

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 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.

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

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

FICHA CATALOGRÁFICA:

Esta solicitação deverá ser realizada junto a um bibliotecário. Como opção, a UNEMAT possui um Gerenciador de Fichas Catalográficas. Tal solicitação poderá ser realizada pelo link:
<<http://portal.unemat.br/?pg=site&i=biblioteca&m=gfc>>.

ESTE DEVERÁ SER INCORPORADO APENAS NA VERSÃO FINAL APÓS DEFESA (CAPA DURA).
NA VERSÃO PARA QUALIFICAÇÃO E/OU DEFESA NÃO É NECESSÁRIO FICHA
CATALOGRÁFICA.

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 instituições 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	1
2. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS DA INTRODUÇÃO GERAL.....	4
CAPÍTULO 1 – O DESMATAMENTO PARA USO AGRÍCOLA ALTERA A ESTRUTURA E DIVERSIDADE DAS FLORESTAS RIPÁRIAS DA AMAZÔNIA	7
1. INTRODUÇÃO	10
2. MATERIAL E MÉTODOS.....	12
2.1. <i>Área de estudo</i>	12
2.2. <i>Coleta de dados</i>	13
2.3. <i>Análise de dados</i>	14
3. RESULTADOS	16
4. DISCUSSÃO	32
5. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	35
6. ANEXOS	42
CAPÍTULO 2 – ATRIBUTOS FUNCIONAIS DE FLORESTAS RIPÁRIAS REMANESCENTES EM PAISAGENS DESMATADAS DA AMAZÔNIA	59
1. INTRODUÇÃO	62
2. MATERIAL E MÉTODOS.....	64
2.1. <i>Área de estudo</i>	64
2.2. <i>Coleta de dados</i>	65
2.3. <i>Análise de dados</i>	66
3. RESULTADOS	67
4. DISCUSSÃO	74
5. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	77
6. ANEXOS	85

RESUMO GERAL

As florestas ripárias são fundamentais na proteção da biodiversidade e dos recursos hídricos, assim são prioritárias para a conservação em paisagens antropizadas, porém a fragmentação associada à expansão da agricultura nos trópicos ameaça sua integridade ecológica. Nesse contexto, comparamos a estrutura, a diversidade e os atributos funcionais 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. Estudamos parcelas de floresta ripárias distribuídas em dez bacias hidrográficas, com largura entre 120 a 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 tinham menos espécies de árvores e mudas 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 interna nas áreas em paisagens agrícolas em comparação com as florestas intactas. As florestas mais próximas a córregos em paisagens agrícolas e as bacias com florestas intactas eram mais semelhantes umas às outras. Analisamos 123 espécies quanto aos seus atributos funcionais, sendo 52% comuns aos dois ambientes, 27% 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 tiveram 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, a diversidade 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 podem, portanto, ser insuficientes para evitar mudanças de longo prazo na composição, na estrutura e nos atributos funcionais dessas florestas.

Palavras-chave: atributos funcionais, desmatamento, efeito de borda, plasticidade fenotípica, uso da terra

GENERAL ABSTRACT

Riparian forests are critical in protecting biodiversity and water resources and are a priority for conservation in anthropized landscapes, but fragmentation associated with the expansion of agriculture in the tropics threatens their ecological integrity. In this context, we compared the structure, 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. We studied riparian forest plots distributed in ten watersheds, ranging 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 had 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 internal dissimilarity in areas in agricultural landscapes compared to intact forests. Forests closer to streams in agricultural landscapes and watersheds with intact forests were more similar to each other. We analyzed 123 species for their functional attributes, with 52% common to both environments, 27% 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 had greater specific leaf area compared to species restricted to agricultural landscapes. We further note that in intact forests species tend to adopt acquisitive strategies and in forests situated in agricultural landscapes resource-conservative strategies predominate. Our results suggest that in agricultural landscapes, wider strips than required by Law would be necessary to maintain the structure, diversity, and functional attributes of riparian forest tree species in southern Amazonia. Thus, the minimum 30 m riparian strips required by the Law may therefore be insufficient to prevent long-term changes in the composition, structure, and functional attributes of these forests.

Keywords: functional attributes, deforestation, edge effect, phenotypic plasticity, land use

1. INTRODUÇÃO GERAL

As interações negativas que resultam da perda de habitat, da fragmentação e das mudanças climáticas representam 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 contribuem para a perda de conectividade e degradação dos fragmentos florestais, o que pode reduzir 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, 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. 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 sofrendo grandes perdas de vegetação natural ao longo dos últimos anos (Brando et al. 2013, Coe et al. 2013, INPE 2015). Entre as consequências imediatas estão a perda de habitat e a fragmentação dos remanescentes de vegetação natural (Laurance et al. 2006), que juntamente com 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), sendo fragmentos florestais 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).

