## SECRETARIA DE ESTADO DE CIÊNCIA E TECNOLOGIA UNIVERSIDADE DO ESTADO DE MATO GROSSO *CAMPUS* DE NOVA XAVANTINA PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ECOLOGIA E CONSERVAÇÃO

## IMPACTOS DE M<mark>UDA</mark>NÇA<mark>S NO</mark> USO DA TERRA SOBRE A INTEGRIDADE DE FLORESTAS DE ZONAS RIPÁRIAS NA AMAZÔNIA

## Leonardo Maracahipes dos Santos

Tese apresentada à Coordenação do Programa de Pósgraduação em Ecologia e Conservação da Universidade do Estado de Mato Grosso – *Campus* de Nova Xavantina, como parte dos requisitos para a obtenção do título de Doutor em Ecologia e Conservação.

Orientador: Prof. Dr. Paulo Monteiro Brando Coorientadora: Profa. Dra. Giselda Durigan Coorientador: Prof. Dr. Divino Vicente Silvério

Nova Xavantina–MT Março, 2021

## SECRETARIA DE ESTADO DE CIÊNCIA E TECNOLOGIA UNIVERSIDADE DO ESTADO DE MATO GROSSO *CAMPUS* DE NOVA XAVANTINA PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ECOLOGIA E CONSERVAÇÃO

# IMPACTOS DE MUDANÇAS NO USO DA TERRA SOBRE A INTEGRIDADE DE FLORESTAS DE ZONAS RIPÁRIAS NA AMAZÔNIA

## Leonardo Maracahipes dos Santos

Tese apresentada à Coordenação do Programa de Pósgraduação em Ecologia e Conservação da Universidade do Estado de Mato Grosso – *Campus* de Nova Xavantina, como parte dos requisitos para a obtenção do título de Doutor em Ecologia e Conservação.

Orientador: Prof. Dr. Paulo Monteiro Brando Coorientadora: Profa. Dra. Giselda Durigan Coorientador: Prof. Dr. Divino Vicente Silvério

Nova Xavantina–MT Março, 2021

O presente trabalho foi realizado com apoio da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior – Brasil (CAPES) – Código de Financiamento 001

This study was financed in part by the Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior – Brasil (CAPES) – Finance Code 001

## CIP – CATALOGAÇÃO NA PUBLICAÇÃO

S237i Santos, Leonardo Maracahipes dos.

Impactos de mudanças no uso da terra sobre a integridade de Florestas de Zonas Ripárias na Amazônia: integridade de Florestas de Zonas Ripárias na Amazônia / Leonardo Maracahipes dos Santos. – Nova Xavantina, 2021.

115 f. ; 30 cm. (ilustrações) Il. color. (sim).

Trabalho de Conclusão de Curso (Tese/Doutorado) – Curso de Pós-graduação *Stricto Sensu* (Doutorado) Ecologia e Conservação, Faculdade de Ciências Agrárias Biológicas e Sociais Aplicadas, Câmpus de Nova Xavantina, Universidade do Estado de Mato Grosso, 2021.

Orientador: Dr. Paulo Monteiro Brando. Coorientadora: Dra. Giselda Durigan. Coorientador: Dr. Divino Vicente Silvério.

 Atributos Funcionais. 2. Desmatamento. 3. Efeito de Borda. 4. Fragmentação.
 Plasticidade Fenotípica. I. Brando, P. M., Dr. II. Durigan, G., Dra. III. Silvério, D. V., Dr. IV. Título. V. Título: integridade de Florestas de Zonas Ripárias na Amazônia.

CDU 502/504(817.2)

Ficha catalográfica confeccionada pelo bibliotecário Luiz Kenji Umeno Alencar - CRB1 2037.

### TERMO DE APROVAÇÃO

## IMPACTOS DE MUDANÇAS NO USO DA TERRA SOBRE A INTEGRIDADE DE FLORESTAS DE ZONAS RIPÁRIAS NA AMAZÔNIA

#### Leonardo Maracahipes dos Santos

Tese apresentada à Coordenação do Programa de Pós-graduação em Ecologia e Conservação da Universidade do Estado de Mato Grosso - *Campus* de Nova Xavantina, como parte dos requisitos para a obtenção do título de Doutor em Ecologia e Conservação. Aprovado em 24 de março de 2021.

Banca Examinadora:

Prof. Dr. Paulo Monteiro Brando (Orientador) University of California – Irvine e Instituto de Pesquisa Ambiental da Amazônia

Profa. Dra. Simone Matias de Almeida Reis (Membro titular) Universidade do Estado de Mato Grosso e University of Oxford

**Prof. Dr. Eddie Lenza de Oliveira** (Membro titular) Universidade do Estado de Mato Grosso

**Profa. Dra. Bárbara de Queiroz Carvalho Zimbres** (Membro titular-Externo) Instituto de Pesquisa Ambiental da Amazônia

> **Profa. Dra. Natashi Aparecida Lima Pilon** (Membro titular-Externo) Universidade Estadual de Campinas

**Prof. Dr. Paulo Sérgio Morandi** (Membro suplente) Universidade do Estado de Mato Grosso

**Profa. Dra. Marcia Nunes Macedo** (Membro suplente-Externo) Woodwell Climate Research Center

Prof. Dr. Christopher Neill (Membro suplente-Externo) Woodwell Climate Research Center

Aos meus pais, Luiz Maracahipes da Silva e Helena Maria dos Santos Silva, dedico. E aos meus sobrinhos Daniel, Davi e Danilo.

#### AGRADECIMENTOS

Ao meu orientador, Prof. Dr. Paulo Monteiro Brando, por todo o suporte e oportunidades concedidas a mim nesse período importante do meu crescimento profissional e pessoal. Agradeço também aos meus coorientadores, Profa. Dra. Giselda Durigan e Prof. Dr. Divino Vicente Silvério, por todas as reuniões produtivas; aprendi muito com todos vocês.

Aos meus pais Luiz Maracahipes da Silva e Helena Maria dos Santos Silva por todo apoio e incentivo. Aos meus irmãos Dr. Leandro Maracahipes, biólogo Eliabe Maracahipes dos Santos, à cunhada Ângela Dourado Maracahipes, aos sobrinhos Daniel Dourado Maracahipes, Davi Dourado Maracahipes e Danilo Dourado Maracahipes, por todos os momentos que tivemos juntos.

Ao Instituto de Pesquisa Ambiental da Amazônia (IPAM), por todo o suporte disponibilizado ao meu projeto de doutorado. Ao super time do IPAM–Tanguro: Darlisson Nunes da Costa, Maria Lúcia Pinheiro do Nascimento, Sebastião Aviz do Nascimento, Raimundo Mota Quintino, Ebis Pinheiro do Nascimento, Mere Cristina Maestri, Claudinei Oliveira dos Santos, Sandro Rocha Pereira, Adilson Ribeiro Coelho, Wanderley Rocha, Dr. Leandro Maracahipes, Dra. Ludmila Rattis e Prof. Dr. Divino Silvério, por toda ajuda durante esse período. E, por fim, o super apoio do projeto "Pesquisa Ecológica de Longa Duração" (PELD–TANG: Legados do desmatamento e da degradação florestal na fronteira agrícola Amazônica: impactos sobre a biodiversidade, o ciclo do carbono e os recursos hídricos) – financiado pelo Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico – CNPq.

Ao Paul A. Lefebvre pela elaboração dos ótimos mapas disponíveis neste estudo, muito obrigado pela ajuda.

À equipe do LECOT, Dra. Ana Clara Abadia, Domingos Lucas dos Santos Silva e Lorrayne Aparecida Gonçalves, pela ajuda na coleta dos atributos funcionais, muito obrigado pela ótima e valiosa contribuição.

Aos membros da minha banca de qualificação, Prof. Dr. Divino Vicente Silvério, Prof. Dr. Eddie Lenza de Oliveira, Prof. Dr. Christopher Neill e Profa. Dra. Marcia Nunes Macedo, por todas as contribuições valiosas para esse trabalho.

Aos membros da minha banca de defesa, Prof. Dr. Paulo Monteiro Brando, Profa. Dra. Simone Matias de Almeida Reis, Prof. Dr. Eddie Lenza de Oliveira, Profa. Dra. Bárbara de Queiroz Carvalho Zimbres, Profa. Dra. Natashi Aparecida Lima Pilon, Profa. Dra. Marcia Nunes Macedo, Prof. Dr. Christopher Neill e Prof. Dr. Paulo Sérgio Morandi, por terem aceitado participar desse momento único e especial, meu muitíssimo obrigado.

Muitíssimo obrigado à Dra. Michelle Wong, Dra. Kathi Jo Jankowski e Dra. Marcia Macedo, por organizarem e viabilizarem a viagem para *New York City* no meu período de estágio Sanduíche (CNPq) nos Estados Unidos.

Aos amigos e colegas que estiveram em alguns momentos no IPAM em Canarana: Dr. Antônio Carlos Silveiro da Silva, Hellen Kezia Silva Almada, Dr. Charles Caioni, Jessica Borges da Veiga, Kaine Gomes De Matos Fiorentin, Karen Adryanne Borges Almeida, Robson Santana de Oliveira, Aline Cristina Ferragutti, Rodrigo Benzi, Jairo Matos da Rocha, Eduardo Queiroz Marques, Andressa Ferreira dos Santos, Taynã Fernandes Nunes, Dra. Núbia Carla Santos Marques, Prof. Dr. Lucas Navarro Paolucci e Dr. Marco Túlio Rodrigues Furtado.

Aos amigos e colegas de curso, com os quais dividi algumas disciplinas: Angele Tatiane Martins Oliveira, Domingos Lucas dos Santos Silva, Júlio Miguel Alvarenga da Silva, Hélio Augusto Menegat e Thiago Barros Miguel.

À Escola Estadual Ministro João Alberto, onde estudei durante todo meu ensino médio e fundamental, exceto um ano que estudei na Escola Estadual Juscelino Kubitschek, em Nova Xavantina–MT, grato a todos que contribuíram direta ou indiretamente no meu processo de formação e aprendizagem.

À Universidade do Estado de Mato Grosso, a todo o corpo docente do Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Conservação e aos Profissionais Técnicos da Educação Superior, Éder Reinoldo Leigh Gotz, Ivor Prolo e Jínny Édlla Moreira Silva Rodrigues dos Santos (estagiária), por todas as informações repassadas.

Às institutições nacionais de fomento à pesquisa, tais como a Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES/BRASIL) e Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico – CNPq, que deram suporte com bolsa e financeiro para o desenvolvimento dessa tese.

Às instituições internacionais que contribuíram muito com este projeto: *Woodwell Climate Research Center, Max Planck Institute for Biogeochemistry, Brown University, University of California – Irvine e National Science Foundation (NSF).* 

Ao Dr. Christopher Neill e Dr. Stephen Poder, que coordenaram meu período de doutorado sanduíche no *Max Planck Institute for Biogeochemistry*, *Woodwell Climate Research Center* e *Brown University*, com bolsa do CNPq. Obrigado a todos que contribuíram para que essa importante experiência ocorresse e durante o estágio: Dr.

Divino Silvério, Dra. Mercedes Bustamante, Dra. Susan Trumbore, Dra. Marcia N. Macedo, Dr. Paulo Brando, Dra. Ludmila Rattis, Dra. Andréa D. de Almeida Castanho, Hillary L. Sullivan, Lindsay G. Scott, Dra. Linda A. Deegan, Dr. Michael T. Coe, Paul A. Lefebvre, Kelly Benway, Wendy Kingerlee e Fred Palmer.

Finalmente, um caloroso agradecimento a todos os brasileiros que financiaram esse estudo por meio das instituições públicas de ensino, minha gratidão.

# SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO GERAL
2. Referências Bibliográficas da Introdução Geral4
Capítulo 1 – O desmatamento para uso agrícola altera a estrutura e
DIVERSIDADE DAS FLORESTAS RIPÁRIAS DA AMAZÔNIA
1. Introdução
2. MATERIAL E MÉTODOS
2.1. Área de estudo       12         2.2. Coleta de dados       13         2.3. Análise de dados       14         3. RESULTADOS       16
4. DISCUSSÃO
5. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS
6. ANEXOS
CAPÍTULO 2 – ATRIBUTOS FUNCIONAIS DE FLORESTAS RIPÁRIAS REMANESCENTES EM
PAISAGENS DESMATADAS DA AMAZÔNIA
1. INTRODUÇÃO
2. MATERIAL E MÉTODOS
2.1. Área de estudo       63         2.2. Coleta de dados       64         2.3. Análise de dados       65         3. RESULTADOS       66
4. DISCUSSÃO
5. Referências bibliográficas
6. ANEXOS

#### **RESUMO GERAL**

As florestas ripárias são fundamentais na proteção da biodiversidade e dos recursos hídricos, assim são prioritárias para a conservação em paisagens antropizadas. No entanto, fragmentação associada à expansão da agricultura nos trópicos ameaça integridade ecológica dessas florestas. Nesse contexto, comparamos a estrutura da vegetação, a diversidade de espécies e os atributos funcionais das árvores das florestas ripárias tropicais dentro de bacias hidrográficas intactas (n=4) e em paisagens agrícolas (n=6), em uma região de intensa produção de soja no sul da Amazônia brasileira. As florestas estudadas apresentaram largura entre 120 e 210 m, sendo que as florestas em paisagens agrícolas foram mantidas para atender à Lei Federal 12.651, que trata da proteção à vegetação nativa. Verificamos que as florestas ripárias em paisagens agrícolas abrigam menos espécies de árvores e de plântulas e apresentavam maiores proporções de espécies arbóreas oportunistas e pioneiras em comparação com as florestas ripárias intactas. Também encontramos maior variação na composição das espécies arbóreas e maior dissimilaridade entre as áreas em paisagens agrícolas do que entre as áreas com as florestas intactas. As florestas mais próximas a córregos em paisagens agrícolas e as bacias com florestas intactas foram mais semelhantes umas às outras. Analisamos os atributos funcionais de 123 espécies das quais 52% foram comuns aos dois ambientes, 27% foram restritas às paisagens agrícolas e 21% às florestas intactas. A espessura da folha e a concentração de potássio foram os atributos funcionais com maior plasticidade fenotípica para espécies comuns aos dois ambientes. As espécies restritas às florestas intactas produziram folhas com maior área foliar específica em relação às espécies restritas às paisagens agrícolas. Notamos ainda que em florestas intactas as espécies tendem a adotar estratégias aquisitivas e em florestas situadas em paisagens agrícolas predominam estratégias conservativas de recursos. Os resultados sugerem que, em paisagens agrícolas, seriam necessárias faixas mais largas do que as exigidas por Lei para manter a estrutura da vegetação, a diversidade florística e os atributos funcionais de espécies arbóreas de florestas ripárias no sul da Amazônia. Assim, as faixas ripárias mínimas de 30 m exigidas pela Lei são, portanto, insuficientes para evitar mudanças estruturais, florísticas e funcionais das comunidades arbóreas das florestas ripárias ao sul da Amazônia.

**Palavras-chave:** atributos funcionais, desmatamento, efeito de borda, fragmentação, plasticidade fenotípica

#### **GENERAL ABSTRACT**

Riparian forests are critical in protecting biodiversity and water resources and are a priority for conservation in anthropized landscapes. However, fragmentation associated with the expansion of agriculture in the tropics threatens their ecological integrity. In this context, we compared the structure, species diversity, and functional attributes of tropical riparian forests within intact watersheds (n=4) and in agricultural landscapes (n=6) in a region of intense soybean production in the southern Brazilian Amazon. Forests studied ranged in width from 120 to 210 m, with forests in agricultural landscapes maintained to comply with Federal Law 12.651, which deals with the protection of native vegetation. We found that riparian forests in agricultural landscapes harbor fewer tree and sapling species and had higher proportions of opportunistic and pioneer tree species compared to intact riparian forests. We also found greater variation in tree species composition and greater dissimilarity among areas in agricultural landscapes than among areas with intact forests. Forests closer to streams in agricultural landscapes and watersheds with intact forests were more similar to each other. We analyzed the functional attributes of 123 species of which 52% were common to both environments, 27% were restricted to agricultural landscapes, and 21% to intact forests. Leaf thickness and potassium concentration were the functional attributes with the greatest phenotypic plasticity for species common to both environments. Species restricted to intact forests produced leaves with greater specific leaf area compared to species restricted to agricultural landscapes. We further noted that in intact forests species tended to adopt acquisitive strategies and in forests situated in agricultural landscapes resource-conservative strategies predominated. The results suggest that in agricultural landscapes, wider strips than required by Law would be necessary to maintain vegetation structure, floristic diversity, and functional attributes of tree species in riparian forest in southern Amazonia. Thus, the minimum 30 m riparian strips required by the Law are therefore insufficient to prevent structural, floristic, and functional changes in riparian forest tree communities in southern Amazonia.

**Keywords:** functional attributes, deforestation, edge effect, fragmentation, phenotypic plasticity

### **1. INTRODUÇÃO GERAL**

As interações negativas resultantes da perda de habitat, da fragmentação e das mudanças climáticas são as principais ameaças às florestas tropicais (Gibson et al. 2011, Barlow et al. 2016). O desmatamento para cultivo de lavouras, pastagens e outras mudanças no uso da terra contribui para a perda de conectividade e degradação dos fragmentos florestais, reduzindo a qualidade ecossistêmica e o valor biológico dos remanescentes de floresta ao longo do tempo (Barlow et al. 2016). A perda de florestas tropicais e consequentes alterações das condições climáticas têm ocorrido em uma velocidade que não permitirá a adaptação de algumas espécies, podendo levar a extinções locais (Laurance et al. 2006).

Com o contínuo aumento da demanda global por alimentos, as perspectivas futuras são de grande pressão sobre as áreas remanescentes de vegetação natural (Brando et al. 2013). Em escala regional, diversos trabalhos de sensoriamento remoto têm demonstrado os efeitos negativos das mudanças no uso da terra sobre o clima regional (Coe et al. 2013, Laurance et al., 2002), bem como sobre a fragmentação florestal (Broadbent et al. 2008) e a conectividade dos fragmentos (Macedo et al. 2013, Spera et al. 2016). No entanto, para entendermos os efeitos diretos destas alterações sobre as comunidades biológicas, é preciso uma avaliação em escala local dos padrões de diversidade funcional, da conectividade entre fragmentos e de serviços ecossistêmicos prestados por esses fragmentos. Estas são abordagens que promovem um melhor entendimento de como as mudanças no uso da terra podem interferir sobre os processos ecossistêmicos e a perda de biodiversidade (Lees e Peres 2008, Nagy et al. 2015).

Na borda sul da Amazônia, tem sido registrado grande avanço das atividades agrícolas nas últimas duas décadas (Macedo et al. 2012, Brando et al. 2013, Neill et al. 2013, Morton et al. 2016). Esta região, conhecida também como "Arco do desmatamento", vem passando por grandes perdas de vegetação natural ao longo dos últimos anos (Brando et al. 2013, Coe et al. 2013, INPE 2015). Entre as consequências imediatas da conversão da vegetação nativa estão a perda de habitat e a fragmentação dos remanescentes de vegetação natural (Laurance et al. 2006). Soma-se a isso os efeitos de borda, corte seletivo de madeira e eventos de fogo têm promovido grande degradação, com mudanças na estrutura da vegetação e na composição florística dessas florestas (Silvério et al. 2013, Barlow et al. 2016).

As florestas ripárias, que compreendem a vegetação no entorno dos córregos e nascentes, são protegidas pela Lei de Proteção da Vegetação Nativa (Lei Federal nº 12.651/2012) e são muito comuns na borda sul da Amazônia (Macedo et al. 2013, Nagy et al. 2015). A Lei de Proteção à Vegetação Nativa estabelece que, para córregos com até 10 m de largura na região da Amazônia Legal, deve ser mantida ou restaurada uma faixa de vegetação nativa com 30 m de largura em cada uma das margens dos cursos d'água. No entanto, a eficácia dessa faixa em proteger os processos ecossistêmicos nos riachos e florestas da região ainda não foi devidamente avaliada (Brancalion et al. 2016). Florestas ripárias são ambientes-chave na manutenção da biodiversidade e conectividade da paisagem e oferecem abrigo e recursos para a fauna (Lees e Peres 2008, Kominoski et al. 2013, Larsen et al. 2016), podendo ainda influenciar na quantidade e qualidade da água (Hayhoe et al. 2011, Kominoski et al. 2013, Spera et al. 2016, Brancalion et al. 2016). Por esses motivos estudos sobre as consequência da fragmentação das florestas de zona ripárias são importantes para entender melhor o funcionais das comunidades arbóreas das florestas ripárias ao sul da Amazônia.

De maneira geral, as florestas de terra firme são removidas para o desenvolvimento de atividades agropecuárias, restando na paisagem apenas corredores de florestas ripárias em paisagens totalmente fragmentadas (Richardson e Sato 2015, Nagy et al. 2015). Os efeitos destas mudanças de uso da terra sobre os fragmentos de florestas ripárias podem ser diretos ou indiretos. Entre os efeitos diretos estão por exemplo o pisoteio do gado, o carreamento de solo e agrotóxicos para o leito dos córregos (Kominoski et al. 2013, Macedo et al. 2013, Nagy et al. 2015), além da aceleração do processo de lixiviação de nutrientes e alteração das propriedades físico-químicas da água (Kominoski et al. 2013). Os efeitos indiretos podem incluir alterações das condições climáticas na borda dos fragmentos, favorecendo a ocorrência e propagação do fogo, que pode mediar a substituição de ecossistemas florestais por um sistema de florestas altamente degradadas (Macedo et al. 2013, Silvério et al. 2013). Além disso, mudanças na hidrologia de zonas ripárias localizadas em microbacias dominadas por agricultura podem levar a condições hipóxias e, com isso, à elevação da mortalidade de espécies lenhosas (Nagy et al. 2015). Assim, grandes extensões da borda da floresta podem se tornar degradadas ao longo do tempo, levando à perda de funções ecossistêmicas destas zonas ripárias.

Para melhorar o entendimento das consequências do uso da terra sobre a integridade e o funcionamento das florestas ripárias ao sul da Amazônia, esta tese é

composta por dois capítulos, cujos objetivos e métodos são apresentados resumidamente a seguir:

**CAPÍTULO 1**. Avaliar a influência do desmatamento para a expansão da agricultura sobre os padrões de diversidade de espécies arbóreas e a composição florístico-estrutural das comunidades vegetais em florestas ripárias na zona de tensão ecológica entre o Cerrado e a Floresta Amazônica. Comparamos a diversidade de árvores e composição florística entre florestas ripárias intactas e florestas ripárias em áreas de cultivo, na borda sul da Amazônia.

**CAPÍTULO 2.** Investigar e quantificar as mudanças nos atributos funcionais das espécies arbóreas de florestas ripárias, que possam ser associadas a impactos antrópicos nas microbacias do entorno das florestas ripárias estudadas na borda sul da Amazônia. Analisamos os atributos funcionais de 123 espécies de florestas ripárias na borda sul da Amazônia, para avaliar os efeitos das mudanças do uso da terra sobre os seguintes atributos das árvores individuais: altura máxima da planta, densidade específica da madeira, área foliar específica, área foliar, espessura da casca, espessura da folha, e os conteúdos foliares de nitrogênio, fósforo, potássio, carbono, cálcio e magnésio.

#### 2. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS DA INTRODUÇÃO GERAL

- Barlow, J., G. D. Lennox, J. Ferreira, E. Berenguer, A. C. Lees, R. Mac Nally, J. R. Thomson, S. F. de B. Ferraz, J. Louzada, V. H. F. Oliveira, L. Parry, R. Ribeiro de Castro Solar, I. C. G. Vieira, L. E. O. C. Aragão, R. A. Begotti, R. F. Braga, T. M. Cardoso, R. C. de O. Jr, C. M. Souza Jr, N. G. Moura, S. S. Nunes, J. V. Siqueira, R. Pardini, J. M. Silveira, F. Z. Vaz-de-Mello, R. C. S. Veiga, A. Venturieri, T. A. Toby. 2016. Anthropogenic disturbance in tropical forests can double biodiversity loss from deforestation. Nature 535, 144–147.
- Brancalion, P. H. S., L. C. Garcia, R. Loyola, R. R. Rodrigues, V. D. Pillar, and T. M. Lewinsohn. 2016. Análise crítica da Lei de Proteção da Vegetação Nativa (2012), que substituiu o antigo Código Florestal: atualizações e ações em curso. Natureza & Conservação 14:e1–e16.
- Brando, P. M., M. T. Coe, R. DeFries, and A. A. Azevedo. 2013. Ecology, economy and management of an agroindustrial frontier landscape in the southeast Amazon.
  Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences 368:20120152–20120152.
- Broadbent, E. N., G. P. Asner, M. Keller, D. E. Knapp, P. J. C. Oliveira, and J. N. Silva. 2008. Forest fragmentation and edge effects from deforestation and selective logging in the Brazilian Amazon. Biological Conservation 141:1745–1757.
- Coe, M. T., T. R. Marthews, M. H. Costa, D. R. Galbraith, N. L. Greenglass, H. M. a Imbuzeiro, N. M. Levine, Y. Malhi, P. R. Moorcroft, M. N. Muza, T. L. Powell, S. R. Saleska, L. a Solorzano, and J. Wang. 2013. Deforestation and climate feedbacks threaten the ecological integrity of south-southeastern Amazonia. Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences 368:20120155– 20120155.
- Gibson, L., T. M. Lee, L. P. Koh, B. W. Brook, T. A. Gardner, J. Barlow, C. A. Peres, C. J.A. Bradshaw, W. F. Laurance, T. E. Lovejoy, and N. S. Sodhi. 2011. Primary forests are irreplaceable for sustaining tropical biodiversity. Nature 478:378–381.
- Gotelli, N. J., and R. K. Colwell. 2001. Quantifying biodiversity: Procedures and pitfalls in the measurement and comparison of species richness. Ecology Letters 4:379–391.

