadas a políticas de uso da terra e condições de mercado (ZALLES et al., 2019). No caso da agricultura de corte e queima a sequência é floresta para culturas e culturas para vegetação secundária, neste caso o intervalo de tempo no uso da terra é crítico sobre tudo em regiões muito degradadas como é o caso da Amazônia Maranhense, onde 75% da vegetação já foi desmatada (CELENTANO et al., 2017).

A agricultura de corte e queima é predominante entre agricultores familiares na Amazônia. A prática foi considerada sustentável quando a vegetação secundária (capoeira) conseguia longos períodos de pousio para sua recuperação (KATO et al., 2002), já que o sistema se baseia num equilíbrio entre perturbação e recuperação da vegetação secundária. No entanto, a diminuição no tempo de pousio reduz a produtividade do sistema e a capacidade de regeneração da vegetação secundária, tornando a prática da agricultura de corte e queima insustentável (JAKOVAC et al., 2017). Nesse contexto, as queimadas frequentes aumentam os riscos de incêndios, o que ameaça as florestas secundárias em recuperação, iniciando assim um processo de degradação, o que afeta negativamente os serviços ecossistêmicos e aumenta ainda mais problemas socioeconômicos, como a pobreza rural (CELENTANO et al., 2012).

O desmatamento está ocorrendo na escala local e regional. Por exemplo, as paisagens predominantes na Amazônia sul da Bolívia são florestas secundárias, pastagens extensivas, agricultura mecanizada e agricultura em pequena escala (MÜLLER et al., 2012). Essa situação está ocasionando mudanças irreversíveis na biodiversidade e nos ecossistemas (NOBRE et al., 2016). No Brasil, Bolívia e Peru o desmatamento da Amazônia é a principal fonte das emissões de carbono (PHILLIPS; BRIENEN, 2017) (Figura 3), contribuindo assim para o aquecimento global.

As mudanças climáticas são consequência do aumento das emissões de gases de efeito estufa, representam ameaças adicionais para a estabilidade do ecossistema, podem incrementar a temperatura e provocar mudanças nos padrões de precipitação (IPCC, 2014). A Amazônia desde 2005 vem experimentando eventos climáticos extremos, como a variabilidade no padrão de precipitação (GATTI et al., 2014), onde as enchentes não compensam o aumento dos períodos de seca, devido principalmente a frequência dos incêndios que ocorrem nesse período, o que afeta a resiliência e aumenta os riscos

da mortalidade florestal (NOBRE & BORMA, 2009; BRIENEN et al., 2015). Outro fator é o aumento da temperatura média dos oceanos e da atmosfera global próximo a 1 °C, o que poderá alterar o equilíbrio entre floresta e clima (LI; FU; DICKINSON, 2006; SALAZAR; NOBRE, 2010; SHEIL, et al., 2018). De acordo com Nobre et al. (2016) estudos sugerem que “pontos de inflexão” não devem ser ultrapassados, 2 °C de aquecimento global ou 20% da área total desmatada.

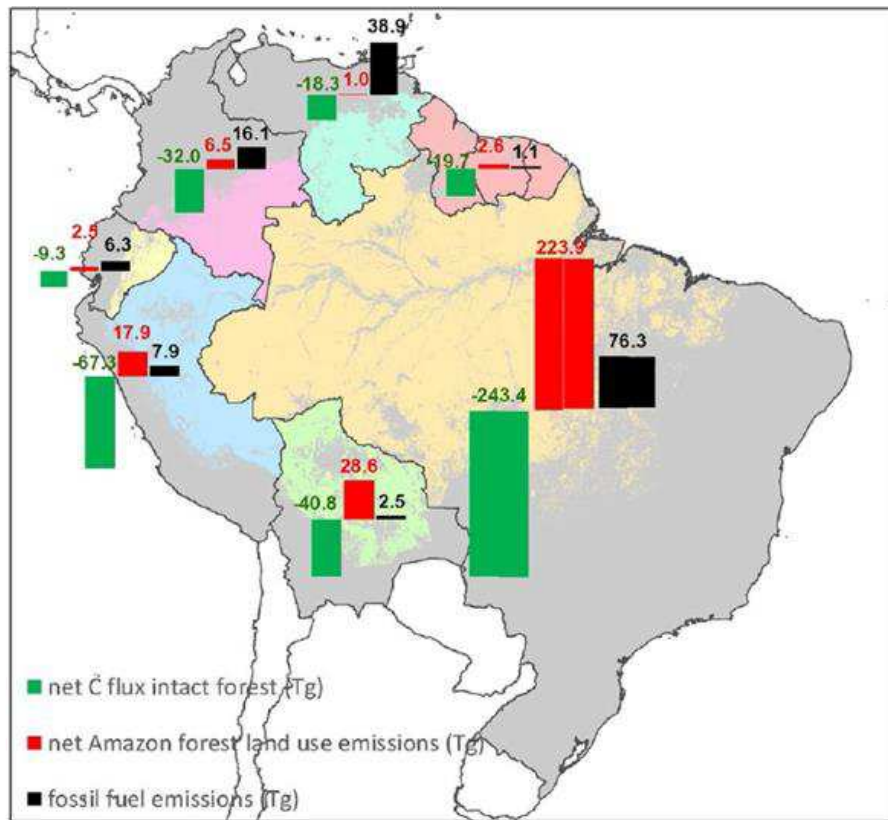


Figura 3 Fluxos estimados de carbono da Amazônia 1980-2010. Para cada nação, três fluxos são representados: as florestas maduras líquidas do fluxo C (verde e negativo), os fluxos líquidos do desmatamento, ou seja, as perdas decorrentes do desmatamento e da degradação, menos ganhos de rebrota (vermelho e positivo) e emissões de combustíveis fósseis (preto e positivo). As unidades estão em Tg de carbono por ano (= 10¹² g C ano⁻¹) (fonte: PHILLIPS; BRIENEN, 2017).

Nesse contexto, o desafio para o desenvolvimento na Amazônia é conciliar a produção de alimentos com a restauração florestal em diferentes escalas (LEVIS et al., 2017), o compromisso do Brasil na Conferência das Partes de Paris em 2015, é reflorestar 12 milhões de hectares até 2030. Para isso, estratégias de proteção e restauração precisam ser adotadas através da promoção de agroecossistemas mais eficientes como os sistemas agroflorestais (NAIR, 2014), que podem gerar um conjunto de benefícios para toda a sociedade na Amazônia.

2.2. SISTEMAS AGROFLORESTAIS

A humanidade historicamente se beneficiou de ecossistemas florestais e das árvores (LEVIS et al., 2017; MAEZUMI et al., 2018). De fato, a prática de reter árvores, cujos produtos tem valor alimentar ou medicinal junto as culturas agrícolas na mesma área é muito antiga (NAIR, 1993; MILLER; NAIR, 2006). A prática é desenvolvida em diferentes regiões do mundo, desde as regiões tropicais até regiões temperadas (KUMAR; NAIR, 2004; MOSQUERA-LOSADA et al., 2012). Na Amazônia, de acordo com Levis et al. (2017) as florestas próximas a sítios arqueológicos geralmente têm maior abundância e riqueza de espécies domesticadas, o que sugere que o uso das árvores domesticadas das sociedades humanas pré-históricas moldou as florestas amazônicas. Outro exemplo, sobretudo nas regiões tropicais é a prática de associação de árvores e arbustos multiuso com herbáceas anuais ou perenes e animais dentro do agregado familiar (NAIR, 1993). Segundo Mosquera-Losada et al. (2012) na Europa, durante a Idade Média, os agricultores praticavam a agricultura de corte e queima e integravam árvores com animais.

Desse conhecimento ancestral muitas práticas evoluíram, e os princípios ecológicos tem sido utilizado na concepção de novas práticas hoje conhecidas como Sistemas Agroflorestais. Nos últimos anos, os Sistemas Agroflorestais foram trazidos aos cenários modernos e científicos, como alternativas de uso sustentável da terra para a produção de alimentos (NAIR, 2014). Depois, foram necessários pesquisas e esforços científicos para classificar e compreender as práticas agroflorestais desenvolvidas empiricamente ao longo do tempo pelos agricultores (NAIR, 2014).

O termo e o conceito de Sistemas Agroflorestais são novos, mas se referem a um conjunto de práticas antigas. Nos anos 70, existia muita ambiguidade e confusão sobre o conceito de Sistemas Agroflorestais, já no início dos anos 80 um conjunto de definições propostas por vários pesquisadores foi revisada. Assim, essas definições foram resumidas e Lundgren (1982) afirmou que duas características comuns entre todas as práticas agroflorestais as separam das outras formas de uso da terra, da seguinte forma:

- O cultivo deliberado de árvores na mesma unidade de terra que as culturas agrícolas e /ou animais, seja em alguma forma de consorcio espacial ou sequencial.
- Deve haver uma interação (positiva e/ou negativa) entre os componentes lenhosos e não-lenhosos do sistema, seja ecológico e/ou econômico.

Com o tempo essas ideias foram refinadas, e numerosas definições foram

propostas por diferentes pesquisadores do mundo. Assim, o Centro Internacional de Pesquisa em Agroflorestas (ICRAF) define: “Sistema Agroflorestal é um nome coletivo para sistemas e tecnologias de uso da terra onde as plantas lenhosas perenes (árvores, arbustos, palmeiras, bambus) são usadas deliberadamente na mesma unidade de manejo da terra com culturas agrícolas e/ou animais em alguma forma de arranjo espacial e sequência temporal” (LUNDGREN, 1982; NAIR, 1993). Essa definição apresenta interações ecológicas e econômicas entre os componentes, o ciclo do sistema é sempre mais que um ano e mesmo o sistema agroflorestal mais simples é mais complexo, ecologicamente (estrutural e funcionalmente) e economicamente do que uma monocultura de agricultura ou silvicultura.

Atualmente, existe um consenso de que as práticas agroflorestais foram desenvolvidas com base nas necessidades e condições ecológicas dos agricultores. As agroflorestas representam uma interface entre a agricultura e a silvicultura, e tem diferentes propósitos ou funções, tanto social quanto ambiental (NAIR, 1993).

2.2.1. Classificação dos Sistemas Agroflorestais



Figura 4 Exemplo de sistemas agroflorestais na Amazônia: a) madeiráveis (*Dipteryx odorata*) e culturas agrícolas (*Manihot esculenta*); b) cacau sombreado; c) café sombreado; d) quintal agroflorestal (foto: Ernesto Gómez)

Existe uma variedade de sistemas agroflorestais, com diferentes arranjos e propósitos, desde os mais simples até os mais complexos (Figura 4). Usando o critério de um mínimo de 10% de cobertura de árvores em terras agrícolas, Zomer et al. (2014) estimaram que alguma forma de agrofloresta está sendo praticada em mais de 43% de todas as terras agrícolas no mundo.

Essa área com sistemas agroflorestais cobre mais de 1.023 milhões de hectares e abriga 30% das populações rurais, ou seja, mais de 900 milhões de pessoas (NAIR, P.K.R; KUMAR; NAIR, 2009). Portanto, para um melhor entendimento dos sistemas existentes e facilitar sua análise é necessária uma classificação, e para isso é necessário integrar os seguintes critérios:

- Base estrutural: refere-se à natureza dos componentes;
- Base funcional: refere-se à função ou papel principal do sistema (produção, proteção, conservação);
- Base socioeconômica: refere-se ao nível de uso de insumos, a intensidade ou escala de manejo e objetivos da produção (subsistência, comercial ou mista);
- Base ecológica: refere-se à adaptação dos sistemas às condições ambientais

A classificação dos Sistemas Agroflorestais é complexa. Portanto, afim de um melhor entendimento e facilitar a classificação, os critérios estruturais e funcionais do sistema podem ser considerados para classificar os sistemas e os critérios socioeconômicos e ecológicos serão a base para uma agrupação posterior (Tabela 1).

Tabela 1. Abordagens para classificar Sistemas Agroflorestais (fonte: NAIR, 2014)

Classificação dos sistemas (de acordo com a estrutura e a função)		Agrupamento dos sistemas (de acordo com a abrangência e o manejo)		
Estrutura (composição e arranjo dos componentes)		Função (produção ou papel dos componentes)	Adaptação agroecológica	Nível socioeconômico e de manejo
Composição	Arranjo			
Agrisilvicultural (culturas + árvores/arbustos)	Espacial	Produção	Sistema em/para	Uso de insumos
		• Alimento		
Silvipastoril (pastagem/animais + árvores)	• Misto denso • Misto esparso	• Forragem	• Regiões tropicais úmidas de altitude (acima de 1.200 m, Andes, Índia, Malásia)	• Médio
		• Lenha		• Alto
Agrisilvipastoris (culturas + pastagens/animais + árvores)	• Bordadura	• Outros produtos	• Regiões tropicais subúmidas de planalto (savanas na África, Cerrados no Brasil)	Baseado em
		Temporal		relações custo/benefício
Outros Arboretos de uso múltiplo Apicultura com árvores Aqüicultura com árvores (mangue)	• Simultâneo • Sequencial	Proteção	• Regiões tropicais subúmidas de altitude (Quênia, Etiópia)	• Comercial
		• Quebra-vento		• Intermediário
		• Cordões em contorno		• Subsistência
		• Conservação do solo		
		• Conservação da umidade		
		• Melhoria do solo		
		• Sombra (para cultivos, animais ou homem)		

Os Sistemas Agroflorestais têm três componentes básicos: lenhosas perenes (árvores, arbustos, palmeiras, bambus); culturas agrícolas e animais. As interações econômicas e ecológicas entre esses componentes são elementos-chaves do sistema. Portanto, um primeiro passo simples e lógico, na classificação dos sistemas agroflorestais deve basear-se na natureza dos componentes (Figura 5). De acordo com esta classificação, existem quatro categorias principais que combinam as **espécies lenhosas perenes** com:

- Culturas anuais ou perenes (Sistema silviagrícolas)
- Pastagem e animais de pastoreio (Sistema silvipastoris)
- Culturas e animais (Sistema agrossilvipastoris)
- Espécies de animais não pastoris (Outros sistemas), exemplo abelhas ou peixes.

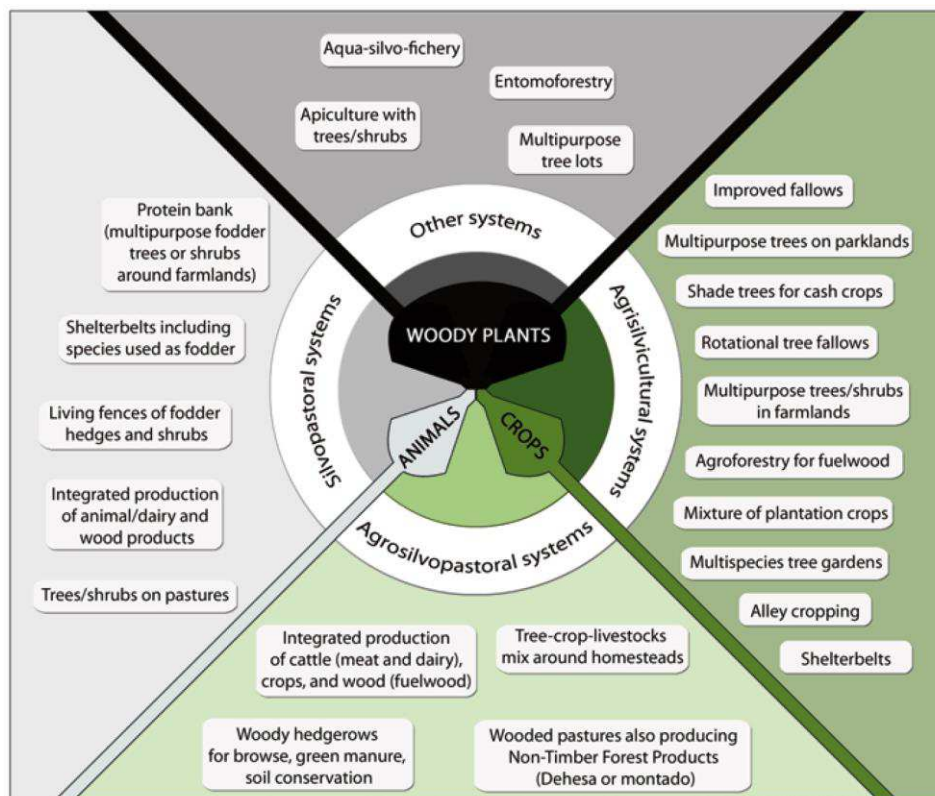


Figura 5 Categoria dos Sistemas Agroflorestais com base na natureza dos componentes (fonte: ATANGANA et al., 2014b).

Os componentes podem ser associados espacialmente (horizontal ou vertical estratificado) ou temporalmente no sistema. Assim, a combinação dos componentes, pode possibilitar diferentes opções de práticas agroflorestais como ilustrado na Figura 5.

2.2.2. Benefícios e serviços

Os Sistemas Agroflorestais, são sistemas integrados de uso da terra que combinam a agricultura e a silvicultura, para gerar uma variedade de benefícios e serviços, através de uma maior eficiência no uso dos recursos (luz, água e nutrientes), como resultado das interações que ocorrem entre seus componentes (NAIR, 2014; ATANGANA et al., 2014c).

Ao combinar árvores com cultivos agrícolas, é possível manter os benefícios da silvicultura e a produção de alimentos na mesma unidade de terra, o que contribui positivamente no desenvolvimento social e econômico nas comunidades rurais (SHARMA; VETAAS, 2015), incluindo uma maior garantia de segurança alimentar (CHITSONDZO; SILVA 2013; CARDOZO et al. 2015). Além disso, os Sistemas Agroflorestais demonstraram oferecer serviços ecossistêmicos como a manutenção da biodiversidade, sequestro de carbono, e redução da pressão das florestas pelo desmatamento (JOSE, 2009; SCHROTH et al., 2015). Estes são benefícios e serviços que provavelmente se tornarão cada vez mais importantes em um mundo impactado pelas mudanças climáticas.

Biodiversidade - A simplificação e a intensificação da agricultura têm sido associadas à perda ou fragmentação de florestas naturais ricas em biodiversidade, resultando em uma redução nas funções ecossistêmicas (ALTIERI; FUNES-MONZOTE; PETERSEN, 2012). Entretanto, nos Sistemas Agroflorestais o aumento da diversidade pode ser no espaço e no tempo, e a interação entre seus componentes combinam funções de produção e conservação, o que traz benefícios para a biodiversidade, como habitats e recursos para as espécies de plantas e animais, contribui para a conectividade das paisagens (facilita o movimento de animais, sementes e pólen), e reduz os efeitos de borda nos fragmentos florestais remanescentes (SCHROTH et al., 2004; HARVEY; GONZÁLEZ VILLALOBOS, 2007). Além disso, pode ajudar as populações locais a lidar com a disponibilidade limitada de terra e recursos florestais, reduz o uso do fogo, e a pressão sobre as florestas remanescentes (SCHROTH et al., 2004).

O grau com que os Sistemas Agroflorestais podem contribuir aos esforços de conservação da biodiversidade, depende de fatores como: a diversidade florística e a estrutura (estratificação do sistema); intensidade do manejo; sua permanência na paisagem e localização estratégica na paisagem (exemplo entre fragmentos florestais)

(JOSE, 2012). Na transição de paisagens agrícolas simples, pastagens e terras degradadas para sistemas agroflorestais a biodiversidade pode melhorar, entretanto, a transição de paisagens florestais com alto valor de biodiversidade para sistemas agroflorestais menos complexos pode levar a uma redução da biodiversidade (JOSE, 2012).

Os sistemas Agroflorestais, ao integrarem diferentes componentes, como culturas agrícolas, árvores frutíferas, madeiráveis, palmeiras, gado de carne ou leite e abelhas, permitem a diversificação da atividade produtiva, aumentando a lucratividade por unidade de área da propriedade, minimizando os riscos de perdas por eventos climáticos ou por condições de mercado. Essas características representam uma alternativa potencial e sua importância não só em termos de sustentabilidade agrícola, mas também nas questões sociais e nas mudanças climáticas.

Sequestro de carbono - Os Sistemas Agroflorestais pela sua estrutura e interação entre seus componentes, são mais eficientes na captura e aproveitamento dos recursos (luz, água e nutrientes) disponíveis no local do que as monoculturas ou pastagens (NAIR, 2010; ATANGANA et al., 2014c). As plantas captam dióxido de carbono atmosférico (CO₂) durante a fotossíntese para a produção de biomassa, e o aumento da biomassa pode resultar em maiores entradas de insumos (matéria orgânica e carbono) no solo, o que pode influenciar positivamente as funções da comunidade da micro e macrofauna do solo, como a decomposição da matéria orgânica, absorção de fósforo (P) pelas micorrizas e a fixação de nitrogênio (N), o que promove o crescimento das plantas (ARAUJO et al., 2012).

O sequestro de carbono ocorre na biomassa acima do solo (caule, folhas), na biomassa abaixo do solo (raízes) e no solo. Assim, o potencial para acumular carbono na biomassa acima do solo quanto abaixo do solo depende do tipo de sistema (natureza dos componentes, idade e densidade das espécies lenhosas perenes e manejo), e condições ambientais (NAIR, 2010). Portanto, os Sistemas Agroflorestais têm maior potencial para o sequestro de carbono do que sistemas mais simples e pastagens.

Em regiões úmidas e férteis os Sistemas Agroflorestais apresentam maiores taxas de sequestro de carbono na vegetação do que em regiões áridas, semiáridas e degradadas. Assim, os Sistemas Agroflorestais tropicais apresentam maiores taxas de sequestro de carbono na vegetação do que agroflorestras de clima temperado (NAIR, 2010).

Os estoques de carbono no solo podem aumentar quando sistemas simples de uso da terra como as monoculturas mudam para sistemas complexos como os Sistemas Agroflorestais, enquanto na mudança de florestas para agroflorestas os estoques de carbono no solo podem se manter (MARÍN-SPIOTTA; SHARMA, 2013; DE STEFANO; JACOBSON, 2018).

Os Sistemas Agroflorestais podem minimizar as perturbações no solo, através da redução das queimadas e aporte permanente de serapilheira para a proteção do solo (SOTO-PINTO et al., 2010), o que pode reduzir as perdas de carbono causadas pela erosão tanto eólica quanto hídrica. Embora as agroflorestas tropicais possam ter taxas mais altas de sequestro de carbono, os sistemas temperados podem ser mais eficientes na estabilização do carbono no solo proveniente das podas, serapilheira e resíduos de cultivos (OELBERMANN et al., 2006).

Embora, pesquisas indiquem que os Sistemas Agroflorestais possam armazenar mais carbono acima e embaixo do solo do que sistemas de monoculturas tanto agrícolas como pastagens, ainda é necessário compreender qual o efeito da diversidade florística do sistema sobre os estoques de carbono. Além disso, conferir esse potencial de sequestro de carbono em relação as florestas secundárias. Assim, o potencial de sequestro de carbono pode contribuir na conversão de monoculturas agrícolas em sistemas agroflorestais na Amazônia.

Aspectos socioeconômicos Os Sistemas Agroflorestais são considerados uma alternativa multifuncional de uso sustentável da terra (JORDAN; WARNER, 2010), e fornecem os serviços ecossistêmicos mais importante que são a provisão de água e alimentos (JOSE, 2009; MBOW et al., 2014). Nesse sistema, a integração e o manejo de árvores, palmeiras e arbustos de uso múltiplo, em associação com culturas agrícolas perenes, anuais e em alguns casos com animais, permitem produzir ao longo dos anos diversos produtos com diferentes propósitos, como alimentos, madeira, forragem e outros, o que representa um alto valor para o consumo doméstico a baixos custos, contribuindo assim para a poupança da família e a segurança alimentar e nutricional (SINGH; GOHAIN; DATTA, 2016).

As relações entre indicadores socioeconômicos e diversidade são determinadas pela tipologia e função do Sistema Agroflorestal (NAIR, 1993). Os sistemas com maior diversidade de uso são mais eficientes em termos de produção, custos e renda líquida, quando comparados com sistemas menos diversos e extensivos (CERDA et al., 2014;

CARDOZO et al., 2015). De acordo com Yamada & Gholz (2002) campos de sistemas agroflorestais de 10 a 20 hectares produzem rendas comparáveis a 400 a 1.200 hectares de pastagem na Amazônia oriental. Além disso, esses sistemas geram mais empregos rurais por hectare do que os pastos. Por outra parte, o grau de satisfação entre os agricultores que trabalham com diferentes tipologias de sistemas agroflorestais é alta, e maior em relação aos agricultores que praticam agricultura de corte e queima e pecuária extensiva (CARDOZO et al., 2015).

Os Sistemas Agroflorestais a pesar de serem frequentemente citados como uma alternativa viável de uso da terra, envolvem inter-relações diversas e complexas que dificultam a adoção da prática por novos agricultores e técnicos. A complexidade não se dá apenas no plano ecológico, mas também no plano sociocultural e econômico. Essa complexidade, não pode ser copiada de um contexto para outro, essa característica faz com que sejam sistemas complexos tanto de avaliar como de serem difundidos (NAIR, 1993). Por tanto o desenvolvimento de experiências que sejam capazes de associar bons níveis de produtividade e conservação ambiental devem incluir a participação ativa da população envolvida, por meio de processos de pesquisa participativa.

3. OBJETIVOS

3.1. OBJETIVO GERAL

Avaliar o potencial dos sistemas agroflorestais para armazenar carbono e fomentar a transição agroecológica na Pan-Amazônia.

3.2. OBJETIVOS ESPECÍFICOS

- 1) Avaliar o efeito da riqueza de espécies e a estrutura da vegetação sobre os estoques de carbono na biomassa.
- 2) Avaliar os estoques e a recuperação do carbono numa cronosequência de sistemas agroflorestais e florestas secundárias.
- 3) Identificar fatores sociais, econômicos ou ambientais que incentivam os agricultores a adotarem práticas de diversificação na agricultura.

4. HIPÓTESES

1. A diversidade florística dos sistemas agroflorestais contribui no incremento do estoque de carbono.
2. Os sistemas agroflorestais armazenam tanto carbono quanto as florestas secundárias da mesma idade.
3. O fator educação promove a transição agroecológica.

5. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ALCAMO, Joseph et al. *Ecosystems and Human Well-being: A framework for assessment*. Washington, DC: Island Press, 245p, 2003.

ALHO, Cleber J. R. Importância da biodiversidade para a saúde humana: uma perspectiva ecológica. *Estudos Avançados*, v. 26, n. 74, p. 151–166, 2012.

ALHO, Cleber J.R.; REIS, Roberto E.; AQUINO, Pedro P.U. Amazonian freshwater habitats experiencing environmental and socioeconomic threats affecting subsistence fisheries. *Ambio*, v. 44, n. 5, p. 412–425, 2015.

ALTIERI, Miguel A; FUNES-MONZOTE, Fernando R.; PETERSEN, Paulo. Agroecologically efficient agricultural systems for smallholder farmers: Contributions to food sovereignty. *Agronomy for Sustainable Development*. [S.l.: s.n.], 2012

ANTONELLI, Alexandre et al. Amazonia is the primary source of Neotropical biodiversity. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, v. 115, n. 23, p. 6034–6039, 2018. Disponível em: <<http://www.pnas.org/lookup/doi/10.1073/pnas.1713819115>>.

ARAGÃO, Luiz E O C et al. Environmental change and the carbon balance of Amazonian forests. *Biological Reviews*, v. 89, n. 4, p. 913–931, 2014.

ARAUJO, Ademir Sérgio Ferreira et al. Microbiological process in agroforestry systems. A review. *Agronomy for Sustainable Development*, v. 32, n. 1, p. 215–226, 2012.

ATANGANA, Alain et al. Major Agroforestry Systems of the Humid Tropics. *Tropical Agroforestry*. Dordrecht: Springer Netherlands, p. 49–93, 2014a. Disponível em: <http://link.springer.com/10.1007/978-94-007-7723-1_4>.

ATANGANA, Alain et al. Definitions and classification of agroforestry systems. *Tropical Agroforestry*. Dordrecht: Springer Netherlands, p. 35–47, 2014b. Disponível em: <http://link.springer.com/10.1007/978-94-007-7723-1_3>.

ATANGANA, Alain et al. Ecological interactions and productivity in agroforestry systems. *Tropical Agroforestry*. Dordrecht: Springer Netherlands, p. 151–172, 2014c. Disponível em: <http://link.springer.com/10.1007/978-94-007-7723-1_7>.

BRIENEN, R. J. W. et al. Long-term decline of the Amazon carbon sink. *Nature*, v. 519, n. 7543, p. 344–348, mar. 2015.