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 divididos em diretos e indiretos. Os efeitos diretos podem ser exemplificados pelo pisoteio do gado ou por 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 hipóxicas 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.

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, a composição florístico-estrutural e o funcionamento 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 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.
- 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., 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 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 (variando de 120 a 210 m de comprimento) que dividiram a floresta da zona ribeirinha em dez bacias hidrográficas. Quatro parcelas estavam dentro de grandes áreas de floresta primária intacta e seis estavam em faixas de florestas ripárias protegidas ao longo de córregos 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 mudas, e tinham maiores proporções de espécies arbóreas oportunistas e pioneiras. Também encontramos maior variação na composição das espécies arbóreas, e maior dissimilaridade interna nas áreas de cultivo em comparação com as florestas. Os padrões observados na composição das espécies arbóreas foram determinados principalmente pelas diferenças entre as bordas das florestas ripárias e as bordas das florestas de terras altas intactas. As 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 composição e estrutura das espécies 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 of tropical riparian forests within intact and cropland catchments in a region of intensive soybean production in southeastern Brazilian Amazon. We studied forest plots (varying from 120 to 210 m long) that bisected riparian zone forest and headwater streams in ten catchments. 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 in croplands compared with forests. The observed patterns in tree species composition were driven mainly by differences between riparian forest-cropland edges and those bordering intact upland forests. Forests nearest to streams in cropland and forested catchments were more similar to one another. 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 riparian forest species composition and structure.

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

1. INTRODUÇÃO

As florestas ripárias que crescem adjacentes a pequenos córregos servem para funções 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 mantêm e conservam 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 muitas terras agrícolas amazônicas, as faixas de florestas ripárias são mais amplas do que o mínimo legal porque as encostas ribeirinhas e as áreas úmidas baixas próximas aos córregos não são adequadas para o cultivo mecanizado.

Fragmentação e efeitos de borda associados em terra firme de floresta baixa amazônica alteram a estrutura da floresta. Pequenos fragmentos de floresta com bordas adjacentes a pastagens de gado ou terras de cultivo mostram maior mortalidade de copa das árvores e árvores emergentes (Brando et al., 2014; Kapos, 1989; Laurance et al., 2002; Oosterhoorn e Kappelle, 2000; Williams-Linera, 1990). Os fragmentos florestais também costumam ter uma 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). 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 montanha, 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). As florestas ripárias próximas a terras de cultivo podem sofrer 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 degradar a composição das espécies florestais ripárias, apesar das proteções legais.

Aqui, investigamos os efeitos de ~40 anos de fragmentação da floresta ripária (via efeitos de borda) na diversidade de árvores, composição florística e estrutura florestal em uma região de terras agrícolas em expansão no sul da Amazônia. Comparando florestas ripárias dentro de grandes bacias intactas com as florestas ripárias dentro da terra de cultivo, 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 reduziram 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, uma fazenda de soja no município de Querência–MT, Brasil (Fig. 1), 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 ± 1 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 ≥ 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 de cobertura da terra. 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, que 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). Na Fazenda Tanguro, este processo de substituição de pastagens por terras de cultivo ocorreu entre 2004 e 2009. Nenhum gado estava presente em bacias florestais.



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 bacias de cultivo, as florestas ripárias existem 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 transecto 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-florestal 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), onde 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 × 2 m ao longo de cada transecto de florestas ripárias, três em cada lado do córrego. Estratificamos estas 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 de terras 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 ($\pm$ 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 tinham 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) 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 transecto, que foi menor nas florestas ripárias dominadas por terras cultivadas (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 era 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 nas terras de cultivo em comparação com as bacias florestais (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 era 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 do canal do córrego. A riqueza média de espécies aumentou em função da distância do canal do córrego em bacias florestais, mas diminuiu nas bacias de terras de cultivo (Fig. 4A, Anexo: Tabela A3). Estes resultados apontam para 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.