Hayhoe, S. J., C. Neill, S. Porder, R. Mchorney, P. Lefebvre, M. T. Coe, H. Elsenbeer, and

A. V. Krusche. 2011. Conversion to soy on the Amazonian agricultural frontier increases streamflow without affecting stormflow dynamics. Global Change Biology 17:1821–1833.

- INPE. 2015. Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais. Projeto Prodes: monitoramento da floresta Amazônica brasileira por satélite. http://www.obt.inpe.br/prodes/index.php.
- Kominoski, J. S., J. J. F. Shah, C. Canhoto, D. G. Fischer, D. P. Giling, E. González, N. A. Griffiths, A. Larrañaga, C. J. Leroy, M. M. Mineau, Y. R. McElarney, S. M. Shirley, C. M. Swan, and S. D. Tiegs. 2013. Forecasting functional implications of global changes in riparian plant communities. Frontiers in Ecology and the Environment 11:423–432.
- Larsen, S., J. D. Muehlbauer, and E. Marti. 2016. Resource subsidies between stream and terrestrial ecosystems under global change. Global Change Biology 22:2489–2504.
- Laurance, W. F., T. E. Lovejoy, H.L. Vasconcelos, E.M. Bruna, R.K. Didham, P.C. Stouffer, C. Gascon, R.O. Bierregaard, S.G. Laurance, E. Sampaio. 2002. Ecosystem Decay of Amazonian Forest Fragments: a 22-Year Investigation. Conservation Biology 16: 605–618.
- Laurance, W. F., H. E. M. Nascimento, S. G. Laurance, A. Andrade, J. E. L. S. Ribeiro, J. P. Giraldo, T. E. Lovejoy, R. R. Condit, J. Chave, K. E. Harms, and S. D'Angelo. 2006. Rapid decay of tree-community composition in Amazonian forest fragments. Proceedings Of The National Academy Of Sciences Of The United States Of America 103:19010–19014.
- Lees, A. C., and C. A. Peres. 2008. Conservation value of remnant riparian forest corridors of varying quality for Amazonian birds and mammals. Conservation Biology 22:439–449.
- Macedo, M. N., M. T. Coe, R. DeFries, M. Uriarte, P. M. Brando, C. Neill, and W. S. Walker. 2013. Land-use-driven stream warming in southeastern Amazonia. Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences 368:20120153–20120153.
- Macedo, M. N., R. S. DeFries, D. C. Morton, C. M. Stickler, G. L. Galford, and Y. E. Shimabukuro. 2012. Decoupling of deforestation and soy production in the southern Amazon during the late 2000s. Proceedings of the National Academy of

Sciences 109:1341–1346.

- Morton, D. C., P. Noojipady, M. M. Macedo, H. Gibbs, D. C. Victoria, and E. L. Bolfe. 2016. Reevaluating suitability estimates based on dynamics of cropland expansion in the Brazilian Amazon. Global Environmental Change 37:92–101.
- Nagy, R. C., S. Porder, C. Neill, P. Brando, R. M. Quintino, and S. A. do Nascimento. 2015. Structure and composition of altered riparian forests in an agricultural Amazonian landscape. Ecological Applications 25:1725–1738.
- Neill, C., M. T. Coe, S. H. Riskin, A. V Krusche, H. Elsenbeer, M. N. Macedo, R. McHorney, P. Lefebvre, E. a Davidson, R. Scheffler, A. M. E. S. Figueira, S. Porder, and L. a Deegan. 2013. Watershed responses to Amazon soya bean cropland expansion and intensification. Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences 368:20120425–20120425.
- Richardson, J. S., and T. Sato. 2015. Resource subsidy flows across freshwater-terrestrial boundaries and influence on processes linking adjacent ecosystems. Ecohydrology 8:406–415.
- Silvério, D. V., P. M. Brando, J. K. Balch, F. E. Putz, D. C. Nepstad, C. Oliveira-Santos, and M. M. C. Bustamante. 2013. Testing the Amazon savannization hypothesis: fire effects on invasion of a neotropical forest by native cerrado and exotic pasture grasses. Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences 368:20120427–20120427.
- Spera, S. A., G. L. Galford, M. T. Coe, M. N. Macedo, and J. F. Mustard. 2016. Land-use change affects water recycling in Brazil's last agricultural frontier. Global Change Biology 22:3405–3413.

# CAPÍTULO 1 – O DESMATAMENTO PARA USO AGRÍCOLA ALTERA A ESTRUTURA E DIVERSIDADE DAS FLORESTAS RIPÁRIAS DA AMAZÔNIA

# CHAPTER 1 – AGRICULTURAL LAND-USE CHANGE ALTERS THE STRUCTURE AND DIVERSITY OF AMAZON RIPARIAN FORESTS

Publicado no periódico: Biological Conservation [https://doi.org/10.1016/j.biocon.2020.108862]

#### RESUMO

As florestas ripárias desempenham papéis-chave na proteção da biodiversidade e dos recursos hídricos, tornando-as prioritárias para a conservação em paisagens dominadas pelo homem, mas a fragmentação associada à expansão das terras de cultivo tropicais ameaça sua integridade ecológica. Comparamos a estrutura da vegetação e a diversidade de plantas arbóreas das florestas ripárias tropicais dentro das bacias hidrográficas intactas e das terras de cultivo em uma região de produção intensiva de soja no sudeste da Amazônia brasileira. Estudamos parcelas de floresta zona ribeirinha em dez bacias hidrográficas (variando de 120 a 210 m de comprimento). Quatro parcelas estavam dentro de grandes áreas de floresta primária intacta e seis estavam em faixas de florestas ripárias protegidas ao longo de córregos e dentro de áreas de cultivo, conforme exigido pelo Código Florestal Brasileiro. Descobrimos que as florestas ripárias em áreas de cultivo abrigavam menos espécies de árvores e plântulas, e tinham maiores proporções de espécies arbóreas oportunistas e pioneiras. Também encontramos maior variação na composição das espécies arbóreas, e maior dissimilaridade entre as áreas de cultivo do que entre as áreas de florestas intactas. As diferenças na composição das espécies arbóreas foram determinadas principalmente pelas maior dissimilaridade entre as bordas das florestas ripárias e as bordas das florestas de terras altas intactas. No entanto, as porções das florestas mais próximas a córregos em terras de cultivo e bacias florestais eram mais semelhantes umas às outras. Os resultados sugerem que seriam necessárias faixas mais largas nas bordas das terras de cultivo para manter a estrutura da floresta ripária. As faixas ripárias mínimas de 30 m agora exigidas pela Lei 12.651 podem, portanto, ser insuficientes para evitar mudanças de longo prazo na estrutura da vegetação e na composição das espécies arbóreas de florestas ripárias.

Palavras-chave: biodiversidade, desmatamento, efeito de borda, estrutura da comunidade, uso da terra

#### ABSTRACT

Riparian forests play key roles in protecting biodiversity and water resources, making them priorities for conservation in human-dominated landscapes, but fragmentation associated with expanding tropical croplands threatens their ecological integrity. We compared the structure and tree plant diversity of tropical riparian forests within intact and cropland catchments in a region of intensive soybean production in southeastern Brazilian Amazonia. We studied forest riparian zone plots in ten catchments (varying from 120 to 210 m in length). Four plots were within large areas of intact primary forest and six were in bands of protected riparian forest along streams within croplands as required by the Brazilian Forest Code. We found that riparian forests in croplands harbored fewer species of trees and seedlings/saplings, and had higher proportions of opportunistic, pioneer tree species. We also found greater variation in tree species composition, and higher internal dissimilarity among the cropland's areas than among with the intact forest areas. The differences in tree species composition were mainly determined by the greater dissimilarity between the edges of the riparian forests and the edges of the intact upland forests. However, the portions of the forests closest to streams in cropland and forested catchments were more similar to one another. The results suggest that wider buffers are needed at the edges of croplands to maintain riparian forest structure. The minimum 30-m riparian buffers now required by the Law 12.651 may thus be insufficient to prevent long-term shifts in vegetation structure and tree species composition of riparian forests.

Keywords: biodiversity, deforestation, edge effects, community structure, land use

### 1. INTRODUÇÃO

As florestas ripárias, que crescem às margens de pequenos córregos, possuem funções ecológicas importantes, tais como fornecer sombra e manter o microclima característico dessas áreas, reduzir a temperatura da água dos córregos e fornecer matéria orgânica da serapilheira, que suporta teias alimentares aquáticas e assembleias de peixes (Caissie, 2006; Farjalla et al., 2016; Gregory et al., 1991; Lorion e Kennedy, 2009; Macedo et al., 2013; Oldén et al., 2019). A proteção das florestas ripárias também pode mitigar alguns dos potenciais efeitos negativos da atividade agrícola sobre os córregos, interceptando nutrientes, mantendo a estrutura do canal do córrego e reduzindo o transporte de nutrientes a jusante (Mulholland et al., 2008; Peterjohn e Correll, 1984; Sweeney et al., 2004; Vannote et al., 1980). Em escalas maiores, as florestas ripárias podem servir como corredores para o movimento de água doce e animais terrestres (Lees e Peres, 2008; Peres et al., 2010; Zimbres et al., 2018, 2017). Finalmente, as florestas ripárias atuam como reservatórios de espécies vegetais de florestas tropicais (Naiman et al., 1993).

Nas últimas duas décadas, as florestas tropicais sazonalmente secas de terras baixas do "*Arco do Desmatamento*" no sudeste da Amazônia brasileira experimentaram algumas das maiores taxas de perda de área registradas no planeta (Brando et al., 2013; Morton et al., 2016). A maior parte desse desmatamento ocorreu para a pecuária, mas, a partir do início dos anos 2000, grandes áreas de floresta foram desmatadas diretamente para plantações e muitas antigas pastagens foram convertidas em plantações de soja (Macedo et al., 2012). A Lei Federal nº 12.651/2012 exige um mínimo de 30 m de faixa florestal ribeirinha em torno de cursos d'água em todo o Brasil. Em algumas terras agrícolas amazônicas, as faixas de florestas ripárias são mais amplas do que o mínimo estabelecido por lei porque as encostas ribeirinhas e as áreas úmidas baixas próximas aos córregos não são adequadas para o cultivo mecanizado.

É sabido que o efeito associado da fragmentação e do efeito de borda em florestas de terra firme na Amazônia alteram a estrutura da floresta (Laurance et al., 2002). Por exemplo, em pequenos fragmentos de floresta com bordas adjacentes a pastagens de gado ou terras de cultivo ocorre maior mortalidade árvores, principalmente as árvores emergentes (Brando et al., 2014; Kapos, 1989; Laurance et al., 2002; Oosterhoorn e Kappelle, 2000; Williams-Linera, 1990). É também sabido que os fragmentos florestais também possuem maior abundância de árvores adaptadas a distúrbios perto das bordas da

floresta (Laurance et al., 2006, 1998). Estas espécies pioneiras tendem a ter madeira de baixa densidade, reduzindo assim os estoques de carbono, pois substituem árvores de crescimento mais lento e madeira de alta densidade (Laurance et al., 2007, 2006, 2002). A diversidade de espécies de árvores também é reduzida em fragmentos florestais (Laurance et al., 2002; Terborgh et al., 2001; Turner e Corlett, 1996), à medida que as densidades de mudas e plântulas são reduzidas perto das bordas da floresta (Benitez-Malvido, 1998; Gascon et al., 2000). Ainda, as perturbações ao longo das bordas da floresta podem criar condições que favorecem as gramíneas, que posteriormente alteram a reprodução das árvores, deslocam a estrutura da floresta (Laurance et al., 2000; Silvério et al., 2013), e aumentam a inflamabilidade da floresta (Cochrane, 2003). Por exemplo, as bordas queimadas da floresta são suscetíveis a tempestades de vento que matam desproporcionalmente árvores maiores (Silvério et al., 2019).

Embora as florestas ripárias amazônicas sejam menos estudadas do que as bordas das florestas de terra firme, sua forma linear e sua alta relação bordas/áreas provavelmente as tornam suscetíveis a muitos dos mesmos efeitos de bordas. As florestas ripárias amazônicas próximas às bordas das terras de cultivo são mais quentes e secas que os interiores das florestas (Nagy et al., 2015), e a colonização por gramíneas de pastagem pode impedir a regeneração das florestas (Chaplin-Kramer et al., 2015). Ainda, as florestas ripárias próximas a terras de cultivo podem estar sob estresses adicionais, incluindo a entrada de herbicidas e sedimentos. Aumentos no lençol freático em zonas ripárias – causados por grandes reduções na evapotranspiração em escala de captação (Hodnett et al., 1997; Neill et al., 2013) – podem influenciar ainda mais o crescimento ou a mortalidade das árvores, aumentando a hipoxia do solo (Nagy et al., 2015). Combinados, esses efeitos podem alterar a estrutura da floresta ripária ao longo do tempo e modificar a composição e reduzir a diversidade das espécies de florestas ripárias, apesar das proteções legais.

Por isso, nós investigamos aqui os efeitos de ~40 anos de fragmentação da floresta ripária (via efeitos de borda) na estrutura da vegetação, na composição e diversidade de árvores em uma região de terras agrícolas em expansão no sul da Amazônia. Comparamos as florestas ripárias dentro de grandes bacias intactas com as florestas ripárias dentro da terra de cultivo e testamos as hipóteses de que: (1) as florestas ripárias dentro das áreas de cultivo têm menor riqueza de espécies do que nas bacias florestais; (2) a composição das espécies arbóreas nas florestas de áreas de cultivo é mais heterogênea devido a uma maior ocorrência de espécies associadas a distúrbios; (3) esses efeitos são maiores perto das bordas das áreas de cultivo; e (4) condições mais úmidas perto dos córregos nas florestas

de áreas de cultivo reduziriam a abundância de espécies arbóreas sensíveis ao alto lençol freático e à alta umidade do solo.

## 2. MATERIAL E MÉTODOS

### 2.1. Área de estudo

Realizamos este estudo na Fazenda Tanguro, na qual há grandes plantios de soja no município de Querência–MT, Brasil (Fig. 1; Fig. A5), localizada na zona de transição entre os biomas Cerrado e Floresta Tropical Amazônica. A altura destas florestas sazonalmente secas e sempre verdes é menor ( $20\pm1$  m; média $\pm$ SE) do que as florestas úmidas da Amazônia ao norte e oeste (Balch et al., 2008). Atualmente, cerca de 60% da Fazenda Tanguro é composta de floresta primária. Os 40% restantes foram convertidos de floresta para pastagem a partir de 1976 e, posteriormente, para a terra de cultivo de soja no início dos anos 2000 (Nagy et al., 2015). A temperatura média anual do ar varia entre 24 e 26°C. A precipitação anual varia de 1.700–2.200 mm, com uma estação seca marcada de maio a setembro (Alvares et al., 2013), quando os eventos de chuva  $\geq 10$  mm são raros.

Na Fazenda Tanguro, a estrutura das florestas ripárias localizadas em bacias hidrográficas cobertas, principalmente, por terras de cultivo é um legado de cerca de 40 anos de uso da terra e de mudança na cobertura do solo. Semelhante ao que aconteceu em outras regiões da fronteira agrícola da Amazônia–Cerrado, a conversão florestal começou durante a década de 1980, quando as florestas foram desmatadas para expansão da pecuária (Riskin et al., 2013). O gado frequentemente atravessava zonas ripárias naquelas pastagens para acessar córregos, e potencialmente compactavam os solos, pisoteavam a vegetação regenerante e alteravam a qualidade da água dos córregos (Fearnside, 2005). No início dos anos 2000, a produção agrícola em larga escala começou a substituir os pastos por grãos de soja de cultura única, logo seguida por grãos de soja e milho de cultura dupla (Fig. 1; Fig. A5). Na Fazenda Tanguro, este processo de substituição de pastagens por terras de cultivo ocorreu entre 2004 e 2009.



**Figura 1**. Localização das parcelas de florestas ripárias na zona de transição Amazônia– Cerrado (Querência–MT, Brasil). Esquerda: Fazenda Tanguro; Direita: exemplo de um transecto de floresta ripária de uma terra de cultivo (topo) e um transecto de floresta ripária intacta (inferior). Veja também o Anexo: Fig. A1. *Forest* = florestas ripárias intactas; *Cropland* = florestas de terras de cultivo.

#### 2.2. Coleta de dados

Nas microbacias de cultivo, as florestas ripárias ocorrem como estreitas faixas de vegetação adjacentes aos canais dos córregos, legalmente protegidas pelo Código Florestal Brasileiro e designadas como "Áreas de Preservação Permanente" (APP). Em 2015, amostramos a vegetação lenhosa em dez florestas ripárias (quatro dentro de bacias hidrográficas sem perturbações – *Forest* (3,2 ha de área total amostrada; e seis dentro de bacias dominadas por terras de cultivo – *Cropland* (3,92 ha); Fig. 1). Em cada bacia hidrográfica, estabelecemos um transeção de 40 m de largura perpendicular ao córrego. Os transectos em bacias florestais se estendem por 100 m de cada lado do córrego, mas em bacias de cultivo variam entre 40 e 160 m, dependendo da largura do fragmento remanescente da floresta ripária (Tabela 1). Ao longo do comprimento de cada transecto, marcamos a cada 10 metros para examinar os efeitos da distância da transição floresta

ribeirinha-floresta de terra firme e das bordas das terras de cultivo. Subdividimos cada transecto ao longo de sua largura de 40 m em zonas de três larguras diferentes (5, 20 e 40 m), nas quais amostramos diferentes classes de tamanho da comunidade de árvores adultas (Fig. 1, Anexo: Fig. A1). Na zona de 5 m, amostramos indivíduos com diâmetro à altura do peito (DAP, 1,30 m acima do nível do solo) entre 5 e 10 cm (a área amostrada variou de 0,06–0,11 ha). Na faixa dos 20 m, amostramos indivíduos com DAP entre 10 e 30 cm (0,24–0,42 ha). Em toda a zona de 40 m, inventariamos indivíduos com DAP  $\geq$  30 cm ao longo de toda a faixa (0,48–0,84 ha). Identificamos todos os indivíduos ao nível da espécie utilizando a nomenclatura da Flora do Brasil (Flora do Brasil 2020, 2018), que segue o sistema de classificação do *Angiosperm Phylogeny Group* (APG IV, 2016).

Para a amostragem de plântulas/mudas, estabelecemos seis parcelas de  $1 \times 2$  m ao longo de cada transecto de florestas ripárias, três em cada lado do córrego. Amostramos as plântulas/mudas de acordo com sua distância do córrego: próximo do córrego (próximo de: 5–28 m), no meio do transecto (meio de: 21–68 m), e distante do córrego (distante: 32–108 m) (veja, Fig. 1, Anexo: Fig. A1). Dentro de cada parcela, amostramos todos os indivíduos com um diâmetro ao nível do solo > 0,20 mm e < 80 mm.

Informações sobre a inclinação do terreno, o tempo desde o desmatamento e a textura do solo estão disponíveis para cada bacia de captação (Anexo: Tabela A1), e a umidade rasa do solo (Anexo: Fig. A2). Para calcular a inclinação, usamos a função do terreno do pacote *"raster"* em R (Hijmans, 2017; R Core Team, 2018), usando imagens da *Shuttle Radar Topography Mission* (SRTM), um produto fornecido pela NASA (National Aeronautics and Space Administration) com resolução de ~30 m (Farr et al., 2007). Para estimar o tempo desde o desmatamento, utilizamos imagens da série temporal do Landsat. Para estimar a textura do solo, extraímos o conteúdo médio de areia, argila e silte para cada amostra da bacia hidrográfica nas profundidades de 0–30 cm (ou seja, 0–5 cm, 5–15 cm e 15–30 cm) dos mapas *SoilGrids* - resolução de 250 m (Hengl et al., 2017). Medimos a umidade do solo em intervalos de 10 m ao longo de cada transecto (N = 15–22; Anexo: Fig. A1), usando um sensor *Hydrosense II* (HS2, Campbell Scientific) a 12 cm de profundidade a cada dois meses entre setembro de 2015 e julho de 2017.

#### 2.3. Análise de dados

Comparamos a riqueza média de espécies de árvores adultas nas parcelas de florestas ripárias dentro de grandes bacias intactas com as florestas ripárias dentro da terra de cultivo, utilizando uma Análise de Variância (ANOVA). Comparamos então a riqueza de espécies de plântulas/mudas nas três distâncias (próximo, meio e distante) do canal do córrego dentro das bacias hidrográficas de florestas ripárias intactas e terras de cultivo. Utilizamos Modelos Lineares Generalizados (GLM) com uma distribuição de erros Poisson para avaliar a riqueza de espécies dentro das classes de uso da terra em função da distância do córrego para árvores e plântulas/mudas.

Para comparar a riqueza de espécies entre florestas ripárias intactas e terras de cultivo, construímos curvas de rarefação para espécies de árvores e de plântulas/mudas, padronizando o esforço de amostragem por número de indivíduos na área amostrada (Gotelli e Colwell, 2001), com a função *iNEXT* do pacote "*iNEXT*" na versão R 2.0.20 (Chao et al., 2014; Hsieh et al., 2016; R Core Team, 2018). Para proporcionar uma comparação direta da riqueza de espécies entre as terras de cultivo e as florestas ripárias intactas, extraímos o número de espécies de árvores estimado pelo procedimento das curvas de rarefação, padronizando o esforço da amostra para os indivíduos. Em seguida, comparamos a riqueza de espécies entre as terras de cultivo e as florestas ripárias intactas, utilizando um teste t de Student. Obtivemos a dissimilaridade média das comunidades arbóreas dentro de cada floresta ripária (ou seja, pelo contraste entre os transectos dentro de cada floresta) usando o índice de dissimilaridade Bray-Curtis. Em seguida, usamos uma ANOVA para testar se as comunidades arbóreas eram mais heterogêneas dentro da terra de cultivo do que nas bacias hidrográficas florestais. Além disso, ordenamos a composição das espécies de árvores adultas e plântulas/mudas com uma Análise de Coordenadas Principais (PCoA), usando o índice de dissimilaridade de Bray-Curtis (Legendre e Legendre, 2012) seguido por uma Análise de Similaridade (ANOSIM), para avaliar se as comunidades diferiram entre as bacias hidrográficas florestadas e as áreas de cultivo (Clarke e Warwick, 1994). Finalmente, analisamos a proporção de espécies únicas e compartilhadas entre as bacias hidrográficas de florestas e terras de cultivo com a função draw.pairwise.venn do pacote "VennDiagram" (Chen, 2018).

Calculamos o Índice de Valor de Importância (IVI) de cada espécie na comunidade para todas as parcelas (Curtis e McIntosh, 1950). O IVI mostrou quais espécies de árvores eram mais importantes em termos de abundância relativa, dominância e frequência. Utilizamos um PCoA – Índice de dissimilaridade Bray–Curtis (Legendre e Legendre, 2012) seguido por um teste ANOSIM para confirmar os grupos a priori (Clarke e Warwick, 1994) e comparar a composição florístico–estrutural das comunidades florestais próximas ao córrego (*Forest-Stream*; *Cropland-Stream*) e distante do córrego (*Forest-Upland*; *Cropland-Edge*). Para comparar a distribuição do tamanho das árvores nas bacias florestais e em terras de cultivo, primeiro calculamos a distribuição do tamanho das árvores individuais por classe de diâmetro (intervalos de 5 cm) e depois as padronizamos por hectare dentro de cada classe de tamanho. Além disso, comparamos a frequência de indivíduos em cada classe utilizando os Modelos Lineares Generalizados (GLM) com uma distribuição de erros *quasipoisson* e comparamos as alturas totais das árvores, utilizando o teste não paramétrico de Wilcoxon. Primeiro, calculamos a média mensal da umidade do solo coletada em cada transecto de floresta ripária em intervalos de 10 m. Em seguida, comparamos essas médias de umidade do solo entre as bacias hidrográficas da floresta e das terras de cultivo, usando o teste não paramétrico Wilcoxon para analisar diferenças. Realizamos todas as análises no Ambiente de Programação R (R Core Team, 2018). Ao longo do texto, relatamos as médias dos atributos medidos seguidos pelo desvio padrão (±SD).