CARDOSO, Domingos et al. Amazon plant diversity revealed by a taxonomically verified species list. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, v. 114, n. 40, p. 10695–10700, 3 out. 2017. Disponível em: <<http://www.pnas.org/lookup/doi/10.1073/pnas.1706756114>>.

CARDOZO, Ernesto Gómez et al. Species richness increases income in agroforestry systems of eastern Amazonia. *Agroforestry Systems*, v. 89, n. 5, p. 901–916, 2 out. 2015. Disponível em: <<http://link.springer.com/10.1007/s10457-015-9823-9>>.

CAUDILL, S. Amanda; DECLERCK, Fabrice J A; HUSBAND, Thomas P. Connecting sustainable agriculture and wildlife conservation: Does shade coffee provide habitat for mammals? *Agriculture, Ecosystems and Environment*, v. 199, p. 85–93, 2015. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.agee.2014.08.023>>.

CELENTANO, Danielle et al. Towards zero deforestation and forest restoration in the Amazon region of Maranhão state, Brazil. *Land Use Policy*, v. 68, n. July, p. 692–698, 2017. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.landusepol.2017.07.041>>.

CELENTANO, Danielle et al. Welfare outcomes and the advance of the deforestation frontier in the Brazilian Amazon. *World Development*, v. 40, n. 4, p. 850–864, 2012.

CERDA, Rolando et al. Contribution of cocoa agroforestry systems to family income and domestic consumption: looking toward intensification. *Agroforestry Systems*, v. 88, n. 6, p. 957–981, 30 dez. 2014. Disponível em: <<http://link.springer.com/10.1007/s10457-014-9691-8>>.

CHITSONDZO, Clemencia Carlos Eduardo; SILVA, Ivan Crespo. Quintais caseiros em Machipanda, distrito de Manica, Moçambique. *Brazilian Journal of Forestry Research*, 2013.

COOMES, David A. et al. A greater range of shade-tolerance niches in nutrient-rich forests: an explanation for positive richness-productivity relationships? *Journal of Ecology*, v. 97, n. 4, p. 705–717, jul. 2009. Disponível em: <<http://doi.wiley.com/10.1111/j.1365-2745.2009.01507.x>>.

COSTANZA, Robert et al. Changes in the global value of ecosystem services. *Global Environmental Change*, v. 26, p. 152–158, maio 2014.

D'ALMEIDA, Cassiano et al. A water balance model to study the hydrological response to different scenarios of deforestation in Amazonia. *Journal of Hydrology*, v. 331, n. 1–2, p. 125–136, nov. 2006.

DAVIDSON, Eric A. et al. The Amazon basin in transition. *Nature*, v. 481, n. 7381, p. 321–328, 19 jan. 2012. Disponível em: <<http://www.nature.com/articles/nature10717>>.

DE STEFANO, Andrea; JACOBSON, Michael G. Soil carbon sequestration in agroforestry systems: a meta-analysis. *Agroforestry Systems*, v. 92, n. 2, p. 285–299, 2018.

DIAZ, S; CABIDO, M. Vive la difference: plant functional diversity matters to ecosystem processes. *Trends in ecology and evolution*, v. 16, n. 11, p. 646–655, 2001.

DIRZO, Rodolfo; RAVEN, Peter H. Global State of Biodiversity and Loss. *Annual Review of Environment and Resources*, v. 28, n. 1, p. 137–167, nov. 2003. Disponível em: <<http://www.annualreviews.org/doi/10.1146/annurev.energy.28.050302.105532>>.

EHRlich, Paul R.; MOONEY, Harold A. Extinction, Substitution, and Ecosystem Services. *BioScience*, v. 33, n. 4, p. 248–254, abr. 1983.

FEARNSIDE, Philip M. Desmatamento na Amazônia brasileira: história, índices e consequências. *Megadiversidade*, v. 1, n. 1, p. 113–123, 2005. Disponível em: <http://www.conservation.org.br/publicacoes/files/16_Fearnside.pdf>.

FEARNSIDE, Philip Martin. Global warming in Amazonia: impacts and Mitigation. *Acta Amazonica*, v. 39, n. 4, p. 1003–1011, 2009.

FIELD, Christopher B. Primary Production of the Biosphere: Integrating Terrestrial and Oceanic Components. *Science*, v. 281, n. 5374, p. 237–240, jul. 1998.

FOLKE, Carl et al. Regime Shifts, Resilience, and Biodiversity in Ecosystem Management. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, v. 35, n. 1, p. 557–581, dez. 2004.

GATTI, L. V. et al. Drought sensitivity of Amazonian carbon balance revealed by atmospheric measurements. *Nature*, v. 506, n. 7486, p. 76–80, 2014. Disponível em: <<http://www.nature.com/doi/10.1038/nature12957>>.

HANSEN, M. C. et al. High-resolution global maps of 21st-century forest cover change. *Science*, 2013.

HARRINGTON, Richard et al. Ecosystem services and biodiversity conservation: Concepts and a glossary. *Biodiversity and Conservation*, v. 19, n. 10, p. 2773–2790, 2010.

HARVEY, Celia A.; GONZÁLEZ VILLALOBOS, Jorge A. Agroforestry systems conserve species-rich but modified assemblages of tropical birds and bats. *Biodiversity and Conservation*, v. 16, n. 8, p. 2257–2292, jul. 2007.

HOOPER, D. U. et al. Effects of biodiversity on ecosystem functioning: A consensus of current knowledge. *Ecological Monographs*, v. 75, 1, p. 3–35, 2005.

HUFFMAN, George J. et al. The TRMM Multisatellite Precipitation Analysis (TMPA): Quasi-Global, Multiyear, Combined-Sensor Precipitation Estimates at Fine Scales. *Journal of Hydrometeorology*, v. 8, n. 1, p. 38–55, fev. 2007.

INSTITUTO NACIONAL DE PESQUISAS ESPACIAIS – INPE; EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA - EMBRAPA. Projeto TerraClass. 2017. Disponível em: <www.inpe.br/cra/projetos_pesquisas/terraclass2017.php>. Acesso em: 20 dez. 2017.

IPCC. Climate Change 2007: Synthesis Report. Contribution of Working Groups I, II and III to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change [Core Writing Team, Pachauri, R.K and Reisinger, A. (eds.)]. IPCC, Geneva, Switzerland, 104 p, 2007.

IPCC. Climate Change 2014: Synthesis Report. Contribution of Working Groups I, II and III to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Geneva, Switzerland, 2014. Disponível em: <<https://www.ipcc.ch/report/ar5/syr/>>. Acesso em: 26 jun. 2017.

JAKOVAC, Catarina Conte et al. Spatial and temporal dynamics of shifting cultivation in the middle-Amazonas river: Expansion and intensification. PLOS ONE, v. 12, n. 7, p. e0181092, jul. 2017.

JORDAN, Nicholas; WARNER, Keith Douglass. Enhancing the Multifunctionality of US Agriculture. v. 60, n. 1, p. 60–66, 2010.

JOSE, Shibu. Agroforestry for ecosystem services and environmental benefits: an overview. Agroforestry Systems, v. 76, n. 1, p. 1–10, 7 maio 2009. Disponível em: <<http://link.springer.com/10.1007/s10457-009-9229-7>>. Acesso em: 31 maio 2018.

JOSE, Shibu. Agroforestry for conserving and enhancing biodiversity. Agroforestry Systems, v. 85, n. 1, p. 1–8, 26 abr. 2012. Disponível em: <<http://link.springer.com/10.1007/s10457-012-9517-5>>. Acesso em: 26 jun. 2018.

JOSE, Shibu. Agroforestry for ecosystem services and environmental benefits: An overview. Agroforestry Systems, v. 76, n. 1, p. 1–10, 2009.

KATO, Osvaldo Ryohei et al. Agricultura sem queima: uma proposta de recuperação de áreas degradadas com. v. 1, n. Sommer 2000, p. 1–29, 2002.

KUMAR, B.M.; NAIR, P.K.R. The enigma of tropical homegardens. Agroforestry Systems, v. 61–62, n. 1–3, p. 135–152, jul. 2004.

LATHUILLIÈRE, Michael J.; JOHNSON, Mark S.; DONNER, Simon D. Water use by terrestrial ecosystems: Temporal variability in rainforest and agricultural contributions to evapotranspiration in Mato Grosso, Brazil. Environmental Research Letters, v. 7, n. 2, 2012.

LEITE, Márcio Fernandes Alves et al. The effect of land use on aboveground biomass and soil quality indicators in spontaneous forests and agroforests of eastern Amazonia. Agroforestry Systems, v. 90, n. 6, p. 1009–1023, 2016.

LEVIS, C. et al. Persistent effects of pre-Columbian plant domestication on Amazonian forest composition. Science, v. 355, n. 6328, p. 925–931, 3 mar. 2017. Disponível em: <<http://www.sciencemag.org/lookup/doi/10.1126/science.aal0157>>.

- LI, Wenhong; FU, Rong; DICKINSON, Robert E. Rainfall and its seasonality over the Amazon in the 21st century as assessed by the coupled models for the IPCC AR4. *Journal of Geophysical Research*, v. 111, n. D2, p. D02111, 2006.
- LONGO, Marcos et al. Aboveground biomass variability across intact and degraded forests in the Brazilian Amazon. *Global Biogeochemical Cycles*, v. 30, n. 11, p. 1639–1660, nov. 2016.
- LOREAU, Michel. Biodiversity and ecosystem functioning: recent theoretical advances. *Oikos*, v. 91, n. 1, p. 3–17, out. 2000.
- LUNDGREN, Björn. What is Agroforestry? *Agroforestry Systems*, v. 1, n. 1, p. 7–12, 1982.
- MAEZUMI, S. Yoshi et al. The legacy of 4,500 years of polyculture agroforestry in the eastern Amazon. *Nature Plants*, v. 4, n. August, 2018. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1038/s41477-018-0205-y>>.
- MALHI, Yadvinder et al. Climate change, deforestation, and the fate of the Amazon. *Science*, v. 319, n. 5860, p. 169–172, 2008.
- MARÍN-SPIOTTA, Erika; SHARMA, Sapna. Carbon storage in successional and plantation forest soils: A tropical analysis. *Global Ecology and Biogeography*, v. 22, n. 1, p. 105–117, 2013.
- MATOCHA, Johanna et al. Integrating Climate Change Adaptation and Mitigation Through Agroforestry and Ecosystem Conservation. *Agroforestry - The Future of Global Land Use*. [S.l: s.n.], 2012. v. 9. p. 105–126.
- MBOW, Cheikh et al. Agroforestry solutions to address food security and climate change challenges in Africa. *Current Opinion in Environmental Sustainability*, v. 6, p. 61–67, 2014.
- MEA, Millenium Ecosystem Assessment. *Ecosystems and Human Well-being: A Framework for Assessment*. New York: Island Press, 948p, 2005.
- MILLER, Robert Pritchard; NAIR, P. K R. Indigenous Agroforestry Systems in Amazonia: From Prehistory to Today. *Agroforestry Systems*, v. 66, n. 2, p. 151–164, fev. 2006. Disponível em: <<http://link.springer.com/10.1007/s10457-005-6074-1>>. Acesso em: 24 mar. 2015.
- MOSQUERA-LOSADA, M. R. et al. Past, Present and Future of Agroforestry Systems in Europe. *Agroforestry - The Future of Global Land Use*. [S.l: s.n.], 2012. v. 9. p. 285–312. Disponível em: <<http://link.springer.com/10.1007/978-94-007-4676-3>>.
- MÜLLER, Robert et al. Proximate causes of deforestation in the Bolivian lowlands: An analysis of spatial dynamics. *Regional Environmental Change*, v. 12, n. 3, p. 445–459, 2012.

NAIR, P. K. Ramachandran; KUMAR, B. Mohan; NAIR, Vimala D. Agroforestry as a strategy for carbon sequestration. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science*, v. 172, n. 1, p. 10–23, 2009.

NAIR, PKR et al. Carbon sequestration in agroforestry systems. *Advances in agronomy*, vol. 108, p. 237–307, 2010.

NAIR, P.K.R. Agroforestry: Practices and Systems. *Encyclopedia of Agriculture and Food Systems*, v. 1, p. 270–282, 2014. Disponível em: <<http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/B9780444525123000218>>.

NAIR, P K R. An Introduction to Agroforestry. *Agroforestry Classification and Management*. Dordrecht, 468p, 1993.

NOBRE, Carlos A. et al. Land-use and climate change risks in the Amazon and the need of a novel sustainable development paradigm. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, v. 113, n. 39, p. 10759–10768, 2016. Disponível em: <<http://www.pnas.org/lookup/doi/10.1073/pnas.1605516113>>.

NOBRE, Carlos Afonso; BORMA, Laura De Simone. “Tipping points” for the Amazon forest. *Current Opinion in Environmental Sustainability*, v. 1, n. 1, p. 28–36, 2009.

OELBERMANN, Maren et al. Soil carbon dynamics and residue stabilization in a Costa Rican and southern Canadian alley cropping system. *Agroforestry Systems*, v. 68, n. 1, p. 27–36, 2006.

OLIVER, Tom H. et al. Declining resilience of ecosystem functions under biodiversity loss. *Nature Communications*, v. 6, p. 1–8, 2015. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1038/ncomms10122>>.

OMETTO, Jean P; SOUSA-NETO, Eráclito R; TEJADA, Graciela. Land Use, Land Cover and Land Use Change in the Brazilian Amazon (1960–2013). En *Interactions Between Biosphere, Atmosphere and Human Land Use in the Amazon Basin*. Berlin: Springer, Heidelberg, p. 369-383, 2016.

PHILLIPS, Oliver L. et al. Drought sensitivity of the amazon rainforest. *Science*, v. 323, n. 5919, p. 1344–1347, 2009.

PHILLIPS, Oliver L.; BRIENEN, Roel J W. Carbon uptake by mature Amazon forests has mitigated Amazon nations’ carbon emissions. *Carbon Balance and Management*, v. 12, p. 1, 2017. Disponível em: <<http://cbmjournal.springeropen.com/articles/10.1186/s13021-016-0069-2>>.

RAMACHANDRAN NAIR, P.K. et al. Carbon Sequestration in Agroforestry Systems. *Advances in Agronomy*. [S.l: s.n.], 2010. v. 108. p. 237–307. Disponível em: <<http://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0065211310080053>>.

RUSSELL, Roly et al. Humans and Nature: How Knowing and Experiencing Nature Affect Well-Being. *Annual Review of Environment and Resources*, v. 38, n. 1, p. 473–502, 17 out. 2013. Disponível em: <<http://www.annualreviews.org/doi/10.1146/annurev-environ-012312-110838>>.

SALAZAR, Luis Fernando; NOBRE, Carlos A. Climate change and thresholds of biome shifts in Amazonia. *Geophysical Research Letters*, v. 37, n. 17, p. n/a-n/a, set. 2010.

SANGERMANO, Florencia; TOLEDANO, James; EASTMAN, J Ronald. Land cover change in the Bolivian Amazon and its implications for REDD+ and endemic biodiversity. *Landscape Ecology*, v. 27, n. 4, p. 571–584, 4 abr. 2012. Disponível em: <<http://link.springer.com/10.1007/s10980-012-9710-y>>.

SAKSCHEWSKI, Boris et al. Resilience of Amazon forests emerges from plant trait diversity. *Nature Climate Change*, v. 6, n. 11, p. 1032–1036, nov. 2016.

SCHROTH, Götz et al. Contribution of agroforests to landscape carbon storage. *Mitigation and Adaptation Strategies for Global Change*, v. 20, n. 7, p. 1175–1190, 2015.

SHARMA, Lila Nath; VETAAS, Ole Reidar. Does agroforestry conserve trees? A comparison of tree species diversity between farmland and forest in mid-hills of central Himalaya. *Biodiversity and Conservation*, v. 24, n. 8, p. 2047–2061, 2015. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1007/s10531-015-0927-3>>.

SHEIL, Douglas. Forests, atmospheric water and an uncertain future: the new biology of the global water cycle. *Forest Ecosystems*, v. 5, n. 1, 2018.

SINGH, A. K.; GOHAIN, Ingita; DATTA, M. Upscaling of agroforestry homestead gardens for economic and livelihood security in mid-tropical plain zone of India. *Agroforestry Systems*, v. 90, n. 6, p. 1103–1112, 10 dez. 2016. Disponível em: <<http://link.springer.com/10.1007/s10457-015-9886-7>>.

SOARES-FILHO, B. et al. Role of Brazilian Amazon protected areas in climate change mitigation. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, v. 107, n. 24, p. 10821–10826, jun. 2010.

SOARES-FILHO, B. S.; et al. LBA-ECO LC-14 Modeled Deforestation Scenarios, Amazon Basin: 2002-2050, 2013. Disponível em: <https://daac.ornl.gov/cgi-bin/dsvviewer.pl?ds_id=1153>

SOARES-FILHO, Britaldo Silveira et al. Modelling conservation in the Amazon basin. *Nature*, v. 440, n. 7083, p. 520–523, 23 mar. 2006. Disponível em: <<http://www.nature.com/articles/nature04389>>.

SONG, Xiao-peng et al. Annual Carbon Emissions from Deforestation in the Amazon Basin between 2000 and 2010. *PLOS ONE*, v. 10, n. 5, p. e0126754, 7 maio 2015. Disponível em: <<http://dx.plos.org/10.1371/journal.pone.0126754>>.

SOTO-PINTO, Lorena et al. Carbon sequestration through agroforestry in indigenous communities of Chiapas, Mexico. *Agroforestry Systems*, v. 78, n. 1, p. 39–51, jan. 2010.

TER STEEGE, Hans et al. Estimating the global conservation status of more than 15,000 Amazonian tree species. *Science Advances*, v. 1, n. 10, p. e1500936, nov. 2015.

VAN DER ENT, Rudi J. et al. Origin and fate of atmospheric moisture over continents. *Water Resources Research*, v. 46, n. 9, p. 1–12, 2010.

VAN DER HEIJDEN, Marcel GA et al. A widespread plant-fungal-bacterial symbiosis promotes plant biodiversity, plant nutrition and seedling recruitment. *The ISME Journal*, v. 10, n. 2, p. 389–399, fev. 2016.

WERTH, David. The local and global effects of Amazon deforestation. *Journal of Geophysical Research*, v. 107, n. D20, p. 8087, 2002.

YAMADA, M.; GHOLZ, H. L. An evaluation of agroforestry systems as a rural development option for the Brazilian Amazon. *Agroforestry Systems*, v. 55, n. 2, p. 81–87, 2002.

ZALLES, Viviana et al. Near doubling of Brazil's intensive row crop area since 2000. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, v. 116, n. 2, p. 428–435, jan. 2019

ZEMP, Delphine Clara et al. Self-amplified Amazon forest loss due to vegetation-atmosphere feedbacks. *Nature Communications*, v. 8, p. 1–10, 2017. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1038/ncomms14681>>.

ZHAO, Maosheng; RUNNING, Steven W. Drought-induced reduction in global terrestrial net primary production from 2000 through 2009. *Science*, v. 329, n. 5994, p. 940–943, 2010.

ZOMER, R.J et al. Trees on farms: an update and reanalysis of agroforestry's global extent and socio-ecological characteristics. [S.l: s.n.], 2014. Disponível em: <<http://www.worldagroforestry.org/downloads/publications/PDFs/WP14064.PDF>>.

ZOMER, Robert J. et al. Global Tree Cover and Biomass Carbon on Agricultural Land: The contribution of agroforestry to global and national carbon budgets. *Scientific Reports*, v. 6, n. July, p. 1–12, 2016. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1038/srep29987>>.

ZULETA, Daniel et al. Drought-induced mortality patterns and rapid biomass recovery in a terra firme forest in the Colombian Amazon. *Ecology*, v. 98, n. 10, p. 2538–2546, 2017.

6. LISTA DE PUBLICAÇÕES

Os métodos, resultados e as discussões da presente tese estão apresentados em forma de artigos científicos. Cada artigo é apresentado como capítulo da tese.

O primeiro artigo (Capítulo 1: Efecto de la riqueza de especies y estructura de la vegetación en el almacenamiento de carbono en sistemas agroforestales de la Amazonía, Bolivia) apresenta os resultados referentes aos efeitos da diversidade florística (riqueza de espécies e diversidade de Shannon) e a estrutura da vegetação dos sistemas agroflorestais sobre os estoques de carbono.

O segundo artigo (Capítulo 2: Recuperação de carbono através de sistemas agroflorestais na Amazônia Oriental, Brasil) apresenta os resultados referente ao potencial dos sistemas agroflorestais no armazenamento e recuperação do carbono, considerando um gradiente de sucessão florestal.

O terceiro artigo (Capítulo 3: Rumo à transição agroecológica em ambientes degradados da Amazônia Oriental) apresenta os resultados referente a uma experiência de transição agroecológica mediante o estabelecimento de sistemas agroflorestais, com agricultores familiares nas comunidades de Alcântara, Maranhão.

CAPÍTULO 1: Efecto de la riqueza de especies y estructura de la vegetación en el almacenamiento de carbono en sistemas agroforestales de la Amazonía, Bolivia

Artigo publicado na revista: **Revista de Biología Tropical**

Por

Ernesto Gómez Cardozo¹, Guillaume Xavier Rousseau^{1*}, Danielle Celentano¹,
Heriberto Fariñas Salazar² & Christoph Gehring¹

1. Programa de Pós-Graduação em Agroecologia, Universidade Estadual do Maranhão, São Luís, MA, Brasil. CEP 65055-970; egomezca@hotmail.com, guilirous@yahoo.ca, danicelentano@yahoo.com.br, christophgehring@yahoo.com.br
2. Centro de Investigación Agrícola Tropical, Av. Irala, Santa Cruz de la Sierra, Bolivia; hfarinas@ciatbo.org

* Correspondencia

Abstract: Effect of species richness and vegetation structure on carbon storage in agroforestry systems in southern Amazon of Bolivia. Diverse agroforestry systems conciliate food production, biodiversity conservation, and the provision of ecosystem services as atmospheric carbon sequestration. However, the role of floristic richness in the production of biomass in these systems is not clear. This study evaluated the effect of species richness and vegetation structure on aboveground biomass carbon in different agroforestry systems in the Southern Amazon of Bolivia. For that, 25 agroforestry systems and 4 secondary forests were studied in the departments of Santa Cruz and Beni. In each system, a 1 963 m² circular plot was installed, where the vegetation (trees, shrubs and herbaceous) and necromass (leaf litter, branches and dead trees) were sampled. Linear and logarithmic functions were used to evaluate the effect of vegetation richness and structure on carbon, and the variance partition was used to examine the pure and shared effect of the richness and vegetation structure variables on carbon. Regressions showed a positive strong relationship between species richness and carbon ($r^2 = 0.74$; $P < 0.001$). The partition of carbon variance showed that richness, structure and variation of the structure explained 85.7 %. Alone the richness explained 12.7 %, the structure 8.8 % and the variation of the structure 4.8 %. These results confirm that carbon in the aboveground biomass increases with species richness and structural variation of the vegetation. Therefore, more biodiverse and stratified agroforestry systems are more efficient in the use of resources and can contribute with climate change mitigation.

Key words: biodiversity; biomass; allometric formula; Amazon; climate change mitigation.

La diversidad de especies en los bosques tropicales es fundamental para su funcionamiento, resiliencia y capacidad de proporcionar bienes y servicios (Cardinale et al., 2011, 2012; Hooper et al., 2012; Gamfeldt et al., 2013). En la Amazonía, la diversidad florística está siendo afectada por la degradación y conversión de bosques naturales en agroecosistemas simples como pastos o monocultivos agrícolas y forestales (Davidson et al., 2012), esta situación es objeto de atención, porque conlleva no solo a la pérdida de biodiversidad, sino también de servicios ecosistémicos esenciales, como el almacenamiento de carbono (Fauset et al., 2015; Poorter et al., 2015). En efecto, los bosques naturales complejos poseen una diversidad de especies de plantas con rasgos funcionales y patrones diferentes de crecimiento y tamaño, esto conduce a una estratificación del ecosistema (Poorter et al., 2016), ofreciendo de esta manera mayores oportunidades a las especies para un mejor aprovechamiento de los recursos (luz, agua y nutrientes), debido a la complementariedad de nichos (Loreau, 2000; Díaz & Cabido, 2001; Coomes et al., 2009). Esta característica, promueve la producción de biomasa en los ecosistemas naturales (Wang et al., 2011; Poorter et al., 2015; Zhang & Chen, 2015).

Los agroecosistemas biodiversos, que combinan especies leñosas perennes (árboles, palmeras) y cultivos agrícolas como los sistemas agroforestales (SAF) (Nair, 1993; Young, 1997), han ganado gran importancia en los últimos años, porque promueven la biodiversidad y servicios ecosistémicos, además de producir alimentos, generan ingresos económicos y mayor satisfacción a los agricultores (Matocha, Schroth, Hills, & Hole, 2012; Cardozo et al., 2015; Zomer et al., 2016), también reducen la presión sobre los bosques naturales (Schroth et al., 2015). Existen diferentes prácticas agroforestales (Atangana, Khasa, Chang, & Degrande, 2014; Nair, 2014), que se practican en más de 1 023 millones de hectáreas en todo el mundo (Nair, Kumar, & Nair, 2009), y en comparación a prácticas convencionales de ganadería extensiva y agricultura de corte y quema, son una alternativa más sostenible (Yamada & Gholz, 2002; Leite et al., 2016).

Las prácticas agroforestales tienen el potencial para contribuir a la mitigación del cambio climático, mediante el secuestro del carbono en la vegetación y en el suelo (IPCC, 2000). El potencial de almacenamiento de carbono depende del tipo de práctica agroforestal, composición florística y manejo (Albrecht & Kandji, 2003; Kumar, 2006; Zomer et al., 2016). La diversidad en la composición florística de los SAF es clave para su funcionamiento y la generación de beneficios (Pinho, Miller, & Alfaia, 2012). Ali &

Mattsson (2017a) identificaron una relación positiva de la diversidad florística sobre la biomasa en huertos caseros en regiones secas. Sin embargo, existe escasa información sobre esas relaciones para las regiones tropicales. El objetivo de este estudio fue evaluar el efecto de la riqueza de especies y la estructura de la vegetación sobre el almacenamiento de carbono en la biomasa en diferentes sistemas agroforestales en la Amazonía Boliviana. Ese conocimiento es muy relevante para entender el funcionamiento de los sistemas agroforestales, así como para promover políticas públicas para la adopción de sistemas que optimicen la diversidad y el almacenamiento de carbono.

MATERIALES Y MÉTODOS

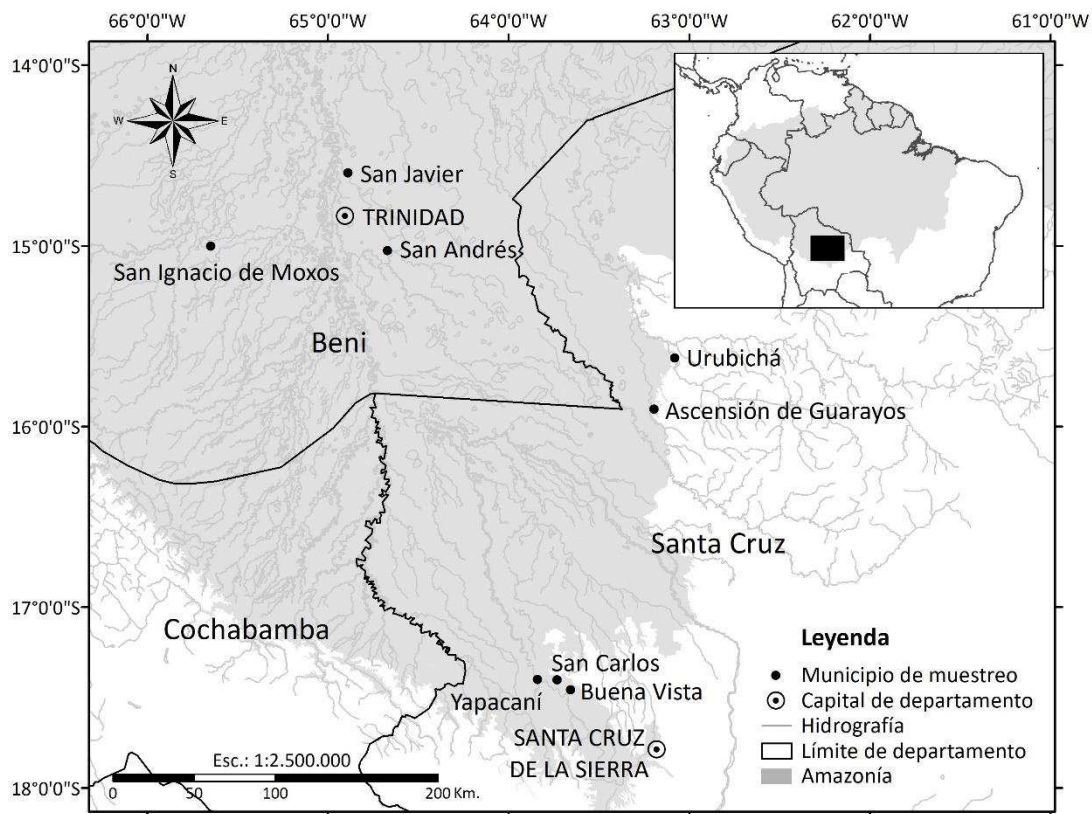


Fig. 1. Áreas de estudio en la Amazonía Sur, Bolivia

Fig. 1. Study areas in Southern Amazon, Bolivia.