#### **3. RESULTADOS**

#### 3.1. Diversidade de espécies

Amostramos um total de 2.834 indivíduos (DAP 1,30 m  $\geq$  5 cm) distribuídos em 152 espécies de árvores, com 52% (79 espécies) ocorrendo em ambos os tipos de uso da terra. O restante ocorreu exclusivamente em florestas ripárias de terras de cultivo (26%) ou em bacias florestais (22%) (Anexo: Tabela A2, Fig. A3). As florestas ripárias de terras de cultivo abrigam maior riqueza de espécies acumuladas do que as florestas ripárias localizadas em bacias hidrográficas florestadas (119 *vs.* 112). Entretanto, a riqueza média de espécies arbóreas foi menor nas florestas ripárias de terras de cultivo (47±6 espécie) em comparação com as áreas florestais (63±6) (Tabela 1;  $t_{(6,6)} = -4,16$ ; p < 0,01). Esta diferença de riqueza persistiu quando controlamos o número de indivíduos em cada transeção, que foi menor nas florestas ripárias de terras de cultivo (Fig. 2A). As curvas de rarefação padronizando o esforço da amostra para 300 indivíduos também mostram que o número de espécies de árvores de floresta ripária foi menor nas bacias hidrográficas de terras de cultivo (51±6) em comparação com as bacias de floresta (60±5;  $t_{(7,89)} = -2,546$ , p = 0,034; Fig. 2A).

No total, amostramos 1.693 plântulas e mudas distribuídas em 93 espécies, com 43% (40 espécies) ocorrendo tanto em bacias florestais quanto em terras de cultivo. O restante ocorreu exclusivamente em terras de cultivo (27%) ou de floresta (30%). A riqueza média de espécies de plântulas/mudas também foi menos diversa nas florestas ripárias de terras de cultivo. Em média, havia menos 15 espécies de plântulas/mudas por sítio de florestas nas terras de cultivo em comparação com as bacias de florestas intactas (Fig. 2B, Tabela 1;  $t_{(3,9)} = -5,35$ ; p < 0,01). As curvas de rarefação padronizando o esforço da amostra para 140 indivíduos também mostram que o número de espécies de plântulas e mudas foi menor nas florestas ripárias de terras de cultivo (24±4) do que nas áreas florestadas (41±8) ( $t_{(4,13)} = -4,146$ , p = 0,013; Fig. 2B).

Em média, a riqueza de espécies foi menor nas florestas ripárias de terras cultivadas para plântulas/mudas e árvores do que nas bacias hidrográficas florestadas. Em alguns casos, porém, essas diferenças foram fortemente influenciadas pela distância do canal do córrego. Para árvores (indivíduos com DAP  $\geq$  5 cm), as terras de cultivo e as bacias hidrográficas florestais tinham uma riqueza comparável de espécies perto dos córregos, mas os padrões divergiram com o aumento da distância da margem do córrego. A riqueza média de espécies aumentou em função da distância do canal do córrego em bacias florestais (floresta de terra firme), mas diminuiu nas bacias de terras de cultivo (borda) (Fig. 3A, Anexo: Tabela A3). Estes resultados sugerem efeitos de borda que influenciam fortemente a riqueza de espécies arbóreas e a composição da comunidade nas florestas ripárias de terras de cultivo. Em contraste, não observamos nenhuma influência da distância do canal do córrego sobre a riqueza de espécies para plântulas e mudas, com a riqueza de espécies sendo menor nas bacias de terras de cultivo em todas as distâncias do canal do córrego (Fig. 3B).



**Figura 2**. Diversidade de espécies lenhosas em dez transeções de florestas ripárias no sudeste da Amazônia. Diversidade de espécies com base nos números de indivíduos de árvores em florestas ripárias com DAP  $\geq 5$  cm (A) e plântulas/mudas (B) em bacias florestadas – *Forest* (verde) e bacias de terras de cultivo – *Cropland* (laranja). Linha sólida = interpolação; linha tracejada = extrapolação. Intervalos de confiança (95%).

**Tabela 1**. Parâmetros descritivos para espécies de árvores e plântulas/mudas em locais de florestas ripárias dentro de bacias florestais intactas e de terras de cultivo. Teste *t* de *Student* comparando o número médio de espécies em cada uso da terra (árvores:  $t_{(6,6)} = -4,16$ ; p < 0,01; plântulas/mudas:  $t_{(3,9)} = -5,35$ ; p < 0,01). R = direita (sul); L = esquerda (norte); \* = representa a distância do córrego até a borda das bacias de terras de cultivo; a = árvores pequenas (transecto de 5 m, onde foram amostradas árvores com DAP de 5–10 cm); b = árvores de porte médio (transecto de 20 m, onde foram amostradas árvores com DAP  $\ge 10$  cm e < 30 cm); c = árvores grandes (transecto de 40 m, onde foram amostradas árvores com DAP  $\ge 30$  cm ao longo do transecto). *Forest* = florestas ripárias intactas; *Cropland* = florestas de terras de cultivo.

Nome do sítio	Comprimento do transecto (R/L)	Uso da terra	Número de	Número de indivíduos/ha <sup>-1</sup>	Área basal total (m² ha-1) a	Área basal total (m² ha-1) b	Área basal total (m² ha-1) c	Altura media da planta (m)	Número de
Árvores		una	marviados	1101710003/110	(in ind )	(in ind )	(in ind )	ua pianta (iii)	cspecies
APP 2	100/100	Forest	354	1473	0,36	4,74	12,80	15.57	64
APP 2A	100/100	Forest	372	1610	0,38	5,35	6,88	16.19	69
APP CN	100/100	Forest	330	1455	0,33	3,57	9,22	15.73	63
APP M	100/100	Forest	321	1210	0,24	3,84	15,53	16.95	55
Média (SD)					0,33 (0,06)	4,38 (0,82)	11,11 (3,82)	16,10 (7,43)	63 (6)
Total			1377						112
APP 4	60/140 *	Cropland	339	1561	0,48	3,31	12,80	13.98	48
APP 5	130/60 *	Cropland	272	1400	0,40	2,65	15,64	15.05	50
APP 6	50/70 *	Cropland	168	1096	0,13	2,96	1,85	11.79	40
APP AR3 APP	80/40 *	Cropland	210	1610	0,26	2,87	5,22	13.47	53
Cascavel APP	160/50 *	Cropland	229	904	0,22	2,56	9,08	13.40	52
Nascente	100/50 *	Cropland	239	1578	0,34	2,52	5,81	12.18	40
Média (SD)					0,30 (0,13)	2,81 (0,30)	8,39 (5,14)	13,47 (7,25)	47 (6)
Total			1457						119
Plântulas/ mudas									
APP 2		Forest	71	-	-	-	-	-	33
APP 2A		Forest	141	-	-	-	-	-	41

Nome do sítio	Comprimento do transecto (R/L)	Uso da terra	Número de indivíduos	Número de indivíduos/ha <sup>-1</sup>	Área basal total (m².ha <sup>-1</sup> ) <sup>a</sup>	Área basal total (m².ha <sup>-1</sup> ) <sup>b</sup>	Área basal total (m².ha <sup>-1</sup> ) <sup>c</sup>	Altura media da planta (m)	Número de espécies
APP CN		Forest	167	-	-	-	-	-	44
APP M		Forest	166	-	-	-	-	-	34
Média (SD)				-	-	-	-	-	38 (5)
Total			545	-	-	-	-	-	68
APP 4		Cropland	95	-	-	-	-	-	22
APP 5		Cropland	83	-	-	-	-	-	21
APP 6		Cropland	267	-	-	-	-	-	22
APP AR3 APP		Cropland	211	-	-	-	-	-	27
Cascavel		Cropland	92	-	-	-	-	-	24
Nascente		Cropland	110	-	-	-	-	-	20
Média (SD)				-	-	-	-	-	23 (3)
Total			858	-	-	-	-	-	65



Figura 3. Número médio de espécies lenhosas em dez transectos de florestas ripárias no sudeste da Amazônia. (A) Número médio de espécies de florestas ripárias em bacias

florestais – *Forest* (verde) e terras de cultivo – *Cropland* (laranja) (W = 709; p < 0,001); (B) Número médio de espécies de plântulas/mudas em cada uso da terra em função da distância do córrego (transecto próximo, meio e distante) ( $t_{(13)} = 7,17$ ; p < 0,001) na transição Amazônia–Cerrado (Fazenda Tanguro, Querência–MT, Brasil).

#### 3.2. Diferença na estrutura e composição

A estrutura e a composição de espécies das florestas ripárias em terras de cultivo diferiram substancialmente das bacias hidrográficas florestadas. Os resultados de nossas análises PCoA e ANOSIM indicam que as maiores diferenças na composição das espécies entre florestas ripárias intactas e terras de cultivo ocorrem mais distantes dos canais dos córregos ("*Forest-Upland*" *vs.* "*Cropland-Edge*"; Fig. 5A; ANOSIM: R = 0,26; p = 0,001). Por exemplo, as florestas ripárias distante do córrego em bacias hidrográficas florestadas eram constituídas por um subconjunto da comunidade maior. Em contraste, a floresta ripárias distante do córrego em terras de cultivo diferia de todas as outras florestas ripárias. As florestas ripárias nas bacias de cultivo possuíam uma comunidade vegetal mais heterogênea do que aquelas localizadas em bacias florestais, com muita dissimilaridade em relação às florestas primárias (terras de cultivo:  $0,76\pm0,03$ ; florestadas:  $0,62\pm0,02$  diferença média e desvio padrão  $\pm$  SE) (Fig. 4, Anexo: Fig. A4). Em geral, a composição da comunidade de plântulas/mudas também diferiu significativamente entre florestas em bacias florestais e em terras de cultivo (Fig. 5B; ANOSIM: R = 0,22; p = 0,001).

As florestas ripárias nas bacias de terras de cultivo tinham uma maior abundância de espécies de árvores pioneiras de crescimento rápido e muitas delas se concentravam perto das bordas das florestas. Quatro importantes espécies pioneiras da Amazônia ocorreram exclusiva ou quase exclusivamente ao longo das bordas da floresta (Cecropia distachya, 100% ao longo das bordas, Pera glabrata, 100%, Mabea fistulifera, 100% e Tachigali vulgaris, 83%). O Índice de Valor de Importância (IVI) mostrou 11 espécies dominantes em bacias florestais, e oito em bacias de terras de cultivo (Anexo: Tabela A2). Apenas três destas espécies eram comuns entre as bacias de floresta e terras de cultivo (Ruizterania wittrockii, Sloanea sinemariensis e Protium spruceanum). A IVI indicou sete espécies dominantes (51,7% das espécies observadas) em parcelas próximas ao córrego de bacias florestadas - Forest-Stream, 11 (50,1%) em bacias florestadas distante do córrego -Forest-Upland, seis (50,6%) em bacias de terras de cultivo próximas ao córrego -*Cropland-Stream*, e oito (51,7%) em terras de cultivo distante do córrego – *Cropland-Edge* (Fig. 6, Tabela 2). Destas, três espécies eram comuns entre bacias florestadas e terras de cultivo (R. wittrockii, S. sinemariensis e Licania longistyla), e apenas uma foi compartilhada entre bacias florestadas distante do córrego - Forest-Upland e terras de cultivo distante do córrego – Cropland-Edge (R. wittrockii).

Apesar da semelhança na distribuição dos indivíduos entre as classes de diâmetro entre as bacias florestais e terras de cultivo (Fig. 7; t = -0,133; p = 0,89), as bacias

florestais tinham 27,1% a mais de área basal do que as bacias de terras de cultivo por hectare (Tabela 1). Além disso, as árvores nas bacias florestais eram 16% mais altas que as árvores nas bacias de terras de cultivo (Tabela 1; W = 764860; p = 0,001).

Em geral, as terras de cultivo e as bacias florestais tinham inclinação, textura do solo e tempo semelhantes desde o desmatamento (Anexo: Tabela A1, Fig. A5). A umidade do solo foi maior nas bacias de terras de cultivo (W = 1808600; p < 0,001; Anexo: Fig. A2).


**Figura 4**. Dissimilaridade média de espécies arbóreas entre os transectos de florestas ripárias nas bacias hidrográficas de florestas – *Forest* e terras de cultivo – *Cropland* ( $F_{(1,8)}$  = 15,51; p < 0,01) na transição Amazônia–Cerrado (Fazenda Tanguro, Querência–MT, Brasil). As barras representam um erro padrão.



Figura 5. Composição de espécies lenhosas em dez transectos de florestas ripárias no sudeste da Amazônia, tanto próximas (*Forest-Stream*; *Cropland-Stream*) como distantes

(*Forest-Upland*; *Cropland-Edge*) de córregos na Fazenda Tanguro, Querência–MT, Brasil. (A) Análise de Coordenadas Principais (PCoA – Índice de dissimilaridade de Bray–Curtis) para composição de espécies e densidade média de árvores (ANOSIM: R = 0,26; p = 0,001). (B) Composição das espécies e densidade média de plântulas e mudas nas parcelas (ANOSIM: R = 0,22; p = 0,001). *Forest* = florestas ripárias intactas; *Cropland* = florestas ripárias de terras de cultivo.



**Figura 6**. Espécies mais abundantes (50% do total IVI – abundância relativa, dominância relativa e frequência relativa) de árvores de florestas ripárias, para parcelas próximas (*Forest-Stream*; *Cropland-Stream*) e distantes (*Forest-Upland*; *Cropland-Edge*) de córregos no sudeste da Amazônia (Fazenda Tanguro, Querência–MT, Brasil). Veja a descrição dos códigos na Tabela 2.

**Tabela 2**. Lista das principais espécies lenhosas (definidas como 50% do total IVI) de florestas ripárias, classificadas pelo índice de valor de importância (IVI), no sudeste da Amazônia (Fazenda Tanguro, Querência–MT, Brasil). FR = frequência; DA = densidade absoluta; DO = dominância; FP = porcentagem de frequência; DaP = porcentagem de densidade; DoP = porcentagem de dominância; IVI = Índice de Valor de Importância. Florestas ripárias próximas ao córrego (*Forest-Stream*; *Cropland-Stream*) e distante do córrego (*Forest-Upland*; *Cropland-Edge*). *Forest* = florestas ripárias intactas; *Cropland* = florestas de terras de cultivo.

Códigos	Espécies	Famílias	Uso da terra	FR	DA	DO	FrP	DaP	DoP	IVI
Fore	est-Stream (7 espécies)									
Rui_wit	Ruizterania wittrockii	Vochysiaceae	Forest	0,83	40	11,74	5,59	11,27	49,44	66,30
Slo_eri	Sloanea erismoides	Elaeocarpaceae	Forest	0,42	26	2,57	2,79	7,32	10,82	20,94
Slo_sin	Sloanea sinemariensis	Elaeocarpaceae	Forest	0,67	32	0,65	4,47	9,01	2,75	16,24
Pro_spr	Protium spruceanum	Burseraceae	Forest	0,67	27	0,94	4,47	7,61	3,95	16,03
Mez_sp.	Mezilaurus sp.	Lauraceae	Forest	0,25	7	2,07	1,68	1,97	8,73	12,37
Voc_vis	Vochysia vismiifolia	Vochysiaceae	Forest	0,50	15	1,04	3,35	4,23	4,40	11,98
Lic_lon	Licania longistyla	Chrysobalanaceae	Forest	0,58	21	0,33	3,91	5,92	1,38	11,21
Fore	est-Upland (11 espécies)									
Voc_vis	Vochysia vismiifolia	Vochysiaceae	Forest	0,67	25	1,90	3,17	5,52	12,67	21,37
Rui_wit	Ruizterania wittrockii	Vochysiaceae	Forest	0,33	7	2,47	1,59	1,55	16,49	19,63
Ama_gui	Amaioua guianensis	Rubiaceae	Forest	0,83	49	0,68	3,97	10,82	4,56	19,35
Oco_gui	Ocotea guianensis	Lauraceae	Forest	0,58	20	1,61	2,78	4,42	10,76	17,95
Slo_sin	Sloanea sinemariensis	Elaeocarpaceae	Forest	0,75	27	0,60	3,57	5,96	4,00	13,53
Boc_mat	Bocageopsis mattogrossensis	Annonaceae	Forest	0,92	24	0,41	4,37	5,30	2,74	12,40
Xyl_ama	Xylopia amazonica	Annonaceae	Forest	0,92	16	0,41	4,37	3,53	2,73	10,63
Pro_pil	Protium pilosissimum	Burseraceae	Forest	0,83	21	0,16	3,97	4,64	1,05	9,65
Oco_leu	Ocotea leucoxylon	Lauraceae	Forest	0,50	17	0,49	2,38	3,75	3,30	9,43
Hir_bic	Hirtella bicornis	Chrysobalanaceae	Forest	0,58	15	0,33	2,78	3,31	2,20	8,29
Jac_cop	Jacaranda copaia	Bignoniaceae	Forest	0,42	8	0,62	1,98	1,77	4,17	7,92
Crop	oland-Stream (6 espécies)									

Códigos	Espécies	Famílias	Uso da terra	FR	DA	DO	FrP	DaP	DoP	IVI
Rui_wit	Ruizterania wittrockii	Vochysiaceae	Cropland	0,83	68	15,66	7,69	17,22	56,99	81,90
Mau_fle	Mauritia flexuosa	Arecaceae	Cropland	0,50	30	3,75	4,62	7,59	13,65	25,86
Pro_spr	Protium spruceanum	Burseraceae	Cropland	0,67	38	1,01	6,15	9,62	3,66	19,43
Lic_lon	Licania longistyla	Chrysobalanaceae	Cropland	0,33	19	0,18	3,08	4,81	0,64	8,53
Tap_gui	Tapirira guianensis	Anacardiaceae	Cropland	0,33	13	0,54	3,08	3,29	1,97	8,34
Slo_sin	Sloanea sinemariensis	Elaeocarpaceae	Cropland	0,39	14	0,20	3,59	3,54	0,73	7,87
Crop	<i>pland-Edge</i> (8 espécies)									
Mau_fle	Mauritia flexuosa	Arecaceae	Cropland	0,11	33	3,54	1,35	6,80	23,32	31,47
Tap_gui	Tapirira guianensis	Anacardiaceae	Cropland	0,50	53	1,97	6,28	10,93	13,00	30,21
Nec_cus	Nectandra cuspidata	Lauraceae	Cropland	0,61	51	1,39	7,62	10,52	9,17	27,31
Rui_wit	Ruizterania wittrockii	Vochysiaceae	Cropland	0,21	16	2,40	2,69	3,30	15,81	21,80
Hir_gla	Hirtella glandulosa	Chrysobalanaceae	Cropland	0,29	32	0,63	3,59	6,60	4,13	14,31
Lic_egl	Licania egleri	Chrysobalanaceae	Cropland	0,29	23	0,37	3,59	4,74	2,41	10,74
Sch_mor	Didymopanax morototoni	Araliaceae	Cropland	0,25	12	0,72	3,14	2,47	4,78	10,39
Map_gui	Maprounea guianensis	Euphorbiaceae	Cropland	0,29	17	0,28	3,59	3,51	1,83	8,93



**Figura 7**. Distribuições de DAP (diâmetro medido a 1,30 metros do solo) em florestas ripárias dentro das bacias hidrográficas de florestas intactas (*Forest*) e terras de cultivo (*Cropland*) no sudeste da Amazônia (Fazenda Tanguro, Querência–MT, Brasil). A distribuição dos indivíduos por classes de diâmetro foi semelhante entre florestas intacta e terras de cultivo (t = -0,133; p = 0,89).

# 4. DISCUSSÃO

### 4.1. Diversidade de espécies e filtros ambientais

Nossos resultados mostram que a conversão de áreas florestadas em áreas de cultivo no sul da Amazônia expôs as florestas ripárias remanescentes a efeitos de borda que alteraram a riqueza e composição das espécies florestais, particularmente perto das bordas das terras de cultivo e entre as plântulas e mudas. As florestas ripárias dentro das terras de cultivo tinham menor riqueza média de espécies, tanto para árvores quanto para plântulas/mudas, do que aquelas em bacias hidrográficas florestadas. Entre as árvores, estas diferenças foram concentradas perto das bordas das terras de cultivo; as comunidades de plântulas e mudas eram menos diversas, tanto perto do canal do córrego quanto na borda das terras de cultivo. Os padrões aqui relatados são consistentes com resultados de estudos anteriores que indicam que os fragmentos e bordas da floresta amazônica são fortemente afetados por filtros ambientais (Kapos, 1989; Laurance et al., 2002; Mitchell, 2013; Oosterhoorn e Kappelle, 2000; Silvério et al., 2019; Williams-Linera, 1990). Nossos resultados também foram consistentes com estudos mostrando um aumento da abundância de árvores adaptadas a distúrbios e que demandam luz perto das bordas da floresta (Laurance et al., 2006, 2002, 1998; Oliveira-Filho et al., 1997; Oosterhoorn e Kappelle, 2000).

Embora as florestas ripárias dentro das bacias de cultivo tivessem menos espécies por unidade de área amostrada, elas continham mais espécies totais. Isto porque a composição de espécies ripárias das parcelas de cultivo variava mais do que a das parcelas de floresta intacta – maior diversidade beta na área de cultivo. As condições impostas pelas bordas das terras de cultivo provavelmente criam uma ampla gama de condições e perturbações que oferecem oportunidades para espécies de crescimento rápido (Magnabosco Marra et al., 2018). Este padrão foi consistente com as relações de perturbação da diversidade observadas em outros lugares nos trópicos (Molino e Sabatier, 2001; Roxburgh et al., 2004; Shea et al., 2004). Um aumento observado no lençol freático – associado a menores taxas de evapotranspiração nas bacias hidrográficas das terras de cultivo (Anexo: Fig. A2; Silvério et al., 2015) – pode aumentar a mortalidade de árvores, particularmente durante a estação chuvosa (Hayhoe et al., 2011; Riskin et al., 2017) quando eventos de enchentes prolongadas podem efetivamente afogar espécies de árvores adaptadas ao clima sazonalmente seco do sudeste da Amazônia (Flores et al., 2017; Parolin e Wittmann, 2010).

Nossos resultados apontam para três respostas distintas das espécies arbóreas à formação de fragmentos de florestas ripárias dentro das terras agrícolas da Amazônia. Primeiro, as espécies resistentes podem persistir na paisagem e ser comumente encontradas nas bacias hidrográficas de florestas e terras de cultivo. Estas espécies incluem Amaioua guianensis, Bocageopsis mattogrossensis, Sloanea sinemariensis, S. erismoides, Vochysia vismiifolia e Xylopia amazonica (Anexo: Tabela A2). Segundo, as espécies sensíveis podem desaparecer de fragmentos de terras de cultivo e ser encontradas exclusivamente dentro de florestas ripárias intactas. Exemplos destas espécies incluem Hirtella bicornis, Miconia punctata, Mouriri brachyanthera, Ocotea guianensis e Pseudolmedia macrophylla (Anexo: Tabela A2). Em terceiro lugar, espécies oportunistas podem colonizar o interior dos fragmentos formados após o desmatamento da floresta ou prosperar sob as novas condições ao longo das bordas das bacias de florestas ripárias das terras de cultivo. Exemplos destas espécies são Euterpe longibracteata, Nectandra cuspidata, Protium spruceanum, Tapirira guianensis e Ruizterania wittrockii (Anexo: Tabela A2). Estes processos podem explicar por que a composição das espécies arbóreas nas bacias de terras de cultivo divergiu fortemente daquela das bacias florestais próximas às bordas do campo e próximas aos canais dos córregos.

#### 4.2. Implicações da gestão

O Código Florestal Brasileiro exige a proteção de faixas de florestas ripárias em paisagens agrícolas (Soares-Filho et al., 2014), com uma largura mínima de 30 m para faixas de florestas ripárias ao longo de pequenos cursos d'água de cabeceira. Embora essas exigências legais existam, principalmente, para proteger os recursos hídricos, elas também contribuem para a conservação das florestas regionais. Mesmo que as faixas de florestas ripárias da Fazenda Tanguro sejam geralmente mais largas que o mínimo legal, nossos resultados mostraram que essas faixas florestas intactas apenas em áreas distantes das bordas das terras de cultivo. Isto sugere que a faixa mínima legal de 30 m pode estar sob intenso efeitos de borda que afetam fortemente a composição e a riqueza das espécies de árvores nas florestas ripárias de terras agrícolas mesmo no interior dos fragmentos. Com base nas mudanças observadas com a distância da borda, nós sugerimos que faixas ripárias mais amplas poderiam mitigar os efeitos de borda associados às terras agrícolas e, assim, contribuir para preservar a estrutura da vegetação e diversidade da flora arbórea das floresta ripária. Embora nosso estudo tenha abordado apenas os impactos da largura das

faixas ripárias sobre as comunidades vegetais, estudos anteriores sugerem que mesmo a largura mínima das faixas pode preservar importantes funções dos córregos, como a regulação da temperatura (Macedo et al., 2013).

O Código Florestal Brasileiro também exige que os agricultores restaurem as faixas de florestas ripárias onde eles não cumpram com os requisitos de largura mínima. As listas de espécies de árvores ripárias encontradas neste estudo como resistentes (com probabilidade de sobreviver) ou sensíveis (com probabilidade de se perderem) às bordas das terras de cultivo podem ajudar a orientar as decisões na escolha das espécies na restauração de florestas ripárias em propriedades privadas. Isto inclui esforços locais próximos à área de estudo, como a campanha *Y'lkatu Xingu* para restauração na bacia superior do rio Xingu (Durigan et al., 2013). Embora não possamos garantir que nossas descobertas se apliquem aos cerca de 8 milhões de hectares de cultivo de soja no Mato Grosso, a grande maioria dos grãos de soja são cultivados em áreas com solos, topografia e florestas (variáveis que definem a geomorfologia e hidrologia das zonas ripárias) semelhantes à Fazenda Tanguro (Ivanauskas et al., 2003; Neill et al., 2017). Isto sugere que nossas descobertas são úteis para orientar a conservação e o manejo de florestas ripárias, da porção sul da Amazônia, uma das regiões mais importantes do mundo de desmatamento e expansão de terras agrícolas.

# 5. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Alvares, C.A., Stape, J.L., Sentelhas, P.C., de Moraes Gonçalves, J.L., Sparovek, G., 2013. Köppen's climate classification map for Brazil. Meteorol. Zeitschrift 22, 711–728. doi:10.1127/0941-2948/2013/0507
- APG IV, A.P.G., 2016. An update of the Angiosperm Phylogeny Group classification for the orders and families of flowering plants: APG IV. Bot. J. Linn. Soc. 181, 1–20. doi:10.1111/boj.12385
- Balch, J.K., Nepstad, D.C., Brando, P.M., Curran, L.M., Portela, O., Carvalho, O., Lefebvre, P., 2008. Negative fire feedback in a transitional forest of southeastern Amazonia. Glob. Chang. Biol. 14, 2276–2287. doi:10.1111/j.1365-2486.2008.01655.x
- Benitez-Malvido, J., 1998. Impact of Forest Fragmentation on Seedling Abundance in a Tropical Rain Forest. Conserv. Biol. 12, 380–389. doi:10.1046/j.1523-1739.1998.96295.x
- Brando, P.M., Balch, J.K., Nepstad, D.C., Morton, D.C., Putz, F.E., Coe, M.T., Silvério, D., Macedo, M.N., Davidson, E.A., Nobrega, C.C., Alencar, A., Soares-Filho, B.S., 2014. Abrupt increases in Amazonian tree mortality due to drought-fire interactions. Proc. Natl. Acad. Sci. 111, 6347–6352. doi:10.1073/pnas.1305499111
- Brando, P.M., Coe, M.T., DeFries, R., Azevedo, A.A., 2013. Ecology, economy and management of an agroindustrial frontier landscape in the southeast Amazon. Philos. Trans. R. Soc. B Biol. Sci. 368, 20120152–20120152. doi:10.1098/rstb.2012.0152
- Caissie, D., 2006. The thermal regime of rivers: a review. Freshw. Biol. 51, 1389–1406. doi:10.1111/j.1365-2427.2006.01597.x
- Chao, A., Gotelli, N.J., Hsieh, T.C., Sander, E.L., Ma, K.H., Colwell, R.K., Ellison, A.M., 2014. Rarefaction and extrapolation with Hill numbers: A framework for sampling and estimation in species diversity studies. Ecol. Monogr. 84, 45–67. doi:10.1890/13-0133.1
- Chaplin-Kramer, R., Ramler, I., Sharp, R., Haddad, N.M., Gerber, J.S., West, P.C., Mandle, L., Engstrom, P., Baccini, A., Sim, S., Mueller, C., King, H., 2015. Degradation in carbon stocks near tropical forest edges. Nat. Commun. 6, 1–6. doi:10.1038/ncomms10158
- Chen, H., 2018. VennDiagram: Generate High-Resolution Venn and Euler Plots. R Packag. version 1.6.20.

- Clarke, K.R., Warwick, R.M., 1994. Similarity-based testing for community pattern: the two-way layout with no replication. Mar. Biol. 118, 167–176. doi:10.1007/BF00699231
- Cochrane, M.A., 2003. Fire science for rainforests. Nature 421, 913–919. doi:10.1038/nature01437
- Curtis, J.T., McIntosh, R.P., 1950. The Interrelations of Certain Analytic and Synthetic Phytosociological Characters. Ecology 31, 434–455. doi:10.2307/1931497
- Durigan, G., Guerin, N., da Costa, J.N.M.N., 2013. Ecological restoration of Xingu Basin headwaters: motivations, engagement, challenges and perspectives. Philos. Trans. R. Soc. B Biol. Sci. 368, 20120165–20120165. doi:10.1098/rstb.2012.0165
- Farjalla, V.F., González, A.L., Céréghino, R., Dézerald, O., Marino, N.A.C., Piccoli, G.C.O., Richardson, B.A., Richardson, M.J., Romero, G.Q., Srivastava, D.S., 2016. Terrestrial support of aquatic food webs depends on light inputs: a geographicallyreplicated test using tank bromeliads. Ecology 97, 2147–2156. doi:10.1002/ecy.1432
- Farr, T.G., Rosen, P.A., Caro, E., Crippen, R., Duren, R., Hensley, S., Kobrick, M., Paller, M., Rodriguez, E., Roth, L., Seal, D., Shaffer, S., Shimada, J., Umland, J., Werner, M., Oskin, M., Burbank, D., Alsdorf, D., 2007. The Shuttle Radar Topography Mission. Rev. Geophys. 45, RG2004. doi:10.1029/2005RG000183
- Fearnside, P.M., 2005. Deforestation in Brazilian Amazonia: History, rates, and consequences. Conserv. Biol. 19, 680–688. doi:10.1111/j.1523-1739.2005.00697.x
- Flora do Brasil 2020, 2018. Jardim Botânico do Rio de Janeiro [WWW Document]. http://floradobrasil.jbrj.gov.br/. URL http://floradobrasil.jbrj.gov.br/ (accessed 12.17.18).
- Flores, B.M., Holmgren, M., Xu, C., Van Nes, E.H., Jakovac, C.C., Mesquita, R.C.G., Scheffer, M., 2017. Floodplains as an Achilles' heel of Amazonian forest resilience. Proc. Natl. Acad. Sci. U. S. A. 114, 4442–4446. doi:10.1073/pnas.1617988114
- Gascon, C., Williamson, G.B., Da Fonseca, G.A.B., 2000. Receding forest edges and vanishing reserves. Science (80-.). 288, 1356–1358. doi:10.1126/science.288.5470.1356
- Gotelli, N.J., Colwell, R.K., 2001. Quantifying biodiversity: Procedures and pitfalls in the measurement and comparison of species richness. Ecol. Lett. 4, 379–391. doi:10.1046/j.1461-0248.2001.00230.x
- Gregory, S. V, Swanson, F.J., McKee, W.A., Cummins, K.W., 1991. An Ecosystem Perspective of Riparian Zones. Bioscience 41, 540–551. doi:10.2307/1311607

- Hayhoe, S.J., Neill, C., Porder, S., Mchorney, R., Lefebvre, P., Coe, M.T., Elsenbeer, H., Krusche, A. V., 2011. Conversion to soy on the Amazonian agricultural frontier increases streamflow without affecting stormflow dynamics. Glob. Chang. Biol. 17, 1821–1833. doi:10.1111/j.1365-2486.2011.02392.x
- Hengl, T., Mendes de Jesus, J., Heuvelink, G.B.M., Ruiperez Gonzalez, M., Kilibarda, M., Blagotić, A., Shangguan, W., Wright, M.N., Geng, X., Bauer-Marschallinger, B., Guevara, M.A., Vargas, R., MacMillan, R.A., Batjes, N.H., Leenaars, J.G.B., Ribeiro, E., Wheeler, I., Mantel, S., Kempen, B., 2017. SoilGrids250m: Global gridded soil information based on machine learning. PLoS One 12, e0169748. doi:10.1371/journal.pone.0169748
- Hijmans, R.J., 2017. raster: Geographic Data Analysis and Modeling.
- Hodnett, M.G., Vendrame, I., De O. Marques Filho, A., Oyama, M.D., Tomasella, J., 1997.
  Soil water storage and groundwater behaviour in a catenary sequence beneath forest in central Amazonia: I. Comparisons between plateau, slope and valley floor. Hydrol. Earth Syst. Sci. 1, 265–277. doi:10.5194/hess-1-265-1997
- Hsieh, T.C., Ma, K.H., Chao, A., 2016. iNEXT: an R package for rarefaction and extrapolation of species diversity (Hill numbers). Methods Ecol. Evol. 7, 1451–1456. doi:10.1111/2041-210X.12613
- Ivanauskas, N.M., Monteiro, R., Rodrigues, R.R., 2003. Alterations following a fire in a forest community of Alto Rio Xingu. For. Ecol. Manage. 184, 239–250. doi:10.1016/S0378-1127(03)00156-7
- Kapos, V., 1989. Effects of isolation on the water status of forest patches in the brazilian amazon. J. Trop. Ecol. 5, 173–185. doi:10.1017/S0266467400003448
- Laurance, W.F., Delamônica, P., Laurance, S.G., Vasconcelos, H.L., Lovejoy, T.E., 2000. Rainforest fragmentation kills big trees. Nature 404, 836–836. doi:10.1038/35009032
- Laurance, W.F., Ferreira, L. V., Merona, J.M.R., Laurance, S.G., 1998. Rain Forest Fragmentation and the Dynamics of Amazonian Tree Communities. Ecology 79, 2032. doi:10.2307/176707
- Laurance, W.F., Lovejoy, T.E., Vasconcelos, H.L., Bruna, E.M., Didham, R.K., Stouffer, P.C., Gascon, C., Bierregaard, R.O., Laurance, S.G., Sampaio, E., 2002. Ecosystem Decay of Amazonian Forest Fragments : a 22-Year Investigation. Conserv. Biol. 16, 605–618. doi:https://doi.org/10.1046/j.1523-1739.2002.01025.x
- Laurance, W.F., Nascimento, H.E.M., Laurance, S.G., Andrade, A., Ewers, R.M., Harms, K.E., Luizão, R.C.C., Ribeiro, J.E., 2007. Habitat fragmentation, variable edge

effects, and the landscape-divergence hypothesis. PLoS One 2. doi:10.1371/journal.pone.0001017

- Laurance, W.F., Nascimento, H.E.M., Laurance, S.G., Andrade, A., Ribeiro, J.E.L.S., Giraldo, J.P., Lovejoy, T.E., Condit, R.R., Chave, J., Harms, K.E., D'Angelo, S., 2006. Rapid decay of tree-community composition in Amazonian forest fragments. Proc. Natl. Acad. Sci. U. S. A. 103, 19010–19014. doi:10.1073/pnas.0609048103
- Lees, A.C., Peres, C.A., 2008. Conservation value of remnant riparian forest corridors of varying quality for Amazonian birds and mammals. Conserv. Biol. 22, 439–449. doi:10.1111/j.1523-1739.2007.00870.x
- Legendre, P., Legendre, L., 2012. Numerical Ecology. Elsevier, Oxford.
- Lorion, C.M., Kennedy, B.P., 2009. Riparian forest buffers mitigate the effects of deforestation on fish assemblages in tropical headwater streams. Ecol. Appl. 19, 468– 479. doi:10.1890/08-0050.1
- Macedo, M.N., Coe, M.T., DeFries, R., Uriarte, M., Brando, P.M., Neill, C., Walker, W.S., 2013. Land-use-driven stream warming in southeastern Amazonia. Philos. Trans. R. Soc. B Biol. Sci. 368, 20120153–20120153. doi:10.1098/rstb.2012.0153
- Macedo, M.N., DeFries, R.S., Morton, D.C., Stickler, C.M., Galford, G.L., Shimabukuro, Y.E., 2012. Decoupling of deforestation and soy production in the southern Amazon during the late 2000s. Proc. Natl. Acad. Sci. 109, 1341–1346. doi:10.1073/pnas.1111374109
- Magnabosco Marra, D., Trumbore, S.E., Higuchi, N., Ribeiro, G.H.P.M., Negrón-Juárez, R.I., Holzwarth, F., Rifai, S.W., dos Santos, J., Lima, A.J.N., Kinupp, V.F., Chambers, J.Q., Wirth, C., 2018. Windthrows control biomass patterns and functional composition of Amazon forests. Glob. Chang. Biol. 24, 5867–5881. doi:10.1111/gcb.14457
- Mitchell, S.J., 2013. Wind as a natural disturbance agent in forests: a synthesis. Forestry 86, 147–157. doi:10.1093/forestry/cps058
- Molino, J.-F., Sabatier, D., 2001. Tree Diversity in Tropical Rain Forests: A Validation of the Intermediate Disturbance Hypothesis. Science (80-.). 294, 1702–1704. doi:10.1126/science.1060284
- Morton, D.C., Noojipady, P., Macedo, M.M., Gibbs, H., Victoria, D.C., Bolfe, E.L., 2016.
  Reevaluating suitability estimates based on dynamics of cropland expansion in the Brazilian Amazon. Glob. Environ. Chang. 37, 92–101. doi:10.1016/j.gloenvcha.2016.02.001

- Mulholland, P.J., Helton, A.M., Poole, G.C., Hall, R.O., Hamilton, S.K., Peterson, B.J., Tank, J.L., Ashkenas, L.R., Cooper, L.W., Dahm, C.N., Dodds, W.K., Findlay, S.E.G., Gregory, S. V., Grimm, N.B., Johnson, S.L., McDowell, W.H., Meyer, J.L., Valett, H.M., Webster, J.R., Arango, C.P., Beaulieu, J.J., Bernot, M.J., Burgin, A.J., Crenshaw, C.L., Johnson, L.T., Niederlehner, B.R., O'Brien, J.M., Potter, J.D., Sheibley, R.W., Sobota, D.J., Thomas, S.M., 2008. Stream denitrification across biomes and its response to anthropogenic nitrate loading. Nature 452, 202–205. doi:10.1038/nature06686
- Nagy, R.C., Porder, S., Neill, C., Brando, P., Quintino, R.M., Nascimento, S.A. do, 2015. Structure and composition of altered riparian forests in an agricultural Amazonian landscape. Ecol. Appl. 25, 1725–1738. doi:10.1890/14-1740.1
- Naiman, R.J., Decamps, H., Pollock, M., 1993. The Role of Riparian Corridors in Maintaining Regional Biodiversity. Ecol. Appl. 3, 209–212. doi:10.2307/1941822
- Neill, C., Coe, M.T., Riskin, S.H., Krusche, A. V, Elsenbeer, H., Macedo, M.N., McHorney, R., Lefebvre, P., Davidson, E. a, Scheffler, R., Figueira, A.M.E.S., Porder, S., Deegan, L. a, 2013. Watershed responses to Amazon soya bean cropland expansion and intensification. Philos. Trans. R. Soc. B Biol. Sci. 368, 20120425– 20120425. doi:10.1098/rstb.2012.0425
- Neill, C., Jankowski, K., Brando, P.M., Coe, M.T., Deegan, L.A., Macedo, M.N., Riskin, S.H., Porder, S., Elsenbeer, H., Krusche, A. V., 2017. Surprisingly Modest Water Quality Impacts From Expansion and Intensification of Large-Sscale Commercial Agriculture in the Brazilian Amazon-Cerrado Region. Trop. Conserv. Sci. 10, 194008291772066. doi:10.1177/1940082917720669
- Oldén, A., Peura, M., Saine, S., Kotiaho, J.S., Halme, P., 2019. The effect of buffer strip width and selective logging on riparian forest microclimate. For. Ecol. Manage. 453, 117623. doi:10.1016/j.foreco.2019.117623
- Oliveira-Filho, A.T., De Mello, J.M., Scolforo, J.R.S., 1997. Effects of past disturbance and edges on tree community structure and dynamics within a fragment of tropical semideciduous forest in south-eastern Brazil over a five-year period (1987-1992). Plant Ecol. doi:10.1023/A:1009744207641
- Oosterhoorn, M., Kappelle, M., 2000. Vegetation structure and composition along an interior-edge-exterior gradient in a Costa Rican montane cloud forest. For. Ecol. Manage. 126, 291–307. doi:10.1016/S0378-1127(99)00101-2
- Parolin, P., Wittmann, F., 2010. Struggle in the flood: tree responses to flooding stress in

four tropical floodplain systems. AoB Plants 2010, 1–19. doi:10.1093/aobpla/plq003

- Peres, C.A., Gardner, T.A., Barlow, J., Zuanon, J., Michalski, F., Lees, A.C., Vieira, I.C.G., Moreira, F.M.S., Feeley, K.J., 2010. Biodiversity conservation in humanmodified Amazonian forest landscapes. Biol. Conserv. 143, 2314–2327. doi:10.1016/j.biocon.2010.01.021
- Peterjohn, W.T., Correll, D.L., 1984. Nutrient Dynamics in an Agricultural Watershed: Observations on the Role of A Riparian Forest. Ecology 65, 1466–1475. doi:10.2307/1939127
- R Core Team, 2018. R: A language and environment for statistical computing.
- Riskin, S.H., Neill, C., Jankowski, K., Krusche, A. V., McHorney, R., Elsenbeer, H., Macedo, M.N., Nunes, D., Porder, S., 2017. Solute and sediment export from Amazon forest and soybean headwater streams. Ecol. Appl. 27, 193–207. doi:10.1002/eap.1428
- Riskin, S.H., Porder, S., Neill, C., Figueira, A.M. e. S., Tubbesing, C., Mahowald, N., 2013. The fate of phosphorus fertilizer in Amazon soya bean fields. Philos. Trans. R. Soc. B Biol. Sci. 368, 20120154–20120154. doi:10.1098/rstb.2012.0154
- Roxburgh, S.H., Shea, K., Wilson, J.B., 2004. The intermediate disturbance hypothesis: patch dynamics and mechanisms of species coexistence. Ecology 85, 359–371. doi:10.1890/03-0266
- Shea, K., Roxburgh, S.H., Rauschert, E.S.J., 2004. Moving from pattern to process: coexistence mechanisms under intermediate disturbance regimes. Ecol. Lett. 7, 491– 508. doi:10.1111/j.1461-0248.2004.00600.x
- Silvério, D.V., Brando, P.M., Balch, J.K., Putz, F.E., Nepstad, D.C., Oliveira-Santos, C., Bustamante, M.M.C., 2013. Testing the Amazon savannization hypothesis: fire effects on invasion of a neotropical forest by native cerrado and exotic pasture grasses. Philos. Trans. R. Soc. B Biol. Sci. 368, 20120427–20120427. doi:10.1098/rstb.2012.0427
- Silvério, D.V., Brando, P.M., Bustamante, M.M.C., Putz, F.E., Marra, D.M., Levick, S.R., Trumbore, S.E., 2019. Fire, fragmentation, and windstorms: A recipe for tropical forest degradation. J. Ecol. 107, 656–667. doi:10.1111/1365-2745.13076
- Silvério, D.V, Brando, P.M., Macedo, M.N., Beck, P.S.A., Bustamante, M., Coe, M.T., 2015. Agricultural expansion dominates climate changes in southeastern Amazonia: the overlooked non-GHG forcing. Environ. Res. Lett. 10, 104015. doi:10.1088/1748-9326/10/10/104015

- Soares-Filho, B., Rajao, R., Macedo, M., Carneiro, A., Costa, W., Coe, M., Rodrigues, H., Alencar, A., 2014. Cracking Brazil's Forest Code. Science (80-.). 344, 363–364. doi:10.1126/science.1246663
- Sweeney, B.W., Bott, T.L., Jackson, J.K., Kaplan, L.A., Newbold, J.D., Standley, L.J., Hession, W.C., Horwitz, R.J., 2004. Riparian deforestation, stream narrowing, and loss of stream ecosystem services. Proc. Natl. Acad. Sci. 101, 14132–14137. doi:10.1073/pnas.0405895101
- Terborgh, J., Lopez, L., Nunez, P., Rao, M., Shahabuddin, G., Orihuela, G., Riveros, M., Ascanio, R., Adler, G.H., Lambert, T.D., Balbas, L., 2001. Ecological Meltdown in Predator-Free Forest Fragments. Science (80-.). 294, 1923–1926. doi:10.1126/science.1064397
- Turner, I.M., Corlett, R.T., 1996. The conservation value of small, isolated fragments of lowland tropical rain forest. Trends Ecol. Evol. 11, 330–333. doi:10.1016/0169-5347(96)10046-X
- Vannote, R.L., Minshall, G.W., Cummins, K.W., Sedell, J.R., Cushing, C.E., 1980. The River Continuum Concept. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 37, 130–137. doi:10.1139/f80-017
- Williams-Linera, G., 1990. Vegetation Structure and Environmental Conditions of Forest Edges in Panama. J. Ecol. 78, 356. doi:10.2307/2261117
- Zimbres, B., Machado, R.B., Peres, C.A., 2018. Anthropogenic drivers of headwater and riparian forest loss and degradation in a highly fragmented southern Amazonian landscape. Land use policy 72, 354–363. doi:10.1016/j.landusepol.2017.12.062
- Zimbres, B., Peres, C.A., Machado, R.B., 2017. Terrestrial mammal responses to habitat structure and quality of remnant riparian forests in an Amazonian cattle-ranching landscape. Biol. Conserv. 206, 283–292. doi:10.1016/j.biocon.2016.11.033

6. ANEXOS

Informações de apoio

**Tabela A1.** Características resumidas para cada sítio de floresta ripária amostrado na Fazenda Tanguro, Querência–MT, Brasil. SD = desvio padrão.

Nome do sítio	Uso da terra	Ano de	Tempo desde o desmatamento (a partir	Inclinação média (graus)	Textura do solo da bacia hidrográfica (Profundidade: 0-30 cm)		
		desinatamento	de 2015)	incula (graus)	Teor de areia (g/kg)	Teor de argila (g/kg)	Teor de silte (g/kg)
APP 2	Forest	-	-	2,17	625,19	264,54	110,27
APP 2A	Forest	-	-	2,49	607,10	253,00	139,89
APP CN	Forest	-	-	1,99	617,31	255,62	127,08
APP M	Forest	-	-	0,56	616,22	248,40	135,37
Média (SD)	-	-	-	1,80 (0,85)	616,45 (7,42)	225,38 (6,77)	128,18 (13,04)
APP 4	Cropland	1992	23	2,02	620,36	257,90	121,74
APP 5	Cropland	1990	25	1,98	600,70	268,36	130,93
APP 6	Cropland	1991	24	0,68	591,16	278,83	129,95
APP AR3	Cropland	1984	31	0,46	594,25	269,24	136,52
APP Cascavel	Cropland	1987	28	2,51	606,50	271,41	122,10
APP Nascente	Cropland	1990	25	0,60	616,75	266,90	116,35
Média (SD)	-	-	26 (3)	1,38 (0,90)	604,97 (11,87)	268,77 (6,77)	126,25 (7,45)

**Tabela A2.** Lista de espécies lenhosas em dez transectos de florestas ripárias no sudeste da Amazônia (Fazenda Tanguro, Querência–MT, Brasil). As espécies estão ordenadas por Família botânica; os valores nas linhas abaixo de cada família representam a abundância de indivíduos nas bacias hidrográficas de florestas intactas (*Forest*) e terras de cultivo (*Cropland*).