Área de estudio: El estudio se realizó en la Amazonía sur de Bolivia, en ocho municipios, en los departamentos de Beni (San Ignacio de Moxos, San Andrés y San Javier) y Santa Cruz (Yapacaní, San Carlos, Buena Vista, Ascensión de Guarayos y Urubichá) (Fig. 1). La clasificación climática de acuerdo con Köppen es tropical Am y

Aw (Peel, Finlayson, & McMahon, 2007), la precipitación anual varía de 1 800 mm en Ascensión de Guarayos y Urubicha a 2 800 mm en Yapacaní, Buena Vista y San Carlos, con cinco a seis meses de estación seca y una temperatura promedio de 25 °C. Los suelos predominantes son de origen aluvial, clasificados como cambisol (Inceptsol), pluvisol (Entisol-Fluvent) y ferrasol (Oxisol) (Quesada et al., 2011, 2012). La vegetación de la región corresponde al bosque amazónico siempre verde, donde los sistemas de uso de suelo predominantes son pastos extensivos, agricultura mecanizada y agricultura de pequeña escala (Müller, Müller, Schierhorn, Gerold, & Pacheco, 2012).

Sistemas de uso del suelo: En este estudio se evaluaron los sistemas agroforestales (SAF) más representativos de la región. El sistema “Cacao agroforestal” (CA), donde el cacao (*Theobroma cacao*) es el principal cultivo, y está asociado con otros frutales como los cítricos (*Citrus* spp.) y bananos (*Musa* spp.), también incluyen leñosas perennes como mara (*Swietenia macrophylla*) y serebo (*Schizolobium parahyba*). La mayoría de las especies tienen espacios definidos. El sistema “Café sombreado” (CS), el principal cultivo es el café (*Coffea arabica*), plantado en áreas de bosques secundarios, donde las especies de interés como leguminosas o maderables son seleccionadas y manejadas por el agricultor, ejemplo pacay (*Inga* sp.), jorori (*Swartzia jorori*), y las demás especies son cortadas para reducir la sombra. En estos sistemas, una vez al año se realiza la poda para regular la sombra, algunos sistemas han sido enriquecido con especies frutales, achachairu (*Garcinia humilis*), ocoro (*Garcinia madruno*) y maderas de valor comercial como almendrillo (*Dipteryx odorata*), jichituriqui (*Aspidosperma macrocarpon*).

El sistema “Huerto casero” (HC), uno de los más practicados en los trópicos (Kumar & Nair, 2004), es caracterizado por estar cerca de la casa, posee una gran diversidad de frutales, árboles maderables y palmeras, no predomina una especie en particular, es fuente de alimentos y un espacio de descanso para las familias. Además de los sistemas mencionados, “Bosques Secundarios Avanzados” (BS) fueron incluidos en el estudio como ecosistemas de referencia, esos bosques son áreas de regeneración natural en sitios previamente utilizados para la agricultura de corte y quema.

Diseño experimental: Fueron muestreados 25 SAF con diferentes edades (10 sistemas CA de 7 a 40 años, 7 sistemas CS de 8 a 30 años, 8 HC de 14 a 40 años) y 4 BS de 40 a 60 años (Apéndice 1). Las edades de los SAF y BS fueron informadas por los

agricultores y la recolecta de los datos fue realizada entre agosto 2015 y diciembre 2016. En cada uno de los 25 SAF y 4 BS estudiados, fue instalada una parcela circular de 50 m de diámetro (1 963 m²), donde se evaluó la biomasa en los diferentes compartimientos: árboles (diámetro a la altura del pecho \geq 10 cm), arbustos (diámetro altura base de 1 a 9 cm a 30 cm del suelo y con una altura \geq 1.5 m), necromasa fina (ramas finas de 2 a 5 cm de diámetro), hojarasca (hojas, flores, frutos y ramas $<$ 2 cm de diámetro), y necromasa gruesa (ramas y árboles caídos $>$ 5 cm de diámetro).

Método de muestreo de campo: La metodología de recolecta y análisis de la biomasa fue basada en estudios realizados en los trópicos húmedos (Brown, 2002; Chave et al., 2005, 2014; Poorter et al., 2016). Todos los árboles fueron identificados y medidos (diámetro y altura) en las parcelas de 50 m de diámetro. Para la medición fueron utilizados cinta diamétrica y clinómetro. Los cítricos y el cacao fueron medidos a 30 cm de la base de suelo (Schroth, D'Angelo, Teixeira, Haag, & Lieberei, 2002; Andrade, Segura, Somarriba, & Villalobos, 2008). La identificación de las especies se realizó en campo, con la ayuda del agricultor y de guías dendrológicas (Justiniano et al., 2004; Vargas, Mostacedo, & Jordán, 2005).

Los arbustos fueron muestreados en cinco sub parcelas de 5 x 5 m (25 m²) instaladas dentro de las parcelas circulares, donde se midió el diámetro de todas las especies con un calibrador. Al centro de cada una de estas sub parcelas, se instaló un cuadrante de 1 x 1 m, donde las especies herbáceas fueron muestreadas de forma destructiva y pesadas en campo. En esos cuadrantes también se muestreo la necromasa fina y la hojarasca que fueron pesadas en el campo para obtener el peso fresco. Finalmente, se recorrió dos transectos de 50 m en la parcela principal (sentido este – oeste y norte – sur) donde mediante interceptación fue medido el diámetro y estado de descomposición de la necromasa gruesa (Coomes, Allen, Scott, Goulding, & Beets, 2002; Van Wagner, 1968).

Cálculo de la diversidad, biomasa y carbono: Como medida de diversidad, se consideró el índice de diversidad de Shannon y la riqueza de especies (número total de especies arbóreas por parcela), este último es de fácil interpretación y también relevante para estudiar los mecanismos de complementariedad de nichos (Loreau et al., 2001; Flombaum & Sala, 2008; Chisholm et al., 2013)

La biomasa en las especies arbóreas y arbustivas fue calculada con fórmulas alométricas específicas y multiespecíficas, utilizadas en los trópicos húmedos (Cuadro 1). Para las especies arbóreas identificadas fue utilizada la densidad específica de la madera (g cm^3), obtenida de la base de datos global (Zanne et al., 2009), para las especies que no están presentes en la lista, se utilizó una densidad media de 0.58 g cm^3 (Brown, 1997; Nogueira, Fearnside, & Nelson, 2008). Para la determinación de la biomasa de la vegetación herbácea, necromasa fina y hojarasca, 500 g de muestras homogenizadas fueron secadas a $65 \text{ }^\circ\text{C}$ hasta obtener peso constante para determinar la humedad y luego el porcentaje de masa seca. La biomasa de la necromasa gruesa fue estimada a partir del diámetro y la densidad de la madera (Van Wagner, 1968), que fue clasificada en sólida (0.60 g cm^3), intermedia (0.42 g m^3) y descompuesta (0.23 g m^3) (IPCC, 2007). Para el cálculo del carbono en cada compartimiento (árboles, arbustos, herbáceas, necromasa y hojarasca) la biomasa se multiplicó por el factor 0.5 (IPCC, 2003), luego fue sumada por parcela y extrapolada a Mg/ha.

CUADRO 1

Ecuaciones alométricas utilizadas para la estimación de la biomasa en los sistemas agroforestales y bosques secundarios en la Amazonía Sur, Bolivia.

TABLE 1

Allometric equations used for biomass estimation in agroforestry systems and secondary forests in Southern Amazon, Bolivia.

	Fórmula	R ²	Fuente
<i>Theobroma cacao</i>	$BA=10^{(-1.625+2.63*\log(D30))}$	0.98	(Andrade et al., 2008)
<i>Coffea arabica</i>	$BA=10^{(-0.779+2.338*\text{Log}10(H))}$	0.82	(Segura, Kanninen, & Suárez, 2006)
<i>Musa</i> spp.	$BA=0.030*Dap^{2.13}$	0.99	(Pearson, Walker, & Brown, 2005)
<i>Citrus</i> sp.	$BA=-6.64+0.279*AB+0.000514*AB^2$	0.94	(Schroth et al., 2002)
<i>Cecropia</i> sp.	$BA=\exp(-2.5118+2.4257*\ln(Dap))$	0.98	(Nelson et al., 1999)
Palmeras	$BA=10.0+6.4*H$	0.96	(Brown, 1997)
Arbustos <10 Dap	$BA=\exp(-1.9968 +2.4128 \ln(Dap))$	0.98	(Nelson et al., 1999)
Predicción Dap arbustivos	$Dap = (-1,038-0,045) * DB^2 + 1,416 * DB$	0.98	(Gehring, Park, & Denich, 2008)
Árboles de sombra	$BA=0.0673*(\rho D^2 H)^{0.976}$	0.98	(Chave et al., 2014)

BA= Biomasa aérea (kg); AB= Área basal (m^2); Dap= Diámetro a la altura del pecho (cm); D= Diámetro (cm); H= Altura (m); DB= Diámetro basal (30 sobre el suelo en cm); ρ = Densidad de la madera (g/cm^3).

BA = Aboveground biomass (kg); AB = Basal area (m^2); Dap = Diameter at Breast Height (cm); D = Diameter (cm); H = Height (m); DB = Basal diameter (on the floor in 30 cm); ρ = Density of the wood (g / cm^3).

Análisis de la información: Inicialmente, fueron evaluadas la normalidad y homogeneidad de la varianza de los datos para cumplir con los supuestos de la estadística paramétrica. Se utilizaron regresiones lineales y logarítmicas para evaluar el efecto de la diversidad, riqueza de especies, variación de la estructura (altura y Dap) y edad de los sistemas agroforestales sobre la acumulación del carbono.

Para determinar la variación de la estructura de la vegetación arbórea (altura y Dap), se calculó el coeficiente de variación (CV) de la altura y Dap, como la proporción de la desviación estándar de todas las mediciones de altura y Dap con la media de la altura y Dap, dentro de cada SAF (Ali & Mattsson, 2017b). La variación global de la altura y Dap representa el grado de diferenciación de nicho realizado a través de interacciones positivas planta-planta (Clark et al., 2007).

Para examinar como las variables de diversidad (Shannon, riqueza) y estructura (altura, Dap y CV) explican el carbono en la biomasa sobre el suelo (CBS), se utilizó la partición de la varianza. Este examen se basa en el análisis de redundancia (RDA), que examina cuanto de la variación es explicada por un conjunto de variables (Rousseau, Rioux, & Dostaler, 2006; Borcard, Gillet, Legendre, & Legendre, 2011). Las variables de diversidad y estructura fueron sometidas a una selección hacia adelante (*Forward selection*). Este procedimiento seleccionó variables significativas (riqueza, altura, Dap y CV) para construir un modelo que explique la variación del CBS, el índice de Shannon fue excluido del modelo ($P = 0.06$). Posteriormente la contribución de cada variable en el modelo fue evaluada por el test de Monte Carlo, con 999 permutaciones. Esto permitió especificar cuánto de la variación del modelo final fue explicado por el efecto puro de cada variable y que proporción fue compartida.

Todos los análisis estadísticos se realizaron con el software R 3.3.2. (R Core Team, 2016), la partición de la varianza y RDA utilizó la función `varpart` en el paquete `vegan` (Oksanen et al., 2015).

RESULTADOS

Diversidad: En los 25 sistemas agroforestales (SAF) y 4 bosques secundarios (BS) estudiados fueron encontrados entre árboles, palmeras y bananos (especies arbóreas) un total de 2 911 individuos, donde se identificaron 78 especies, distribuidas en 64 géneros y 29 familias. La riqueza del sistema cacao agroforestal (CA) varió entre 4 a 15 especies arbóreas por parcela (promedio = 10.8 ± 2.9), café sombreado (CS) entre 10 a 18 (13.8 ± 3.4), huerto casero (HC) entre 13 a 17 (14.8 ± 1.6) y BS entre 18 a 22 (20.3 ± 2.1). El

índice de diversidad de Shannon del CA varió entre 1.1 a 1.8 por parcela (Promedio = 1.5 ± 0.07), CS entre 1.7 a 2.3 (2.1 ± 0.08), HC entre 1.2 a 2.3 (1.9 ± 0.12) y BS entre 1.7 a 3.0 (2.2 ± 0.27). Las especies más abundantes fueron cacao (*Theobroma cacao*, N = 985) que representa el 33.8 % de las especies arbóreas, seguido por banano (*Musa* spp., N = 163, 5.6 %) y motacú (*Attalea princeps*, N = 126, 4.3 %). La taxonomía y uso de las 10 especies arbóreas más abundantes se presentan en el apéndice 2.

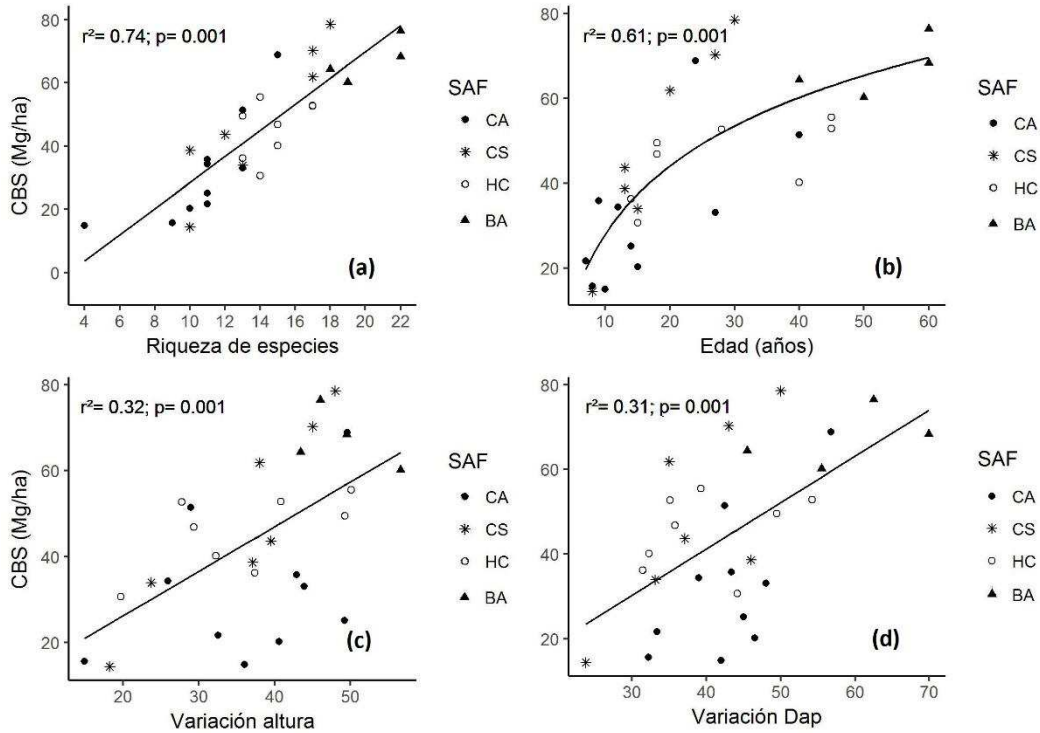


Fig. 2. Relación entre el carbono de la biomasa sobre el suelo (CBS) y la riqueza de especies (a), edad (b), variación altura (c) y variación Dap (d), en sistemas agroforestales (cacao agroforestal/ CA, café sombreado/ CS, huerto casero/HC) y en bosque secundario (BS) en la Amazonía Sur, Bolivia.

Fig. 2. Relationship between the carbon of the aboveground biomass (AGB) and species richness (a), age (b), height variation (c) and DBH variation (d), in agroforestry systems (cocoa agroforestry/ CA, shaded coffee/ CS, homegarden/HC), and secondary forest (BS) in the Southern Amazon, Bolivia.

Carbono: El carbono en la biomasa sobre el suelo (CBS) varió entre 14.93 a 68.88 Mg/ha (Promedio = 32.5 ± 17) en el CA, 14.43 a 78.58 (48.8 ± 22.5) en el CS, 30.66 a 55.53 (45.6 ± 8.9) en el HC, y 60.22 a 76.51 (67.4 ± 6.9) en el BS. Las relaciones bivariadas indicaron que el CBS aumentó significativamente con la riqueza de especies ($r^2 = 0.74$; $P < 0.001$) (Fig. 2a), la edad ($r^2 = 0.61$; $P < 0.001$) (Fig. 2b), la variación de la altura ($r^2 = 0.32$; $P < 0.001$) (Fig. 2c) y variación Dap de las especies arbóreas ($r^2 = 0.31$;

$P < 0.001$) (Fig. 2d). La diversidad de Shannon presentó una relación significativa con el CBS pero menos fuerte que las demás variables ($r^2 = 0,20$; $P < 0.01$).

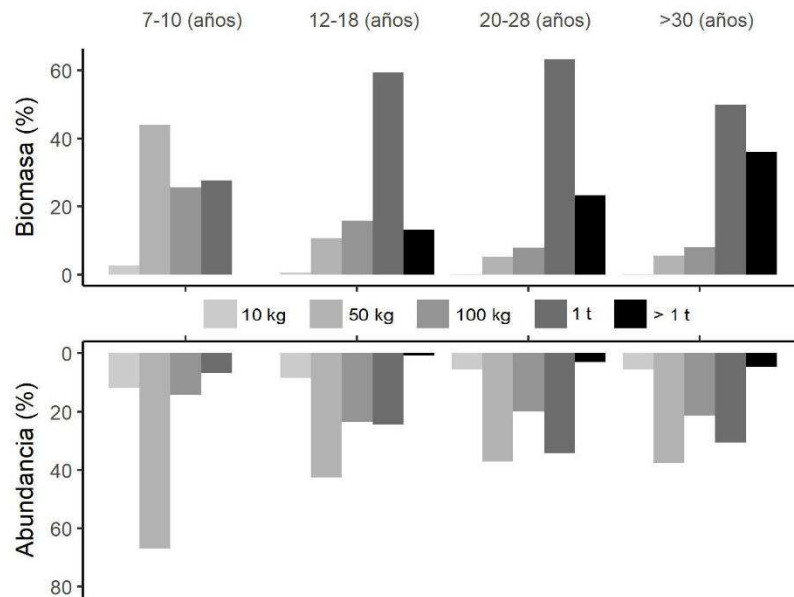


Fig. 3. Distribución porcentual de la biomasa y la abundancia de árboles con diferente biomasa individual (kg) en sistemas agroforestales con diferentes edades en la Amazonía Sur, Bolivia.

Fig. 3. Percentage distribution of biomass and abundance of trees with different individual biomass (kg) in agroforestry systems with different ages in the Southern Amazon, Bolivia.

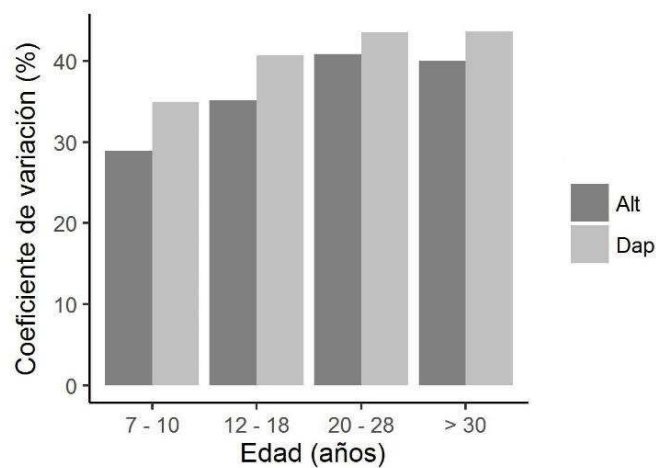


Fig. 4. Distribución del coeficiente de variación (%) de altura y Dap de especies arbóreas en sistemas agroforestales con diferentes edades en la Amazonía Sur, Bolivia.

Fig. 4. Distribution of variation coefficient (%) of height and DBH of tree species in agroforestry systems with different ages in the Southern Amazon, Bolivia.

La relación del CBS con la edad de los sistemas (Fig. 2b) tiene la forma de una curva de saturación, lo que indica una acumulación de biomasa inicial muy rápida, seguida de una desaceleración más adelante en la sucesión. En todos los sistemas agroforestales evaluados, la acumulación de la biomasa se incrementa con la edad, debido al aumento de la abundancia de especies con mayor biomasa individual (Fig. 3) y mayor variación en altura y Dap (Fig. 4). El potencial de acumulación de biomasa en sistemas agroforestales como el café sombreado con 20 a 30 años de edad (69.9 ± 6.9 Mg/ha) es similar al bosque secundario de 40 a 60 años de edad (58.1 ± 7.6 Mg/ha; Fig. 2b).

Partición de la varianza: La variación explicada para el CBS en su conjunto representó el 85.74 % (Fig. 5). La mayor proporción se debió al efecto compartido entre la riqueza y la estructura (42.69 %). Entretanto el mayor efecto puro sobre el CBS se relacionó con la riqueza (12.67 %), seguido por la estructura (8.76 %) y variación de la estructura (4.77 %). El efecto puro de las tres variables en el modelo fue significativo. Por su parte, el efecto compartido por las tres fracciones riqueza, estructura y variación de la estructura fue 13.18 %, y en menor proporción los efectos combinados riqueza y variación de la estructura (0 %), estructura y variación de la estructura (4.72 %).

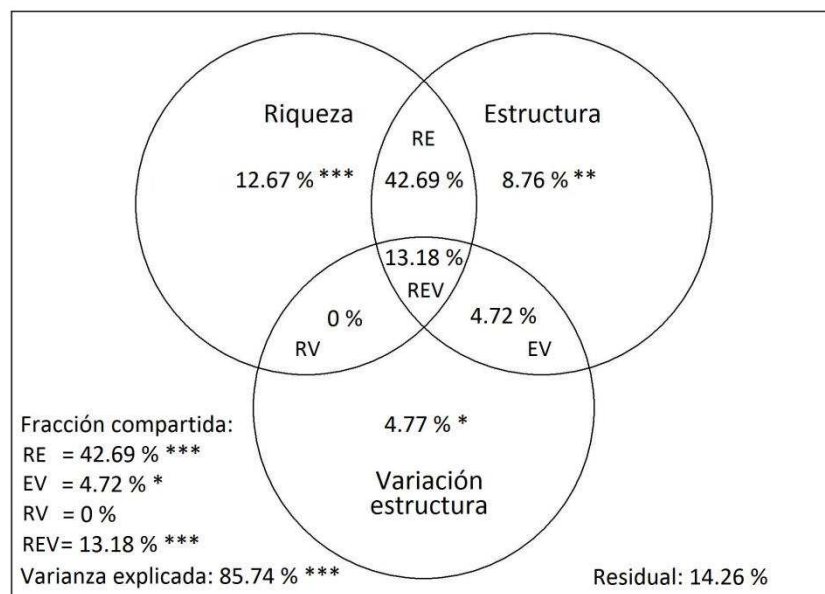


Fig. 5. Partición de varianza para el carbono en la biomasa sobre el suelo (CBS) en sistemas agroforestales con diferentes edades, en la Amazonía Sur, Bolivia. La variación es explicada por las variables, efectos puros: riqueza, estructura y variación estructura; efectos compartidos: riqueza y estructura (RE), estructura y variación estructura (EV), riqueza y variación estructura (RV), riqueza, estructura y variación estructura (REV). Residual es la fracción no explicada.

Fig. 5. Partition of variance for carbon of the biomass aboveground (AGB) in agroforestry systems with different ages, in the Southern Amazon, Bolivia. The variation is explained by the variables, pure effects: richness, structure and structure variation; Shared effects: richness and structure (RE), structure and structure variation (EV), richness and structure variation (RV), richness, structure and structure variation (REV). Residual is the unexplained fraction.

DISCUSIÓN

El estudio evidenció relaciones significativas entre la riqueza de especies y el carbono de la biomasa aérea en sistemas agroforestales (SAF) tropicales, relación que también es encontrada en ecosistemas naturales (Poorter et al., 2015; Wang, Lei, Ma, Kneeshaw, & Peng, 2011; Zhang & Chen, 2015). Un estudio similar en huertos caseros de zonas secas, sugiere que la biomasa aérea es promovida por la riqueza de especies y la variación intraespecífica e interespecífica del tamaño de los árboles (Ali & Mattsson, 2017b).

En este estudio se observó diferentes sistemas agroforestales, con diferentes edades, riqueza y estructura en la vegetación, además de bosques secundarios avanzados como ecosistemas de referencia. Los sistemas agroforestales más antiguos presentaron una diversidad y riqueza de especies, próximo a los bosques secundarios (Fig. 2a). La diversidad es clave para el funcionamiento y estabilidad de los ecosistemas (Cardinale et al., 2012; Hooper et al., 2012), como también importante para la producción de biomasa (Reich et al., 2012), además la diversidad promueve mayor variedad de rasgos funcionales, patrones de crecimiento y tamaño de las especies (Poorter et al., 2016).

Los resultados resaltan, que los SAF, en particular el café sombreado con 20 a 30 años, pueden acumular cantidades similares de biomasa a los bosques secundarios de 40 a 60 años de edad (Fig. 2b). Una explicación para esa relación de biomasa entre estos sistemas es el manejo, en el sistema café sombreado, las especies arbóreas son seleccionadas, el sistema continúa siendo enriquecido con nuevas especies y con la poda mantienen una alta variación en la altura y Dap (Fig. 2c, Fig. 2d), permitiendo una utilización más eficiente de los recursos (Brassard et al., 2013), resultando en mayor producción de biomasa, considerando que en estos sistemas los agricultores no adicionan fertilizantes. Caso contrario, los bosques secundarios ricos en especies, continúan siendo perturbados por la extracción de madera, afectando la estructura de la vegetación y con esto su efecto negativo en las reservas de biomasa aérea.

Los resultados de esta investigación concuerdan con la idea de que la estratificación de la vegetación puede regular la diversidad de especies (Reich et al., 2012; Zhang, Chen, & Reich, 2012; Zhang & Chen, 2015), permitiendo una utilización más eficiente de los recursos luz, agua y nutrientes (Poorter et al., 2015; Ali, Yan, Chang, Cheng, & Liu, 2017), mejorando la producción de biomasa aérea debido al efecto de complementariedad de nichos (Loreau, 2000; Díaz & Cabido, 2001; Coome, Kunstler, Canham, & Wright, 2009; Brassard et al., 2013). Por lo tanto, sistemas simples que no consideren el efecto positivo del espacio vertical y horizontal como factor regulador de la diversidad y aprovechamiento de los recursos, pueden disminuir su capacidad de producción de biomasa (Reich et al., 2012; Poorter et al., 2016). Esta relación fue encontrada en monocultivos de cacao y sistemas simples de café, con menor capacidad de producción de biomasa, comparados con sistemas multiestratos y biodiversos (Jacobi et al., 2014; De Beenhouwer et al., 2016; Rajab, Leuschner, Barus, Tjoa, & Hertel, 2016).

La descripción de acumulación de biomasa aérea a lo largo de los años en los sistemas agroforestales y su aproximación en las reservas de biomasa a los bosques secundarios puede ser empleada como una medida de resiliencia (Gunderson, 2000; Gehring, Denich, & Vlek, 2005) para estos agroecosistemas, considerando que los bosques secundarios reflejan la regeneración natural en la región. En ese contexto los SAF pueden desempeñar un rol importante, como reservorios de carbono, corredores biológicos y refugio para la biodiversidad (Faria, Paciencia, Dixo, Laps, & Baumgarten, 2007; Caudill, DeClerck, & Husband, 2015; Zomer et al., 2016).