Espécies/famílias	Densida	ade absoluta	Índice de Valor	· de Importância
	Forest	Cropland	Forest	Cropland
Anacardiaceae	20	106		
1. Tapirira guianensis Aubl. *	19	106	3,71	19,11
2. Tapirira obtusa (Benth.) J.D.Mitch. **	1		0,36	
Annonaceae	146	81		
3. Bocageopsis mattogrossensis (R.E.Fr.) R.E.Fr. *	67	19	10,49	3,53
4. Xylopia amazonica R.E.Fr. *	42	2	8,01	0,48
5. Guatteria schomburgkiana Mart. *	17	12	3,46	2,67
6. Annona insignis R.E.Fr. *	7	26	1,12	4,85
7. Guatteria blepharophylla Mart. *	7	1	1,41	0,22
8. Xylopia sp. 1 *	3	19	0,68	3,29
9. Xylopia sp. 2 *	2	1	0,43	0,23
10. Xylopia frutescens Aubl. **	1		0,21	
11. Cardiopetalum calophyllum Schltdl. ***		1		0,22
Apocynaceae	16	10		
12. Aspidosperma excelsum Benth. *	10	5	4,53	1,58
13. Forsteronia affinis Müll.Arg. *	3	5	0,63	0,97
14. Himatanthus bracteatus (A. DC.) Woodson **	2		0,47	
15. Aspidosperma desmanthum Benth. ex Müll.Arg. **	1		0,37	
Araliaceae	3	21		
16. Didymopanax morototoni (Aubl.) Decne. & Planch. *	3	21	1,02	6,07
Arecaceae	4	135		
17. Euterpe longibracteata Barb.Rodr. *	3	57	0,64	8,33
18. Oenocarpus bacaba Mart. **	1		0,22	

Espécies/famílias	Densida	ade absoluta	Índice de Valor	de Importância
	Forest	Cropland	Forest	Cropland
19. Mauritia flexuosa L.f. ***		78		21,46
Bignoniaceae	30	9		
20. Jacaranda copaia (Aubl.) D.Don *	12	3	3,22	0,77
21. Callichlamys latifolia (Rich.) K. Schum. **	6		0,88	
22. Cuspidaria inaequalis (DC. ex Splitg.) L.G.Lohmann *	5	4	0,92	0,61
23. Dolichandra unguis-cati (L.) L.G.Lohmann **	5		0,80	
24. Fridericia cinnamomea (DC.) L.G.Lohmann *	2	1	0,42	0,22
25. Fridericia sp. ***		1		0,22
Boraginaceae	1	39		
26. Cordia bicolor A.DC. *	1	39	0,28	4,56
Burseraceae	175	165		
27. Protium pilosissimum Engl. *	72	41	10,16	5,73
28. Protium spruceanum (Benth.) Engl. *	56	104	9,38	14,93
29. Trattinnickia glaziovii Swart *	17	2	4,32	0,46
30. Protium unifoliolatum Engl. *	11	9	2,09	1,59
31. Trattinnickia burserifolia Mart. *	9	6	2,99	1,48
32. Dacryodes microcarpa Cuatrec. **	8		1,83	
33. Trattinnickia rhoifolia Willd. *	2	3	0,57	0,56
Calophyllaceae	0	2		
34. Calophyllum brasiliense Cambess. ***		2		0,52
Celastraceae	11	1		
35. Elachyptera floribunda (Benth.) A.C.Sm. **	7		1,23	
36. Hippocratea volubilis L. *	4	1	0,84	0,23
Chrysobalanaceae	87	109		
37. Hirtella bicornis Mart. & Zucc. **	46		8,24	
38. Licania longistyla (Hook.f.) Fritsch *	28	27	4,11	3,82
39. Licania egleri Prance *	11	42	2,67	6,43

Espécies/famílias	Densidade absoluta		Índice de Valor	de Importância
	Forest	Cropland	Forest	Cropland
40. Hirtella glandulosa Spreng. *	1	38	0,25	5,25
41. <i>Licania gracilipes</i> Taub. *	1	2	0,24	0,32
Clusiaceae	2	9		
42. Garcinia madruno (Kunth) Hammel **	2		0,42	
43. Symphonia globulifera L.f. ***		9		1,69
Combretaceae	3	1		
44. Buchenavia tetraphylla (Aubl.) R.A. Howard *	3	1	1,20	0,36
Connaraceae	1	8		
45. Connarus perrottetii (DC.) Planch. *	1	8	0,56	1,39
Dilleniaceae	4	14		
46. Doliocarpus spatulifolius Kubitzki *	2	1	0,42	0,22
47. Davilla nitida (Vahl) Kubitzki **	1		0,23	
48. Doliocarpus dentatus (Aubl.) Standl. *	1	13	0,21	2,48
Ebenaceae	0	4		
49. Diospyros sericea A.DC. ***		4		0,88
Elaeocarpaceae	144	44		
50. Sloanea sinemariensis Aubl. *	93	42	13,68	6,60
51. Sloanea erismoides Ducke *	51	2	12,19	0,53
Erythroxylaceae	4	0		
52. Erythroxylum rufum Cav. **	4		0,87	
Euphorbiaceae	5	44		
53. Aparisthmium cordatum (A.Juss.) Baill. **	3		0,67	
54. Maprounea guianensis Aubl. *	2	25	0,31	4,06
55. Alchornea discolor Poepp. ***		1		0,23
56. <i>Mabea fistulifera</i> Mart. ***		18		2,43
Fabaceae	38	81		
57. Diplotropis purpurea (Rich.) Amshoff *	14	1	3,99	0,52

Espécies/famílias	Densidade absoluta		Índice de Valor	de Importância
	Forest	Cropland	Forest	Cropland
58. Inga thibaudiana DC. *	8	26	1,78	4,52
59. Ormosia paraensis Ducke *	5	11	1,22	2,52
60. Inga heterophylla Willd. *	3	19	0,65	3,80
61. Apuleia leiocarpa (Vogel) J.F.Macbr. **	2		1,16	
62. Derris floribunda (Benth.) Ducke **	2		0,42	
63. Enterolobium schomburgkii (Benth.) Benth. *	2	5	0,71	1,03
64. Hymenaea courbaril L. *	1	3	0,30	0,75
65. Inga alba (Sw.) Willd. *	1	7	0,22	1,42
66. <i>Bauhinia dubia</i> G.Don ***		1		0,22
67. Machaerium myrianthum Spruce ex Benth. ***		2		0,46
68. Tachigali vulgaris L.G.Silva & H.C.Lima ***		6		1,09
Humiriaceae	19	3		
69. Sacoglottis guianensis Benth. *	19	3	4,40	0,59
Hymenophyllaceae	1	0		
70. Trichomanes pinnatum Hedw. **	1		0,21	
Hypericaceae	0	9		
71. Vismia japurensis Reichardt ***		9		1,90
Lauraceae	110	103		
72. Ocotea guianensis Aubl. **	38		9,19	
73. Ocotea leucoxylon (Sw.) Laness. *	38	4	6,98	0,76
74. Nectandra cuspidata Nees *	22	94	4,64	14,29
75. Mezilaurus sp. *	7	3	4,19	0,88
76. Ocotea aciphylla (Nees & Mart.) Mez **	3		0,79	
77. Ocotea cujumary Mart. *	2	1	0,43	0,24
78. Nectandra cissiflora Nees ***		1		0,23
Loganiaceae	4	3		
79. Strychnos xinguensis Krukoff *	4	3	0,73	0,55

Espécies/famílias	Densidade absoluta		Índice de Valor	de Importância
	Forest	Cropland	Forest	Cropland
Lythraceae	3	4		
80. Physocalymma scaberrimum Pohl *	3	4	0,75	0,53
Magnoliaceae	0	3		
81. Magnolia ovata (A.StHil.) Spreng. ***		3		0,80
Malpighiaceae	1	2		
82. Byrsonima aerugo Sagot *	1	2	0,29	0,49
Malvaceae	6	20		
83. <i>Luehea</i> sp. *	3	2	0,46	0,63
84. Mollia lepidota Spruce ex Benth. *	2	7	0,49	1,07
85. Eriotheca surinamensis (Uittien) A.Robyns **	1		0,27	
86. Eriotheca globosa (Aubl.) A.Robyns ***		11		2,32
Melastomataceae	148	62		
87. Miconia punctata (Desr.) DC. **	29		5,04	
88. <i>Miconia pyrifolia</i> Naudin *	28	1	5,33	0,26
89. <i>Miconia</i> sp. *	20	2	3,64	0,45
90. Mouriri brachyanthera Ducke **	20		4,14	
91. Miconia biglandulosa Gleason *	19	23	2,98	3,22
92. Miconia holosericea (L.) DC. *	11	29	2,08	4,28
93. Miconia minutiflora (Bonpl.) DC. *	8	1	1,66	0,23
94. Miconia prasina (Sw.) DC. *	7	1	1,55	0,23
95. Miconia gratissima Benth. ex Triana *	4	1	0,94	0,24
96. Bellucia grossularioides (L.) Triana *	2	4	0,70	0,87
Meliaceae	4	5		
97. Guarea guidonia (L.) Sleumer *	4	3	0,74	0,61
98. Trichilia quadrijuga Kunth ***		2		0,48
Moraceae	23	10		
99. Pseudolmedia macrophylla Trécul **	22		3,64	

Espécies/famílias	Densida	ade absoluta	Índice de Valor	de Importância
	Forest	Cropland	Forest	Cropland
100. Ficus mathewsii (Miq.) Miq. *	1	3	0,22	0,93
101. Ficus matiziana Dugand ***		4		0,83
102. Ficus maxima Mill. ***		2		0,54
103. Sorocea guilleminiana Gaudich. ***		1		0,23
Myristicaeae	2	15		
104. Virola sebifera Aubl. *	2	12	0,57	2,66
105. Virola malmei A.C.Sm. ***		3		1,26
Myrtaceae	32	28		
106. Myrcia multiflora (Lam.) DC. *	17	5	3,68	0,84
107. Myrcia umbraticola (O.Berg) E.Lucas *	7	5	1,55	1,13
108. Myrcia splendens (Sw.) DC. *	6	7	1,39	1,18
109. Myrcia eximia DC. *	2	2	0,45	0,44
110. Myrcia sylvatica (G.Mey.) DC. ***		9		1,58
Ochnaceae	19	3		
111. Ouratea discophora Ducke *	19	3	3,44	0,75
Olacaceae	1	0		
112. Dulacia guianensis (Engl.) Kuntze **	1		0,26	
Peraceae	20	24		
113. Pera glabrata (Schott) Baill. ***		16		2,35
114. Chaetocarpus schomburgkianus (Kuntze) Pax & K.Hoffm. *	20	8	3,95	1,57
Phyllanthaceae	3	5		
115. Hyeronima alchorneoides Allemão *	3	5	1,11	1,45
Quiinaceae	0	2		
116. <i>Quiina florida</i> Tul. ***		2		0,30
Rubiaceae	111	11		
117. Amaioua guianensis Aubl. *	104	8	13,12	1,80
118. Ferdinandusa guainiae Spruce ex K.Schum. *	7	3	1,42	0,68

Espécies/famílias	Densida	ade absoluta	Índice de Valor	de Importância
	Forest	Cropland	Forest	Cropland
Salicaceae	0	7		
119. Casearia grandiflora Cambess. ***		7		1,2
Sapindaceae	10	3		
120. Matayba inelegans Spruce ex Radlk. **	5		0,79	
121. Matayba arborescens (Aubl.) Radlk. **	3		0,52	
122. Paullinia sp. *	1	2	0,23	0,29
123. Talisia cerasina (Benth.) Radlk. **	1		0,22	
124. Matayba guianensis Aubl. ***		1		0,25
Sapotaceae	19	18		
125. Micropholis egensis (A.DC.) Pierre *	9	7	2,16	1,84
126. Pouteria ramiflora (Mart.) Radlk. *	9	9	2,77	2,60
127. Pouteria cuspidata (A.DC.) Baehni *	1	1	0,30	0,26
128. Pouteria sp. ***		1		0,32
Simaroubaceae	0	3		
129. Simarouba amara Aubl. ***		3		0,74
Siparunaceae	0	6		
130. Siparuna guianensis Aubl. ***		6		0,92
Urticaceae	1	13		
131. Cecropia sp. **	1		0,27	
132. Cecropia pachystachya Trécul ***		2		0,46
133. Cecropia distachya Huber ***		10		1,47
134. Pourouma velutina Mart. ex Miq. ***		1		0,23
Vochysiaceae	132	194		
135. Ruizterania wittrockii (Malme) MarcBerti *	70	177	42,24	64,32
136. Vochysia vismiifolia Spruce ex Warm. *	61	4	15,21	1,14
137. Qualea ingens Warm. *	1	6	0,46	1,79
138. Vochysia ferruginea Mart. ***		7		1,55

Espécies/famílias	Densida	ade absoluta	Índice de Valor	de Importância	
	Forest	Cropland	Forest	Cropland	
Unknown	14	18			
139. NI. 7 **	1		0,34		
140. NI. 8 **	1		0,21		
141. NI. 12 **	1		0,23		
142. NI. 13 **	1		0,21		
143. NI. 1 ***		3			1,08
144. NI. 2 ***		1			0,22
145. NI. 3 ***		1			0,22
146. NI. 4 ***		1			0,23
147. NI. 5 ***		1			0,24
148. NI. 9 ***		1			0,24
149. NI. 10 ***		2			0,32
150. NI. 11 ***		3			0,32
151. NI. 14 *	9	5	1,76		1,14
152. NI. 6 **	1		0,23		

Negrito = duas espécies presentes no Livro Vermelho da Flora Brasileira (número: 76 e 78).

\* = espécies comuns em bacias hidrográficas florestadas e de terras de cultivo.

\*\* = exclusivas para bacias hidrográficas florestais em florestas ripárias.

\*\*\* = exclusivas para bacias hidrográficas em florestas ripárias de terras de cultivo.

**Tabela A3.** Resumo do melhor modelo, e das variáveis associadas que explicam a riqueza de espécies de árvores e plântulas/mudas em florestas ripárias do sudeste da Amazônia, Querência–MT, Brasil. (árvores = AIC: 899.65; plântulas/mudas = AIC: 351.84).

Variáveis	Estimativa	Erro	Z	Р
		padronizado		
Árvores				
Intercepto	2,109	0,065	32,439	< 0,001
Distância do córrego	-0,002	0,001	-1,739	> 0,050
Uso da terra	0,030	0,101	0,302	> 0,050
Distância do córrego * Uso da terra	0,006	0,002	4,104	< 0,001
Plântulas/mudas				
Intercepto	1,921	0,090	21,421	< 0,001
Distância do córrego	-0,001	0,002	-0,585	> 0,050
Uso da terra	0,574	0,091	6,297	< 0,001



**Fig. A1.** Desenho amostral nos transectos de vegetação arbórea, implementados em dez florestas ripárias na fronteira agrícola da Amazônia (Querência–MT, Brasil). # T1 = 5 m de transecto, onde foram amostradas árvores de 5–10 cm de DAP; T2 = 20 m de transecto, onde foram amostradas árvores com DAP  $\geq$  10 cm e < 30 cm; e T3 = 40 m de transecto, onde foram amostradas árvores com DAP  $\geq$  30 cm. Ao longo da linha central azul, medimos a umidade do solo em intervalos de 10 m a cada dois meses.



**Fig. A2.** Teor médio de água do solo entre os transectos em bacias hidrográficas florestadas (*Forest*) e bacias hidrográficas de terras de cultivo (*Cropland*) em florestas ripárias (W = 1808600; p < 0,001) na Fazenda Tanguro, Querência–MT, Brasil.



**Fig. A3.** Diagrama de Venn mostrando a sobreposição em espécies arbóreas encontradas em florestas ripárias em bacias hidrográficas de florestas ripárias intactas (*Forest*) e em bacias hidrográficas de florestas ripárias de terras de cultivo (*Cropland*) na transição Amazônia–Cerrado (Fazenda Tanguro, Querência–MT, Brasil).



**Fig. A4.** Composição das espécies lenhosas em dez transeções de florestas ripárias no sudeste da Amazônia (Fazenda Tanguro, Querência–MT, Brasil). Análise de Coordenadas Principais (PCoA – Índice de dissimilaridade de Bray–Curtis) para composição de espécies e densidade média de árvores (ANOSIM: R = 0,22; p = 0,001). *Forest* = florestas ripárias intactas; *Cropland* = florestas ripárias de terras de cultivo.



**Fig. A5.** Mapa indicando o ano de desmatamento para cada bacia hidrográfica de florestas ripárias amostradas na zona de transição Amazônia–Cerrado (Querência–MT, Brasil). *Forest* = florestas ripárias intactas; *Cropland* = florestas ripárias de terras de cultivo.

# CAPÍTULO 2 – ATRIBUTOS FUNCIONAIS DE FLORESTAS RIPÁRIAS PRESERVADAS E FRAGMENTADAS AO SUL DA AMAZÔNIA

# CHAPTER 2 – FUNCTIONAL ATTRIBUTES OF PRESERVED AND FRAGMENTED RIPARIAN FORESTS IN THE SOUTHERN AMAZON

A ser submetido para publicação no periódico: Oecologia

### RESUMO

Nos trópicos, a fragmentação das florestas nativas para outros usos altera as condições microclimáticas das florestas remanescentes com possíveis impactos sobre a estrutura e o funcionamento da vegetação. Entretanto, pouco se sabe sobre a plasticidade dos atributos funcionais das espécies arbóreas ou quais estratégias ecológicas são adotadas em resposta às novas condições ambientais impostas pela fragmentação e pelas mudanças no uso da terra. O nosso objetivo foi avaliar se atributos funcionais de espécies arbóreas em florestas ripárias no sul da Amazônia mudam em resposta a fragmentação e a distância do córrego das florestas em seu entorno. Para isso, nós avaliamos 12 atributos funcionais de espécies lenhosas em seis florestas ripárias em paisagens agrícolas (Cropland) e quatro de áreas intactas (Forest). Registramos 123 espécies, sendo 64 comuns aos dois ambientes, 33 restritas às paisagens agrícolas e 26 às áreas intactas. A espessura da folha e o conteúdo de potássio foram os atributos funcionais com maior plasticidade fenotípica para espécies comuns aos dois ambientes. As espécies restritas às áreas intactas apresentaram maior área foliar específica em relação às espécies restritas às paisagens agrícolas. De forma geral, houve maior variabilidade nos atributos funcionais das espécies comuns as florestas preservadas e fragmentadas, sugerindo que essas espécies apresentam maior plasticidade do que aquelas restritas a um dos dois ambientes. Em florestas preservadas, as espécies tendem a adotar estratégias aquisitivas, enquanto em florestas fragmentadas a tendência é de que as espécies adotem estratégias conservativas de recursos. Em resposta ao desmatamento e à ocupação por agricultura no entorno das matas ripárias, algumas espécies arbóreas podem modificar atributos funcionais ou ser substituídas por espécies mais adaptadas à nova condição.

Palavras-chave: agricultura, árvores, plasticidade fenotípica, traços funcionais, uso da terra.

### ABSTRACT

In the tropics, the fragmentation of native forests for other uses alters the microclimatic conditions of the remaining forests with possible impacts on vegetation structure and function. However, little is known about the plasticity of functional attributes of tree species, or which ecological strategies are adopted in response to the new environmental conditions imposed by fragmentation and land use changes. Our objective was to assess whether functional attributes of tree species in riparian forests in southern Amazonia change in response to fragmentation and distance of the stream from surrounding forests. To this end, we assessed 12 functional attributes of woody species present in six riparian forests in agricultural landscapes (Cropland) and four from intact areas (Forest). We recorded 123 species, with 64 common to both environments, 33 restricted to agricultural landscapes, and 26 to intact areas. Leaf thickness and potassium content were the functional attributes with the greatest phenotypic plasticity for species common to both environments. Species restricted to intact areas showed greater specific leaf area compared to species restricted to agricultural landscapes. Overall, there was greater variability in the functional attributes of species common to both preserved and fragmented forests, suggesting that these species have greater plasticity than those restricted to one of the two environments. In intact forests, species tend to adopt acquisitive strategies, whereas in fragmented forests species tend to adopt resource-conserving strategies. In response to deforestation and occupation by agriculture around riparian forests, some tree species may modify functional attributes or be replaced by species better adapted to the new condition.

Keywords: agriculture, trees, phenotypic plasticity, functional traits, land use.
### **1. INTRODUÇÃO**

A perda e a fragmentação de habitats e as mudanças climáticas resultantes da conversão da vegetação nativa representam as principais ameaças às florestas tropicais (Barlow et al., 2016; Gibson et al., 2011). Essas modificações bióticas e abióticas têm ocorrido em uma velocidade que provavelmente não permitirá a adaptação de algumas espécies, que por isso podem ser localmente extintas (Laurance et al., 2006). Há ainda os efeitos indiretos promovidos pelo desmatamento de florestas nativas, como a perda da capacidade de regulação da temperatura de córregos (Macedo et al., 2013), o aumento da temperatura da superfície de áreas desmatadas (Silvério et al., 2015), a mudança na disponibilidade de luz (Power et al., 2019) e os efeitos de borda (Maracahipes-Santos et al., 2020). Apesar desse importante papel regulatório, desmatamento da Amazônia tem se intensificado nas últimas décadas, principalmente para expansão agropecuária, especialmente nas porções sul e leste, região conhecida como "arco do desmatamento" (Brando et al., 2013; Macedo et al., 2013; Morton et al., 2016; Neill et al., 2013; Silva Junior et al., 2020). Assim, a manutenção desses serviços ecossistêmicos chave e do funcionamento das florestas ripárias em paisagens agrícolas (Maracahipes-Santos et al., 2020; Nagy et al., 2015; Neill et al., 2013) só será possível se consideramos as relações de causa e efeito da conversão e fragmentação das floresta tropicais.

Nesse sentido, diferentes estudos já mostram que o desmatamento de florestas tropicais para agricultura e pecuária promove mudanças nas condições ambientais locais (Laurance et al., 2016; Mertens et al., 2002) e regionais (Fearnside, 2005; Foley et al., 2011; Silvério et al., 2015). Tais mudanças afetam a composição e a riqueza de espécies de plantas e serviços ecossistêmicos das florestas remanescentes (Maracahipes-Santos et al., 2020; Matricardi et al., 2020; Morton et al., 2006; Nagy et al., 2015). Isso ocorre porque as novas condições ambientais locais impostas pelo desmatamento atuam selecionando as espécies com maior capacidade adaptativa e excluindo aquelas não adaptadas as novas condições (Lebrija-Trejos et al., 2010; Leimu e Fischer, 2008). Em outras palavras, as espécies com maior plasticidade fenotípica tendem a permanecer no ambiente modificado, enquanto as demais podem ser extintas localmente (Nicotra et al., 2010; Turcotte e Levine, 2016). Além disso, as mudanças ambientais podem promover a colonização por novas espécies adaptadas às novas condições e, em geral, aquelas espécies pioneira e de rápido crescimento são as primeiras a colonizarem ambientes recém perturbados (Cheptou et al., 2017; Laurance et al., 2016) Assim, espera-se que o desmatamento e a fragmentação

alterem o funcionamento das florestas tropicais remanescentes, modificando os mecanismos de aquisição de recursos e, consequentemente, a competição por recursos entre as espécies de plantas (Haddad et al., 2015; Laurance et al., 2016; Turcotte e Levine, 2016). Mudanças nos valores médios dos atributos funcionais das espécies, em função decorrentes da fragmentação, pode implicar em consequências diretas sobre o funcionamento da comunidade e dos serviços ecossistêmicos – tais como estoque de carbono, fotossíntese, etc. Todos esses processos, atuando em sinergia, podem levar à montagem de uma nova comunidade de plantas, com características florísticas, estruturais e funcionais diferentes da comunidade original.

Considerando que as distintas espécies de plantas podem apresentar diferentes estratégias ecológicas em resposta às alterações ambientais, é importante avaliar as respostas espécie-específicas. Para tanto, podemos investigar mudanças nos atributos funcionais de espécies restritas a uma ou outra condição ambiental quanto às adaptações das espécies comuns em resposta às novas condições ambientais. Por exemplo, algumas espécies adotam estratégias mais conservativas ao maximizarem a economia dos recursos, enquanto outras apresentam estratégias aquisitivas ao maximizarem o uso dos recursos (Bruelheide et al., 2018; Díaz et al., 2016). As estratégias aquisitivas estão relacionadas à competição por recursos disponíveis e implicam em investimentos em maior altura, maior área foliar específica e maior densidade da madeira (Hoffmann e Franco, 2003; Maracahipes et al., 2018; Pellegrini et al., 2016; Power et al., 2019). Por outro lado, as estratégias conservativas implicam, por exemplo, em menor investimento em altura, menor área foliar específica e densidade da madeira (Díaz et al., 2016, 2004). Dessa forma, entender o processo de adaptação das espécies de plantas em paisagens agrícolas em regiões sob grande pressão do desmatamento e fragmentação é fundamental para saber quais espécies e funções ecológicas associadas a elas podem ser perdidas.

Geralmente, as espécies de florestas tropicais úmidas desenvolvem estratégias aquisitivas (Dantas et al., 2013; Hoffmann et al., 2009). Porém, as mudanças ambientais promovidas pela degradação dessas florestas podem induzir algumas espécies a adotarem estratégias mais conservativas (Power et al., 2019) devido à redução na disponibilidade de recursos essenciais, tais como água e nutrientes. Assim, em florestas tropicais degradadas ou fragmentadas há uma tendência de colonização ou um aumento populacional de espécies pioneiras, que têm crescimento rápido e período de vida curto, ou seja, são espécies com alta taxa de mortalidade (Reis et al., 2017). Por exemplo, em florestas ripárias na transição entre o Cerrado e a Amazônia, a espécie *Tachigali vulgaris*,

generalista colonizadora, ocorre com frequência e em altas abundâncias em clareiras de floresta ou em florestas queimadas (Brando et al., 2019; Reis et al., 2017). Muitas vezes, esse processo de degradação ao longo do tempo, juntamente com o estabelecimento de espécies com estratégias ecológicas diferentes das florestas intactas (espécies de crescimento rápido), leva as comunidades a um novo estado estável de funcionamento – estados estáveis alternativos (Ghazoul et al., 2015). Com isso, pode haver perdas de funções e de serviços ecossistêmicos – tais como estoque de carbono, fotossíntese, etc. Dessa forma, melhorar a compreensão de qual estratégia ecológica é predominante, se conservativa ou aquisitiva, frente às pressões seletivas impostas às florestas remanescentes em áreas agrícolas, tem importantes implicações para a manutenção do funcionamento desses ecossistemas ao longo do tempo.

Nesse contexto, o nosso objetivo foi avaliar se os atributos funcionais de espécies arbóreas em florestas ripárias fragmentadas em paisagens agrícolas diferem em relação às florestas ripárias preservadas ou não fragmentadas no sul da Amazônia. Considerando que o desmatamento promove mudanças da estrutura e diversidade de espécies de florestas ripárias em paisagens agrícolas (Maracahipes-Santos et al., 2020; Nagy et al., 2015), avaliamos o efeito da mudança do uso da terra sobre o funcionamento destas comunidades. Para isso nós testamos quatro hipóteses: (1) há diferença nos atributos funcionais em nível de comunidade, entre florestas ripárias fragmentadas e preservadas; (2) há diferença entre os dois ambientes nos atributos funcionais em nível de comunidade ao longo do gradiente de distância do córrego; (3) há diferenças nos atributos funcionais entre as espécies restritas a florestas intactas e aquelas que ocorrem somente nas florestas em paisagens agrícolas; e (4) há diferença nos atributos funcionais das espécies comuns aos dois ambientes, ou seja, há variação intraespecífica dentro das populações das espécies comuns, que permite sua persistência em ambos os ambientes.

## 2. MATERIAL E MÉTODOS

## 2.1. Área de estudo

Realizamos este estudo em 10 florestas ripárias na Fazenda Tanguro, Querência– MT, Brasil, nas quais fizemos o inventário prévio da vegetação arbórea (Capítulo 1). Para maiores detalhes sobre as florestas estudadas veja o capítulo 1 desta tese. Amostramos seis florestas ripárias intactas – distantes e sem contato com áreas de cultivo (*Forest* – florestas intactas) e quatro florestas ripárias em paisagens agrícolas e em contato direto ou circundadas por áreas de cultivo (*Cropland* – florestas em paisagens agrícolas). O clima da região apresenta dois períodos bem definidos (Fig. 1), chuvoso de outubro a abril e seco de maio a setembro, com precipitação anual variando entre 1.900 mm e 2.200 mm, e temperatura média 24-26°C (Alvares et al., 2013; Fig. 1).



**Figura 1**. Climatograma da Estação Meteorológica do Instituto de Pesquisa Ambiental da Amazônia, localizada na Fazenda Tanguro, Querência-MT.

## 2.2. Coleta de dados

Coletamos os atributos funcionais no auge do período chuvoso (novembro de 2017 a janeiro de 2018) durante o qual há o máximo de expansão e maturidade foliar e o pico de crescimento estrutural das plantas (Pérez-Harguindeguy et al., 2013). Seguindo o protocolo

de Pérez-Harguindeguy et al. (2013), amostramos os seguintes atributos funcionais: altura máxima da planta (Hmax), densidade específica da madeira (SSD), espessura relativa da casca (ponderados pelo diâmetro do tronco à altura do peito) (BT), espessura foliar (LT), área foliar (LA), área foliar específica (SLA), e as concentrações foliares de fósforo (P), potássio (K), nitrogênio (N), carbono (C), cálcio (Ca) e magnésio (Mg) (Tabela S1). Em cada ambiente (*Forest* e *Cropland*) amostramos 10 indivíduos de cada espécie (Tabela S2) e as espécies raras procuramos indivíduos fora da parcela em cada ambiente – em último caso trabalhamos com total de indivíduo encontrados. Para a determinação das concentrações de nutrientes foliares, amostramos três indivíduos de cada espécie por ambiente (Tabela S1), exceto quando a quantidade de folhas na copa para coleta não era suficiente nas espécies com baixa densidade de indivíduos. Os atributos funcionais aqui selecionados estão relacionados com estratégias de rápida aquisição ou de conservação de recursos (Diaz et al., 2004) e com respostas das plantas a distúrbios como estresse hídrico e nutricional (Pérez-Harguindeguy et al., 2013). As concentrações de nutrientes foliares foram determinadas no laboratório de Análise de Plantas (Departamento de Engenharia Florestal - UFV, Viçosa-MG, Brasil).

#### 2.3. Análise de dados

Comparamos os atributos funcionais das espécies entre os dois ambientes (florestas preservadas e florestas fragmentadas) considerando a comunidade como um todo (todas as espécies de cada ambiente), apenas as espécies exclusivas de cada ambiente e aquelas espécies comuns aos dois ambientes, conforme descrito a seguir.

*Comparação das comunidades*. Para comparar os valores médios dos atributos funcionais da comunidade entre floresta intacta e floresta em paisagens agrícolas, usamos uma Análise de Variância Multivariada (MANOVA), aplicando a função *manova* do pacote base "*stats*" no R (R Core Team, 2020). Utilizamos a mesma análise para comparar os atributos médios das espécies exclusivas e das espécies comuns a cada ambiente. Nesse nível de análise, testamos também a influência do uso da terra e o gradiente de distância do córrego (x e y de cada indivíduo) sobre cada atributo funcional, utilizando Modelos Mistos Generalizados. Nesses Modelos usamos a função *lmer* do pacote "*lme4*" (Bates et al., 2015). Checamos a multicolinearidade entre os atributos funcionais de florestas ripárias (n=12), por meio de Fatores de Inflação de Variância (VIFs), utilizando a função *vifstep* do pacote "*usdm*" (Naimi et al., 2013). As variáveis não apresentaram colinearidade com VIF  $\leq 3$  (Zuur et al., 2010), portanto, mantivemos todos os atributos funcionais em nossa

análise (Tabela S3). Aplicamos uma Análise de Componentes Principais (PCA) para avaliar as inter-relações em nosso conjunto de atributos funcionais, usando a função *princomp* do pacote base "*stats*" no R (R Core Team, 2020). Nessa análise, usamos a função decostand com método *standardize* do pacote "*vegan*" (Oksanen et al., 2019) para padronização das variáveis. Ainda testamos diferenças entre os dois tipos de florestas com base nos dois primeiros eixos da PCA usando Modelo Linear, aplicando a função *lm* do pacote base "*stats*" no R (R Core Team, 2020).

#### **3. RESULTADOS**

Evidenciamos ampla variação entre as espécies nos atributos funcionais das comunidades de plantas arbóreas das florestas ripárias intactas e florestas ripárias em paisagens agrícolas, confirmando nossa primeira hipótese. Como hipotetizamos, as espécies comuns às florestas preservadas e fragmentadas apresentaram diferenças estatísticas claras entre ambientes para os atributos funcionais das folhas e do tronco. Por outro lado, houve pouca variação nos atributos funcionais dentro das populações para espécies restritas a cada um dos ambientes estudados, refutando parcialmente nossa terceira hipótese. Ainda, as comunidades arbóreas das florestas ripárias preservadas apresentaram tendências para estratégias mais aquisitivas de água e nutrientes enquanto nas florestas ripárias em paisagens agrícolas as comunidades apresentaram tendência para estratégias conservativas de recursos.

*Comparação das comunidades.* Dos doze atributos funcionais avaliados, seis diferiram significativamente entre os dois ambientes estudados (*Forest* e *Cropland*). Quatro atributos apresentaram maiores valores em florestas intactas: altura máxima da planta (21,8% maior em floresta intacta), área foliar específica (11,7%), concentração foliar de magnésio (13,5%) e de nitrogênio (5,3%) (Fig. 2; Tabela S4). Por outro lado, dois atributos apresentaram maiores valores para florestas ripárias em paisagens agrícolas: a espessura da folha (11,0%) e a concentração de potássio foliar (13,1%) (Fig. 2; Tabela S4). A espessura relativa da casca, a densidade específica da madeira, a área foliar, a concentração de carbono, de fósforo e de cálcio não diferiram entre ambientes (Fig. 2; Tabela S4).

Os dois primeiros eixos de nossa Análise de Componentes Principais (PCA) explicaram cerca de 40% da variação dos atributos funcionais e esses dois eixos evidenciaram distinção dos atributos entre os dois ambientes (Fig. 3;  $F_{(1, 184)} = 4,36$ ; p =

0,038). As maiores concentrações foliares de fósforo, potássio, magnésio e cálcio estavam associadas às florestas intactas (maiores valores no eixo 1) e a espessura da folha estavam associadas às florestas fragmentadas (menores valores no eixo 1) (Fig. 3). Por outro lado, a densidade específica da madeira, a área foliar específica e o nitrogênio mostraram-se associados às florestas preservadas (maiores autovalores no eixo 2) enquanto a densidade específica da madeira foi associada às florestas fragmentadas (maiores autovalores no eixo 2) enquanto a densidade específica da madeira foi associada às florestas fragmentadas (maiores autovalores do eixo 2) (Fig. 3).

Mostramos com nossos Modelos Mistos Generalizados que os doze atributos funcionais, diferiram significativamente entre os dois tipos de florestas e três diferiram em função da distância do córrego, embora a magnitude da diferença seja pequena em relação à variabilidade dos dados em função das espécies (Fig. S1; Tabela S5). Cinco atributos funcionais (altura máxima da planta, densidade específica da madeira, área foliar específica, concentrações de cálcio e magnésio nas folhas) foram maiores em florestas ripárias intactas. Outros cinco atributos (espessura da folha, concentrações de carbono, nitrogênio, fósforo e potássio), foram maiores em florestas ripárias em paisagens agrícolas ao longo do gradiente de distância do córrego (Fig. S1; Tabela S5). Adicionalmente, verificamos que nos dois tipos de florestas houve aumento nos valores de SLA, N, P e Mg e diminuição em Hmax, Ca e LT, desde o córrego até a borda das florestas em paisagens agrícolas e com o aumento da distância da margem nas florestas intactas (Fig. S1; Tabela S5).

*Comparações das espécies exclusivas.* 26 espécies foram exclusivas de florestas intactas e 33 de florestas de paisagens agrícolas. Apenas a área foliar específica diferiu significativamente entre as espécies exclusivas de cada um dos dois ambientes, sendo maior nas florestas intactas (média = 128,9 cm<sup>2</sup> g<sup>-1</sup>) em comparação às florestas de paisagens agrícolas (média = 109,3 cm<sup>2</sup> g<sup>-1</sup>; Fig. 4; Tabela S6;  $F_{(1, 48)} = 6,46$ ; p = 0,014).

*Comparações das espécies comuns.* Ao comparamos as 64 espécies comuns aos dois tipos de florestas, verificamos que quando presentes nas florestas intactas são mais altas, que produzem folhas maiores, com maior área foliar específica e concentração de fósforo e magnésio foliar (Fig. 5; Fig. S2; Tabela S7). Por outro lado, nas florestas em paisagens agrícolas as plantas produzem folhas mais espessas e com maior concentração de potássio (Fig. 5; Fig. S2; Tabela S7). A espessura relativa da casca, a densidade específica da madeira, e as concentrações de carbono, nitrogênio, e cálcio não diferiram significativamente entre as plantas das espécies comuns aos dois tipos de florestas (Fig. 5; Fig. S2; Tabela S7).



**Figura 2**. Média dos atributos funcionais de comunidades arbóreas de florestas ripárias intactas (*Forest*) e florestas ripárias em paisagens agrícolas (*Cropland*) no sul da Amazônia, Querência–MT, Brasil. Hmax = altura máxima da planta; BT = espessura da casca; SSD = densidade específica da madeira; LA = área foliar; LT = espessura da folha, SLA = área foliar específica, C = concentração de carbono foliar, N = concentração de nitrogênio foliar, K = concentração de potássio foliar, P = concentração de fósforo foliar, Ca = concentração de cálcio foliar e Mg = concentração de magnésio foliar. As letras indicam diferenças significativa pela Análise de Variância Multivariada (MANOVA).



**Figure 3.** Análise de Componentes Principais para atributos funcionais de espécies arbóreas em florestas ripárias intactas (*Forest*) e florestas ripárias em paisagens agrícolas (*Cropland*) no sul da Amazônia, Querência–MT, Brasil. Hmax = altura máxima da planta; BT = espessura da casca; SSD = densidade específica da madeira; LA = área foliar; LT = espessura da folha, SLA = área foliar específica, C = concentração de carbono foliar, N = concentração de nitrogênio foliar, K = concentração de potássio foliar, P = concentração de fósforo foliar, Ca = concentração de cálcio foliar e Mg = concentração de magnésio foliar. Os dois ambientes de florestas diferiram significativamente ( $F_{(1, 184)} = 4,36$ , p = 0,038).



**Figura 4**. Valores médios dos atributos funcionais de espécies em florestas ripárias, comparando espécies restritas de habitats de florestas ripárias intactas (*Forest*) e florestas ripárias em paisagens agrícolas (*Cropland*) no sul da Amazônia, Querência–MT, Brasil. Hmax = altura máxima da planta; BT = espessura da casca; SSD = densidade específica da madeira; LA = área foliar; LT = espessura da folha, SLA = área foliar específica, C = concentração de carbono foliar, N = concentração de nitrogênio foliar, K = concentração de potássio foliar, P = concentração de fósforo foliar, Ca = concentração de cálcio foliar e Mg = concentração de magnésio foliar. As letras indicam diferenças significativa pela Análise de Variância Multivariada (MANOVA).



**Figura 5**. Valores médios dos atributos funcionais de espécies arbóreas comuns em habitats de florestas ripárias intactas (*Forest*) e florestas ripárias em paisagens agrícolas (*Cropland*) no sul da Amazônia, Querência–MT, Brasil. Hmax = altura máxima da planta; BT = espessura da casca; SSD = densidade específica da madeira; LA = área foliar; LT = espessura da folha, SLA = área foliar específica, C = concentração de carbono foliar, N = concentração de nitrogênio foliar, K = concentração de potássio foliar, P = concentração de fósforo foliar, Ca = concentração de cálcio foliar e Mg = concentração de magnésio foliar.

#### 4. DISCUSSÃO

Nossos resultados evidenciam que a conversão de áreas nativas adjacentes às florestas ripárias para atividades agrícolas promove respostas distintas de atributos funcionais das espécies arbóreas na borda sul da Amazônia. Em geral, observamos as plantas arbóreas das florestas intactas e são mais altas, produzem folhas com maior área foliar específica e menor espessura da folha, tanto para as espécies comuns aos dois ambientes quanto espécies restritas a um dos dois ambiente. Destacamos ainda, que entre as espécies exclusivas de cada ambiente, a área foliar específica foi também maior na floresta intacta. Desta forma, evidenciamos que o desmatamento das áreas no entorno das florestas ripárias altera o funcionamento das comunidades de plantas arbóreas. Os dois principais fatores causando tais alterações provavelmente são: primeiro, as mudanças na composição de espécies arbóreas nas florestas ripárias em paisagens agrícolas (como demonstrado no capítulo 1); segundo, as mudanças das condições microclimáticas que resultaram em alterações da estrutura e funcionamento das comunidades - principalmente na diminuição da altura da vegetação e na adoção de estratégias de conservação de recursos (Diaz et al., 2004). Nossos achados são consistentes com aqueles outros estudos que evidenciaram que espécies de plantas sob fortes fatores de estresse ambiental (como observado nas florestas em paisagens agrícolas aqui estudadas) tendem a adotar estratégias de conservação de recursos (Diaz et al., 2004; Hoffmann et al., 2012; Maracahipes et al., 2018; Power et al., 2019), o que torna possível a manutenção destas espécies ao longo do tempo nestas comunidades degradadas.

É notável que, tanto para a comunidade arbórea em geral quanto para as espécies comuns aos dois ambientes, as plantas das florestas intactas foram mais altas e produziram folhas com maior área foliar específica e concentração de magnésio, mas com menor espessura e concentração de potássio do que as plantas das florestas agrícolas. Essas mudanças nos atributos funcionais aqui reveladas, provavelmente ocorrem devido às mudanças ambientais (tais como maior entrada de luz e maior temperatura). Em nível de comunidade, os atributos funcionais mais sensíveis às mudanças ambientais nas florestas ripárias de paisagens agrícolas foram representados por maiores valores de espessura da folha, e menores valores de altura máxima da planta, área foliar específica, e concentrações de nitrogênio, potássio e magnésio (Fig. 2). Essas mudanças nos valores de atributos funcionais em nível de comunidade sugerem a adoção de uma estratégia de conservação de recursos em resposta à alteração das condições ambientais em escala local. Em geral, as

espécies sob forte estresse ambiental apresentam duas respostas possíveis – ou se adaptam às novas condições ou são excluídas localmente (Laurance et al., 2006). Essa primeira estratégia ecológica de adaptação de uma determinada espécies a um determinado ambiente determina a sua persistência em um habitat específico (Hoffmann e Franco, 2003). Portanto, isso indica uma mudança das características funcionais das espécies arbóreas em função da mudança na composição florística, conforme mostrado por Nagy et al. (2015) na mesma área de estudo.

As espécies arbóreas restritas às florestas ripárias intactas ou às florestas em paisagens agrícolas diferiram apenas em área foliar específica (SLA; Fig. 4). Uma possível explicação para a semelhança da maioria dos atributos aqui analisados é a de que o tempo de desmatamento para agricultura ainda não afetou as características funcionais desse conjunto de espécies restritas. Ou as mudanças ambientais não foram grandes o suficiente e/ou as espécies não são muito susceptíveis a tais mudanças. Por outro lado, as espécies arbóreas comuns entre paisagens apresentaram variação intraespecífica para sete dos 12 atributos funcionais estudados. Isso indica que as características funcionais dessas espécies são determinadas pelo ambiente (Fig. 5). Porém, isso pode garantir a existência de algumas espécies em florestas ripárias em paisagens agrícolas, mas não garante que essas espécies possam desempenhar as mesmas funções de antes. Entretanto, nossos resultados sugerem plasticidade fenotípica para as espécies comuns aos ambientes de florestas ripárias em paisagens agrícolas. Porém, mesmo com a plasticidade fenotípica de espécies comuns às florestas ripárias intactas e às florestas em paisagens agrícolas, a eficiência nas funções ecossistêmicas desempenhadas por essas espécies de plantas pode diminuir. Um exemplo importante é a chegada de espécies pioneiras com crescimento rápido e menor estoque de carbono (Capítulo 1). Isso pode comprometer funções ecossistêmicas importantes tais como evapotranspiração, estoque de carbono e manutenção da temperatura local e regional (Laurance et al., 2006, 2002; Neill et al., 2013; Silvério et al., 2015).

Entre todos os atributos aqui investigados, chamamos atenção para os atributos foliares, como os nutrientes (N, P, K e Mg), a espessura foliar e principalmente a área foliar específica diferiram entre os dois ambientes e por isso são úteis para determinar as prováveis consequências das mudanças no uso da terra sobre as florestas remanescentes. As folhas são órgãos muito plásticos e por isso muito úteis para se avaliar mudanças ambientais mais sutis e em menor escala temporal. Por isso, recomendamos aqui o uso dos atributos foliares na avaliação das consequências da fragmentação sobre os ajustes ecológicos das plantas. No entanto, nossas comparações dos atributos entre as espécies

exclusivas de cada ambiente não foram eficientes para evidenciar diferenças entre eles e, portanto, acreditamos que as análises em nível de comunidade e das espécies comuns podem ser mais adequadas para avaliar o ajuste das plantas às novas condições impostas pela remoção da vegetação e fragmentação de habitats nativos.

Nossos resultados mostram que o desmatamento e a fragmentação provocam mudanças nas estratégias ecológicas das espécies de plantas arbóreas de florestas ripárias adjacentes a áreas agrícolas no sul da Amazônia. Mais especificamente mostramos que com a fragmentação as espécies em paisagens agrícolas passam a adotar estratégias de conservação de recursos – que é uma característica de adaptação a estresse ambiental e/ou resposta a ambientes degradados (Power et al., 2019). Mostramos ainda que os atributos funcionais que melhor expressaram os efeitos das alterações das condições ambientais foram: altura máxima da planta, espessura da folha, área foliar específica e as concentrações foliares de nitrogênio, potássio e magnésio. Sugerimos que as mudanças registradas na composição de espécies (Maracahipes-Santos et al., 2020; Nagy et al., 2015) e nos atributos funcionais das espécies arbóreas de florestas ripárias (presente estudo) promovam alterações do funcionamento destes ecossistemas, podendo comprometer a manutenção da fauna associada a essas florestas, bem como levar a uma drástica redução dos estoques de carbono das comunidades adjacentes a áreas agrícolas (Brando et al., 2019; Laurance et al., 2007, 2006, 2002). Nesse contexto, é importante o acompanhamento a longo prazo das respostas funcionais dessas comunidades às novas condições impostas pelo efeito de borda causado pelo desmatamento (23 a 31 anos até 2015).

Concluímos que a abordagem de atributos funcionais, que tem sido amplamente adotada nas duas últimas décadas, é uma importante ferramenta, para se avaliar os efeitos do desmatamento sobre a trajetória funcional das comunidades e para se avaliar questões teóricas como a plasticidade fenotípica das plantas os "estados estáveis alternativos" (Ghazoul et al., 2015). Assim, estudos dessa natureza podem indicar como as mudanças no uso da terra reduzem a qualidade dos serviços ecossistêmicos chaves prestados pelas florestas ripárias. Desse modo, devido à grande importância ecológica das florestas ripárias, é necessário ampliar os esforços sobre o estudo do funcionamento e das respostas funcionais das espécies aos fatores de degradação, uma vez que as mudanças podem acontecer em um ritmo muito rápido sem o tempo necessário para adaptação de muitas espécies. Além disso, o enriquecimento do nosso conhecimento sobre a resposta das características funcionais das espécies arbóreas de florestas ripárias tropicais a distúrbios antropogênicos, porque é de fundamental importância para subsidiar estratégias de recuperação de Áreas de Preservação Permanente (APPs) degradadas na porção sul da Amazônia.