La acumulación del carbono en la biomasa en el tiempo, tomó la forma de una curva de saturación con la edad de los sistemas (Fig. 2b). Esto sugiere que el carbono en la biomasa, está relacionada con el crecimiento de las especies arbóreas en el tiempo (Schroth et al., 2015), un incremento de biomasa inicial rápido y una desaceleración más adelante. Por eso, un análisis de partición de la varianza donde incluimos a la edad como variable explicativa, encontramos que la edad como factor puro no tiene un efecto directo sobre el carbono de la biomasa (Apéndice 3). Por otra parte, la biomasa aérea en los SAF es dinámico, sujeto a factores de manejo y perturbaciones (poda, selección de especies, sequias, entre otros) que afectan la producción, almacenamiento y pérdida de biomasa.

La partición de la varianza (Fig. 5) sugiere que la riqueza, la estructura y variación de la estructura (altura y Dap) de las especies arbóreas son los principales mecanismos para causar efectos positivos sobre el carbono en la biomasa en los sistemas agroforestales. Estas relaciones probablemente resultaron por la distribución de la vegetación en los diferentes estratos, que se da a través del aumento en la desigualdad en la altura y Dap de las especies arbóreas en el tiempo (Fig. 4), lo que significa una ocupación más completa de los nichos por encima y por debajo del suelo, resultando en mayor capacidad de aprovechamiento de los recursos, luz, agua y nutrientes (Brassard et al., 2013; Ali & Mattsson, 2017b), para ser transformados en biomasa a través de la fotosíntesis (Mercado et al., 2011; Asner et al., 2014). Estos resultados agregan un nuevo valor en el entendimiento de los efectos de la riqueza sobre la biomasa aérea, y el funcionamiento en los sistemas agroforestales. En ese contexto los SAF tienen una participación importante en el potencial de almacenamiento de carbono, como también en la conservación de la biodiversidad y mayor capacidad de resiliencia.

Por lo tanto, la conversión de bosques naturales en paisajes de producción agrícola debe considerar la práctica de sistemas agroforestales, ricos en especies, sobre todo con especies de uso múltiple y con el mantenimiento de la estratificación del sistema, por ser más eficiente en el uso de los recursos, además de proporcionar mayores beneficios y servicios a los medios de vida de los agricultores, también pueden ser más resilientes a los impactos del cambio climático. Para eso, el desarrollo de políticas públicas para la promoción de los sistemas agroforestales y asistencia técnica son fundamentales.

AGRADECIMIENTOS

A la coordinación de Perfeccionamiento de Personal de Nivel Superior (CAPES) por la beca concedida. Al Centro de Investigación Agrícola Tropical (CIAT) y al Centro de Investigación y Promoción del Campesino (CIPCA) por el apoyo logístico y contacto con los agricultores. A Grober Barja y Julio Cesar Llanos por el apoyo en campo, a Yner Juárez y a todos los agricultores que fueron parte de este trabajo de investigación.

RESUMEN

Los sistemas agroforestales diversos concilian la producción de alimentos, la conservación de la biodiversidad y la provisión de servicios ecosistémicos como el secuestro de carbono atmosférico. Sin embargo, el papel de la riqueza florística sobre la producción de carbono en la biomasa de estos sistemas no está claro. Este estudio evaluó el efecto de la riqueza de especies y la estructura de la vegetación sobre el carbono en la biomasa de diferentes sistemas agroforestales, en la Amazonía Sur de Bolivia. Para eso, fueron estudiados 25 sistemas agroforestales y 4 bosques secundarios, en los departamentos de Santa Cruz y Beni. En cada sistema se instalaron parcelas circulares de 1 963 m², donde la vegetación (árboles, arbustos y herbáceas) y necromasa (hojarasca, ramas y árboles muertos) fueron muestreados. Se utilizó funciones lineales y logarítmicas para evaluar el efecto de la riqueza y estructura de la vegetación sobre el carbono; y la partición de la varianza para examinar el efecto puro y compartido de las variables riqueza y estructura. Las regresiones mostraron una relación positiva fuerte de la riqueza de especies sobre el carbono de la biomasa ($r^2 = 0.74$; $P < 0.001$). En la partición de la varianza, el 85.7 % de la variabilidad del carbono fue explicada por la riqueza, estructura y variación de la estructura. De forma aislada, la riqueza explicó el 12.7 %, la estructura el 8.8 % y la variación de la estructura el 4.8 %. Estos resultados confirman que el carbono en la biomasa sobre el suelo aumenta con la riqueza de especies y la variación estructural de la vegetación. Por lo tanto, sistemas agroforestales más biodiversos y estratificados son más eficientes en el uso de los recursos y pueden contribuir con la mitigación del cambio climático.

Palabras clave: biodiversidad; biomasa; fórmula alométrica; Amazonía; mitigación del cambio climático.

REFERENCIAS

- Albrecht, A., & Kandji, S. T. (2003). Carbon sequestration in tropical agroforestry systems. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 99, 15-27. DOI: 10.1016/S0167-8809(03)00138-5
- Ali, A., & Mattsson, E. (2017a). Individual tree size inequality enhances aboveground biomass in homegarden agroforestry systems in the dry zone of Sri Lanka. *Science of the Total Environment*, 575, 6-11. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2016.10.022
- Ali, A., & Mattsson, E. (2017b). Disentangling the effects of species diversity, and intraspecific and interspecific tree size variation on aboveground biomass in dry zone homegarden agroforestry systems. *Science of the Total Environment*, 598, 38-48. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2017.04.131
- Ali, A., Yan, E. R., Chang, S. X., Cheng, J. Y., & Liu, X. Y. (2017). Community-weighted mean of leaf traits and divergence of wood traits predict aboveground biomass in secondary subtropical forests. *Science of the Total Environment*, 574, 654-662. DOI:10.1016/j.scitotenv.2016.09.022
- Andrade, H., Segura, M., Somarriba, E., & Villalobos, M. (2008). Valoración biofísica y financiera de la fijación de carbono por uso del suelo en fincas cacaoteras indígenas de Talamanca, Costa Rica. *Agroforestería en Las Américas*, 46, 45-50.
- Asner, G. P., Martin, R. E., Tupayachi, R., Anderson, C. B., Sinca, F., Carranza-Jiménez, L., & Martínez, P. (2014). Amazonian functional diversity from forest canopy chemical assembly. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 111(15), 5604-5609. DOI:10.1073/pnas.1401181111
- Atangana, A., Khasa, D., Chang, S., & Degrande, A. (2014). Major Agroforestry Systems of the Humid Tropics. En A. Atangana, D. Khasa, S. Chang, & A. Degrande (Eds.), *Tropical Agroforestry* (pp. 49-93). Dordrecht, Holanda: Springer.
- Borcard, D., Gillet, F., & Legendre, P. (2011). *Numerical Ecology with R*. New York, USA: Springer-Verlag.
- Brassard, B. W., Chen, H. Y. H., Cavard, X., Laganière, J., Reich, P. B., Bergeron, Y., ... Yuan, Z. (2013). Tree species diversity increases fine root productivity through increased soil volume filling. *Journal of Ecology*, 101(1), 210-219. DOI:10.1111/1365-2745.12023
- Brown, S. (1997). *Estimating biomass and biomass change of tropical forests: a primer*. Roma, Italia: FAO.

Brown, S. (2002). Measuring, monitoring, and verification of carbon benefits for forest-based projects. *Philosophical Transactions of the Royal Society*, 360, 1669-1683. DOI:10.1098/rsta.2002.1026

Cardinale, B. J., Duffy, J. E., González, A., Hooper, D. U., Perrings, C., Venail, P., ... Naeem, S. (2012). Biodiversity loss and its impact on humanity. *Nature*, 486(7401), 59-67. DOI:10.1038/nature11148

Cardinale, B. J., Matulich, K. L., Hooper, D. U., Byrnes, J. E., Duffy, E., Gamfeldt, L., ... Gonzalez, A. (2011). The functional role of producer diversity in ecosystems. *American Journal of Botany*, 98(3), 572-592. DOI:10.3732/ajb.1000364

Cardozo, E. G., Muchavisoy, H. M., Silva, H. R., Zelarayán, M. L. C., Leite, M. F. A., Rousseau, G. X., & Gehring, C. (2015). Species richness increases income in agroforestry systems of eastern Amazonia. *Agroforestry Systems*, 89(5), 901-916. DOI:10.1007/s10457-015-9823-9

Caudill, S. A., De Clerck, F. J. A., & Husband, T. P. (2015). Connecting sustainable agriculture and wildlife conservation: Does shade coffee provide habitat for mammals? *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 199, 85-93. DOI:10.1016/j.agee.2014.08.023

Chave, J., Andalo, C., Brown, S., Cairns, M. A., Chambers, J. Q., Eamus, D., ... Yamakura, T. (2005). Tree allometry and improved estimation of carbon stocks and balance in tropical forests. *Oecologia*, 145, 87-99.

Chave, J., Réjou-Méchain, M., Búrquez, A., Chidumayo, E., Colgan, M. S., Delitti, W., ... Vieilledent, G. (2014). Improved allometric models to estimate the aboveground biomass of tropical trees. *Global Change Biology*, 20(10), 3177-3190. DOI:10.1111/gcb.12629

Chisholm, R. A., Muller-Landau, H. C., Abdul Rahman, K., Bebbler, D. P., Bin, Y., Bohlman, S. A., ... Zimmerman, J. K. (2013). Scale-dependent relationships between tree species richness and ecosystem function in forests. *Journal of Ecology*, 101(5), 1214-1224. DOI:10.1111/1365-2745.12132

Clark, J. S., Dietze, M., Chakraborty, S., Agarwal, P. K., Ibanez, I., LaDeau, S., & Wolosin, M. (2007). Resolving the biodiversity paradox. *Ecology Letters*, 10(8), 647-659. DOI:10.1111/j.1461-0248.2007.01041.x

Coomes, D. A., Allen, R. B., Scott, N. A., Goulding, C., & Beets, P. (2002). Designing systems to monitor carbon stocks in forests and shrublands. *Forest Ecology and Management*, 164(1-3), 89-108. DOI:10.1016/S0378-1127(01)00592-8

Coomes, D. A., Kunstler, G., Canham, C. D., & Wright, E. (2009). A greater range of shade-tolerance niches in nutrient-rich forests: an explanation for positive richness-

productivity relationships? *Journal of Ecology*, 97(4), 705-717. DOI:10.1111/j.1365-2745.2009.01507.x

Davidson, E. A., de Araújo, A. C., Artaxo, P., Balch, J. K., Brown, I. F., C. Bustamante, M. M., ... Wofsy, S. C. (2012). The Amazon basin in transition. *Nature*, 481(7381), 321-328. DOI:10.1038/nature10717

De Beenhouwer, M., Geeraert, L., Mertens, J., Van Geel, M., Aerts, R., Vanderhaegen, K., & Honnay, O. (2016). Biodiversity and carbon storage co-benefits of coffee agroforestry across a gradient of increasing management intensity in the SW Ethiopian highlands. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 222, 193-199. DOI:10.1016/j.agee.2016.02.017

Díaz, S., & Cabido, M. (2001). Vive la différence: plant functional diversity matters to ecosystem processes. *Trends in Ecology & Evolution*, 16(11), 646-655. DOI:10.1016/S0169-5347(01)02283-2

Faria, D., Paciencia, M. L. B., Dixo, M., Laps, R. R., & Baumgarten, J. (2007). Ferns, frogs, lizards, birds and bats in forest fragments and shade cacao plantations in two contrasting landscapes in the Atlantic forest, Brazil. *Biodiversity and Conservation*, 16(8), 2335-2357. DOI:10.1007/s10531-007-9189-z

Fauset, S., Johnson, M. O., Gloor, M., Baker, T. R., Monteagudo, M., A., Brienen, R. J. W., ... Phillips, O. L. (2015). Hyperdominance in Amazonian forest carbon cycling. *Nature Communications*, 6, 6857. DOI:10.1038/ncomms7857

Flombaum, P., & Sala, O. E. (2008). Higher effect of plant species diversity on productivity in natural than artificial ecosystems. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 105(16), 6087-6090. DOI:10.1073/pnas.0704801105

Gamfeldt, L., Snäll, T., Bagchi, R., Jonsson, M., Gustafsson, L., Kjellander, P., ... Bengtsson, J. (2013). Higher levels of multiple ecosystem services are found in forests with more tree species. *Nature Communications*, 4, 1340. DOI:10.1038/ncomms2328

Gehring, C., Denich, M., & Vlek, P. L. G. (2005). Resilience of secondary forest regrowth after slash-and-burn agriculture in central Amazonia. *Journal of Tropical Ecology*, 21(5), 519-527. DOI:10.1017/S0266467405002543

Gehring, C., Park, S., & Denich, M. (2008). Close relationship between diameters at 30cm height and at breast height (DBH). *Acta Amazonica*, 38(1), 71-76. DOI:10.1590/S0044-59672008000100008

Gunderson, L. H. (2000). Ecological Resilience-In Theory and Application. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 31(1), 425-439. DOI:10.1146/annurev.ecolsys.31.1.425

Hooper, D. U., Adair, E. C., Cardinale, B. J., Byrnes, J. E. K., Hungate, B. A., Matulich, K. L., ... Connor, M. I. (2012). A global synthesis reveals biodiversity loss as a major driver of ecosystem change. *Nature*, 486(7401), 105-108. DOI:10.1038/nature11118

IPCC. (2000). *Land use, land-use change, and forestry*. Cambridge, UK: Cambridge University Press.

IPCC. (2003). *Good Practice Guidance for Land Use, Land-Use Change and Forestry. IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories*. Cambridge, UK: Cambridge University Press.

IPCC. (2007). *Climate change 2007: the physical science basis. Contribution of Working Group I to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. Cambridge, UK: Cambridge University Press.

Jacobi, J., Andres, C., Schneider, M., Pillco, M., Calizaya, P., & Rist, S. (2014). Carbon stocks, tree diversity, and the role of organic certification in different cocoa production systems in Alto Beni, Bolivia. *Agroforestry Systems*, 88(6), 1117-1132. DOI:10.1007/s10457-013-9643-8

Justiniano, M. J., Peña-Claros, M., Toledo, M., Jordán, C., Vargas, I., Gutiérrez, M., & Montero, J. C. (2004). *Guía Dendrológica de Especies Forestales de Bolivia* (Vol. 2). Santa Cruz, Bolivia: BOLFOR.

Kumar, B. M. (2006). Carbon sequestration potential of tropical homegardens. In B. M. Kumar & P. K. R. Nair (Eds.), *Tropical Homegardens* (pp. 185-204). Dordrecht, Holanda: Springer.

Kumar, B. M., & Nair, P. K. R. (2004). The enigma of tropical homegardens. *Agroforestry System*, 61(1-3), 135-152. DOI:10.1023/B:AGFO.0000028995.13227.ca

Leite, M. F. A., Luz, R. L., Muchavisoy, K. H. M., Zelarayán, M. L. C., Cardoso, E. G., Moraes, F. H. R., ... Gehring, C. (2016). The effect of land use on aboveground biomass and soil quality indicators in spontaneous forests and agroforests of eastern Amazonia. *Agroforestry Systems*, 90(6), 1009-1023. DOI:10.1007/s10457-015-9880-0

Loreau, M. (2000). Biodiversity and ecosystem functioning: recent theoretical advances. *Oikos*, 91(1), 3-17. DOI:10.1034/j.1600-0706.2000.910101.x

Loreau, M., Naeem, S., Inchausti, P., Bengtsson, J., Grime, J. P., Hector, A., ... Wardle, D. A. (2001). Ecology: Biodiversity and ecosystem functioning: Current knowledge and future challenges. *Science*, 294(5543), 804-808. DOI:10.1126/science.1064088

Matocha, J., Schroth, G., Hills, T., & Hole, D. (2012). Integrating Climate Change Adaptation and Mitigation through Agroforestry and Ecosystem Conservation. In P. Nair & D. Garrity (Eds.), *Agroforestry - The Future of Global Land Use* (pp. 105-126). Dordrecht, Holanda: Springer.

Mercado, L. M., Patino, S., Domingues, T. F., Fyllas, N. M., Weedon, G. P., Sitch, S., ... Lloyd, J. (2011). Variations in Amazon forest productivity correlated with foliar nutrients and modelled rates of photosynthetic carbon supply. *Philosophical Transactions of the Royal Society*, 366(1582), 3316-3329. DOI:10.1098/rstb.2011.0045

Müller, R., Müller, D., Schierhorn, F., Gerold, G., & Pacheco, P. (2012). Proximate causes of deforestation in the Bolivian lowlands: An analysis of spatial dynamics. *Regional Environmental Change*, 12(3), 445-459. DOI:10.1007/s10113-011-0259-0

Nair, P. K. R. (1993). *An Introduction to Agroforestry*. Londres, Reino Unido: Kluwer Academic Publishers.

Nair, P. K. R. (2014). Agroforestry: Practices and Systems. *Encyclopedia of Agriculture and Food Systems*, 1, 270-282. DOI:10.1016/B978-0-444-52512-3.00021-8

Nair, P. K. R., Kumar, B. M., & Nair, V. D. (2009). Agroforestry as a strategy for carbon sequestration. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science*, 172(1), 10-23. DOI:10.1002/jpln.200800030

Nelson, B. W., Mesquita, R., Pereira, J. L. G., García Aquino De Souza, S., Teixeira Batista, G., & Bovino Couto, L. (1999). Allometric regressions for improved estimate of secondary forest biomass in the central Amazon. *Forest Ecology and Management*, 117(1-3), 149-167. DOI:10.1016/S0378-1127(98)00475-7

Nogueira, E. M., Fearnside, P. M., & Nelson, B. W. (2008). Normalization of wood density in biomass estimates of Amazon forests. *Forest Ecology and Management*, 256(5), 990-996. DOI:10.1016/j.foreco.2008.06.001

Oksanen, J., Blanchet, F. G., Kindt, R., Legendre, P., Minchin, P. R., O'Hara, R. B., ... Wagner, H. (2015). *Vegan: Community Ecology Package*. *R Package Version 2.3-1*. DOI:10.4135/9781412971874.n145

Pearson, T., Walker, S., & Brown, S. (2005). *Sourcebook for land use, land-use change and forestry projects*. Nueva York, EUA: World Bank.

Peel, M. C., Finlayson, B. L., & McMahon, T. A. (2007). Updated world map of the Köppen-Geiger climate classification. *Hydrology and Earth System Sciences*, 11(5), 1633-1644. DOI:10.5194/hess-11-1633-2007

Pinho, R. C., Miller, R. P., & Alfaia, S. S. (2012). Agroforestry and the Improvement of Soil Fertility: A View from Amazonia. *Applied and Environmental Soil Science*, 2012, 1-11. DOI:10.1155/2012/616383

Poorter, L., Bongers, F., Aide, T. M., Almeyda Zambrano, A. M., Balvanera, P., Becknell, J. M., ... Rozendaal, D. M. A. (2016). Biomass resilience of Neotropical secondary forests. *Nature*, 530(7589), 211-214. DOI:10.1038/nature16512

Poorter, L., van der Sande, M. T., Thompson, J., Arets, E. J. M. M., Alarcón, A., Álvarez-Sánchez, J., ... Peña-Claros, M. (2015). Diversity enhances carbon storage in tropical forests. *Global Ecology and Biogeography*, 24(11), 1314-1328. DOI:10.1111/geb.12364

Quesada, C. A., Lloyd, J., Anderson, L. O., Fyllas, N. M., Schwarz, M., & Czimczik, C. I. (2011). Soils of Amazonia with particular reference to the RAINFOR sites. *Biogeosciences*, 8(6), 1415-1440. DOI:10.5194/bg-8-1415-2011

Quesada, C. A., Phillips, O. L., Schwarz, M., Czimczik, C. I., Baker, T. R., Patiño, S., & Lloyd, J. (2012). Basin-wide variations in Amazon forest structure and function are mediated by both soils and climate. *Biogeosciences*, 9(6), 2203-2246. DOI:10.5194/bg-9-2203-2012

R Core Team. (2016). R Development Core Team. *R: A Language and Environment for Statistical Computing*. Retrieved from <https://www.r-project.org>

Rajab, Y. A., Leuschner, C., Barus, H., Tjoa, A., & Hertel, D. (2016). Cacao cultivation under diverse shade tree cover allows high carbon storage and sequestration without yield losses. *PLoS ONE*, 11(2). DOI:10.1371/journal.pone.0149949

Reich, P. B., Tilman, D., Isbell, F., Mueller, K., Hobbie, S. E., Flynn, D. F. B., & Eisenhauer, N. (2012). Impacts of biodiversity loss escalate through time as redundancy fades. *Science*, 336(6081), 589-592. DOI:10.1126/science.1217909

Rousseau, G. X., Rioux, S., & Dostaler, D. (2006). Partitioning the spatial and environmental variation of Sclerotinia stem rot on soybean. *Soil Biology and Biochemistry*, 38(12), 3343-3358. DOI:10.1016/j.soilbio.2006.04.052

Schroth, G., Bede, L. C., Paiva, A. O., Cassano, C. R., Amorim, A. M., Faria, D., ... Lôbo, R. N. (2015). Contribution of agroforests to landscape carbon storage. *Mitigation and Adaptation Strategies for Global Change*, 20(7), 1175-1190. DOI:10.1007/s11027-013-9530-7

Schroth, G., D'Angelo, S. A., Teixeira, W. G., Haag, D., & Lieberei, R. (2002). Conversion of secondary forest into agroforestry and monoculture plantations in Amazonia: Consequences for biomass, litter and soil carbon stocks after 7 years. *Forest Ecology and Management*, 163(1-3), 131-150. DOI:10.1016/S0378-1127(01)00537-0

- Segura, M., Kanninen, M., & Suárez, D. (2006). Allometric models for estimating aboveground biomass of shade trees and coffee bushes grown together. *Agroforestry Systems*, 68(2), 143-150. DOI:10.1007/s10457-006-9005-x
- Van Wagner, C. E. (1968). The line intersect method in forest fuel sampling. *Forest Science*, 14, 20-26.
- Vargas, I., Mostacedo, B., & Jordán, C. (2005). *Guía Ilustrada de las Principales Especies Forestales de Bolivia*. Santa Cruz, Bolivia: IBIF,WWF.
- Wang, W., Lei, X., Ma, Z., Kneeshaw, D. D., & Peng, C. (2011). Positive relationship between aboveground carbon stocks and structural diversity in spruce-dominated forest stands in New Brunswick, Canada. *Forest Science*, 57(6), 506-515. DOI:10.1111/oik.01525
- Yamada, M., & Gholz, H. L. (2002). An evaluation of agroforestry systems as a rural development option for the Brazilian Amazon. *Agroforestry Systems*, 55(2), 81-87. DOI:10.1023/A:1020523107243
- Young, A. (1997). *Agroforestry for soil management* (2° ed). Wallingford, Reino Unido: CAB international.
- Zanne, A. E., Lopez-Gonzalez, G., Coomes, D. A. A., Ilic, J., Jansen, S., Lewis, S. L. S. L., ... Chave, J. (2009). Global wood density database. *Dryad*, 235(February), 33. DOI:10.5061/dryad.234
- Zhang, Y., & Chen, H. Y. H. (2015). Individual size inequality links forest diversity and above-ground biomass. *Journal of Ecology*, 103(5), 1245-1252. DOI:10.1111/1365-2745.12425
- Zhang, Y., Chen, H. Y. H., & Reich, P. B. (2012). Forest productivity increases with evenness, species richness and trait variation: A global meta-analysis. *Journal of Ecology*, 100(3), 742-749. DOI:10.1111/j.1365-2745.2011.01944.x
- Zomer, R. J., Neufeldt, H., Xu, J., Ahrends, A., Bossio, D., Trabucco, A., ... Wang, M. (2016). Global Tree Cover and Biomass Carbon on Agricultural Land: The contribution of agroforestry to global and national carbon budgets. *Scientific Reports*, 6, 1-12. DOI:10.1038/srep29987

APÉNDICE 1

Ubicación de los sistemas agroforestales muestreado en la Amazonía sur, Bolivia

APPENDIX 1

Location of agroforestry systems sampled in the Southern Amazon, Bolivia

Sistema	Municipio	Edad	Coordenadas
Cacao agroforestal (CA) n = 10	Ascensión de Guarayos	7	15°46'43'' S - 63°17'57'' W
		8	15°49'09'' S - 62°58'06'' W
	Buena Vista	10	17°28'43'' S - 63°41'09'' W
		15	14°58'40'' S - 64°19'08'' W
	San Andrés	40	14°58'58'' S - 64°19'07'' W
		24	14°53'55'' S - 64°22'27'' W
	San Ignacio de Moxos	9	14°55'25'' S - 65°42'05'' W
		12	15°12'09'' S - 65°51'34'' W
	San Javier	27	14°49'09'' S - 64°19'09'' W
		14	14°39'07'' S - 64°19'40'' W
Café sombreado (CS) n = 7	Ascensión de Guarayos	8	15°56'08'' S - 63°03'30'' W
	Buena Vista	30	17°28'06'' S - 63°41'09'' W
		13	17°39'28'' S - 63°34'06'' W
		15	17°28'28'' S - 63°41'06'' W
	San Carlos	27	17°27'50'' S - 63°49'06'' W
		20	17°27'22'' S - 63°50'27'' W
		13	17°25'07'' S - 63°49'54'' W
Huerto casero (HC) n= 8	Ascensión de Guarayos	18	15°49'09'' S - 63°00'59'' W
	Buena Vista	40	17°28'14'' S - 63°41'55'' W
	San Ignacio de Moxos	18	14°53'08'' S - 65°22'37'' W
		28	14°54'09'' S - 65°20'07'' W
	San Javier	15	14°40'10'' S - 64°19'09'' W
		45	14°39'07'' S - 64°19'41'' W
	Urubichá	45	15°40'09'' S - 63°06'43'' W
	Yapacaní	14	17°22'09'' S - 63°58'06'' W
Bosque secundario (BS) n= 4	Buena Vista	50	17°25'08'' S - 63°39'21'' W
	San Ignacio de Moxos	40	15°13'58'' S - 65°50'08'' W
		60	15°02'26'' S - 65°39'08'' W
	Yapacaní	60	17°22'07'' S - 63°58'08'' W

APÉNDICE 2

Taxonomía y uso de las diez especies arbóreas más abundantes en los sistemas agroforestales muestreado en la Amazonía sur, Bolivia

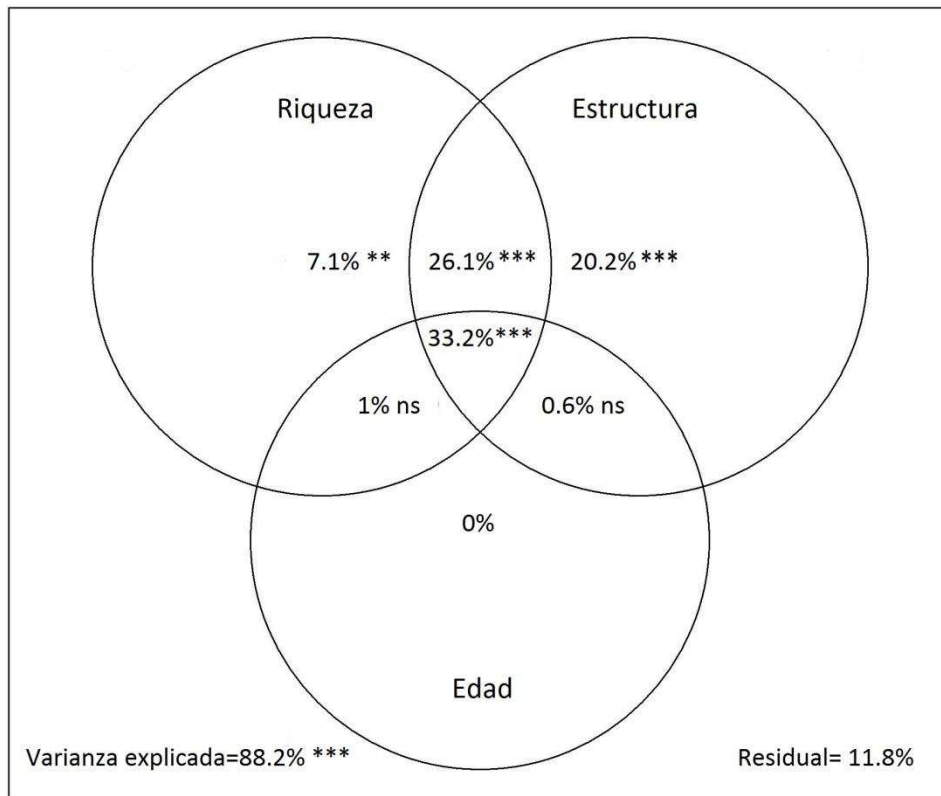
APPENDIX 2

Taxonomy and use of the ten most abundant tree species of the agroforestry systems sampled in the Southern Amazon, Bolivia

Nombre común	Especie	Familia	Abundancia (%)	Principales usos
Cacao	<i>Theobroma cacao</i> L.	Malvaceae	33.8	Alimento
Banano	<i>Musa</i> spp.	Musaceae	5.6	Alimento, sombra, materia orgánica
Motacú	<i>Attalea princeps</i> Mart.	Arecaceae	4.3	Sombra, artesanía, material de construcción
Toronja	<i>Citrus paradisi</i> Macfad.	Rutaceae	3.9	Alimento
Pacay	<i>Inga</i> sp.	Fabaceae	3.6	Alimento, sombra, materia orgánica,
Manga	<i>Mangifera indica</i> L.	Anacardiaceae	2.3	Alimento, madera
Mandarina	<i>Citrus reticulata</i> Blanco	Rutaceae	2.3	Alimento
Naranja	<i>Citrus sinensis</i> L. Osbeck	Rutaceae	2.2	Alimento
Palta	<i>Persea americana</i> Mill.	Lauraceae	1.9	Alimento
Jorori	<i>Swartzia jorori</i> Harms	Fabaceae	1.8	Sombra, madera
Otros			38.1	

APÉNDICE 3

APPENDIX 3



Partición de varianza para el carbono en la biomasa sobre el suelo (CBS), variables explicativas: riqueza, estructura y edad, en los sistemas agroforestales muestreado en la Amazonía sur, Bolivia. Residual es la fracción no explicada.

Partition of variance for carbon of the biomass aboveground (CBS), explanatory variables: richness, structure and age, agroforestry systems sampled in the Southern Amazon, Bolivia. Residual is the unexplained fraction.

CAPÍTULO 2: Recuperação de carbono através de sistemas agroflorestais na Amazônia Oriental, Brasil

Artigo para submeter na revista: **CARBON MANAGEMENT**

Por

Ernesto Gómez Cardozo¹, Hulda Rocha e Silva¹, Guillaume Xavier Rousseau¹, Henry Mavisoy Muchavisoy², Danielle Celentano¹, Christoph Gehring¹

1. Programa de Pós-Graduação em Agroecologia, Universidade Estadual do Maranhão, Av. Lourenço Vieira da Silva 1000, Jardim São Cristóvão, São Luís, MA, Brasil. CEP 65055-310; egomezca@hotmail.com, guilirous@yahoo.ca, huldaagroecologia@gmail.com, danicelentano@yahoo.com.br, christophgehring@yahoo.com.br
2. Programa de Maestría en Agroforestería Tropical, Universidad de Ciencias Aplicadas y Ambientales, Bogota, Colombia. Calle 222 No 55-37; kmavisoy@gmail.com

RESUMO

Os sistemas agroflorestais (AFS) fornecem serviços ecossistêmicos essenciais como o sequestro de carbono. No entanto, o potencial de recuperação do carbono em relação as florestas secundárias (SFS) da mesma idade não são conhecidas. O objetivo deste estudo foi avaliar a recuperação do carbono numa cronossequência de sucessão de AFS, SFS e florestas maduras, na Amazônia Oriental. A biomassa acima do solo e o solo foram amostrados em 88 parcelas entre AFS, SFS e florestas maduras. Os estoques totais de carbono foram semelhantes nas mesmas categorias de sucessão entre AFS jovens (37.94 ± 5.13 Mg ha⁻¹), AFS intermediárias (59.99 ± 3.63 Mg ha⁻¹), AFS avançados (89.29 ± 7.23 Mg ha⁻¹) e SFS jovens (38.09 ± 3.06 Mg ha⁻¹), SFS intermediárias (56.09 ± 3.43 Mg ha⁻¹), SFS avançadas (70.62 ± 28.43 Mg ha⁻¹). As florestas maduras apresentaram os maiores estoques de carbono (172.09 ± 12.27 Mg ha⁻¹), entretanto as florestas maduras exploradas (99.47 ± 4.86 Mg ha⁻¹) foram semelhantes às categorias avançadas. O carbono orgânico do solo (SOC) não diferiu significativamente entre os sistemas e nenhuma relação ao logo do tempo. A recuperação do carbono na biomassa acima do solo nos AFS aos 30 anos de idade foi em média de 57.05 ± 6.74 (Mg ha⁻¹) e 38.67 ± 7.25 (Mg ha⁻¹) em SFS, correspondendo a 38 % e 27 % em relação as florestas maduras respectivamente. A diversidade estrutural da vegetação foi importante preditor do carbono na biomassa acima do solo, e as AFS apresentaram relações mais forte do que as florestas secundárias. Esses resultados mostram que os AFS podem acumular e recupera quantidades substanciais de carbono. Portanto, a promoção dos sistemas agroflorestais pode ser uma estratégia eficaz para a restauração e proteção florestal.

Palavras-chave: mudanças climáticas, biomassa, serviços ecossistêmicos, floresta tropical, restauração florestal

INTRODUÇÃO

Os sistemas agroflorestais (AFS) foram identificados como potenciais sumidouros de carbono (Nair et al. 2009; Nair 2012; Zomer et al. 2016; Feliciano et al. 2018), devido a que os AFS procuram imitar a estrutura da vegetação das florestas naturais. Além disso, fornecem diversos benefícios socioeconômicos aos agricultores (Yamada and Gholz 2002; Cardozo et al. 2015), e com a idade da vegetação o carbono tende a se acumular no sistema. Não entanto, o potencial de acumulação e recuperação do carbono em relação as florestas secundárias da mesma idade são pouco conhecidas.

Na Amazônia oriental, no estado do Maranhão, 75% da floresta amazônica já foi desmatada (Celentano et al. 2017). Após o uso, muitas áreas são abandonadas e entram em processo de regeneração. Isso resulta em uma paisagem com florestas secundárias em diferentes fases de sucessão. Na Amazônia, estima-se que as florestas secundárias cubram uma área de 150 000 km² (Almeida et al. 2010; INPE and EMBRAPA 2011), apresentando um alto potencial para atuar como sumidouros de carbono (Martin et al. 2013; Berenguer et al. 2014; Poorter et al. 2016). No entanto, as florestas secundárias estão legalmente desprotegidas e ameaçadas pelo desmatamento e o uso descontrolado do fogo (Vieira et al. 2014; Celentano et al. 2017), essas florestas tendem a ser cortadas novamente com menos de 12 anos de regeneração (Jakovac et al. 2017), voltando a ser fonte de emissões de carbono, contribuindo para as mudanças climáticas (Malhi et al. 2008).

Considerando o contexto de degradação florestal da Amazônia oriental, os AFS são os sistemas mais adaptados, que podem combinar produção de alimentos com restauração de serviços ecossistêmicos. Assim, o sequestro de carbono em AFS, combinados à conservação das florestas secundárias e não perturbadas, são uma das estratégias mais eficientes para mitigar as mudanças climáticas (Nguyen et al. 2013; Zomer et al. 2016).

Com o desenvolvimento de AFS e a proteção das florestas secundárias, espera-se que com o tempo os estoques de carbono na biomassa aérea como no solo aumentem. Vários fatores podem influenciar na acumulação e recuperação nos estoques de carbono, como a estrutura da vegetação, práticas de manejo e o tipo de solo (Nair et al. 2009; Poorter et al. 2015, 2016). Ali et al. (2016) identificaram relações positivas da diversidade estrutural da vegetação (DBH e altura) sobre o armazenamento do carbono acima do solo em florestas tropicais, por sua parte Cardozo et al. (2018) encontraram

maiores estoques de carbono na biomassa aérea em agroflorestas multiestratificados, já Jose (2009) mostra que agroflorestas em solos mais férteis têm maiores estoques de carbono na biomassa do que em solos degradados. Gehring et al. (2005) e Poorter et al. (2016) encontraram um aumento substancial do carbono na biomassa aérea em florestas secundárias após de 20 anos de sucessão. Entretanto, estudos comparando às reservas de carbono orgânico do solo mostram resultados divergentes (Martin et al. 2013; Lorenz and Lal 2014). Marín-Spiotta and Sharma (2013) encontraram que o sistema do uso da terra teve pouca influência no conteúdo de carbono no solo ao longo do tempo, enquanto Desjardins et al. (2004) observou um ligeiro aumento no teor de carbono no solo na conversão para a pastagem.

Considerando a escala de desmatamento e degradação florestal na Amazônia oriental, as iniciativas agroflorestais desenvolvidas merecem maior atenção e visibilidade. É importante revelar a importância dos AFS no armazenamento do carbono, sendo necessários estudos para avaliar o armazenamento do carbono após o estabelecimento do AFS em relação com as florestas secundárias e maduras ainda existentes na região. O objetivo deste trabalho foi avaliar os valores de recuperação dos reservatórios de carbono dos sistemas agroflorestais em relação as florestas secundárias. Para isso, foram comparadas cronossequências de sistemas agroflorestais e florestas secundárias com florestas maduras, ao mesmo tempo em que avaliamos o efeito da estrutura da vegetação sobre o armazenamento do carbono, na Amazônia Oriental. Tais informações são necessárias para desenvolver políticas públicas de conservação e restauração florestal, assim como mecanismos de pagamentos por serviços ambientais (PSA).

MATERIAL E MÉTODOS

Área de estudo

O estudo foi desenvolvido em 11 municípios, nos estados do Maranhão e Pará, na Amazônia oriental (Figura 1, Appendix 1). A vegetação original é caracterizada como floresta ombrófila aberta (FA) e floresta ombrófila densa (FD) (IBGE 2012). Florestas secundárias e pastagens com babaçu predominam na região (Porro 2005). Das áreas amostradas, 41 estavam localizadas na floresta aberta e 47 na floresta densa. O clima é quente e úmido, classificado como Aw e Am (Alvares et al. 2013), a precipitação anual varia entre 2100 e 2300 mm e com déficit hídrico de 5 a 6 meses. Os solos são Oxisols e Ultisols ácidos com baixo teor de nutrientes (Quesada et al. 2011).

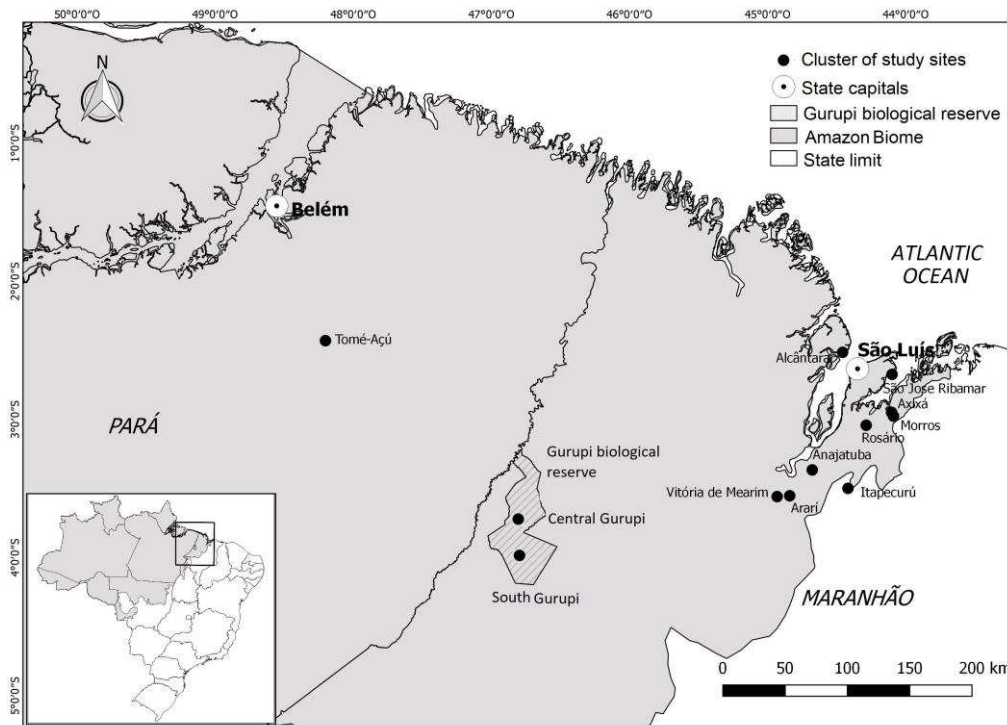


Figura 1. Localização dos municípios da área de estudo na Amazônia oriental, Brasil

Classificação dos sistemas do uso do solo

Foram amostradas 36 florestas secundárias (SFS) e 31 sistemas agroflorestais (AFS). Estes sistemas foram divididos em cinco diferentes categorias de sucessão: 10 florestas secundárias jovens (YSF) e 6 agroflorestas jovens (YAFS), ambos com menos de 10 anos de idade; 22 florestas secundárias intermediárias (ISF) e 13 agroflorestas intermediárias (IAFS), com idade entre 10 e 29 anos; e 4 florestas secundárias avançadas (ASF) e 12 agroflorestas avançadas (AAFS) com mais de 30 anos. Adicionalmente, foram amostradas 13 florestas maduras exploradas (LMF) e 8 florestas maduras (MF) como ecossistemas de referência. Ao todo foram amostradas 88 áreas.

Amostragem

A biomassa das árvores ≥ 10 cm DAP e palmeiras ≥ 2 m altura foi estimada em uma parcela circular principal de 1963 m². A vegetação arbustiva foi inventariada em cinco subparcelas de 25 m². A vegetação herbácea (método destrutivo), necromassa fina e serapilheira foram coletadas em quadrantes de 1 m² localizadas no centro das cinco subparcelas, da mesma forma o solo (0-20 cm) foi coletado como amostras compostas do centro dos quadrantes. Nas agroflorestas com espaçamento regular das árvores plantadas, foram usadas três parcelas quadrangulares de 625 m² e seis subparcelas de 15

m². Leite et al. (2015) e Cardozo et al. (2015) apresentam maiores detalhes do protocolo de amostragem. Para a medida das árvores foram utilizados fita diamétrica e clinômetro, paquímetro para arbustivos.

Cálculo da biomassa e carbono

A biomassa acima do solo (AGB) foi estimado para cada parcela. A metodologia de coleta e análise baseou-se em estudos realizados nos trópicos úmidos (Brown 2002; Chave et al. 2005; Poorter et al. 2016). A biomassa aérea foi calculada com fórmulas alométricas específicas e multiespecíficas, utilizadas nos trópicos úmidos (Tabela 1).

Tabela 1. Equações alométricas usadas para estimativa de biomassa

Tipo de vegetação	Fórmula	Fonte
Árvore ≥ 10 cm de DAP	$AGB=0,673*(di*DAP^2*H)^{0,976}$	(Chave et al. 2014)
<i>Cecropia</i> spp.	$AGB=\exp(-2,5118+2,4257*\ln(DAP))$	(Nelson et al. 1999)
Cacau (<i>Theobroma cacao</i>)	$AGB=10^{(-1,625+2,63*\log(DB))}$	(Andrade et al. 2008)
<i>Citrus</i> spp.	$AGB=-6,64+0,279*BA+0,000514*BA^2$	(Schroth et al. 2002)
Cupuaçu (<i>Theobroma gradiflorum</i>)	$AGB=-3,9+0,23*BA+0,0015*BA^2$	(Schroth et al. 2002)
<i>Musa</i> spp.	$AGB=0,030*(dbh^{2,13})$	(Pearson et al. 2005)
Palmeiras	$AGB=10,0+6,4*H$	(Brown 1997)
Babaçu (<i>Attalea speciosa</i>)	$AGB=-95,1+49,68*H$	(Gehring et al. 2011)
Cipó 0.1-13.8 cm DAP	$AGB=-7,114 + 2,2276 \ln (d \text{ 30 cm})$	(Gehring et al. 2004)
Arbustivo 1-10 cm DAP	$AGB=0,18598*DBH^{2,3155}$	(Nelson et al. 1999)
Árvore morta em pé ≥ 5 cm DAP	$AGB= 0,1184 \text{ DAP } 2,53* 0,04$	(Arevalo et al. 2002)
Árvore morta caída ≥ 5 cm DAP	$AGB=DCD [\pi^2 \sum (d^2)/8L] \times Cs$	(Brown and Rousopoulos 1974)

BA = biomassa aérea (kg); AB = área basal (m²); Dap = Diâmetro na altura do peito (cm); D = Diâmetro (cm); H = altura (m); DB = Diâmetro basal (30 acima do solo em cm); ρ = densidade da madeira (g / cm³)

A densidade específica da madeira (g cm³) das espécies identificadas foi obtida a partir da base de dados global (Zanne et al. 2009), para as espécies que não estão presentes na lista, foi usada uma densidade média de 0,58 g cm³ (Brown et al. 1995; Nogueira et al. 2008).

A biomassa na vegetação herbácea, necromassa e serapilheira foi coletado nos cinco quadrantes de 1 m², a vegetação herbácea (espécies < 1 m altura) foi coletada de forma destrutiva, necromassa (ramos de 2 a 5 cm de diâmetro) e serapilheira (ramos finos, folhas, flores e frutos com menos de 2 cm de diâmetro) foram pesados no campo para determinação da massa fresca e as amostras homogêneas de 500 g foram secas a 65 °C até obtenção de peso constante para determinação da umidade e posteriormente a massa seca. A necromassa ≥ 5 cm de diâmetro foi excluída da análise, isso foi

necessário porque as capoeiras e agroflorestas jovens apresentavam necromassa morta das árvores remanescente deixadas durante o desmatamento, o que poderia interferir nas análises.

A biomassa acima do solo (AGB), foi a soma da biomassa aérea, serapilheira e necromassa fina. Posteriormente, convertemos o AGB para o carbono na biomassa acima do solo (AGC) extrapolada para $\text{Mg} / \text{ha}^{-1}$, multiplicando AGB pelo fator de conversão 0.5, assumindo que 50% da biomassa é carbono (Dixon et al. 1994).

A recuperação relativa do AGC nos diferentes sistemas, foi calculada como o AGC da parcela das florestas secundárias e agroflorestas comparadas com a mediana de AGC das parcelas das florestas maduras, em porcentagem (Poorter et al., 2016).

Para a diversidade estrutural, o índice de diversidade de Shannon-Wiener (Mugurran 2004) foi usado para quantificar a diversidade de DAP e altura das espécies arbóreas (≥ 10 cm DAP) (Ali et al. 2016). Para a diversidade de DAP e altura, foram avaliadas as classes discretas de 10, 15, 20, 30, 40 cm e 3, 5, 10, 15, 20, 25 m respectivamente.

Análises estatísticas

A normalidade e homogeneidade da variância dos dados foram avaliadas para atender os pressupostos da estatística paramétrica através dos testes de Shapiro-Wilk e Levene respectivamente, alguns dados foram transformados $(\ln+1)$ para atender esses pressupostos. Regressão logarítmica e simples foram utilizadas para avaliar a recuperação relativa do AGC com a idade dos sistemas, e o efeito da diversidade estrutural sobre AGC, posteriormente as curvas de recuperação AGC foram comparadas mediante uma ANCOVA (Andrade and Estévez-Pérez 2014). A análise de variância unidirecional (ANOVA) foi conduzido para relacionar as médias de AGC com os tipos de sistemas de uso do solo. Todas as análises estatísticas foram realizadas no software R, versão 3.4.3 (R Core Team 2017), a função `aov` e `LSD.test` no pacote `Agricolae` (Mendiburu 2017) foram usadas para a ANOVA e testes post-hoc LSD de Fisher, por sua parte os calculo do índice de Shannon-Wiener foi mediante a função `diversity` no pacote `vegan` (Oksanen et al. 2015). O pacote `ggplot2` foi usado para produzir os gráficos (Wickham 2009).

RESULTADOS

Carbono acima e abaixo do solo

O carbono na biomassa acima do solo (AGC) variou entre 9.12 e 77.61 (32.30 ± 2.48) Mg ha^{-1} nas florestas secundárias, entre 6.38 e 124.34 (48.44 ± 4.84) Mg ha^{-1} nas agroflorestas, entre 57.63 e 115.88 (79.57 ± 5.29) Mg ha^{-1} na floresta explorada (LMF) e entre 103.7 e 211.5 (153.95 ± 13.51) Mg ha^{-1} na floresta madura (MF). Testes post-hoc mostraram que a MF diferiu significativamente dos outros sistemas de uso do solo (Tabela 2). Entretanto, a LMF e as categorias avançadas de Florestas Secundárias (ASF) e agroflorestas (AAFS) não foram diferentes entre si, mas foram significativamente diferentes das outras categorias. As categorias intermediárias de florestas secundárias (ISF) e agroflorestas (IAFS) foram significativamente diferentes das jovens (YSF, YAFS).

As árvores foram o principal reservatório para os estoques totais de carbono, nas agroflorestas variou entre 11.42% e 52.87% e entre 15.15% e 37.54% nas florestas secundárias, nas arbustivas entre 17.25% e 25.47% nas florestas secundárias, a contribuição foi significativa nas três categorias, e às palmeiras a maior contribuição foi nas categorias avançadas 16.49% nas agroflorestas e 14.84% nas florestas secundárias.

Os estoques de carbono orgânico do solo (SOC) variou entre 9.43 e 29.81 (19.90 ± 0.75) Mg ha^{-1} nas florestas secundárias, entre 12.17 e 29.09 (19.82 ± 0.82) Mg ha^{-1} nas agroflorestas, entre 12.06 e 29.13 (19.90 ± 1.34) Mg ha^{-1} nas florestas exploradas e entre 11.89 e 26.77 (18.02 ± 1.54) Mg ha^{-1} nas florestas maduras. Nenhum sistema diferiu significativamente, assim como a serapilheira (Tabela 2).

Tabela 2. Contribuição de diferentes frações para os estoques do carbono acima do solo (AGC), carbono orgânico do solo (SOC) e carbono total (C Total), na Amazônia Oriental, Brasil.

Systems	Carbon fraction (Mg/ha ⁻¹)							
	Trees	Palm	Shrubs	Litter	AGC	SOC	C Total	
Forest	YSF	5.77 ± 2.5 d	0.13 ± 0.11 d	9.7 ± 2.2 a	4.55 ± 0.71	20.15 ± 3.05 e	17.94 ± 1.2	38.09 ± 3.06 d
	ISF	14.91 ± 2.4 c	4.77 ± 1.4 bc	11.23 ± 1.78 a	4.07 ± 0.47	34.98 ± 3.08 d	21.11 ± 0.85	56.09 ± 3.43 c
	ASF	26.51 ± 19.5 c	10.48 ± 3.71 ab	12.18 ± 2.77 a	3.99 ± 0.58	53.16 ± 14.81 cd	17.46 ± 3.02	70.62 ± 28.43 bc
	LMF	61.22 ± 5.9 b	1.91 ± 0.71 cd	11.05 ± 1.47 a	5.39 ± 0.69	79.57 ± 5.29 b	19.9 ± 1.34	99.47 ± 4.86 b
	MF	139.11 ± 13.7 a	0.7 ± 0.63 d	10.12 ± 0.91 a	4.02 ± 0.59	153.95 ± 13.51 a	18.14 ± 1.74	172.09 ± 12.27 a
Agroforest	YAFS	10.2 ± 2.02 e	1.85 ± 0.88 bcd	2.76 ± 1.63 c	2.54 ± 0.69	17.35 ± 4.15 e	20.58 ± 1.32	37.94 ± 5.13 d
	IAFS	18.63 ± 4.4 c	6.65 ± 2.74 bc	9.81 ± 2.7 ab	4.95 ± 1.21	40.05 ± 3.53 d	19.94 ± 1.53	59.99 ± 3.63 c
	AAFS	47.21 ± 8.1 b	14.72 ± 3.42 a	4.61 ± 1.03 bc	3.44 ± 0.46	69.98 ± 6.84 bc	19.31 ± 1.22	89.29 ± 7.23 b
<i>F</i>	19.19	6.52	4.89	1.57	33.14	0.85	32.34	
<i>P-value</i>	0.001	0.001	0.001	0.156	0.001	0.551	0.001	

(Meias ± SE) Letras diferentes indicam diferenças significativas ($p < 0,05$) entre os sistemas, com base no LSD de Fisher.

YSF floresta secundária jovem, *ISF* floresta secundária intermediária, *ASF* floresta secundária avançada, *LMF* floresta madura explorada, *MF* floresta madura, *YAFS* agrofloresta jovem, *IAFS* agrofloresta intermediária, *AAFS* agrofloresta avançada.

Estrutura da vegetação

A biomassa aérea incrementou-se com a idade dos sistemas, devido ao aumento da população das plantas (abundância) com maior biomassa. No entanto, esse aumento não ocorreu uniformemente através da sucessão (Figura 2). Os sistemas agroflorestais apresentam um aumento progressivo das plantas com biomassa entre 100 kg e > 1 t, e uma diminuição das plantas entre 10 e 50 kg. Enquanto nas florestas secundárias o aumento das plantas com biomassa entre 100 kg e 1 t se deu em menor proporção do que nos AFS. No entanto, a floresta secundária apresentou uma abundância constante de plantas com biomassa de 50 kg na sucessão (Figura 2).

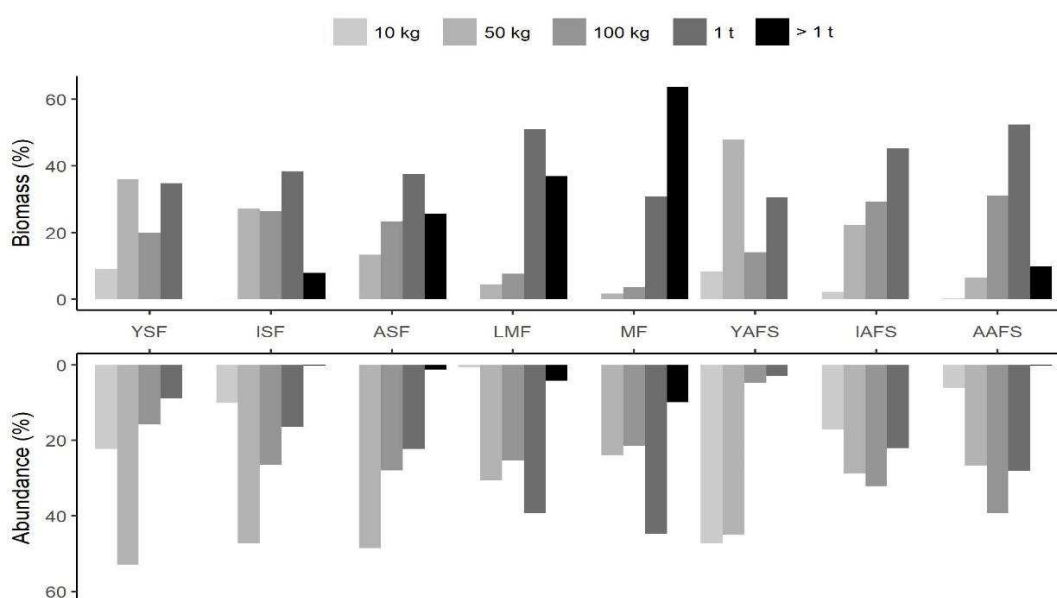


Figura 2. Distribuição da abundância de árvores (abaixo) com diferente biomassa individuais (acima). *YSF* floresta secundária jovem, *ISF* floresta secundária intermediária, *ASF* floresta secundária avançada, *LMF* floresta madura explorada, *MF* floresta madura, *YAFS* agrofloresta jovem, *IAFS* agrofloresta intermediária, *AAFS* agrofloresta avançada.

A diversidade estrutural dos sistemas, teve um efeito positivo no aumento do carbono na biomassa acima do solo (AGC). A diversidade DBH no AFS variou de 0.6 e 1.75 (1.1 ± 0.06), entretanto de 0.1 e 1.4 (0.75 ± 0.06) nas florestas secundárias, por sua parte a diversidade de altura variou de 0.19 e 1.34 (0.83 ± 0.06) nas AFS e entre 0.1 e 1.2 (0.58 ± 0.05) nas florestas secundárias. A relação da diversidade DBH e a diversidade de altura com AGC foi mais forte para as agroflorestas (DBH $r^2 = 0.21$, $p < 0.01$; altura $r^2 = 0.40$, $p < 0.001$), do que nas florestas secundárias (DBH $r^2 = 0.16$, $p < 0.01$; altura $r^2 = 0.37$, $p < 0.001$) (Figura 3ab).