### 5. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Alvares, C.A., Stape, J.L., Sentelhas, P.C., de Moraes Gonçalves, J.L., Sparovek, G., 2013. Köppen's climate classification map for Brazil. Meteorol. Zeitschrift 22, 711–728. https://doi.org/10.1127/0941-2948/2013/0507
- Barlow, J., Lennox, G.D., Ferreira, J., Berenguer, E., Lees, A.C., Nally, R. Mac, Thomson, J.R., Ferraz, S.F.D.B., Louzada, J., Oliveira, V.H.F., Parry, L., Ribeiro De Castro Solar, R., Vieira, I.C.G., Aragaõ, L.E.O.C., Begotti, R.A., Braga, R.F., Cardoso, T.M., Jr, R.C.D.O., Souza, C.M., Moura, N.G., Nunes, S.S., Siqueira, J.V., Pardini, R., Silveira, J.M., Vaz-De-Mello, F.Z., Veiga, R.C.S., Venturieri, A., Gardner, T.A., 2016. Anthropogenic disturbance in tropical forests can double biodiversity loss from deforestation. Nature 535, 144–147. https://doi.org/10.1038/nature18326
- Bates, D., M\u00e4chler, M., Bolker, B., Walker, S., 2015. Fitting Linear Mixed-Effects Models Using lme4. J. Stat. Softw. 67. https://doi.org/10.18637/jss.v067.i01
- Brando, P.M., Coe, M.T., DeFries, R., Azevedo, A.A., 2013. Ecology, economy and management of an agroindustrial frontier landscape in the southeast Amazon.
  Philos. Trans. R. Soc. B Biol. Sci. 368, 20120152–20120152. https://doi.org/10.1098/rstb.2012.0152
- Brando, P.M., Silvério, D., Maracahipes-Santos, L., Oliveira-Santos, C., Levick, S.R., Coe, M.T., Migliavacca, M., Balch, J.K., Macedo, M.N., Nepstad, D.C., Maracahipes, L., Davidson, E., Asner, G., Kolle, O., Trumbore, S., 2019. Prolonged tropical forest degradation due to compounding disturbances: Implications for CO 2 and H 2 O fluxes. Glob. Chang. Biol. 25, 2855–2868. https://doi.org/10.1111/gcb.14659
- Bruelheide, H., Dengler, J., Purschke, O., Lenoir, J., Jiménez-Alfaro, B., Hennekens, S.M., Botta-Dukát, Z., Chytrý, M., Field, R., Jansen, F., Kattge, J., Pillar, V.D., Schrodt, F., Mahecha, M.D., Peet, R.K., Sandel, B., van Bodegom, P., Altman, J., Alvarez-Dávila, E., Arfin Khan, M.A.S., Attorre, F., Aubin, I., Baraloto, C., Barroso, J.G., Bauters, M., Bergmeier, E., Biurrun, I., Bjorkman, A.D., Blonder, B., Čarni, A., Cayuela, L., Černý, T., Cornelissen, J.H.C., Craven, D., Dainese, M., Derroire, G., De Sanctis, M., Díaz, S., Doležal, J., Farfan-Rios, W., Feldpausch, T.R., Fenton, N.J., Garnier, E., Guerin, G.R., Gutiérrez, A.G., Haider, S., Hattab, T., Henry, G., Hérault, B., Higuchi, P., Hölzel, N., Homeier, J., Jentsch, A., Jürgens, N., Kącki, Z., Karger, D.N., Kessler, M., Kleyer, M., Knollová, I., Korolyuk, A.Y., Kühn, I., Laughlin, D.C., Lens, F., Loos, J., Louault, F., Lyubenova, M.I., Malhi, Y.,

Marcenò, C., Mencuccini, M., Müller, J. V., Munzinger, J., Myers-Smith, I.H., Neill, D.A., Niinemets, Ü., Orwin, K.H., Ozinga, W.A., Penuelas, J., Pérez-Haase, A., Petřík, P., Phillips, O.L., Pärtel, M., Reich, P.B., Römermann, C., Rodrigues, A. V., Sabatini, F.M., Sardans, J., Schmidt, M., Seidler, G., Silva Espejo, J.E., Silveira, M., Smyth, A., Sporbert, M., Svenning, J.-C., Tang, Z., Thomas, R., Tsiripidis, I., Vassilev, K., Violle, C., Virtanen, R., Weiher, E., Welk, E., Wesche, K., Winter, M., Wirth, C., Jandt, U., 2018. Global trait-environment relationships 2, of plant communities. Nat. Ecol. Evol. 1906–1917. https://doi.org/10.1038/s41559-018-0699-8

- Chapin, F.S., Matson, P.A., Vitousek, P.M., 2011. Principles of Terrestrial Ecosystem Ecology, Springer. Springer New York, New York, NY. https://doi.org/10.1007/978-1-4419-9504-9
- Chave, J., Coomes, D., Jansen, S., Lewis, S.L., Swenson, N.G., Zanne, A.E., 2009. Towards a worldwide wood economics spectrum. Ecol. Lett. 12, 351–366. https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2009.01285.x
- Cheptou, P.O., Hargreaves, A.L., Bonte, D., Jacquemyn, H., 2017. Adaptation to fragmentation: Evolutionarydynamics driven by human influences. Philos. Trans. R. Soc. B Biol. Sci. 372. https://doi.org/10.1098/rstb.2016.0037
- Cianciaruso, M. V., Silva, I.A., Batalha, M.A., Gaston, K.J., Petchey, O.L., 2012. The influence of fire on phylogenetic and functional structure of woody savannas: Moving from species to individuals. Perspect. Plant Ecol. Evol. Syst. 14, 205–216. https://doi.org/10.1016/j.ppees.2011.11.004
- Dantas, V. de L., Batalha, M.A., Pausas, J.G., 2013. Fire drives functional thresholds on the savanna–forest transition. Ecology 94, 2454–2463. https://doi.org/10.1890/12-1629.1
- Díaz, S., Hodgson, J.G., Thompson, K., Cabido, M., Cornelissen, J.H.C., Jalili, A., Montserrat-Martí, G., Grime, J.P., Zarrinkamar, F., Asri, Y., Band, S.R., Basconcelo, S., Castro-Díez, P., Funes, G., Hamzehee, B., Khoshnevi, M., Pérez-Harguindeguy, N., Pérez-Rontomé, M.C., Shirvany, F.A., Vendramini, F., Yazdani, S., Abbas-Azimi, R., Bogaard, A., Boustani, S., Charles, M., Dehghan, M., De Torres-Espuny, L., Falczuk, V., Guerrero-Campo, J., Hynd, A., Jones, G., Kowsary, E., Kazemi-Saeed, F., Maestro-Martínez, M., Romo-Díez, A., Shaw, S., Siavash, B., Villar-Salvador, P., Zak, M.R., 2004. The plant traits that drive

ecosystems: Evidence from three continents. J. Veg. Sci. 15, 295–304. https://doi.org/10.1111/j.1654-1103.2004.tb02266.x

- Diaz, S., Hodgson, J.G., Thompson, K., Cabido, M., Cornelissen, J.H.C., Jalili, A., Montserrat-Martí, G., Grime, J.P., Zarrinkamar, F., Asri, Y., Band, S.R., Basconcelo, S., Castro-Díez, P., Funes, G., Hamzehee, B., Khoshnevi, M., Pérez-Harguindeguy, N., Pérez-Rontomé, M.C., Shirvany, F.A., Vendramini, F., Yazdani, S., Abbas-Azimi, R., Bogaard, A., Boustani, S., Charles, M., Dehghan, M., Torres-Espuny, L., Falczuk, V., Guerrero-Campo, J., Hynd, A., Jones, G., Kowsary, E., Kazemi-Saeed, F., Maestro-Martínez, M., Romo-Díez, A., Shaw, S., Siavash, B., Villar-Salvador, P., Zak, M.R., 2004. The plant traits that drive ecosystems: Evidence from three continents. J. Veg. Sci. 15, 295–304. https://doi.org/10.1111/j.1654-1103.2004.tb02266.x
- Díaz, S., Kattge, J., Cornelissen, J.H.C., Wright, I.J., Lavorel, S., Dray, S., Reu, B., Kleyer, M., Wirth, C., Colin Prentice, I., Garnier, E., Bönisch, G., Westoby, M., Poorter, H., Reich, P.B., Moles, A.T., Dickie, J., Gillison, A.N., Zanne, A.E., Chave, J., Joseph Wright, S., Sheremet'ev, S.N., Jactel, H., Baraloto, C., Cerabolini, B., Pierce, S., Shipley, B., Kirkup, D., Casanoves, F., Joswig, J.S., Günther, A., Falczuk, V., Rüger, N., Mahecha, M.D., Gorné, L.D., 2016. The global spectrum of plant form and function. Nature 529, 167–171. https://doi.org/10.1038/nature16489
- Evans, J.R., 1989. Photosynthesis and nitrogen relationships in leaves of C3 plants. Oecologia 78, 9–19. https://doi.org/10.1007/BF00377192
- Fearnside, P.M., 2005. Deforestation in Brazilian Amazonia: History, rates, and consequences. Conserv. Biol. 19, 680–688. https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2005.00697.x
- Foley, J.A., Ramankutty, N., Brauman, K.A., Cassidy, E.S., Gerber, J.S., Johnston, M., Mueller, N.D., O'Connell, C., Ray, D.K., West, P.C., Balzer, C., Bennett, E.M., Carpenter, S.R., Hill, J., Monfreda, C., Polasky, S., Rockström, J., Sheehan, J., Siebert, S., Tilman, D., Zaks, D.P.M., 2011. Solutions for a cultivated planet. Nature 478, 337–342. https://doi.org/10.1038/nature10452
- Ghazoul, J., Burivalova, Z., Garcia-Ulloa, J., King, L.A., 2015. Conceptualizing Forest Degradation. Trends Ecol. Evol. 30, 622–632. https://doi.org/10.1016/j.tree.2015.08.001
- Gibson, L., Lee, T.M., Koh, L.P., Brook, B.W., Gardner, T.A., Barlow, J., Peres, C.A., Bradshaw, C.J.A., Laurance, W.F., Lovejoy, T.E., Sodhi, N.S., 2011. Primary

forests are irreplaceable for sustaining tropical biodiversity. Nature 478, 378–381. https://doi.org/10.1038/nature10425

- Gilliham, M., Dayod, M., Hocking, B.J., Xu, B., Conn, S.J., Kaiser, B.N., Leigh, R.A., Tyerman, S.D., 2011. Calcium delivery and storage in plant leaves: Exploring the link with water flow. J. Exp. Bot. 62, 2233–2250. https://doi.org/10.1093/jxb/err111
- Haddad, N.M., Brudvig, L.A., Clobert, J., Davies, K.F., Gonzalez, A., Holt, R.D., Lovejoy, T.E., Sexton, J.O., Austin, M.P., Collins, C.D., Cook, W.M., Damschen, E.I., Ewers, R.M., Foster, B.L., Jenkins, C.N., King, A.J., Laurance, W.F., Levey, D.J., Margules, C.R., Melbourne, B.A., Nicholls, A.O., Orrock, J.L., Song, D.-X., Townshend, J.R., 2015. Habitat fragmentation and its lasting impact on Earth's ecosystems. Sci. Adv. 1, e1500052. https://doi.org/10.1126/sciadv.1500052
- Hoffmann, W. a, Franco, A.C., 2003. Comparative growth analysis of tropical forest and savanna woody plants using phylogenetically independent contrasts. J. Ecol. 91, 475–484. https://doi.org/10.1046/j.1365-2745.2003.00777.x
- Hoffmann, W.A., Adasme, R., Haridasan, M., T. de Carvalho, M., Geiger, E.L., Pereira, M.A.B., Gotsch, S.G., Franco, A.C., 2009. Tree topkill, not mortality, governs the dynamics of savanna–forest boundaries under frequent fire in central Brazil. Ecology 90, 1326–1337. https://doi.org/10.1890/08-0741.1
- Hoffmann, W.A., Geiger, E.L., Gotsch, S.G., Rossatto, D.R., Silva, L.C.R., Lau, O.L., Haridasan, M., Franco, A.C., 2012. Ecological thresholds at the savanna-forest boundary: how plant traits, resources and fire govern the distribution of tropical biomes. Ecol. Lett. 15, 759–768. https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2012.01789.x
- Larjavaara, M., Muller-Landau, H.C., 2010. Rethinking the value of high wood density. Funct. Ecol. 24, 701–705. https://doi.org/10.1111/j.1365-2435.2010.01698.x
- Laurance, W.F., Camargo, J.L.C., Fearnside, P.M., Lovejoy, T.E., Williamson, G.B., Mesquita, R.C.G., Meyer, C.F.J., Bobrowiec, P.E.D., Laurance, S.G.W., 2016. An Amazonian Forest and Its Fragments as a Laboratory of Global Change. Interact. between Biosph. Atmos. Hum. L. Use Amaz. Basin 407–440. https://doi.org/10.1007/978-3-662-49902-3
- Laurance, W.F., Lovejoy, T.E., Vasconcelos, H.L., Bruna, E.M., Didham, R.K., Stouffer, P.C., Gascon, C., Bierregaard, R.O., Laurance, S.G., Sampaio, E., 2002. Ecosystem Decay of Amazonian Forest Fragments: a 22-Year Investigation. Conserv. Biol. 16, 605–618. https://doi.org/10.1046/j.1523-1739.2002.01025.x

- Laurance, W.F., Nascimento, H.E.M., Laurance, S.G., Andrade, A., Ewers, R.M., Harms, K.E., Luizão, R.C.C., Ribeiro, J.E., 2007. Habitat fragmentation, variable edge effects, and the landscape-divergence hypothesis. PLoS One 2. https://doi.org/10.1371/journal.pone.0001017
- Laurance, W.F., Nascimento, H.E.M., Laurance, S.G., Andrade, A., Ribeiro, J.E.L.S., Giraldo, J.P., Lovejoy, T.E., Condit, R., Chave, J., Harms, K.E., D'Angelo, S., 2006. Rapid decay of tree-community composition in Amazonian forest fragments. Proc. Natl. Acad. Sci. 103, 19010–19014. https://doi.org/10.1073/pnas.0609048103
- Lebrija-Trejos, E., Pérez-García, E.A., Meave, J.A., Bongers, F., Poorter, L., 2010. Functional traits and environmental filtering drive community assembly in a species-rich tropical system. Ecology 91, 386–398. https://doi.org/10.1890/08-1449.1
- Leimu, R., Fischer, M., 2008. A Meta-Analysis of Local Adaptation in Plants. PLoS One 3, e4010. https://doi.org/10.1371/journal.pone.0004010
- Macedo, M.N., Coe, M.T., DeFries, R., Uriarte, M., Brando, P.M., Neill, C., Walker, W.S., 2013. Land-use-driven stream warming in southeastern Amazonia. Philos. Trans.
  R. Soc. B Biol. Sci. 368, 20120153–20120153. https://doi.org/10.1098/rstb.2012.0153
- Maracahipes-Santos, L., Silvério, D. V., Macedo, M.N., Maracahipes, L., Jankowski, K.J., Paolucci, L.N., Neill, C., Brando, P.M., 2020. Agricultural land-use change alters the structure and diversity of Amazon riparian forests. Biol. Conserv. 252, 108862. https://doi.org/10.1016/j.biocon.2020.108862
- Maracahipes, L., Carlucci, M.B., Lenza, E., Marimon, B.S., Marimon, B.H., Guimarães, F.A.G., Cianciaruso, M. V., 2018. How to live in contrasting habitats? Acquisitive and conservative strategies emerge at inter- and intraspecific levels in savanna and forest woody plants. Perspect. Plant Ecol. Evol. Syst. 34, 17–25. https://doi.org/10.1016/j.ppees.2018.07.006
- Matricardi, E.A.T., Skole, D.L., Costa, O.B., Pedlowski, M.A., Samek, J.H., Miguel, E.P., 2020. Long-term forest degradation surpasses deforestation in the Brazilian Amazon. Science. 369, 1378–1382. https://doi.org/10.1126/science.abb3021
- Mertens, B., Poccard-Chapuis, R., Piketty, M.G., Lacques, A.E., Venturieri, A., 2002. Crossing spatial analyses and livestock economics to understand deforestation processes in the Brazilian Amazon: The case of São Félix do Xingú in South Pará. Agric. Econ. 27, 269–294. https://doi.org/10.1016/S0169-5150(02)00076-2

- Morton, D.C., DeFries, R.S., Shimabukuro, Y.E., Anderson, L.O., Arai, E., del Bon Espirito-Santo, F., Freitas, R., Morisette, J., 2006. Cropland expansion changes deforestation dynamics in the southern Brazilian Amazon. Proc. Natl. Acad. Sci. 103, 14637–14641. https://doi.org/10.1073/pnas.0606377103
- Morton, D.C., Noojipady, P., Macedo, M.M., Gibbs, H., Victoria, D.C., Bolfe, E.L., 2016.
  Reevaluating suitability estimates based on dynamics of cropland expansion in the Brazilian Amazon. Glob. Environ. Chang. 37, 92–101. https://doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2016.02.001
- Nagy, R.C., Porder, S., Neill, C., Brando, P., Quintino, R.M., Nascimento, S.A. do, 2015. Structure and composition of altered riparian forests in an agricultural Amazonian landscape. Ecol. Appl. 25, 1725–1738. https://doi.org/10.1890/14-1740.1
- Neill, C., Coe, M.T., Riskin, S.H., Krusche, A. V, Elsenbeer, H., Macedo, M.N., McHorney, R., Lefebvre, P., Davidson, E. a, Scheffler, R., Figueira, A.M.E.S., Porder, S., Deegan, L. a, 2013. Watershed responses to Amazon soya bean cropland expansion and intensification. Philos. Trans. R. Soc. B Biol. Sci. 368, 20120425– 20120425. https://doi.org/10.1098/rstb.2012.0425
- Naimi, B., Hamm, N.A.S., Groen, T.A., Skidmore, A.K., Toxopeus, A.G., 2014. Where is positional uncertainty a problem for species distribution modelling? Ecography (Cop.). 37, 191–203. https://doi.org/10.1111/j.1600-0587.2013.00205.x
- Nicotra, A.B., Atkin, O.K., Bonser, S.P., Davidson, A.M., Finnegan, E.J., Mathesius, U., Poot, P., Purugganan, M.D., Richards, C.L., Valladares, F., van Kleunen, M., 2010.
  Plant phenotypic plasticity in a changing climate. Trends Plant Sci. 15, 684–692. https://doi.org/10.1016/j.tplants.2010.09.008
- Oksanen, J., Blanchet, F.G., Friendly, M., Kindt, R., Legendre, P., Mcglinn, D., Minchin,P.R., O'Hara, R.B., Simpson, G.L., Solymos, P., Stevens, M.H.H., Szoecs, E.,Wagner, H., 2019. vegan: Community Ecology Package. R package version 2.5-6.
- Pellegrini, A.F.A., Franco, A.C., Hoffmann, W.A., 2016. Shifts in functional traits elevate risk of fire-driven tree dieback in tropical savanna and forest biomes. Glob. Chang. Biol. 22, 1235–1243. https://doi.org/10.1111/gcb.13110
- Pérez-Harguindeguy, N., Díaz, S., Garnier, E., Lavorel, S., Poorter, H., Jaureguiberry, P., Bret-Harte, M.S.S., Cornwell, W.K.K., Craine, J.M.M., Gurvich, D.E.E., Urcelay, C., Veneklaas, E.J.J., Reich, P.B.B., Poorter, L., Wright, I.J.J., Ray, P., Enrico, L., Pausas, J.G., de Vos, A.C., Buchmann, N., Funes, G., Quétier, F., Hodgson, J.G., Thompson, K., Morgan, H.D., ter Steege, H., Sack, L., Blonder, B., Poschlod, P.,

Vaieretti, M. V., Conti, G., Staver, A.C., Aquino, S., Cornelissen, J.H.C., 2013. New handbook for standardised measurement of plant functional traits worldwide. Aust. J. Bot. 61, 167. https://doi.org/10.1071/BT12225

- Power, S.C., Verboom, G.A., Bond, W.J., Cramer, M.D., 2019. Does a tradeoff between trait plasticity and resource conservatism contribute to the maintenance of alternative stable states? New Phytol. 223, 1809–1819. https://doi.org/10.1111/nph.15981
- R Core Team, 2020. R: A language and environment for statistical computing.
- Reis, S.M., de Oliveira, E.A., Elias, F., Gomes, L., Morandi, P.S., Marimon, B.S., Marimon Junior, B.H., das Neves, E.C., de Oliveira, B., Lenza, E., 2017. Resistance to fire and the resilience of the woody vegetation of the "Cerradão" in the "Cerrado"–Amazon transition zone. Brazilian J. Bot. 40, 193–201. https://doi.org/10.1007/s40415-016-0336-1
- Schachtman, D.P., Reid, R.J., Ayling, S.M., 1998. Phosphorus Uptake by Plants: From Soil to Cell. Plant Physiol. 116, 447–453. https://doi.org/10.1104/pp.116.2.447
- Shaul, O., 2002. Magnesium transport and function in plants: the tip of the iceberg. BioMetals 15, 309–323. https://doi.org/10.1023/a:1016091118585
- Silva Junior, C.H.L., Aragão, L.E.O.C., Anderson, L.O., Fonseca, M.G., Shimabukuro, Y.E., Vancutsem, C., Achard, F., Beuchle, R., Numata, I., Silva, C.A., Maeda, E.E., Longo, M., Saatchi, S.S., 2020. Persistent collapse of biomass in Amazonian forest edges following deforestation leads to unaccounted carbon losses. Sci. Adv. 6, eaaz8360. https://doi.org/10.1126/sciadv.aaz8360
- Silvério, D. V, Brando, P.M., Macedo, M.N., Beck, P.S.A., Bustamante, M., Coe, M.T., 2015. Agricultural expansion dominates climate changes in southeastern Amazonia: the overlooked non-GHG forcing. Environ. Res. Lett. 10, 104015. https://doi.org/10.1088/1748-9326/10/10/104015
- Tripler, C.E., Kaushal, S.S., Likens, G.E., Todd Walter, M., 2006. Patterns in potassium dynamics in forest ecosystems. Ecol. Lett. 9, 451–466. https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2006.00891.x
- Turcotte, M.M., Levine, J.M., 2016. Phenotypic Plasticity and Species Coexistence. Trends Ecol. Evol. 31, 803–813. https://doi.org/10.1016/j.tree.2016.07.013
- Vile, D., Garnier, É., Shipley, B., Laurent, G., Navas, M.L., Roumet, C., Lavorel, S., Díaz,S., Hodgson, J.G., Lloret, F., Midgley, G.F., Poorter, H., Rutherford, M.C., Wilson,

P.J., Wright, I.J., 2005. Specific leaf area and dry matter content estimate thickness in laminar leaves. Ann. Bot. 96, 1129–1136. https://doi.org/10.1093/aob/mci264

Zuur, A.F., Ieno, E.N., Elphick, C.S., 2010. A protocol for data exploration to avoid common statistical problems. Methods Ecol. Evol. 1, 3–14. https://doi.org/10.1111/j.2041-210x.2009.00001.x

# 6. ANEXOS

Material Suplementar: Anexos

#### Informações adicionais:

#### Coleta de dados

Coletamos os atributos funcionais no auge do período chuvoso (novembro de 2017 a janeiro de 2018) durante o qual há o máximo de expansão e maturidade foliar e o pico de crescimento estrutural das plantas (Pérez-Harguindeguy et al., 2013). Seguindo o protocolo de Pérez-Harguindeguy et al. (2013), amostramos os seguintes atributos funcionais:

- altura máxima da planta (Hmax): coletamos a altura total com auxílio de uma trena a lazer.

densidade específica da madeira (SSD): coletamos uma pedaço de troco, levamos para o laboratório e removemos a casca (súber) – em seguida o comprimento e quatro diâmetros (dois em extremidade) com um paquímetro. Secamos em estufa a 65 °C por 72 horas – em seguimos tiramos o peso seco.

- espessura relativa da casca (ponderados pelo diâmetro do tronco à altura do peito) (BT):
 usamos um formão para remover o súber e tiramos quatro medidas por indivíduo – usamos os
 diâmetros do inventário para padronização.

- espessura foliar (LT): tiramos duas medidas por folha com auxílio de micrômetro.

- área foliar (LA): coletamos de três a cinco folhas por indivíduo – em seguida scaneamos todas as folhas e fizemos o preenchimento das partes com herbivorias no GIMP 2.10.22 para cálculo da área foliar no R.

- área foliar específica (SLA): secamos em estufa a 65 °C por 72 horas as mesmas folhas utilizadas para área foliar – em seguida tiramos o peso seco e fizemos o cálculo da SLA no R.
- concentrações foliares de fósforo (P), potássio (K), nitrogênio (N), carbono (C), cálcio (Ca) e magnésio (Mg): coletamos três indivíduos por espécie, secamos em estufa a 65 °C por 72 horas – em seguimos enviamos para laboratório para determinação da concentração de cada nutriente.

Tabela S1.	Significado	funcional,	predição	e fundamentação	teórica p	para os	atributos	funcionais	de p	olantas	em flor	restas	ripárias	no s	ul c	la
Amazônia,	Querência–M	IT, Brasil. <i>I</i>	Forest = fl	orestas ripárias in	tactas; Cr	ropland	l = floresta	s ripárias er	n pai	isagens	agrícol	las.				

Atributos funcionais	Código	Unid.	Significado funcional	Predição		Fundamentação
			-	"Forest"	"Cropland"	_
Altura máxima da planta	Hmax	m	Tolerância ou resistência a	alta	baixa	As plantas de floresta intacta
			distúrbios (p. ex. incêndio,			investem em altura, devido a
			tempestade, lavoura e			maior competição por luz em
			pastagem), fecundação total e			um dossel mais fechado. O
			habilidade competitiva das			efeito de borda, também, reduz
			plantas (Pérez-Harguindeguy			a altura das espécies por
			et al., 2013).			diversas perturbações físicas.
Densidade específica da	SSD	mg mm <sup>-3</sup>	Resistência a danos físicos e	alta	baixa	Maior densidade específica da
madeira			suporte estrutural da planta			madeira em florestas intactas,
			(Chave et al., 2009; Larjavaara			uma vez que as florestas em
			e Muller-Landau, 2010; Pérez-			paisagens agrícolas apresentam
			Harguindeguy et al., 2013).			mudança na composição de
						espécies com presença de
						espécies pioneiras que possuem
						baixa densidade da madeira. As
						plantas de floresta são mais altas
						e precisam de maior resistência
						física, já as florestas em
						paisagens agrícolas são mais
						secas e armazenar água no

tronco pode ser uma boa estratégia.