A diversidade de altura aumentou com a idade dos sistemas, tanto nas agroflorestas ($r^2=0.30$, $p < 0.002$) como nas florestas secundárias ($r^2=0.30$, $p < 0.001$), por sua parte a diversidade DBH aumento com a idade das agroflorestas ($r^2=0.26$, $p < 0.005$), enquanto que a diversidade DBH não apresentou uma relação com a idade das florestas secundárias ($r^2=0.06$, $p < 0.08$) (Figura 3cd).

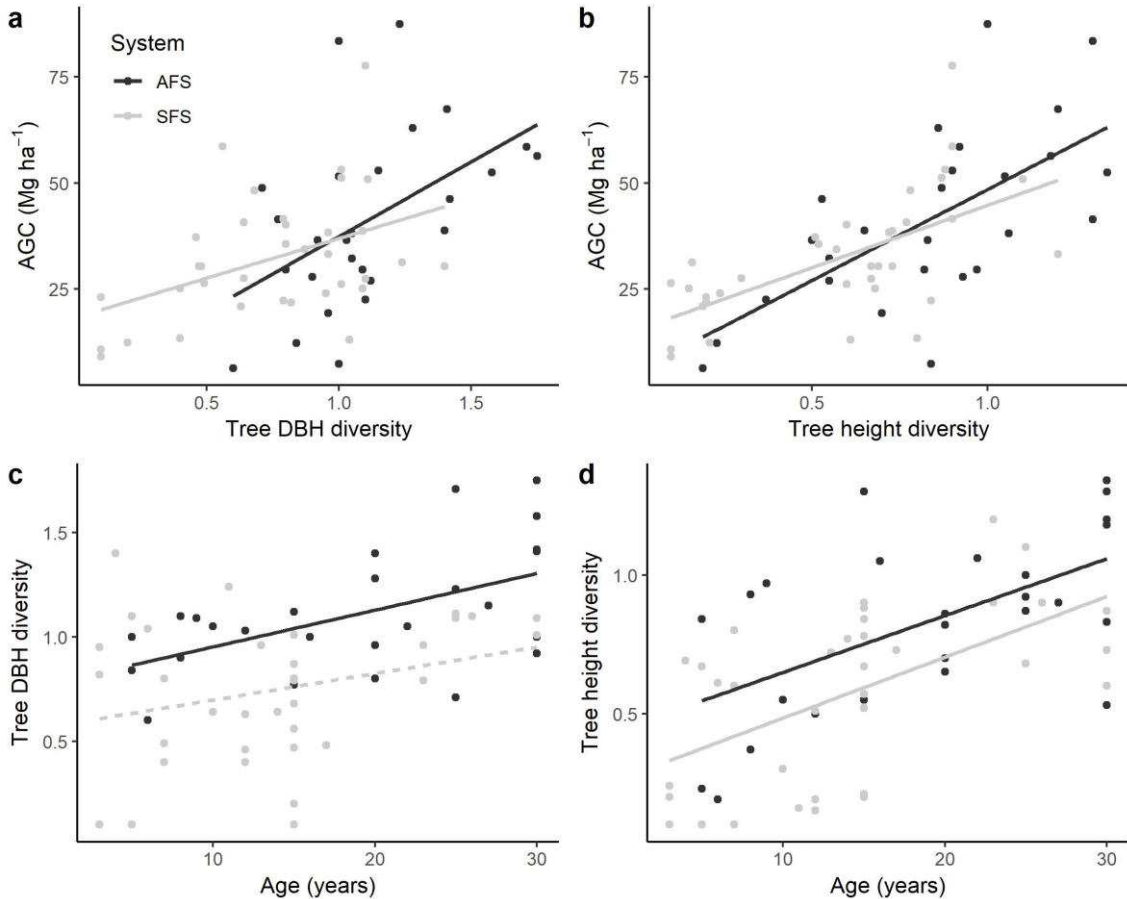


Figura 3. **a-b** Carbono acima do solo (AGC) em relação com Tree DBH diversity e Tree height diversity; **c-d** Tree DBH diversity e Tree height diversity em relação com a idade, até 30 anos em diferentes sistemas de uso do solo na Amazônia Oriental, Brasil. AFS = Agroforestry systems e SFS = Secondary forest systems.

Recuperação do carbono na sucessão

A recuperação do carbono na biomassa acima do solo (AGC) mostrou uma relação de saturação com a idade dos sistemas. Aos 30 anos de sucessão, nas florestas secundárias o acúmulo de AGC variou de 26.12 e 51.23 (38.67 ± 7.25) Mg ha⁻¹, entretanto de 36.52 e 83.41 (57.05 ± 6.74) Mg ha⁻¹ nos sistemas agroflorestais. A recuperação do carbono na biomassa aos 30 anos, em relação à AGC das florestas maduras, variou de 17 a 34 %

nas florestas secundárias e entre 24 e 55 % nas agroflorestas. A relação mais forte entre a idade e recuperação AGC foi para as agroflorestas ($r^2= 0.57$, $p= 0.001$) do que para florestas secundárias ($r^2= 0.27$, $p= 0.001$), essa diferença foi significativa ($p= 0.01$) (Figura 4a). Entretanto, não houve relação entre a idade dos sistemas e os estoques de carbono no solo (SOC) (Figura 4b).

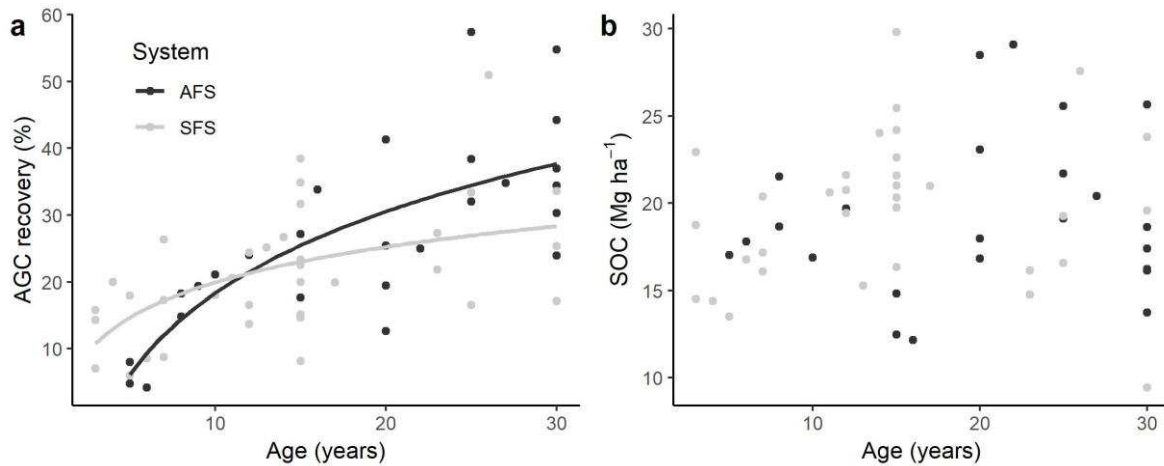


Figura 4. **a** Recuperação relativa do carbono na biomassa acima do solo (AGC) até 30 anos em relação as florestas maduras AFS ($r^2= 0.57$, $p < 0.001$) e SFS ($r^2= 0.27$, $p < 0.001$), **b** relação do carbono orgânico do solo (SOC) com a idade do sistema, em diferentes sistemas de uso do solo na Amazônia Oriental, Brasil. AFS = Agroforest systems e SFS = Secondary forest systems.

DISCUSSÃO

Este estudo é um dos primeiros a avaliar os estoques e a recuperação dos principais reservatórios de carbono em um gradiente de sucessão agroflorestal e florestal na Amazônia oriental. Nossos resultados indicam que os estoques de carbono na biomassa acima do solo, entre as agroflorestas e florestas secundárias não diferem estatisticamente nas diferentes categorias de idade. No entanto, a recuperação do carbono aos 30 anos de idade em relação à floresta madura atingiu 38% nas agroflorestas, enquanto nas florestas secundárias foi 27%. Esses resultados podem ser menores aos encontrados por Lennox et al. (2018) onde a recuperação do carbono aos 20 anos de sucessão secundária, atingiu 24% em relação as florestas maduras na região de Paragominas e Santarem no estado do Pará.

O carbono orgânico do solo, contribui no estoque total com 21 e 45 % nas florestas secundárias e 21 e 54 % nas agroflorestas. Porém, os estoques entre os gradientes de sucessão não diferem estatisticamente, assim também nenhuma relação com a idade dos

sistemas (Figura 2b). Embora alguns estudos tenham sugerido que o acúmulo de SOC nos agroecossistemas diferem pelo histórico de uso (Saatchi et al. 2011; Grimaldi et al. 2014), outras investigações (Eaton and Lawrence 2009; Marín-Spiotta and Sharma 2013; Martin et al. 2013; Lorenz and Lal 2014) indicam que esses fatores são pouco relevantes. Portanto, esses resultados sugerem que mais pesquisas são necessárias para entender os processos que afetam a estabilização do solo e a capacidade de restaurar sua fertilidade.

Os estoques e a recuperação do carbono na biomassa acima do solo foram impulsionados pelo aumento da diversidade estrutural DBH e altura da vegetação. Nossos resultados, assim como estudos anteriores, sugerem que uma estrutura da vegetação multiestratificada permite um melhor aproveitamento dos recursos luz, água e nutrientes (Poorter et al. 2015), o que resulta em maior produção de biomassa (Wang et al. 2011; Zhang and Chen 2015). No caso das agroflorestas a diversidade DBH e altura aumentou com a idade, o que significou um aumento das populações (abundância) de plantas com biomassa entre 100 kg e > 1 t. Por exemplo, espécies como mangueira (*Mangifera indica*), jaca (*Artocarpus heterophyllus*), cacau (*Theobroma cacao*) e palmeiras como açáí (*Euterpe oleracea*), fornecem benefícios aos agricultores, portanto são manejadas e protegidas. Enquanto nas florestas secundárias a diversidade altura aumentou com a idade, mas não a diversidade DBH, o que pode ter afetado o aumento das populações (abundância) de plantas com biomassa entre 100 kg e 1 t, em relação as agroflorestas (Figura 2). Portanto, a biomassa viva da componente árvore é o principal promotor do acúmulo de carbono, mas é também o reservatório de carbono mais vulnerável nas florestas secundárias (Laurance et al. 2006). Os fatores que provavelmente podem ter influenciado a diversidade estrutural e os menores estoque e recuperação do carbono nas florestas secundárias, pode ser a perda de 75% da cobertura florestal da região (Celentano et al. 2017), onde predominam áreas com pastagem e florestas secundárias fragmentadas, que continuam sendo perturbadas pelo efeito da borda, à extração da madeira e o fogo, o que afeta a estrutura da vegetação e sua resiliência (Silvério et al. 2018).

Nesse contexto de degradação ambiental, além da necessidade de proteger as florestas secundárias (Vieira et al. 2014), nossos resultados sugerem que os sistemas agroflorestais têm um grande potencial para restaurar os serviços ecossistêmicos como o sequestro de carbono, ao mesmo tempo que podem proporcionar benefícios aos

agricultores, como alimentos e renda (Yamada and Gholz 2002; Matocha et al. 2012). Também, podem contribuir na redução do uso do fogo e na pressão sobre as florestas secundárias (Blinn et al. 2013; Schroth et al. 2015), assim como podem fornecer habitat para a flora e fauna e conectar paisagens fragmentadas atuando como corredores biológicos (Faria et al. 2007; Caudill et al. 2015), que são essenciais para a dispersão de sementes, o que contribui para a restauração das florestas e a produção de biomassa (Peres et al. 2016).

Entretanto, é necessário projetar os serviços ecossistêmicos como o sequestro de carbono e demais benefícios sociais e econômicos da escala do local para a escala da paisagem, já que a dinâmica da paisagem é o resultado das práticas do uso da terra, as quais tem impactos sobre os serviços ecossistêmicos (Grimaldi et al. 2014). Considerando que a degradação ambiental está fortemente correlacionada com a pobreza rural (Celentano et al. 2012, 2017), as agroflorestas podem conciliar esse processo de produção de alimentos com a conservação das florestas. Para isso, será necessário incorporar outras práticas que atendam às necessidades do agricultor, como o sistema silvipastoril (prática de integrar árvores em sistemas de produção animal) (Haile et al. 2010; Nair 2014), dado o papel reconhecido das árvores no sequestro de carbono e a existência de extensas áreas com pastagem na região, das quais pelo menos 60% estão em algum estágio de degradação (INPE and EMBRAPA 2011). Assim, a adoção de sistema agroflorestais é relevante para a região, além de contribuir a melhorar os meios de subsistências nas comunidades rurais, fornece serviços ecossistêmicos como o sequestro de carbono. Para isso mecanismos de pagamentos por serviços ambientais (PSA) podem envolver ativamente aos agricultores.

CONCLUSÕES

Nossos resultados destacam que as agroflorestas e florestas secundárias são importantes sumidouros de carbono, ambos podem sequestrar similares quantidades nos diferentes gradientes de sucessão. A maior fração do carbono acima do solo é armazenada na biomassa da componente árvore, mas a vulnerabilidade desse reservatório põe em risco a recuperação do carbono sobretudo nas florestas secundárias, entretanto, o carbono no solo não apresentou nenhuma relação com a idade ao longo do tempo. As agroflorestas tem um potencial para mitigar a degradação florestal e contribuir para o sequestro de carbono. No entanto, políticas públicas são necessárias para promover e incentivar a prática dos sistemas agroflorestais e a proteção das florestas secundárias, para projetar

esse potencial da escala do local para a escala da paisagem, e dessa maneira alcançar a sustentabilidade social e ambiental na Amazônia.

AGRADECIMENTOS

Os autores agradecem o apoio financeiro recebido da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES) e da Fundação de Pesquisa e Desenvolvimento Científico e Tecnológico do Maranhão (FAPEMA), o apoio logístico fornecido pelo INCRA e pela Universidade Estadual do Maranhão (UEMA). Agradecemos a colaboração de muitos estudantes que nos ajudaram no laboratório.

REFERÊNCIAS

- Ali A, Yan ER, Chen HYH, et al (2016) Stand structural diversity rather than species diversity enhances aboveground carbon storage in secondary subtropical forests in Eastern China. *Biogeosciences* 13:4627–4635. doi: 10.5194/bg-13-4627-2016
- Almeida CA, Valeriano DM, Escada MIS, Rennó CD (2010) Estimativa de área de vegetação secundária na Amazônia Legal Brasileira. *Acta Amazonica* 40:289–301. doi: 10.1590/S0044-59672010000200007
- Alvares CA, Stape JL, Sentelhas PC, et al (2013) Köppen’s climate classification map for Brazil. *Meteorologische Zeitschrift* 22:711–728. doi: 10.1127/0941-2948/2013/0507
- Andrade H, Segura M, Somarriba E, Villalobos M (2008) Valoración biofísica y financiera de la fijación de carbono por uso del suelo en fincas cacaoteras indígenas de Talamanca, Costa Rica. *Agroforestería en las Américas* 46:45–50
- Andrade JM, Estévez-Pérez MG (2014) Statistical comparison of the slopes of two regression lines: A tutorial. *Analytica Chimica Acta* 838:1–12. doi: 10.1016/j.aca.2014.04.057
- Aragão LEOC, Poulter B, Barlow JB, et al (2014) Environmental change and the carbon balance of Amazonian forests. *Biological Reviews* 89:913–931. doi: 10.1111/brv.12088
- Arevalo LA, Alegre JC, Vilcahuaman LJM (2002) Metodologia para estimar o estoque de carbono em diferentes sistemas de uso da terra. *Embrapa Floresta*, 73p
- Berenguer E, Ferreira J, Gardner TA, et al (2014) A large-scale field assessment of carbon stocks in human-modified tropical forests. *Global Change Biology* 20:3713–3726. doi: 10.1111/gcb.12627
- Blinn CE, Browder JO, Pedlowski MA, Wynne RH (2013) Rebuilding the Brazilian rainforest: Agroforestry strategies for secondary forest succession. *Applied Geography* 43:171–181. doi: 10.1016/j.apgeog.2013.06.013

- Brienen RJW, Phillips OL, Feldpausch TR, et al (2015) Long-term decline of the Amazon carbon sink. *Nature*. doi: 10.1038/nature14283
- Brown IF, Martinelli LA, Thomasd WW, et al (1995) *Uncertainty_in_the_biomass_of_Amazonian_forests_an_example_from_Rondonia_Brazil_Brown_1995.pdf*. 75:175–189
- Brown S (1997) Estimating biomass and biomass change of tropical forests: a primer. *FAO Forestry Paper* 134:55. doi: ISBN 92-5-103955-0
- Brown S (2002) Measuring, monitoring, and verification of carbon benefits for forest-based projects. *Philosophical transactions Series A, Mathematical, physical, and engineering sciences* 360:1669–1683. doi: 10.1098/rsta.2002.1026
- Cardozo EG, Muchavisoy HM, Silva HR, et al (2015) Species richness increases income in agroforestry systems of eastern Amazonia. *Agroforestry Systems* 89:901–916. doi: 10.1007/s10457-015-9823-9
- Cardozo EG, Rousseau GX, Celentano D, et al (2018) Efecto de la riqueza de especies y estructura de la vegetación en el almacenamiento de carbono en sistemas agroforestales de la Amazonía , Bolivia. *Revista de Biología Tropical* 66 (4):1481–1495
- Caudill SA, DeClerck FJA, Husband TP (2015) Connecting sustainable agriculture and wildlife conservation: Does shade coffee provide habitat for mammals? *Agriculture, Ecosystems and Environment* 199:85–93. doi: 10.1016/j.agee.2014.08.023
- Celentano D, Rousseau GX, Muniz FH, et al (2017) Towards zero deforestation and forest restoration in the Amazon region of Maranhão state, Brazil. *Land Use Policy* 68:692–698. doi: 10.1016/j.landusepol.2017.07.041
- Celentano D, Sills E, Sales M, Veríssimo A (2012) Welfare outcomes and the advance of the deforestation frontier in the brazilian Amazon. *World Development* 40:850–864. doi: 10.1016/j.worlddev.2011.09.002
- Chave J, Andalo C, Brown S, et al (2005) Tree allometry and improved estimation of carbon stocks and balance in tropical forests. *Oecologia* 145:87–99. doi: 10.1007/s00442-005-0100-x
- Chave J, Réjou-Méchain M, Búrquez A, et al (2014) Improved allometric models to estimate the aboveground biomass of tropical trees. *Global Change Biology* 20:3177–3190. doi: 10.1111/gcb.12629
- Davidson EA, de Araújo AC, Artaxo P, et al (2012) The Amazon basin in transition. *Nature* 481:321–328. doi: 10.1038/nature10717
- Desjardins T, Barros E, Sarrazin M, et al (2004) Effects of forest conversion to pasture on soil carbon content and dynamics in Brazilian Amazonia. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 103:365–373. doi: 10.1016/j.agee.2003.12.008
- Dixon RK, Solomon AM, Brown S, et al (1994) Carbon Pools and Flux of Global Forest Ecosystems. *Science* 263:185–190. doi: 10.1126/science.263.5144.185
- Eaton JM, Lawrence D (2009) Loss of carbon sequestration potential after several decades of shifting cultivation in the Southern Yucatán. *Forest Ecology and*

Management 258:949–958. doi: 10.1016/j.foreco.2008.10.019

- Faria D, Paciencia MLB, Dixo M, et al (2007) Ferns, frogs, lizards, birds and bats in forest fragments and shade cacao plantations in two contrasting landscapes in the Atlantic forest, Brazil. *Biodiversity and Conservation* 16:2335–2357. doi: 10.1007/s10531-007-9189-z
- Feliciano D, Ledo A, Hillier J, Rani D (2018) Agriculture , Ecosystems and Environment Which agroforestry options give the greatest soil and above ground carbon bene fi ts in di ff erent world regions ? *Agriculture, Ecosystems and Environment* 254:117–129. doi: 10.1016/j.agee.2017.11.032
- Gehring C, Denich M, Vlek PLG (2005) Resilience of secondary forest regrowth after slash-and-burn agriculture in central Amazonia. *Journal of Tropical Ecology* 21:519–527. doi: 10.1017/S0266467405002543
- Gehring C, Park S, Denich M (2004) Liana allometric biomass equations for Amazonian primary and secondary forest. *Forest Ecology and Management* 195:69–83. doi: 10.1016/j.foreco.2004.02.054
- Gehring C, Zelarayán MLC, Almeida RB, R FH (2011) Allometry of the babassu palm growing on a slash- and-burn agroecosystem of the eastern periphery of Amazonia. 41:127–134
- Grimaldi M, Oszwald J, Dolédec S, et al (2014) Ecosystem services of regulation and support in Amazonian pioneer fronts: Searching for landscape drivers. *Landscape Ecology*. doi: 10.1007/s10980-013-9981-y
- Haile SG, Nair VD, Nair PKR (2010) Contribution of trees to carbon storage in soils of silvopastoral systems in Florida, USA. *Global Change Biology* 16:427–438. doi: 10.1111/j.1365-2486.2009.01981.x
- IBGE (2012) Manual Técnico da Vegetação Brasileira. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística -IBGE
- INPE, EMBRAPA (2011) Levantamento de informações de uso e cobertura da terra na Amazônia: Sumário Executivo. Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária, Belém, Brazil
- Jakovac CC, Dutrieux LP, Siti L, et al (2017) Spatial and temporal dynamics of shifting cultivation in the middle-Amazonas river: Expansion and intensification. *PLoS ONE* 12:1–15. doi: 10.1371/journal.pone.0181092
- Jose S (2009) Agroforestry for ecosystem services and environmental benefits: An overview. *Agroforestry Systems* 76:1–10. doi: 10.1007/s10457-009-9229-7
- Laurance WF, Nascimento HEM, Laurance SG, et al (2006) Rain forest fragmentation and the proliferation of successional trees. *Ecology* 87:469–482. doi: 10.1890/05-0064
- Leite MFA, Luz RL, Muchavisoy KHM, et al (2016) The effect of land use on aboveground biomass and soil quality indicators in spontaneous forests and agroforests of eastern Amazonia. *Agroforestry Systems* 90:. doi: 10.1007/s10457-015-9880-0
- Lennox GD, Gardner TA, Thomson JR, et al (2018) Second rate or a second chance?

- Assessing biomass and biodiversity recovery in regenerating Amazonian forests. *Global Change Biology* 24:5680–5694. doi: 10.1111/gcb.14443
- Lorenz K, Lal R (2014) Soil organic carbon sequestration in agroforestry systems. A review. *Agronomy for Sustainable Development* 34:443–454
- Malhi Y, Roberts JT, Betts RA, et al (2008) Climate change, deforestation, and the fate of the Amazon. *Science* 319:169–172. doi: 10.1126/science.1146961
- Marín-Spiotta E, Sharma S (2013) Carbon storage in successional and plantation forest soils: A tropical analysis. *Global Ecology and Biogeography* 22:105–117. doi: 10.1111/j.1466-8238.2012.00788.x
- Martin PA, Newton AC, Bullock JM (2013) Carbon pools recover more quickly than plant biodiversity in tropical secondary forests. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences* 280:20132236–20132236. doi: 10.1098/rspb.2013.2236
- Matocha J, Schroth G, Hills T, Hole D (2012) Integrating Climate Change Adaptation and Mitigation Through Agroforestry and Ecosystem Conservation. In: *Agroforestry - The Future of Global Land Use*. pp 105–126
- Mendiburu F (2017) Package ‘agricolae’: Statistical procedures for agricultural research. R Found. Stat. Comput., Vienna
- Millennium Ecosystem Assessment (2005) *Ecosystems and human well-being: synthesis*. Island Press, Washington, DC
- Mugurran A E (2004) *Measuring biological diversity*, Blackwell Publishing, Oxford, UK. pp 256
- Müller R, Müller D, Schierhorn F, et al (2012) Proximate causes of deforestation in the Bolivian lowlands: An analysis of spatial dynamics. *Regional Environmental Change* 12:445–459. doi: 10.1007/s10113-011-0259-0
- Nair PKR (2012) Carbon sequestration studies in agroforestry systems: A reality-check. *Agroforestry Systems* 86:243–253. doi: 10.1007/s10457-011-9434-z
- Nair PKR (2014) Agroforestry: Practices and Systems. *Encyclopedia of Agriculture and Food Systems* 1:270–282. doi: <http://dx.doi.org/10.1016/B978-0-444-52512-3.00021-8>
- Nair PKR, Kumar BM, Nair VD (2009) Agroforestry as a strategy for carbon sequestration. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science* 172:10–23. doi: 10.1002/jpln.200800030
- Nelson BW, Mesquita R, Pereira JLG, et al (1999) Allometric regressions for improved estimate of secondary forest biomass in the central Amazon. *Forest Ecology and Management* 117:149–167. doi: 10.1016/S0378-1127(98)00475-7
- Nguyen Q, Hoang MH, Öborn I, van Noordwijk M (2013) Multipurpose agroforestry as a climate change resiliency option for farmers: An example of local adaptation in Vietnam. *Climatic Change* 117:241–257. doi: 10.1007/s10584-012-0550-1
- Nogueira EM, Fearnside PM, Nelson BW (2008) Normalization of wood density in biomass estimates of Amazon forests. *Forest Ecology and Management* 256:990–996. doi: 10.1016/j.foreco.2008.06.001

- Oksanen J, Blanchet FG, Kindt R, et al (2015) *vegan: Community Ecology Package*. R package version 2.2-1. <http://CRAN.R-project.org/package=vegan>
- Pearson T, Walker S, Brown S (2005) *Sourcebook for Land use, Land-use change and forestry projects*
- Peres CA, Emilio T, Schiatti J, et al (2016) Dispersal limitation induces long-term biomass collapse in overhunted Amazonian forests. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 113:892–897. doi: 10.1073/pnas.1516525113
- Phillips OL, Brienen RJW (2017) Carbon uptake by mature Amazon forests has mitigated Amazon nations' carbon emissions. *Carbon Balance and Management* 12:1. doi: 10.1186/s13021-016-0069-2
- Poorter L, Bongers F, Aide TM, et al (2016) Biomass resilience of Neotropical secondary forests. *Nature* 530:211–214. doi: 10.1038/nature16512
- Poorter L, van der Sande MT, Thompson J, et al (2015) Diversity enhances carbon storage in tropical forests. *Global Ecology and Biogeography* 24:1314–1328. doi: 10.1111/geb.12364
- Porro R (2005) Palms, Pastures, and Swidden Fields: The Grounded Political Ecology of?Agro-Extractive/Shifting-cultivator Peasants? in Maranhão, Brazil. *Human Ecology* 33:17–56. doi: 10.1007/s10745-005-1654-2
- Quesada CA, Lloyd J, Anderson LO, et al (2011) Soils of Amazonia with particular reference to the RAINFOR sites. *Biogeosciences* 8:1415–1440. doi: 10.5194/bg-8-1415-2011
- R Core Team (2017) R Core Team (2017). *R: A language and environment for statistical computing*. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria URL <http://www.R-project.org/>
- Saatchi SS, Harris NL, Brown S, et al (2011) Benchmark map of forest carbon stocks in tropical regions across three continents. *Proceedings of the National Academy of Sciences*. doi: 10.1073/pnas.1019576108
- Schroth G, Bede LC, Paiva AO, et al (2015) Contribution of agroforests to landscape carbon storage. *Mitigation and Adaptation Strategies for Global Change* 20:1175–1190. doi: 10.1007/s11027-013-9530-7
- Schroth G, D'Angelo SA, Teixeira WG, et al (2002) Conversion of secondary forest into agroforestry and monoculture plantations in Amazonia: Consequences for biomass, litter and soil carbon stocks after 7 years. *Forest Ecology and Management* 163:131–150. doi: 10.1016/S0378-1127(01)00537-0
- Silvério D V., Brando PM, Bustamante MMC, et al (2018) Fire, fragmentation, and windstorms: A recipe for tropical forest degradation. *Journal of Ecology*. doi: 10.1111/1365-2745.13076
- TERRACLASS. Mapeamento do uso e da cobertura da terra na Amazônia Legal Brasileira (2017) Brasília, DF; Belém: Embrapa; INPE, 201. Disponível em: <http://www.inpe.br/cra/projetos_pesquisas/dados_terraclass.php>
- Vieira ICG, Gardner T, Ferreira J, et al (2014) Challenges of governing second-growth forests: A case study from the Brazilian Amazonian state of Pará. *Forests* 5:1737–

1752. doi: 10.3390/f5071737

- Wang W, Lei X, Ma Z, et al (2011) Positive Relationship between Aboveground Carbon Stocks and Structural Diversity in Spruce-Dominated Forest Stands in New Brunswick, Canada. *Forest Science* 57:506–515
- Wickham H (2009) *ggplot2: Elegant Graphics for Data Analysis*. New York: Springer-Verlag
- Yamada M, Gholz HL (2002) An evaluation of agroforestry systems as a rural development option for the Brazilian Amazon. *Agroforestry Systems* 55:81–87. doi: 10.1023/A:1020523107243
- Zanne AE, Lopez-Gonzalez G, Coomes DAA, et al (2009) Global wood density database. *Dryad* 235:33. doi: 10.5061/dryad.234
- Zhang Y, Chen HYH (2015) Individual size inequality links forest diversity and above-ground biomass. *Journal of Ecology* 103:1245–1252. doi: 10.1111/1365-2745.12425
- Zomer RJ, Neufeldt H, Xu J, et al (2016) Global Tree Cover and Biomass Carbon on Agricultural Land: The contribution of agroforestry to global and national carbon budgets. *Scientific Reports* 6:1–12. doi: 10.1038/srep29987

Appendix 1. Localização das áreas de estudo

	Tipo de sistema	Locais de estudo	Estado	Coordenadas geográficas
Floresta ombrófila aberta	Floresta S. jovem (3)	Rosário/Morros (3)	Maranhão	2°53'10"S- 44°23'51"W
	Floresta S. intermediária (10)	Rosário/Morros (4)	Maranhão	2°53'01"S- 44°09'51"W
		São Luís (3)	Maranhão	2°38'96"S- 44°08'66"W
		Alcântara (3)	Maranhão	2°21'58"S- 44°27'16" W
	Floresta S. avançada (4)	Rosário/Morros (3)	Maranhão	2°53'10"S- 44°09'23"W
		São Luís (1)	Maranhão	2°38'96"S- 44°08'66"W
	Floresta madura (1)	Rosário/Morros (1)	Maranhão	2°53'01"S- 44°09'23"W
	Floresta madura explorada (6)	Alcântara (4)	Maranhão	2°21'58"S- 44°27'16"W
		São Jose Ribamar (2)	Maranhão	2°38'37"S- 44°08'66"W
	SAF intermediário (7)	Anajatuba (1)	Maranhão	3°15'58"S- 44°36'52"W
Arari (2)		Maranhão	3°27'38"S- 44°46'56"W	
SAF avançado (10)	Vitória do Mearim (1)	Maranhão	3°23'33"S- 44°21'31"W	
	Rosário/Morros (3)	Maranhão	2°53'01"S- 44°09'51"W	
	Anajatuba (2)	Maranhão	3°15'58"S- 44°36'52"W	
	Itapecuru (1)	Maranhão	3°26'21"S- 44°23'24"W	
	Arari (3)	Maranhão	3°27'38"S- 44°46'56"W	
	Rosário/Morros (4)	Maranhão	2°53'01"S- 44°09'51"W	
Floresta ombrófila densa	Floresta S. jovem (7)	Gurupi (5)	Maranhão	3°41'35"S- 46°45'74"W
		Tomé-Açu (2)	Pará	2°32'64"S- 48°16'42"W
	Floresta S. intermediária (12)	Gurupi (4)	Maranhão	3°41'35"S- 46°45'74"W
		Tomé-Açu (8)	Pará	2°32'64"S- 48°16'45"W
	Floresta madura (7)	Gurupi (4)	Maranhão	3°41'35"S- 46°45'74"W
		Tomé-Açu (3)	Pará	2°32'64"S- 48°16'45"W
	Floresta madura explorada (7)	Gurupi (6)	Maranhão	3°41'16"S- 46°45'34"W
		Tomé-Açu (1)	Pará	2°32'21"S- 48°16'42"W
	SAF jovem (6)	Gurupi (1)	Maranhão	3°41'16"S- 46°45'34"W
		Tomé-Açu (5)	Pará	2°32'21"S- 48°16'42"W
SAF intermediário (6)	Gurupi (2)	Maranhão	3°41'16"S- 46°45'34"W	
	Tomé-Açu (4)	Pará	2°32'21"S- 48°16'42"W	
SAF avançado (2)	Tomé-Açu (2)	Pará	2°32'21"S- 48°16'42"W	

CAPÍTULO 3: Rumo à transição agroecológica em ambientes degradados da Amazônia Oriental

Artigo para submissão na revista: **Trees and Livelihoods**

Por

Vivian do Carmo Loch¹, Ernesto Gomez Cardozo¹, Danielle Celentano¹, Guillaume Xavier Rousseau¹

1. Programa de Pós-Graduação em Agroecologia, Universidade Estadual do Maranhão, Av. Lourenço Vieira da Silva 1000, Jardim São Cristóvão, São Luís, MA, Brasil. CEP 65055-310; vivian.loch@hotmail.com, egomezca@hotmail.com, danicelentano@yahoo.com.br, guilirous@yahoo.ca

RESUMO

A Roça no Toco, uma técnica agrícola milenar, já não responde mais às necessidades produtivas e ecológicas em muitas comunidades rurais da Amazônia maranhense. Isto se deve a transformações socioeconômicas muitas vezes impostas, que obrigam mudanças na dinâmica de uso e manejo dos recursos naturais. Dessa forma, incentivar a adesão a práticas que aumentem a resiliência socioecológica dos agroecossistemas, como os sistemas agroflorestais (SAFs), é importante para garantir qualidade de vida no campo. Este artigo explora fatores socioeconômicos que incentivam os agricultores a adotarem práticas de diversificação na agricultura. A pesquisa foi realizada entre janeiro de 2013 e novembro de 2017, envolvendo oito agrovilas do município de Alcântara, na Amazônia oriental do Brasil. A partir de ações de educação ambiental, formação através de cursos e oficinas e intercâmbios buscou-se incentivar a implantação de SAFs para aumentar a diversidade (biológica e produtiva) e a provisão de serviços ecossistêmicos em áreas degradadas. Por último, através de entrevistas semiestruturadas, procuramos entender a percepção ambiental de agricultores envolvidos em sistemas de transição agroecológica e de agricultores não envolvidos (n=41). Nossos resultados mostram que, mesmo a maioria dos agricultores associando a perda da cobertura florestal para dar lugar a Roças no Toco às mudanças no regime hídrico e o tempo médio de pousio (6,6 anos) não garantindo a restauração de serviços ecológicos importantes, o número de agricultores com sistemas diversos e ações de conservação da natureza é pequeno. A educação formal não guarda relação com a adoção de sistemas mais biodiversos, nem com a promoção de ações de proteção ambiental. Os agricultores em transição agroecológica em Alcântara têm garantido o aumento da resiliência através do incremento da diversidade de espécies cultivadas, de sistemas produtivos e do manejo do solo.

Palavras-chave: Agroecossistemas resilientes; Quintais Produtivos; Recursos ambientais; Sistemas Agroflorestais, Amazônia maranhense.

1. INTRODUÇÃO

O avanço sobre o bioma Amazônia, decorrente do desenvolvimentismo econômico, acarreta consequências sociais e ambientais catastróficas (Oliveira et al., 2013). No estado do Maranhão, 75% do bioma já foi desmatado (Celentano et al., 2017), o que afeta negativamente serviços ecossistêmicos vitais, como a regulação do ciclo hidrológico, a ciclagem de nutrientes, a polinização e o controle do clima (MEA, 2005). Junto a isso, a expropriação camponesa de seus territórios tradicionais, os limitando a pequenos espaços de terra, aumenta a pressão sobre os recursos, a insegurança alimentar e diminui a efetividade de técnicas agrícolas milenares, como a Roça no Toco (Lawrence et al., 2010).

A Roça no Toco, também conhecida como agricultura itinerante de corte e queima, é uma das técnicas tradicionais de cultivo das regiões tropicais, onde a vegetação é cortada e queimada para o plantio de culturas anuais. Após a colheita, o local fica em pousio, o que permite a regeneração natural da vegetação e a recuperação do solo, através da sucessão ecológica. Porém, essa técnica tem se tornado insustentável com a intensificação do uso do solo, devido à diminuição das áreas de cultivo e ao menor tempo de pousio, consequências da expansão das fronteiras agrícolas e do aumento populacional (Villa et al, 2018; Lawrence et al., 2010).

Estudos recentes afirmam que a resistência aos desastres climáticos está estreitamente relacionada à biodiversidade existente nos sistemas de cultivo, documentando que as áreas manejadas através de policultivos, sistemas agroflorestais, silvipastoris e práticas de conservação do solo sofrem menor impacto que áreas manejadas a partir de sistemas monoculturais (Holt-Gimenez, 2002; Lin, 2007). Esta resistência e capacidade de recuperação é conhecida como resiliência socioecológica e depende dos agricultores, dos recursos naturais e das instituições associadas (Salazar, 2013).

Dessa forma, para aumentar a resiliência socioecológica frente a processos intensos de degradação e transformação das paisagens, outras formas de uso e manejo do solo devem ser incorporadas às práticas de cultivo (Liebman & Schulte, 2015). Práticas que ampliem a diversidade de espécies vegetais e a complexidade das paisagens circundantes são indicadas para garantir a resiliência dos agroecossistemas e restaurar serviços ecossistêmicos que dão base para a manutenção dos sistemas produtivos (Liebman & Schulte, 2015). Esses são os princípios utilizados no redesenho de agroecossistemas em transição agroecológica com *designs* fundamentados na biodiversidade (Duru et al., 2015).

Na Amazônia Oriental, a resiliência socioecológica depende da proteção dos poucos remanescentes florestais, da restauração de áreas degradadas e da adoção de práticas de agricultura sem uso do fogo que protejam o solo e a água (Celentano et al, 2017). Isso é particularmente importante no Maranhão, onde está prevista uma diminuição drástica da precipitação (IPCC, 2008) e onde a pobreza e a degradação ambiental estão fortemente correlacionadas (Teles et al., 2018). Para atender às demandas sociais e ambientais

dessas regiões, outras formas de uso e manejo da terra devem ser consideradas, como os sistemas agroflorestais permanentes (Villa et al, 2018).

No município de Alcântara, em 1987, aproximadamente 300 famílias, originalmente pescadores, foram remanejadas de seus territórios tradicionais para agrovilas construídas pelo então Ministério da Aeronáutica, de forma a garantir o esvaziamento demográfico de 236 km² considerados como área de segurança para a instalação do Centro de Lançamento de Alcântara (CLA). Foram edificadas casas, uma por família, e sorteados lotes com dimensão média de 15 hectares, para a produção agrícola. Este deslocamento compulsório gerou desordenamento territorial, perda de identidade cultural e degradação ecológica (Andrade & Filho, 2006), inclusive a degradação dos principais rios e afluentes que abastecem as comunidades rurais e a zona urbana do município (Zelarayán et al., 2015). Nos pequenos lotes, as famílias praticam Roça no Toco há pelo menos 32 anos, o que tem intensificado o processo de degradação do solo.

Nesse contexto, no ano de 2013 teve início, em parceria com moradores das comunidades remanejadas, um processo de mobilização para implantação de modelos de agricultura que aumentem a diversidade (biológica e produtiva) e a provisão de serviços ecossistêmicos através de Sistemas Agroflorestais. O objetivo deste trabalho foi identificar fatores sociais, econômicos ou ambientais que incentivam os agricultores a adotarem práticas de diversificação na agricultura. Entender esses fatores permitirá fomentar políticas públicas e outras ações participativas para promover e dar escala à transição agroecológica em comunidades rurais na Amazônia Oriental.

2. MÉTODOS

2.1. Área de estudo

A área de estudo está situada na Amazônia Oriental, entre as microbacias hidrográficas dos rios Grande e Pepital, município de Alcântara, Maranhão, Brasil. O solo é caracterizado como Ultissolo com baixa fertilidade (REF). A precipitação média anual é de 2.000 mm distribuídos em seis meses de estação chuvosa e seis meses de seca extrema, e a temperatura média anual é de 25°C (REF). A paisagem é dominada por florestas secundárias jovens, devido a conversão constante das áreas naturais em Roça no Toco, mas ainda existem remanescentes florestais em bom estado de conservação (Zelarayán et al., 2015).

A pesquisa foi realizada entre janeiro de 2013 e novembro de 2017 nas agrovilas Pepital, Só Assim, Espera, Cajueiro, Marudá, Mamuna, Ponta Seca e Rio Grande, comunidades remanejadas pelo CLA (Fig. 1). O Rio Pepital é o principal abastecedor de água dessas comunidades, bem como do município de Alcântara, mas a diminuição das florestas ripárias está afetando o volume e a distribuição de água na região (Celentano *et al.*, 2014).

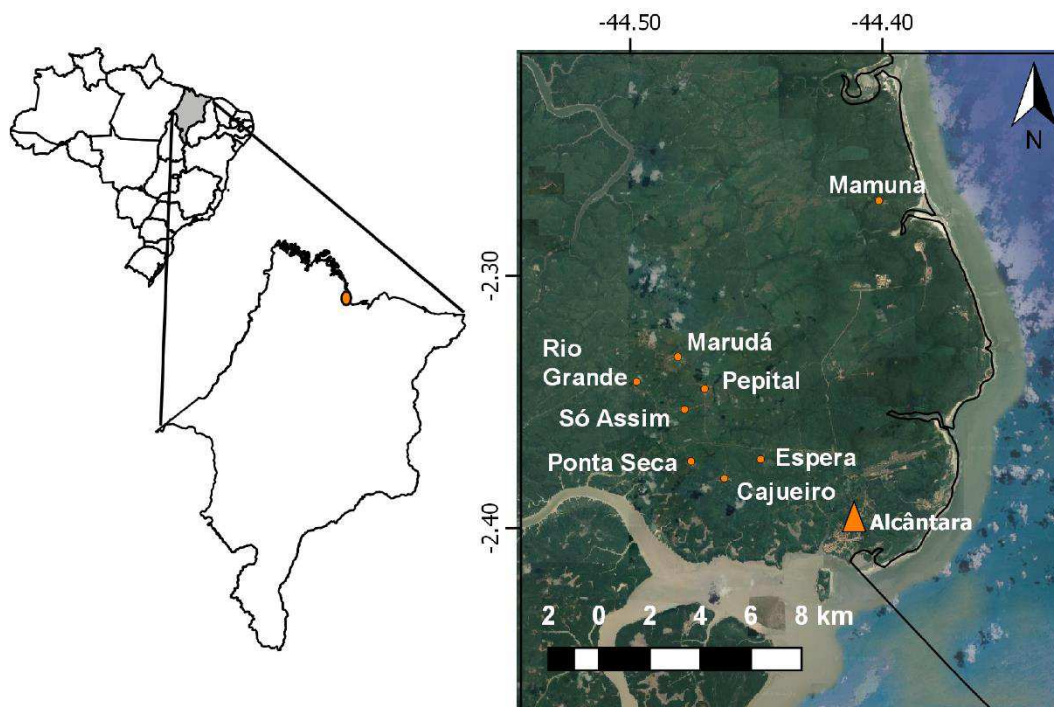


Figura 1. Localização das comunidades de estudo, em Alcântara, na Amazônia oriental, Brasil.

2.2. *Transição Agroecológica e a experiência com Sistemas Agroflorestais*

A partir do diagnóstico socioambiental e de percepção ambiental da área de estudo (Celentano et al, 2014), foi dado início a uma parceria informal entre membros das comunidades locais e pesquisadores do PPG Agroecologia da Universidade Estadual do Maranhão, para incentivar de forma participativa a restauração através da transição agroecológica. Com apoio de projetos de pesquisa e extensão financiados por agências de fomento, foram realizadas ações de educação ambiental, formação, através de cursos e oficinas, intercâmbios, implantação de sistemas produtivos sustentáveis e assistência técnica continuada.

2.2.1. Capacitação

Entre janeiro de 2013 e abril de 2014, foram realizadas cinco atividades de educação ambiental, envolvendo 175 crianças, jovens e adultos das agrovilas, e três cursos sobre técnicas agroflorestais, produção de mudas, manejo do bananal e restauração de matas ciliares (totalizando 71 horas), envolvendo 76 agricultores. Buscou-se convidar toda a comunidade local, através de convites feitos às lideranças das agrovilas e com uso de sonorização pública (bicicletas). Porém, no decorrer das atividades, apenas dez agricultores continuaram participando e aceitaram iniciar um processo de transição agroecológica, com implantação de Sistemas Agroflorestais (SAFs) em suas propriedades.

2.2.2. Implantação de SAFs

Em fevereiro de 2015, foram iniciados, mediante mutirões, o estabelecimento de oito SAFs com áreas de 1.000 m² de Roças Sem Fogo (RSF). Nas áreas determinadas, foram deixadas as espécies lenhosas com valor de uso. As demais foram derrubadas, cortadas, picoteadas e deixadas sobre o solo, para protegerem e serem incorporadas. Calcário e pó de rocha foram aplicados, a fim de corrigir o pH do solo. Apenas espécies de cultivo anual foram plantadas no primeiro ano. A partir do segundo ano, mais dois agricultores se juntaram ao processo. Foi também nesse período, após intercâmbios, que os agricultores começaram a incorporar mudas de árvores às suas áreas, além das já manejadas espontaneamente. Podas de limpeza e de formação foram feitas uma vez por ano. Conforme o manejo e desenvolvimento, os SAFs foram ampliados e enriquecidos, segundo o interesse de cada agricultor. No último ano (2017), mais um agricultor se juntou ao grupo. Reuniões de avaliação e planejamento dos SAFs foram feitas no final de cada ano.

2.2.3. Intercâmbios

Foram organizados três intercâmbios. Os dois primeiros, em 2015, com agricultores em processo de transição agroecológica há aproximadamente dez anos, nos municípios de Vitória do Mearim e Rosário (Maranhão), com áreas entre 0.2 e 3 ha, cujas principais culturas implantadas são mandioca (*Manihot esculenta*), abacaxi (*Ananas comosus*), caju (*Anacardium occidentale*) e juçara (*Euterpe oleracea*). A atividade durou dois dias e contou com a participação de nove agricultores.

O último intercâmbio foi realizado em 2016, no município de Tomé-Açu (Pará). Durante três dias, foram visitados agricultores que têm desenvolvido SAFs entre 6 e 15 ha, apoiados pela Cooperativa Agrícola Mista de Tomé-Açu (CAMTA), há mais de dez anos. As principais culturas são: pimenta-do-reino (*Piper nigrum*), maracujá (*Passiflora edulis*), cacau (*Theobroma cacao*), cupuaçu (*Theobroma grandiflorum*), juçara e castanha do Pará (*Bertholletia excelsa*).

2.3. Percepção Ambiental

A percepção ambiental das comunidades locais foi avaliada em 2017, através de entrevistas semiestruturadas (n=41), em quatro comunidades (Espera, Só Assim, Cajueiro, Marudá), com duração entre 50 minutos e duas horas. O critério para amostragem dos grupos foi a forma como os indivíduos manejam seus agroecossistemas (agricultores que praticam Roça no Toco – RT e agricultores que aderiram aos SAFs mesmo que continuem praticando RT).

Os informantes iniciais de cada comunidade foram os agricultores envolvidos nos processos de implantação de SAFs. A partir de então, a seleção de informantes prosseguiu com a aplicação da amostragem técnica “bola de neve” (Albuquerque et al., 2014), até alcançar 20% do universo populacional (n=41), dos quais 20% são

agricultores em transição (n=8). Inicialmente, os objetivos da pesquisa foram apresentados a cada agricultor e foi solicitado o consentimento verbal para o estudo ter início. Cada entrevistado foi também cientificado do conteúdo do Termo de Consentimento Livre e Esclarecido e a seguir convidado a assiná-lo, preenchendo os requisitos do Conselho Nacional de Saúde (Resolução nº 292, de 7/8/1999). Este estudo foi aprovado pelo Comitê de Ética da Universidade Estadual do Maranhão (protocolo CAAE 65597417.2.0000.5554).

Procurou-se entender a percepção dos entrevistados em relação às mudanças ambientais e aos sistemas de produção. As perguntas da entrevista abordaram dados socioeconômicos (idade, gênero, anos de estudo, número de pessoas na família, renda familiar e ocupação); questões relacionadas às mudanças ambientais e aos sistemas de produção.

2.4. Análise dos dados

Métodos descritivos foram utilizados para as análises qualitativas das percepções sobre os sistemas de plantio (diversidade de espécies por sistema de cultivo, tamanho das áreas de plantio) e mudanças ambientais. Consideramos como sistemas de manejo do solo: Roça no Toco – RT (n=24), Quintais produtivos – QUI (quintais com mais de 10 espécies frutíferas de porte arbóreo-arbustivo) (n=7) e Sistemas Agroflorestais – SAF (n=8), sendo os dois últimos compreendidos como estratégias para a transição agroecológica.

Foi calculado o Índice de Saliência de Smith para as espécies citadas nas listas-livres de Roça no Toco, Quintal e SAF, através do software Anthropac 4.0 (Borgatti, 1996). A fim de obter uma visão geral da correlação entre as variáveis sociais, ambientais e econômicas (Tabela 1) sobre os diferentes sistemas de produção, uma análise de componentes principais (PCA) foi realizada, usando os pacotes FactoMiner e Factoextra no software R, versão 3.4.3 (R Core Team 2017).

Tabela 1. Variáveis sociais, ambientais e econômicas analisadas na análise multivariada.

Código	Unidade de medida
AGE	Idade em anos
STUDY	Anos de Estudos
FAMILY	Número de membros na família
NF_INC	Renda ativa não-agrícola em reais (R\$)
SP	Riqueza de espécies cultivadas
ENV_PROT	Ações de conservação da natureza

3. RESULTADOS

3.1. Perfil dos agricultores

Os agricultores entrevistados têm idade média de 56,5 ($\pm 9,5$) anos, variando entre 34 e 80 anos, e em sua maioria são do sexo masculino (80,5%). As famílias dos entrevistados tem em média 3,4 ($\pm 1,2$) pessoas. A renda passiva das famílias, oriunda de programas de transferência de renda, é em média 1051,8 ($\pm 790,5$) reais, aproximadamente 384,3 ($\pm 332,9$) reais *per capita*. Dessas famílias, 21,9% delas têm rendas ativas não-agrícolas provenientes de empregos formais, tais como militar do CLA, professora e motorista escolar. As atividades agrícolas são predominantemente masculinas. Quanto à escolaridade, 29,3% dos entrevistados não tiveram acesso à educação formal, enquanto apenas 2,4% completaram a educação básica e os demais não completaram o ciclo de estudo. A maior parte dos agricultores (85,4%) mora nas agrovilas desde 1986, devido à implantação do CLA, que os obrigou a saírem de seus territórios tradicionais. Os demais entrevistados (14,6%) vieram mais recentemente de outras comunidades ou municípios vizinhos. Dentre os que estão nas comunidades desde o início do remanejamento, 12,2% tinham menos de 16 anos quando chegaram, podendo ser considerados uma segunda geração de moradores nas agrovilas. Somadas as espécies plantadas em todos os sistemas de plantio adotados, cada família cultiva em média de 13,2 ($\pm 5,0$) espécies, sendo 96,1% delas de uso alimentar, e as demais (3,8%) divididas entre medicinal, madeirável, adubação e condimentar.

3.2 Percepção ambiental dos agricultores

A maior parte dos agricultores percebe mudanças ambientais na paisagem local (73,2%), como diminuição dos rios e brejos (80,5%) e da quantidade de água da chuva (48,8%). O período das chuvas mudou, observam 39% dos entrevistados, e isso vem influenciando o início do plantio das roças, que antes se dava em dezembro, nas primeiras chuvas, e atualmente ocorre em janeiro. De fato, segundo o INMET (2018), os períodos de precipitação têm iniciado mais tarde quando analisados os dados desde 1987 (período do remanejamento) até 2018. Os agricultores correlacionam as mudanças nos regimes hídricos à perda da cobertura florestal (53,6%), às mudanças climáticas (21,9%) e outras ações antrópicas (14,6%). A perda da cobertura florestal para dar lugar às Roças no Toco é o principal motivo da transformação da paisagem local (56,1%). Porém, 58,9% afirmam que protegem as áreas de matas conservadas com aceiros na hora de fazerem suas roças, a fim de evitar que o fogo atinja as reservas florestais. Enquanto 17,9% não tomam nenhuma atitude de preservação e 15,3% protegem as áreas conservadas e plantam árvores em áreas desmatadas. Apenas 7,6% advertem os vizinhos quando os mesmos desmatam áreas conservadas.

3.3 Agroecossistemas

Roça no Toco

O principal sistema de plantio adotado nas comunidades é Roça no Toco (95,1%), com área média de 0,6 hectares ($\pm 0,3$). Mas, esse sistema parece não corresponder mais às necessidades dos agricultores, uma vez que 31,4% dos entrevistados estão insatisfeitos, alegando o trabalho exaustivo e a baixa produtividade.

Após a colheita, 84,2% dos agricultores abandonam as áreas, para permitir que a vegetação se regenere. Os demais afirmam replantar mais um ciclo e depois abandonam. As características mais importantes para a escolha da área de plantio são: qualidade da capoeira (34,1%), qualidade da terra (31,7%) e solo que não alaga (29,3%). O tempo médio de pousio é 6,6 anos ($\pm 3,1$). Quando perguntados sobre a suficiência do Tempo de Pousio, 39,0% consideram o tempo suficiente. Enquanto 34,1% consideram o tempo insuficiente, alegando que “é o que pode esperar”.

Foi citado um total de 15 espécies de culturas anuais utilizadas neste sistema, das quais sete apresentaram os maiores valores para o Índice de Saliência de Smith (Tabela 2). A maioria dos agricultores (53,6%) cultivava 5 espécies ou menos na roça no toco (média de espécies por agricultor: $5,3 \pm 2,1$). O baixo número de espécies, o aumento da mão de obra, o pouco tempo de pousio para a formação do solo e a pouca disponibilidade dos produtos colhidos ao longo do ano são características que tornam o agricultor vulnerável frente aos processos de mudanças ambientais.

Tabela 2. Lista-livre de espécies com maior saliência cultural no sistema Roça no Toco citadas pelos agricultores das agrovilas de Alcântara, Brasil (Saliência mínima superior a 0,1).

Nome científico	Nome popular	Frequency (%)	Average Rank	Salience
<i>Zea mays</i>	Milho	90.2	2.54	0.67
<i>Manihot esculenta</i>	Mandioca	95.1	2.85	0.656
<i>Citrullus lanatus</i> *	Melancia	80.5	3.36	0.488
<i>Cucumis anguria</i> *	Maxixe	61	3.88	0.333
<i>Oryza sativa</i> *	Arroz	46.3	3.16	0.304
<i>Abelmoschus esculentus</i> *	Quiabo	61	4.16	0.303
<i>Cucurbita spp.</i> *	Abóbora	46.3	4.79	0.206

*Espécies exóticas

Quintais

Nos Quintais foram encontradas 52 espécies no total (38 arbóreas e 14 anuais), das quais oito apresentaram maiores valores para o Índice de Saliência de Smith (Tabela 3). A maioria dos agricultores (51,2%) tem menos de 5 espécies em suas áreas (média $6,4 \pm 4,9$). As espécies com maior saliência são de uso alimentar, porém espécies com outros benefícios, como a regulação térmica (sombra) e ornamentação do ambiente doméstico, e a disponibilidade de espécies medicinais também foram citadas.

Tabela 3. Lista-livre de espécies com maior saliência cultural plantadas nos quintais dos agricultores das agrovilas de Alcântara, Brasil (Saliência mínima superior a 0,1).

Nome científico	Nome popular	Frequency (%)	Average Rank	Salience
<i>Mangifera indica</i> *	Manga	73.2	3	0.55
<i>Cocos nucifera</i> *	Coco	53.7	3.5	0.328
<i>Musa spp.</i> *	Banana	53.7	4.82	0.309
<i>Citrus spp.</i> *	Limão	43.9	4.28	0.246
<i>Spondias spp.</i>	Cajá	43.9	5.22	0.239
<i>Citrus spp.</i> *	Laranja	17.1	5.71	0.116
<i>Euterpe oleracea</i>	Juçara	24.4	7.1	0.113
<i>Artocarpus heterophyllus</i> *	Jaca	19.5	4.38	0.103

*Espécies exóticas

Sistemas Agroflorestais

Os SAFs surgem a partir de 2015, com o intuito de aumentar a resiliência socioecológica, conciliando a restauração de ecossistemas degradados e a segurança alimentar. Até o momento, foram implantados 10 SAFs com tamanho médio de 2.331m² ($\pm 702,8$). No primeiro ano, os agricultores tiveram maior resistência a implantação de SAFs e iniciaram suas experiências com Roça Sem Fogo (RSF), por ser mais semelhante ao que já faziam. No ano seguinte, cinco agricultores transitaram suas áreas para SAFs, enquanto quatro agricultores optaram por planejar e aumentar a produtividade de seus quintais agroflorestais. Durante este tempo, trabalhou-se com 37 espécies no total, sendo que dezessete apresentam maiores valores para o Índice de Saliência de Smith (Tabela 4). Do total de espécies, 76,0% são de uso alimentar, 10,4% madeiráveis, 5,2% de adubação, 5,2% medicinais e 2,6% condimentar. O enriquecimento das áreas com novas espécies foi se dando de forma gradual. Atualmente, a média de espécies por agricultor é de 10,6 $\pm 6,3$.