Espessura da casca	BT	mm	Proteção dos tecidos das	menor	maior	Adaptação das espécies de
padronizada pelo diâmetro			plantas a danos,			florestas em paisagens agrícolas
			principalmente relacionado a			para eventuais eventos de fogo
			distúrbio com o fogo (Pérez-			com aumento na espessura da
			Harguindeguy et al., 2013).			casca. As florestas em paisagens
						agrícolas são mais secas com
						mais gramíneas e por isso mais
						sujeitas às queimadas.
Espessura da folha	LT	mm	Proteção a danos físicos e	menor	maior	Adaptação das espécies de
			relação com a estratégia da			florestas em paisagens agrícolas
			planta quanto a aquisição e			para resistir a maior quantidade
			uso de recursos (Cianciaruso			de luz. Por que as plantas de
			et al., 2012; Vile et al., 2005).			florestas intactas investem em
						folhas mais finas para captar
						melhor a luz que é limitante.
Área foliar	LA	cm <sup>2</sup>	Apresenta respostas a estresses	alta	baixa	Espécies de florestas ripárias
			e distúrbios ambientais, com			intactas tendem a apresentar
			relação à aquisição e uso de			maior área foliar média, devido
			recursos. Com tendência de			ao fato de a luz ser um recurso
			seleção de folhas pequenas na			limitante no interior da floresta,
			presença de estresses e			e isso permite maior absorção
			distúrbios ambientais (Pérez-			de luz pelas folhas.
			Harguindeguy et al., 2013).			

Área foliar específica	SLA	$\mathrm{cm}^2\mathrm{g}^{\text{-1}}$	Esse atributo funcional tem	alta	baixa	Espécies de florestas ripárias
			relação com a aquisição de			intactas com maior
			recursos, eficiência no uso de			disponibilidade de nutrientes
			recursos, defesa estrutural e			podem investir em uma
			estratégia de crescimento das			superfície foliar maior por
			plantas. Ainda, apresenta			unidade de massa foliar, isso
			correlação negativa com a			aumenta o crescimento e
			vida útil das folhas (Pérez-			melhorar a capacidade
			Harguindeguy et al., 2013).			competitiva das espécies por luz
						no interior da floresta.
Concentração de carbono	С	g/kg	A menor concentração de	baixo	Alto	Espécies em paisagens agrícolas
foliar			carbono foliar sugere maior			são suscetíveis a estresse
			qualidade nutricional e folhas			abiótico (e.g. temperatura, fogo,
			mais palatáveis (Pérez-			aumento da água no lençol
			Harguindeguy et al., 2013).			freático etc.) e biótico (e.g.
						microrganismos e gramíneas
						etc.) devido às mudanças de uso
						da terra. Isso promove maior

tenacidade das folhas e influência a proteção das folhas pela assimilação de carbono.

Concentração de nitrogênio	Ν	g/kg	Nutriente que influencia a	alto	baixo	Espécies de plantas em florestas
foliar			capacidade fotossintética e o			ripárias intactas com solos mais
			crescimento das plantas. O			ricos em nutrientes apresentam
			nitrogênio é importante			maiores concentrações de
			limitador de macronutrientes			nitrogênio foliares e taxas
			nas plantas (Chapin et al.,			fotossintéticas do que espécies
			2011; Evans, 1989).			em florestas ripárias em
						paisagens agrícolas com solos
						mais pobres.
Concentração de fósforo foliar	Р	g/kg	Nutriente que influencia a	alto	baixo	Solos de florestas intactas
			produtividade e o crescimento			apresentam maiores
			das plantas (Schachtman et al.,			concentrações desse nutriente
			1998).			do que em florestas em
						paisagens agrícolas. Além disso,
						as florestas intactas são mais
						eficientes na ciclagem de
						nutrientes via serapilheira.

Concentração de potássio	Κ	g/kg	Exerce um papel fundamental	alto	baixo	Fundamentação	similar	à	do
foliar			no crescimento e metabolismo			fósforo.			
			das plantas, e ajuda na						
			sobrevivência de plantas						
			expostas a vários estresses						
			bióticos e abióticos (Tripler et						
			al., 2006).						
Concentração de cálcio foliar	Ca	g/kg	Exerce papéis fisiológicos	alta	baixo	Fundamentação	similar	à	do
			essenciais na estrutura das			fósforo.			
			plantas, com aumento de						
			resistência e contribui para as						
			folhas crescerem saudáveis						
			(Chapin et al., 2011; Gilliham						
			et al., 2011).						

Concentração de magnésio	Mg	g/kg	Contribui com o	processo	alto	baixo	Fundamentação	similar	à	do
foliar			fotossintético das pl	lantas e			fósforo.			
			está relacionado	ao						
			crescimento e à sau	úde das						
			plantas (Shaul, 2002).							

**Tabela S7**. Lista de espécies arbóreas de florestas ripárias das quais coletamos os atributos funcionais no sul da Amazônia, Querência–MT, Brasil. *Forest* = florestas ripárias intactas; Cropland = florestas ripárias em paisagens agrícolas. Ordenamos as espécies por famílias botânicas.

Espécies/famílias	Forest	Cropland
Anacardiaceae		
1. Tapirira guianensis Aubl.	×	×
2. Tapirira obtusa (Benth.) J.D.Mitch.	×	_
Annonaceae		
3. Bocageopsis mattogrossensis (R.E.Fr.) R.E.Fr.	×	×
4. Xylopia amazonica R.E.Fr.	×	×
5. Guatteria schomburgkiana Mart.	×	×
6. Annona insignis R.E.Fr.	×	×
7. Guatteria blepharophylla Mart.	×	×
8. <i>Xylopia</i> sp. 1	×	×
9. Xylopia sp. 2	×	×
Apocynaceae		
10. Aspidosperma excelsum Benth.	×	×
11. Himatanthus bracteatus (A. DC.) Woodson	×	—
12. Aspidosperma desmanthum Benth. ex Müll.Arg.	×	_
Araliaceae		
13. Didymopanax morototoni (Aubl.) Decne. & Planch.	×	×
Bignoniaceae		
14. Jacaranda copaia (Aubl.) D.Don	×	×
Boraginaceae		
15. Cordia bicolor A.DC.	×	×
Burseraceae		
16. Protium pilosissimum Engl.	×	×
17. Protium spruceanum (Benth.) Engl.	×	×
18. Trattinnickia glaziovii Swart	×	×
19. Protium unifoliolatum Engl.	×	×
20. Trattinnickia burserifolia Mart.	×	×
21. Dacryodes microcarpa Cuatrec.	×	—
22. Trattinnickia rhoifolia Willd.	×	×
Calophyllaceae		
23. Calophyllum brasiliense Cambess.	-	×
Chrysobalanaceae		
24. Hirtella bicornis Mart. & Zucc.	×	_
25. Licania longistyla (Hook.f.) Fritsch	×	×
26. <i>Licania egleri</i> Prance	×	×
27. Hirtella glandulosa Spreng.	_	×
Clusiaceae		
28. Garcinia madruno (Kunth) Hammel	×	_
29. Symphonia globulifera L.f.	_	×
Combretaceae		

30. Buchenavia tetraphylla (Aubl.) R.A. Howard ×	×
Connaraceae	
31. Connarus perrottetii (DC.) Planch.	Х
Ebenaceae	
32. Diospyros sericea A.DC. –	×
Elaeocarpaceae	
33. Sloanea sinemariensis Aubl.	×
34. <i>Sloanea erismoides</i> Ducke ×	Х
Erythroxylaceae	
35. Erythroxylum rufum Cav. ×	_
Euphorbiaceae	
36. Aparisthmium cordatum (A.Juss.) Baill.	_
37. <i>Maprounea guianensis</i> Aubl. ×	Х
38. Alchornea discolor Poepp. –	×
39. <i>Mabea fistulifera</i> Mart. –	×
Fabaceae	
40. <i>Diplotropis purpurea</i> (Rich.) Amshoff ×	_
41. Inga thibaudiana DC. ×	×
42. Ormosia paraensis Ducke ×	Х
43. Inga heterophylla Willd.	Х
44. Apuleia leiocarpa (Vogel) J.F.Macbr.	_
45. Enterolobium schomburgkii (Benth.) Benth.	×
46. <i>Hymenaea courbaril</i> L. ×	×
47. Inga alba (Sw.) Willd.	X
48. Bauhinia dubia G.Don –	×
49. Tachigali vulgaris L.G.Silva & H.C.Lima –	X
Humiriaceae	
50. Sacoglottis guianensis Benth.	×
Hypericaceae	
51. Vismia japurensis Reichardt –	×
Lauraceae	
52. Ocotea guianensis Aubl.	_
53. Ocotea leucoxvlon (Sw.) Laness.	×
54. Nectandra cuspidata Nees ×	×
55. Mezilaurus sp. ×	X
56 Ocoteg aciphylla (Nees & Mart.) Mez	
57. Ocotea cujumary Mart	X
58 Nectandra cissiflora Nees	×
Lythraceae	~
59. Physocalymma scaberrimum Pohl ×	×
Magnoliaceae	
60 Magnolia ovata (A St -Hil) Spreng	×
Malnighiaceae	~
61. Byrsonima aerugo Sagot ×	×
Malvaceae	

Espécies/famílias	Forest	Cropland	
62. Luehea sp.	×		Х
63. Mollia lepidota Spruce ex Benth.	×		×
64. Eriotheca surinamensis (Uittien) A.Robyns	×		_
65. Eriotheca globosa (Aubl.) A.Robyns	_		×
Melastomataceae			
66. Miconia punctata (Desr.) DC.	×		_
67. Miconia pyrifolia Naudin	×		_
68. Miconia sp.	×		Х
69. Mouriri brachyanthera Ducke	×		_
70. Miconia biglandulosa Gleason	×		Х
71. Miconia holosericea (L.) DC.	×		Х
72. Miconia minutiflora (Bonpl.) DC.	×		Х
73. Miconia prasina (Sw.) DC.	×		_
74. Miconia gratissima Benth. ex Triana	×		X
75. Bellucia grossularioides (L.) Triana	×		X
Meliaceae			
76. Guarea guidonia (L.) Sleumer	×		Х
77. Trichilia quadrijuga Kunth	_		Х
Moraceae			
78. Pseudolmedia macrophylla Trécul	×		_
79. Ficus mathewsii (Miq.) Miq.	×		3
80. Ficus matiziana Dugand	_		Х
81. Ficus maxima Mill.	_		Х
82. Sorocea guilleminiana Gaudich.	_		Х
Myristicaeae			
83. Virola sebifera Aubl.	×		Х
84. Virola malmei A.C.Sm.	_		Х
Myrtaceae			
85. Myrcia multiflora (Lam.) DC.	×		Х
86. Myrcia umbraticola (O.Berg) E.Lucas	×		Х
87. Myrcia splendens (Sw.) DC.	×		Х
88. Myrcia eximia DC.	×		Х
89. Myrcia sylvatica (G.Mey.) DC.	_		Х
Ochnaceae			
90. Ouratea discophora Ducke	×		Х
Peraceae			
91. Pera glabrata (Schott) Baill.	_		Х
92. Chaetocarpus schomburgkianus (Kuntze) Pax & K.Hoffm.	×		Х
Phyllanthaceae			
93. Hyeronima alchorneoides Allemão	×		Х
Quiinaceae			
94. Quiina florida Tul.	_		×
Rubiaceae			
95. Amaioua guianensis Aubl.	×		×
96. Ferdinandusa guainiae Spruce ex K.Schum.	×		×

Espécies/famílias	Forest	Cropland
Salicaceae		
97. Casearia grandiflora Cambess.	_	×
Sapindaceae		
98. Matayba inelegans Spruce ex Radlk.	×	_
99. Matayba arborescens (Aubl.) Radlk.	×	_
100. Talisia cerasina (Benth.) Radlk.	×	_
Sapotaceae		
101. Micropholis egensis (A.DC.) Pierre	×	×
102. Pouteria ramiflora (Mart.) Radlk.	×	×
103. Pouteria cuspidata (A.DC.) Baehni	×	×
Simaroubaceae		
104. Simarouba amara Aubl.	_	×
Siparunaceae		
105. Siparuna guianensis Aubl.	_	×
Urticaceae		
106. Cecropia pachystachya Trécul	_	×
107. Cecropia distachya Huber	_	×
108. Pourouma velutina Mart. ex Miq.	_	×
Vochysiaceae		
109. Ruizterania wittrockii (Malme) MarcBerti	×	×
110. Vochysia vismiifolia Spruce ex Warm.	×	×
111. Qualea ingens Warm.	×	×
112. Vochysia ferruginea Mart.	_	×
Não identificadas		
113. NI. 7	×	_
114. NI. 8	×	_
115. NI. 12	×	_
116. NI. 13	×	_
117. NI. 1	—	×
118. NI. 2	—	×
119. NI. 9	—	×
120. NI. 10	_	×
121. NI. 11	_	×
122. NI. 14	×	×
123. NI. 6	×	_

Atributos funcionais	Unidade	Símbolos	VIF
Altura máxima da planta	m	Hmax	1,09
Densidade específica da madeira	mg mm <sup>-3</sup>	SSD	1,54
Espessura da casca padronizada pelo diâmetro	mm	BT	1,08
Espessura da folha	mm	LT	1,53
Área foliar	$\mathrm{cm}^2$	LA	1,35
Área foliar específica	$\mathrm{cm}^2~\mathrm{g}^{-1}$	SLA	1,59
Concentração de carbono foliar	g/kg	С	1,29
Concentração de nitrogênio foliar	g/kg	Ν	1,97
Concentração de fósforo foliar	g/kg	Р	2,07
Concentração de potássio foliar	g/kg	Κ	1,58
Concentração de cálcio foliar	g/kg	Ca	1,86
Concentração de magnésio foliar	g/kg	Mg	1,87

**Tabela S3.** Multicolinearidade entre atributos funcionais de florestas ripárias no sul daAmazônia, Querência–MT, Brasil.
**Tabela S4**. Análise de Variância Multivariada entre atributos funcionais de espécies arbóreas de florestas ripárias intactas (*Forest*) e florestas ripárias em paisagens agrícolas (*Cropland*) no sul da Amazônia, Querência–MT, Brasil. Estratégias ecológicas de espécies arbóreas em florestas ripárias ( $F_{(1, 323)} = 24, 12$ ; p < 0,001). Graus de liberdade para todos os atributos funcionais (df = 1, 440).

Atributos funcionais	Unidade	Símbolos	Média (SD)		F	р
			Forest	Cropland	_	
Altura máxima da planta	m	Hmax	23,19 (7,84)	18,08 (7,34)	43,38	< 0,001
Densidade específica da madeira	mg mm <sup>-3</sup>	SSD	0,59 (0,13)	0,55 (0,11)	0,12	0,731
Espessura da casca padronizada pelo diâmetro	mm	BT	0,15 (0,12)	0,15 (0,13)	0,06	0,810
Espessura da folha	mm	LT	0,16 (0,04)	0,18 (0,05)	26,89	< 0,001
Área foliar	$\mathrm{cm}^2$	LA	149,37 (274,44)	162,82 (263,70)	0,39	0,532
Área foliar específica	$\mathrm{cm}^2 \mathrm{g}^{-1}$	SLA	127,15 (51,04)	112,32 (38,05)	36,37	< 0,001
Concentração de carbono foliar	g/kg	С	41,78 (7,24)	42,77 (7,66)	3,14	0,077
Concentração de nitrogênio foliar	g/kg	Ν	2,06 (0,62)	1,95 (0,63)	5,56	0,019
Concentração de fósforo foliar	g/kg	Р	0,08 (0,03)	0,08 (0,03)	0,10	0,747
Concentração de potássio foliar	g/kg	Κ	0,54 (0,28)	0,63 (0,35)	6,59	0,011
Concentração de cálcio foliar	g/kg	Ca	0,49 (0,36)	0,50 (0,42)	0,04	0,844
Concentração de magnésio foliar	g/kg	Mg	0,23 (0,12)	0,20 (0.09)	10,49	0,001

**Tabela S5.** Resumos dos Modelos Lineares de Efeitos Mistos entre cada atributo funcional de florestas ripárias intactas (*Forest*) e florestas ripárias em paisagens agrícolas (*Cropland*) no sul da Amazônia, Fazenda Tanguro, Querência–MT, Brasil. \*. = espessura da casca padronizada pelo diâmetro da planta.

Atributos funcionais	Efeitos fixos	Símbolos	Estimativa	Erro padrão	df	t	р
Altura máxima da planta (m)	Intercepto	Hmax	21,690	0,696	121,20	31,17	< 0,001
	Distância do córrego		0,002	0,001	2483,00	1,17	0,243
	Uso da terra		-4,634	0,099	2490,00	-46,90	< 0,001
Densidade específica da madeira (mg mm <sup>-3</sup> )	Intercepto	SSD	0,562	0,010	119,40	55,55	< 0,001
	Distância do córrego		0,000	0,000	2479,00	-2,13	0,033
	Uso da terra		-0,003	0,001	2482,00	-3,17	0,002
Espessura da casca (mm) *	Intercepto	BT	0,156	0,010	119,30	15,26	< 0,001
	Distância do córrego	o córrego		0,000	2480,00	2,55	0,011
	Uso da terra		-0,004	0,001	2485,00	-3,20	0,001
Espessura da folha (mm)	Intercepto	LT	0,172	0,004	118,50	41,86	< 0,001
	Distância do córrego		0,000	0,000	2478,00	0,98	0,327
Uso da terra			0,008	0,000	2481,00	21,40	< 0,001
Área foliar (cm <sup>2</sup> )	Intercepto	LA	170,833	27,812	123,64	6,14	< 0,001
	Distância do córrego		0,063	0,054	2486,07	1,17	0,242
	Uso da terra		-12,511	4,122	2492,93	-3,04	0,002
Área foliar específica (cm <sup>2</sup> g <sup>-1</sup> )	Intercepto	SLA	127,100	3,589	119,70	35,42	< 0,001
	Distância do córrego		-0,004	0,005	2480,00	-0,77	0,444

Atributos funcionais	Efeitos fixos	Símbolos	Estimativa	Erro padrão	df	t	р
	Uso da terra		-10,720	0,388	2484,00	-27,66	< 0,001
Concentração de carbono foliar (g/kg)	Intercepto	С	41,600	0,411	131,10	101,13	< 0,001
	Distância do córrego		0,000	0,001	2506,00	-0,12	0,908
	Uso da terra		1,012	0,113	2528,00	8,95	< 0,001
Concentração de nitrogênio foliar (g/kg)	Intercepto	Ν	1,990	0,055	119,90	35,94	< 0,001
	Distância do córrego		0,000	0,000	2480,00	0,59	0,553
	Uso da terra		0,105	0,006	2484,00	17,32	< 0,001
Concentração de fósforo foliar (g/kg)	Intercepto	Р	0,081	0,003	118,80	30,06	< 0,001
	Distância do córrego		0,000	0,000	2480,00	1,99	0,047
	Uso da terra		-0,004	0,000	2484,00	-11,85	< 0,001
Concentração de potássio foliar (g/kg)	Intercepto	Κ	0,607	0,029	119,40	21,26	< 0,001
	Distância do córrego		0,000	0,000	2480,00	-1,15	0,251
	Uso da terra		0,059	0,003	2485,00	17,54	< 0,001
Concentração de cálcio foliar (g/kg)	Intercepto	Ca	0,553	0,037	118,60	15,11	< 0,001
	Distância do córrego		0,000	0,000	2478,00	1,95	0,051
	Uso da terra		-0,060	0,003	2481,00	-17,51	< 0,001
Concentração de magnésio foliar (g/kg)	Intercepto	Mg	0,240	0,009	119,80	26,67	< 0,001
	Distância do córrego		0,000	0,000	2482,00	-1,29	0,198
	Uso da terra		-0,040	0,001	2488,00	-31,60	< 0,001

**Tabela S6**. Análise de Variância Multivariada entre atributos funcionais de espécies arbóreas exclusivas de florestas ripárias intactas (*Forest*) e florestas ripárias em paisagens agrícolas (*Cropland*) no sul da Amazônia, Querência–MT, Brasil. Estratégias ecológicas de espécies arbóreas exclusivas entre florestas ripárias ( $F_{(1, 48)} = 2,31$ ; p < 0,026). Graus de liberdade para todos os atributos funcionais (df = 1, 48).

Atributos funcionais	Unidade	Símbolos	Média (SD)		F	р
			Forest	Cropland	_	
Altura máxima da planta	m	Hmax	20,30 (6,58)	16,98 (7,59)	0,25	0,622
Densidade específica da madeira	mg mm <sup>-3</sup>	SSD	0,61 (0,15)	0,52 (0,11)	1,73	0,195
Espessura da casca padronizada pelo diâmetro	mm	BT	0,16 (0,13)	0,14 (0,13)	0,64	0,429
Espessura da folha	mm	LT	0,17 (0,04)	0,20 (0,06)	1,45	0,235
Área foliar	$\mathrm{cm}^2$	LA	114,02 (122,01)	186,98 (368,18)	1,24	0,272
Área foliar específica	$\mathrm{cm}^2 \mathrm{g}^{-1}$	SLA	128,94 (78,42)	109,31 (47,13)	6,46	0,014
Concentração de carbono foliar	g/kg	С	42,17 (6,11)	42,70 (7,09)	3,41	0,071
Concentração de nitrogênio foliar	g/kg	Ν	2,27 (0,82)	1,92 (0,73)	1,94	0,170
Concentração de fósforo foliar	g/kg	Р	0,08 (0,05)	0,08 (0,03)	0,02	0,889
Concentração de potássio foliar	g/kg	Κ	0,70 (0,36)	0,73 (0,38)	0,17	0,680
Concentração de cálcio foliar	g/kg	Ca	0,46 (0,31)	0,64 (0,61)	1,40	0,243
Concentração de magnésio foliar	g/kg	Mg	0,24 (0,14)	0,23 (0,13)	0,86	0,358

**Tabela S7**. Análise de Variância Multivariada entre atributos funcionais de espécies arbóreas de florestas ripárias intactas (*Forest*) e florestas ripárias em paisagens agrícolas (*Cropland*) no sul da Amazônia, Querência–MT, Brasil. Variabilidade de atributos funcionais de espécies arbóreas comuns nos dois ambientes de florestas ripárias ( $F_{(1, 265)} = 20,51$ ; p < 0,001). Graus de liberdade para todos os atributos funcionais (df = 1, 265).

Atributos funcionais	Unidade	Símbolos	Média (SD)		F	р
			Forest	Cropland	-	
Altura máxima da planta	m	Hmax	23,75 (7,96)	18,42 (7,24)	194,43	< 0,001
Densidade específica da madeira	mg mm <sup>-3</sup>	SSD	0,58 (0,12)	0,56 (0,11)	0,60	0,438
Espessura da casca padronizada pelo diâmetro	mm	BT	0,14 (0,11)	0,15 (0,13)	0,01	0,916
Espessura da folha	mm	LT	0,16 (0,04)	0,17 (0,05)	21,39	< 0,001
Área foliar	$\mathrm{cm}^2$	LA	157,35 (297,83)	155,16 (220,66)	3,92	0,049
Área foliar específica	$\mathrm{cm}^2 \mathrm{g}^{-1}$	SLA	126,75 (42,63)	113,27 (34,71)	25,60	< 0,001
Concentração de carbono foliar	g/kg	С	41,92 (7,48)	42,79 (7,90)	0,87	0,351
Concentração de nitrogênio foliar	g/kg	Ν	2,01 (0,55)	1,96 (0,59)	2,51	0,115
Concentração de fósforo foliar	g/kg	Р	0,08 (0,03)	0,07 (0,02)	4,35	0,038
Concentração de potássio foliar	g/kg	Κ	0,51 (0,25)	0,58 (0,33)	6,79	0,010
Concentração de cálcio foliar	g/kg	Ca	0,50 (0,37)	0,44 (0,29)	1,86	0,277
Concentração de magnésio foliar	g/kg	Mg	0,22 (0,12)	0,18 (0,07)	22,82	< 0,001



**Figura S1**. Modelo Misto Generalizado ajustado para atributos funcionais de espécies arbóreas representando um gradiente de amostragem do córrego (0 m) para a borda (40 a 160 m) (florestas ripárias em paisagens agrícolas; *Cropland*) e do córrego (0 m) para a maior distância amostrada a partir da margem (100 m) (florestas ripárias intactas; *Forest*) em florestas ripárias no sul da Amazônia, Querência–MT, Brasil. Hmax = altura máxima da planta; BT = espessura da casca; SSD = densidade específica da madeira; LA = área foliar; LT = espessura da folha, SLA = área foliar específica, C = concentração de carbono foliar, N = concentração de nitrogênio foliar, K = concentração de potássio foliar, P = concentração de fósforo foliar, Ca = concentração de cálcio foliar e Mg = concentração de magnésio foliar.



**Figura S2**. Diferença para 15 atributos funcionais de espécies de árvores (média ponderada pela abundância) entre florestas ripárias intactas (*Forest*) e florestas ripárias em paisagens agrícolas (*Cropland*) no sul da Amazônia, Querência–MT, Brasil. NInd = média do número de indivíduo por espécie; Hmax = altura máxima da planta; Dmax = diâmetro máximo por espécie; BA = área basal média por espécie; BT = espessura da casca; SSD = densidade específica da madeira; LA = área foliar; LT = espessura da folha, SLA = área foliar específica, C = concentração de carbono foliar, N = concentração de nitrogênio foliar, K = concentração de potássio foliar, P = concentração de fósforo foliar, Ca = concentração de cafor de magnésio foliar.