Tabela 4. Lista-livre de espécies com maior saliência cultural plantadas nos SAFs pelos agricultores das agrovilas de Alcântara, Brasil, (Saliência mínima superior a 0,1).

Nome científico	Nome popular	Frequency (%)	Average Rank	Salience
<i>Musa spp.</i> *	Banana	62.5	3.2	0.505
<i>Ananas comosus</i>	Abacaxi	62.5	6	0.41
<i>Anacardium occidentale</i>	Caju	50	5	0.367
<i>Theobroma grandiflorum</i>	Cupuaçu	62.5	6.6	0.363
<i>Theobroma cacao</i>	Cacau	62.5	7	0.296
<i>Phaseolus spp.</i>	Feijão	50	8.25	0.272
<i>Euterpe oleracea</i>	Juçara	37.5	3	0.233
<i>Manihot esculenta</i>	Mandioca	37.5	6.67	0.218
<i>Platonia insignis</i>	Bacuri	50	7.75	0.217
<i>Oenocarpus bacaba</i>	Bacaba	25	3	0.201

<i>Passiflora edulis</i>	Maracujá	25	6.5	0.173
<i>Zea mays</i>	Milho	12.5	1	0,125
<i>Hancornia speciosa</i>	Mangaba	12.5	2	0.119
<i>Cucumis anguria</i> *	Maxixe	12.5	2	0.118
<i>Cajanus cajan</i> *	Feijão guandu	25	6	0.112
<i>Abelmoschus esculentus</i> *	Quiabo	12.5	3	0.11
<i>Bixa orellana</i>	Urucum	12.5	5	0.101

*Espécies exóticas

O primeiro ano de implantação das RSF desmotivou os agricultores, pois a produtividade nas áreas foi muito baixa. Este resultado inicial já era previsto, uma vez que os solos estavam degradados e o aporte e disponibilização de matéria orgânica a partir da técnica de RSF se dá de forma lenta. Os intercâmbios realizados, levando os agricultores a conhecerem experiências em SAFs consolidados, foi decisivo para dar ânimo e convicção de que alcançariam resultados positivos a médio e longo prazo. A partir dos intercâmbios, 62,5% dos agricultores disseram que adquiriram novos conhecimentos, 50,0% que incorporaram algumas das práticas vistas e 25,0% afirmaram que conhecer essas experiências aumentou a perseverança no processo de transição. Ainda assim, existem diferentes graus de envolvimento dos agricultores nesta experiência, explicados por problemas de saúde ou áreas mais degradadas ou distantes.

Percepção dos agricultores sobre os SAFs

Apesar de recente, os agricultores já enxergam algumas vantagens na implantação de SAFs. Quanto à mão de obra, 62,5% enxergam que, no início, a implantação da técnica dá trabalho, mas depois as capinas diminuem; 25,0% acham que as técnicas de RSF e SAF não dão trabalho; e 12,5% citam como limitante a necessidade de irrigar as fruteiras no período da seca. Em relação a produtividade, 12,5% afirmam ter tido boa produção. Metade (50,0%) ainda não colheu e 37,5% consideram ter tido uma produção baixa. O tempo de resposta produtiva foi um dos fatores apontados como limitante. No entanto, a maioria (87,5%) dos agricultores observaram que o solo vem melhorando com a incorporação da matéria orgânica.

Segundo eles, a reduzida adesão de agricultores ao projeto se deu pelo fato dos demais não terem tido a oportunidade de conhecer esse sistema de plantio em funcionamento (62,5%), e que isso incentivaria um maior envolvimento das comunidades (85,7%). De fato, do total de 76 agricultores que participaram das primeiras etapas de capacitação do projeto, apenas oito se interessaram em iniciar a transição, e mais dois se juntaram à ação, no segundo ano.

3.4 Fatores que incentivam agricultores a plantarem árvores

A partir de indicadores socioeconômicos foi realizada uma análise de componentes principais, onde os dois eixos principais explicaram 55,9% da variabilidade total dos

dados. O primeiro explicou a maior variabilidade (33,4%) e esteve relacionado principalmente com as variáveis *renda ativa não-agrícola*, *número de pessoas na família* e *anos de estudo*. Outras duas variáveis, *idade* e *ações de conservação da natureza*, estiveram responsáveis pela formação do segundo eixo (22,5%).

A ordenação espacial mostrou clara segregação formando dois agrupamentos *i)* agricultores que praticam RT e *ii)* agricultores que estão em transição agroecológica (QUI e SAF). As variáveis *anos de estudos*, *renda ativa não agrícola* e *número de pessoas na família* estão relacionadas positivamente ao grupo de agricultores de RT; enquanto *espécies úteis*, *ações de conservação da natureza* e *idade* estão correlacionadas positivamente com os grupos em transição agroecológica.

A variável *anos de estudo* apresentou relação positiva com a *renda ativa não-agrícola*, porém negativa com *idade* do entrevistado. Enquanto *espécies úteis* esteve mais positivamente relacionada a *ações de conservação da natureza*, e não relacionada com *anos de estudo*.

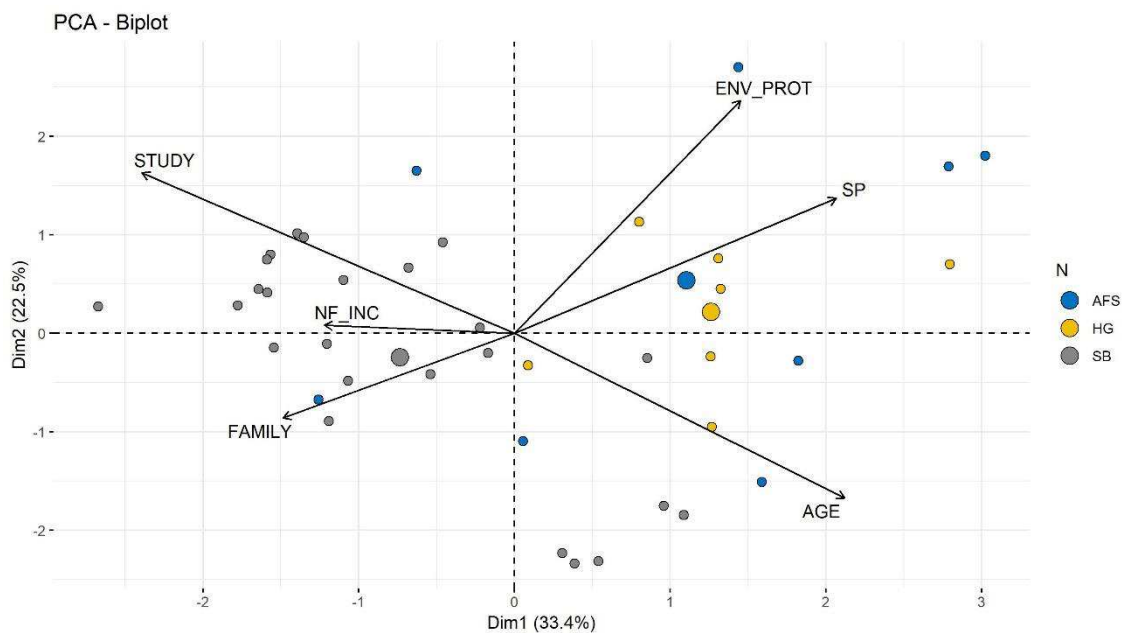


Figura 2. PCA baseada nos dados de 39 famílias entrevistadas. As cores indicam os grupos diferentes (AFS – Agroforestry systems, HG – Homegardens, SB – Slash and Burn). STUDY – anos de estudos; FAMILY – número de pessoas na família; NF_INC – Renda ativa não agrícola; ENV_PROT – ações de conservação da natureza; SP– espécies úteis cultivadas; AGE – idade dos entrevistados.

4. DISCUSSÃO

O reordenamento territorial em Alcântara tornou a Roça no Toco insustentável, pois as áreas são limitadas pela pressão populacional tanto das novas gerações, que já dividem as áreas produtivas com os pais, quanto dos agricultores que no período de deslocamento ficaram com terras muito distantes ou menos férteis e, por isso, ganham

consentimento para trabalhar em lotes com melhor fertilidade ou maior proximidade. Por esses fatores, o período ideal de pousio não é garantido, o que interfere diretamente na restauração de serviços ecológicos importantes, como os de regulação e de suporte. Ou seja, a diminuição da resiliência florestal tem um impacto imediato sobre os cultivos em sistemas itinerantes (Villa et al, 2018; Lawrence et al., 2010).

Os agricultores contam que assim que chegaram não havia árvores nas agrovilas, era muito quente e os animais que trouxeram morriam com as altas temperaturas. Hoje, todos os agricultores têm quintais no fundo de suas casas que foram implantados após o processo de remanejamento. As mudas e sementes foram trazidas de seus antigos quintais, numa tentativa de restauração biocultural de seus ambientes e identidade. Foi somente quando os novos quintais começaram a produzir que foram diminuindo os retornos esporádicos aos antigos territórios. Os Quintais são sistemas que exigem pouca mão de obra e diminuem a vulnerabilidade dos agricultores, pois aumentam a diversidade de espécies trabalhadas e complementam a segurança alimentar e nutricional ao longo do ano. Fornecem alimentos em períodos em que não há produção nas roças e por serem próximos às casas são estratégicos para garantir a segurança alimentar. Portanto, os Quintais têm um elevado potencial para garantir resiliência socioecológica das famílias. Contudo, apesar de serem uma das primeiras experiências dos agricultores com o plantio de árvores, ainda são pouco explorados. Estes sistemas de plantio são uma interessante experiência de adaptação às condições extremas, uma vez que após o remanejamento foram inteiramente implantados. Esse exemplo de mudança brusca de realidade demonstra o quanto o homem é adaptável ao ambiente e vice-versa, e os quintais se tornam referências identitárias e culturais. Como destaca Shiva (1993), a diversidade cultural e a diversidade biológica se complementam.

A adoção de SAFs para a transição agroecológica com os agricultores de Alcântara ganhou força através dos intercâmbios e das trocas de experiências. Essa estratégia de promover o encontro entre agricultores fortalece seu empoderamento e sua autonomia no processo (Holt-Gimenez, 1996). A Academia teve um papel importante através do incentivo, da valorização do conhecimento local e no fomento das trocas de conhecimento (Figura 3). Isso mostra a importância dos incentivos financeiros e não-financeiros para a superação das limitações dos sistemas de transição (produtividade a médio e longo prazo, desconhecimento das técnicas de manejo e suas respostas). Nesse sentido, incentivos com vieses de políticas públicas são cruciais para o não abandono do processo de transição.

As variáveis ambientais, sociais e econômicas apresentadas na análise multivariada formaram agrupamentos interessantes. O grupo formado pela maioria dos RT e alguns SAF sugere que uma maior escolaridade proporciona maiores oportunidades de empregos não-agrícolas e conseqüente menor dependência da produção do campo. Sugere também que a educação formal não parece contribuir com a conscientização ambiental. Em contrapartida, os agricultores com maior dependência da economia agrícola têm mais diversidade (espécies e sistemas) e promovem mais ações de conservação ambiental, porém já são pessoas mais velhas. O que alerta para o

afastamento dos jovens das ações de conservação da natureza e da própria produção agrícola, e para a necessidade de buscar alternativas para que o campo se torne atrativo.

Na PCA, idade e educação são variáveis opostas. Isso porque as oportunidades de educação eram menores antigamente. Mas a educação parece estar descontextualizada das temáticas do campo, uma vez que ela não se correlaciona positivamente com ações de conservação da natureza. Podemos afirmar que quanto menos convivem com ambientes conservados, mais difícil será para as novas gerações compreender esse valor.

Para Tafere e Nigussie algumas variáveis socioculturais e políticas foram significativas na adoção de processos ecológicos de agricultura: idade, tamanho da terra, disponibilidade de mão de obra, incentivos e estatutos. Os autores salientam os fatores externos através dos quais é possível fomentar esses processos: a existência de legislações que incentivem o plantio de árvores e a qualidade dos incentivos concedidos aos agricultores (garantia de acesso a sementes ou mudas de árvores de qualidade e treinamento em agrofloresta) (Tafere & Nigussie, 2018). Além da qualidade, a quantidade e o próprio incentivo econômico direto são importantes para subsidiar o sistema enquanto não garante produção.

A promoção das inovações ecológicas nos agroecossistemas resulta de mudanças no sistema de atores, nas tecnologias da informação e no conjunto de recursos a ser manejado, isto é, diz respeito a todos os componentes da agricultura local (Duru et al., 2015; Biggs et al., 2012). Todavia, Duru et al. (2015) são categóricos ao afirmar que os caminhos para a promoção de processos ecológicos na agricultura passam necessariamente pelo incentivo ao aumento da biodiversidade nos sistemas.

E é nesse sentido que segue a experiência de transição agroecológica em Alcântara, através da restauração dos serviços ecossistêmicos de áreas pouco produtivas, por meio do incremento de espécies vegetais de ciclo médio e longo, consorciadas com espécies de interesse de ciclo curto. Iniciamos essa experiência focando na escala do processo, mas a baixa adesão por parte dos agricultores nos forçou a reavaliar nossas estratégias e focar no desenvolvimento de unidades demonstrativas com os poucos adeptos. Essas unidades podem ser chamadas de “faróis agroecológicos” (Nicholls and Altieri, 2018), justamente por funcionarem como unidades modelos que irradiam suas estratégias de manejo para as comunidades locais.

No estado do Maranhão existem ainda outras experiências de transição agroecológica em sistemas de Roça no Toco (Araújo & Araújo, 2014; Ferreira et al., 2019), que trazem o enriquecimento de capoeira com espécies engenheiras como abordagem (ex: *Mimosa caesalpiniaefolia* Benth.). Ao final da última colheita, as espécies engenheiras são introduzidas no sistema, o que permite que a área em pousio produza madeira e incorpore mais biomassa e fertilidade antes da próxima queima.



Figura 3. Fluxograma do processo de transição promovido nas agrovilas de Alcântara, Brasil.

No entanto, algumas características intrínsecas aos indivíduos são importantes para fomentar esses processos, como criatividade, entusiasmo e interação com seus pares ou associações são algumas delas (Flores, 2014). Podemos acrescentar ainda a relação afetiva que os indivíduos são capazes de estabelecer com a natureza. Fato é que esses indivíduos garantem maior diversidade e conseqüentemente maior resiliência em seus agroecossistemas.

No caso dos agricultores realocados de Alcântara, que desde o processo de remanejamento, em 1987, não tiveram acesso a documentos de posse de terra, a dependência fundiária é a principal vulnerabilidade. Atualmente essas comunidades e outras das redondezas vivem a pressão da possibilidade de um novo remanejamento, após o Acordo de Salvaguardas Tecnológicas recém firmado entre os governos brasileiro e dos Estados Unidos da América (BRASIL, 2019), e da possibilidade de expansão do CLA. Mesmo os representantes do governo afirmando publicamente que o acordo não afetará as questões fundiárias, os documentos oficiais não garantem esse direito às comunidades.

5. CONCLUSÕES

A transição agroecológica para modelos de agricultura mais resilientes, que aumentem o número de sistemas produtivos e a biodiversidade em comunidades rurais, depende de muitos fatores e identificá-los é uma etapa importante para promover sua adoção. Nossos resultados mostram que a educação formal não guarda relação com a adoção de

sistemas mais biodiversos, nem com a promoção de ações de proteção ambiental. Igualmente, famílias com mais renda proveniente de fontes não agrícolas tendem a diversificar menos e não plantar árvores. Políticas públicas que valorizem a implementação de sistemas de transição agroecológica são decisivas para o sucesso e adesão de mais agricultores. O incentivo não financeiro a partir da educação de trocas de conhecimento, também é não formal, com a criação de espaços estratégico nesse rumo. Os agricultores em transição agroecológica em Alcântara têm garantido o aumento da resiliência através do incremento da diversidade de espécies cultivadas e de sistemas produtivos.

AGRADECIMENTOS

Os autores expressam seus agradecimentos à Fundação de Amparo à Pesquisa e ao Desenvolvimento Científico e Tecnológico do Maranhão (FAPEMA), através dos editais nº 025/2017 - COMUNI e nº 19/2012 – AEXT, e à Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES), pelo apoio financeiro e bolsa. Aos agricultores alcantarenses, por apoiarem e abraçarem a transição agroecológica conosco. Aos agricultores Antônio, Eugênio Cantanhede e aos da Cooperativa Agrícola Mista de Tomé-Açu (CAMTA), pela oportunidade de compartilhar suas experiências de transição agroecológica com os agricultores de Alcântara. Agradecemos a contribuição de Sandriel Sousa, Júlio Bravo Medina e Silver Jonas Alves Farfan na aplicação dos questionários semiestruturados.

REFERÊNCIAS

- ALBUQUERQUE, U.P., CUNHA, L.V.F.C., LUCENA, R.F.P., ALVES, R.R.N. Methods and techniques in Ethnobiology and Ethnoecology. New York: Springer Protocols Handbooks; 2014.
- ALLEM, A. C. The origin of *Manihot esculenta* crantz (Euphorbiaceae). Genetic Resources and Crop evolution, Dordrecht, v. 41, p. 133-150, 1994.
- ANDRADE, M. P.; FILHO, B. S. Fome de farinha – deslocamento compulsório e insegurança alimentar em Alcântara. São Luís, EDUFMA, 2006.
- ARAÚJO, A. A.; ARAÚJO, R.C. Adensamento de capoeira com sabiá, árvores madeiras e frutíferas. In: VIEIRA, D. L. M.; DOURADO, B. F.; MOREIRA, N. S.; FIGUEIREDO, I. B.; PEREIRA, A. V. B.; OLIVEIRA, E.L. Agricultores que plantam árvores no Cerrado. Brasília, WWF Brasil, 2014.
- Biggs, R.; Schlüter, M.; Biggs, D.; Bohensky, E.L.; BurnSilver, S.; Cundill, G.; Dakos, V.; Daw, T.M.; Evans, L.S.; Kotschy, K.; Leitch, A.M.; Meek, C.; Quinlan, A.; Raudsepp-Hearne, A.; Robards, M.D.; Schoon, M.L.; Schultz, L.; West, P.C. Toward principles for enhancing the resilience of ecosystem services. Annu Rev Environ Resour, v.37, p. 421–448, 2012.
- BORGATTI, S.P. ANTHROPAC 4.0. Natick: Analytic Technologies; 1996.
- BRASIL. Ministério da Ciência, Tecnologia, Inovações e Comunicações. Conhecendo o acordo de salvaguardas tecnológicas Brasil e Estados Unidos. Disponível em: <<https://www.mctic.gov.br/mctic/export/sites/institucional/publicacao/arquivos/Entenda-o-AST.pdf>>. Acesso em 06 de mai de 2019.
- CELENTANO, D.; ROUSSEAU, G. X.; ENGEL, V. L.; FAÇANHA, C. L.; OLIVEIRA, E. M.; MOURA, E.G. Perceptions of environmental change and use of traditional knowledge to plan riparian forest restoration with relocated communities in Alcântara, Eastern Amazon. Journal of Ethnobiology and Ethnomedicine, 10:11, 2014.
- CELENTANO, D.; ROUSSEAU, G.; MASCARENHAS, M.; FARIAS, C. O Estado de Degradação do Rio Pepital em Alcântara, MA. Resumo executivo. 2015.
- CELENTANO, D.; ROUSSEAU, G. X.; MUNIZ, F. H.; VARGA, I. D.; MARTINEZ, C.; CARNEIRO, M. S.; MIRANDA, M. V.C.; BARROS, M. N.R.; FREITAS, L.; NARVAES, I. S.; ADAMI, M.; GOMES, A. R.; RODRIGUES, J. C.; MARTINS, M. B. Towards zero deforestation and forest restoration in the Amazon region of Maranhão state, Brazil. Land Use Policy, v. 68, p. 692-698, 2017.
- Cong Doan Sat; Deturck P. Cassava soils and nutrient management in South Vietnam. In: Howeler RH, ed. Cassava breeding, agronomy and farmer participatory research in Asia. Proceedings of the 5th Regional Workshop, held in Danzhou, Hainan, China, 3-8 Nov 1996. p 257–267, 1998.

DURU, M.; THEROND, O.; FARES, M. Designing agroecological transitions; A review. *Agron. Sustain. Dev.*, v. 35, p. 1237 – 1257, 2015.

FERREIRA, P.F.A.; SILVA, L.C.; MARTINEZ, H.A.R.; NASCIMENTO, C.A.J.; FERREIRA, K.A.L.; DETERT, C.P.; NOBRE, C.P.; GEHRING, C. Arbuscular mycorrhizal fungi community composition in two subsequent dry seasons in sabiá (*Mimosa caesalpiniiifolia*) plantations in Central Maranhão State, eastern periphery of Amazonia. In: II International Symposium Mycorrhizal Symbiosis in South America, 2019, Bariloche. *Anais...* Bariloche: 2019.

FLORES, P. Good Latin American Practices to face al Cambio Climático. In: Flores, P. & Ugás, R. *Agroecological Family Agriculture in Latin America in a Climate Change Context*. IFOAM, Molina, 2014.

HARDIN, G. *The Tragedy of the Commons*. Science. Vol. 162, 1980.

HOLT-GIMENEZ, E. *The Campesino a Campesino Movement: Farmer-led Sustainable Agriculture in Central America and Mexico*. Institute for Food and Development Policy, Food First Development Report 10, Oakland, 1996.

HOLT-GIMENEZ, E. Measuring farmers' agroecological resistance after Hurricane Mitch in Nicaragua: a case study in participatory, sustainable land management impact monitoring. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, v.93, p. 87-105, 2002.

INMET. Instituto Nacional de Meteorologia (INMET). Disponível em: <http://www.inmet.gov.br/projetos/rede/pesquisa/gera_serie_txt_mensal.php?&mRelEstacao=82280&btnProcesso=serie&mRelDtInicio=01/01/1988&mRelDtFim=01/01/2018&mAtributos=,,,,,,1,,,,,>>. Acesso em 25 de jul de 2018.

IPCC. *Climate change and water*. Technical Paper of the Intergovernmental Panel on Climate Change, IPCC Secretariat, Geneva, 2008.

JOSE, S. Agroforestry for ecosystem services and environmental benefits: an overview. *Agroforest Syst*, V.76, p. 1–10, 2009.

LAWRENCE, D.; RADEL, C.; TULLY, K.; SCHMOOK, B.; SCHNEIDER, L. Untangling a Decline in Tropical Forest Resilience: Constraints on the Sustainability of Shifting Cultivation Across the Globe. *Biotropica*, v.42 (1), p. 21-30, 2010.

LIEBMAN, M.; SCHULTE, L.A. Enhancing agroecosystem performance and resilience through increased diversification of landscapes and cropping systems. *Elem Sci Anth*, v.3:41, 2015.

LIN, B.B. Agroforestry management as an adaptive strategy against potential microclimate extremes in coffee agriculture. *Agricultural and Forest Meteorology*, v. 144, p. 85-94, 2007.

Mayer, F. S.; Frantz, C. M. The connectedness to nature scale: A measure of individuals' feeling in community with nature. *Journal of Environmental Psychology*, v. 24 p. 503–515, 2004.

Mercer, K. L., and H. R. Perales. Evolutionary response of landraces to climate change in centers of crop diversity. *Evolutionary Applications*, v.3(5-6), p.480-493, 2010.

Millennium Ecosystem Assessment: Ecosystems and humans well-being. A framework for assessment. Washington: Islands Press, 2005.

NICHOLLS, C. I.; ALTIERI, M. A. Pathways for the amplification of agroecology. *Agroecology and sustainable food systems*, v. 42, pp. 1170-1193, 2018.

OLIVEIRA, L.J.C., COSTA, M.H., SOARES-FILHO, B.S.; COE, M. T. Large-scale expansion of agriculture in Amazonia may be a no-win scenario. *Environmental Research Letters*, V.8, 2013.

R Core Team (2017) R Core Team (2017). R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria URL <http://wwwR-project.org/>.

RIEGER, I.L.; FRIEDERIKE, K.I.; CIERJACKS, A. The interplay of sedimentation and carbon accretion in riparian forests. *Geomorphology*, v. 24, p.157-167, 2014.

SALAZAR, A.H. Propuesta metodológica de medición de la resiliencia agroecológica em sistemas socio-ecológicos: un estudio de caso en los andes colombianos. *Agroecología*, v. 8, p. 85-91, 2013.

SHIVA, V. *Understanding the Threats to Biological and Cultural Diversity*. University of Guelph, Guelph, Ontario, Canadá, 1993.

TAFERE, S. M.; NIGUSSIE, Z. A. The adoption of introduced agroforestry innovations: determinants of a high adoption rate - a case-study from Ethiopia. *Forests, Trees and Livelihoods*, v. 27, p. 175-194, 2018.

TELES, R.M.; ROCHA, A. P.; VALE, G.R.; PINHEIRO, L.V.S.; MAGALHÃES, M. R.; LEÃO, C.A. “Rio Preto Urgente”: A Proposal for Conservation and Recovery. *IOP Conf. Series: Earth and Environmental Science*, 151, 2018.

VILLA, P. M.; MARTINS, S. V.; NETO, S. N. O.; RODRIGUES, A. C.; MARTORANO, L. G.; MONSANTO, L. D.; CANCIO, N. M.; GASTAUER, M. Intensification of shifting cultivation reduces forest resilience in the northern Amazon. *Forest Ecology and Management*, v. 430, pp.312–320, 2018.

ZELARAYÁN, M. L. C.; CELENTANO, D.; OLIVEIRA, E. C.; TRIANA, S. P.; SODRÉ, D. N.; MUCHAVISOY, K. H. M.; ROUSSEAU, G. X. Impacto da degradação sobre o estoque total de carbono de florestas ripárias na Amazônia Oriental, Brasil. *Acta Amazonica*, v. 45(3), p. 271 – 282, 2015.

7. CONSIDERAÇÕES FINAIS

Os resultados apresentados nesta tese mostram que a estrutura da vegetação e a riqueza de espécies contribuiu no incremento dos estoques de carbono na biomassa acima do solo nos sistemas agroflorestais, o que significa que a estratificação da vegetação é o mecanismo que distribui a riqueza no sistema. Assim, sistemas mais ricos e estratificados são mais eficientes no uso dos recursos (luz, água e nutrientes) através da complementariedade de nichos, resultando num aumento na produção de biomassa. No contexto do desmatamento e degradação florestal da Amazônia, foi observado que os sistemas agroflorestais podem sequestrar quantidades similares de carbono às florestas secundárias da mesma idade, nos diferentes gradientes de sucessão ecológica. O desenvolvimento da estrutura da vegetação é o fator essencial na recuperação do carbono, o que significa que os sistemas agroflorestais podem aliar os compromissos de restauração e proteção florestal, além de garantir simultaneamente ganhos socioeconômicos. Esses resultados estão apresentados nos dois primeiros artigos, respondendo aos objetivos planteados, e nos levam a aceitar às duas primeiras hipóteses do estudo.

Os resultados socioeconômicos e ambientais apresentados na tese sugerem que a transição agroecológica para uma agricultura mais resiliente e diversificada, depende de muitos fatores e identifica-los é essencial para promover sua adoção. A educação formal dos agricultores não guarda relação com a adoção de sistemas mais biodiversos, nem com a promoção de ações de proteção ambiental. Igualmente, famílias com renda proveniente de fontes não agrícola tendem a diversificar menos e não plantar árvores. Entretanto, os agricultores em transição agroecológica têm garantido o aumento da resiliência através do incremento da diversidade do seu sistema produtivo e do manejo do solo. Esses resultados estão no terceiro artigo, respondem ao terceiro objetivo, e nos levam a rechaçar a terceira hipótese do estudo.

Finalmente, espera-se que os resultados encontrados possam contribuir sobretudo para as tomadas de decisão no âmbito político, para que se alcance um desenvolvimento rural mais sustentável na Pan-Amazônia.