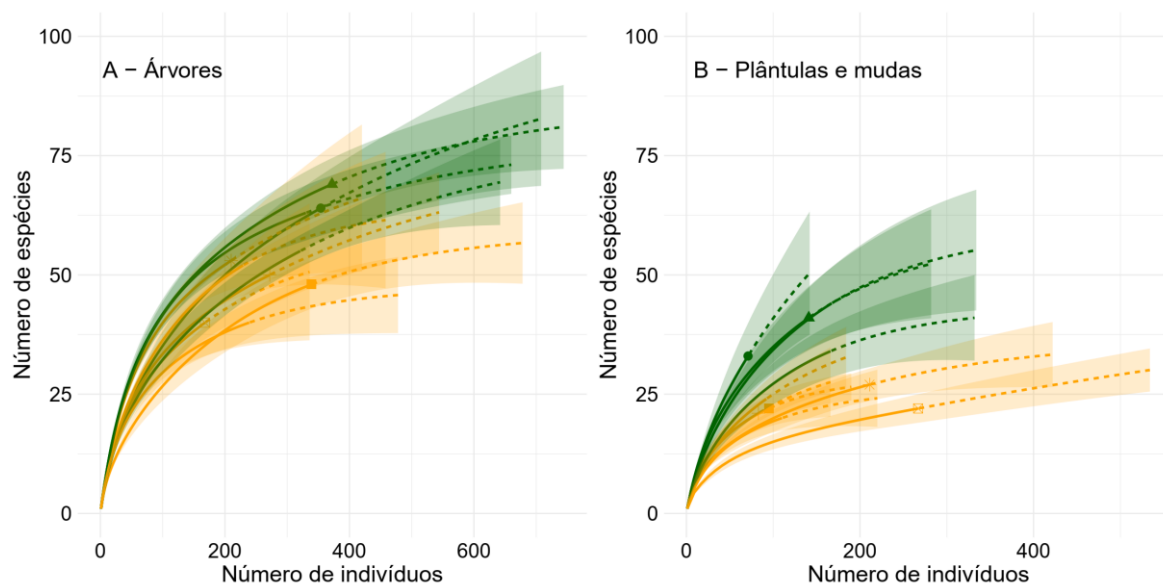


Figura 2. Diversidade de espécies lenhosas em dez transectos de florestas ripárias no sudeste da Amazônia. Diversidade de espécies com base nos números de Hill ($q=0$) para árvores de florestas ripárias $DAP \geq 5$ cm (A) e plântulas/mudas (B) em bacias florestadas – *Forest* (verde) e bacias de terras 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 ≥ 10 cm e < 30 cm); c = árvores grandes (transecto de 40 m, onde foram amostradas árvores com DAP ≥ 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 indivíduos	Número de indivíduos/ha ⁻¹	Área basal total (m ² .ha ⁻¹) ^a	Área basal total (m ² .ha ⁻¹) ^b	Área basal total (m ² .ha ⁻¹) ^c	Altura média da planta (m)	Número de espécies
Árvores									
APP 2	100/100	Forest	354	1472,50	0,36	4,74	12,80	15.57	64
APP 2A	100/100	Forest	372	1610,00	0,38	5,35	6,88	16.19	69
APP CN	100/100	Forest	330	1455,00	0,33	3,57	9,22	15.73	63
APP M	100/100	Forest	321	1210,00	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	1561,25	0,48	3,31	12,80	13.98	48
APP 5	130/60 *	Cropland	272	1400,00	0,40	2,65	15,64	15.05	50
APP 6	50/70 *	Cropland	168	1095,84	0,13	2,96	1,85	11.79	40
APP AR3	80/40 *	Cropland	210	1610,42	0,26	2,87	5,22	13.47	53
Cascavel APP	160/50 *	Cropland	229	903,57	0,22	2,56	9,08	13.40	52
Nascente	100/50 *	Cropland	239	1578,34	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 ⁻¹	Área basal total (m ² .ha ⁻¹) ^a	Área basal total (m ² .ha ⁻¹) ^b	Área basal total (m ² .ha ⁻¹) ^c	Altura média da planta (m)	Número de espécies
APP CN		<i>Forest</i>	167	-	-	-	-	-	44
APP M		<i>Forest</i>	166	-	-	-	-	-	34
Média (SD)				-	-	-	-	-	38 (5)
Total			545	-	-	-	-	-	68
APP 4		<i>Cropland</i>	95	-	-	-	-	-	22
APP 5		<i>Cropland</i>	83	-	-	-	-	-	21
APP 6		<i>Cropland</i>	267	-	-	-	-	-	22
APP AR3		<i>Cropland</i>	211	-	-	-	-	-	27
APP Cascavel		<i>Cropland</i>	92	-	-	-	-	-	24
APP Nascente		<i>Cropland</i>	110	-	-	-	-	-	20
Média (SD)				-	-	-	-	-	23 (3)
Total			858	-	-	-	-	-	65

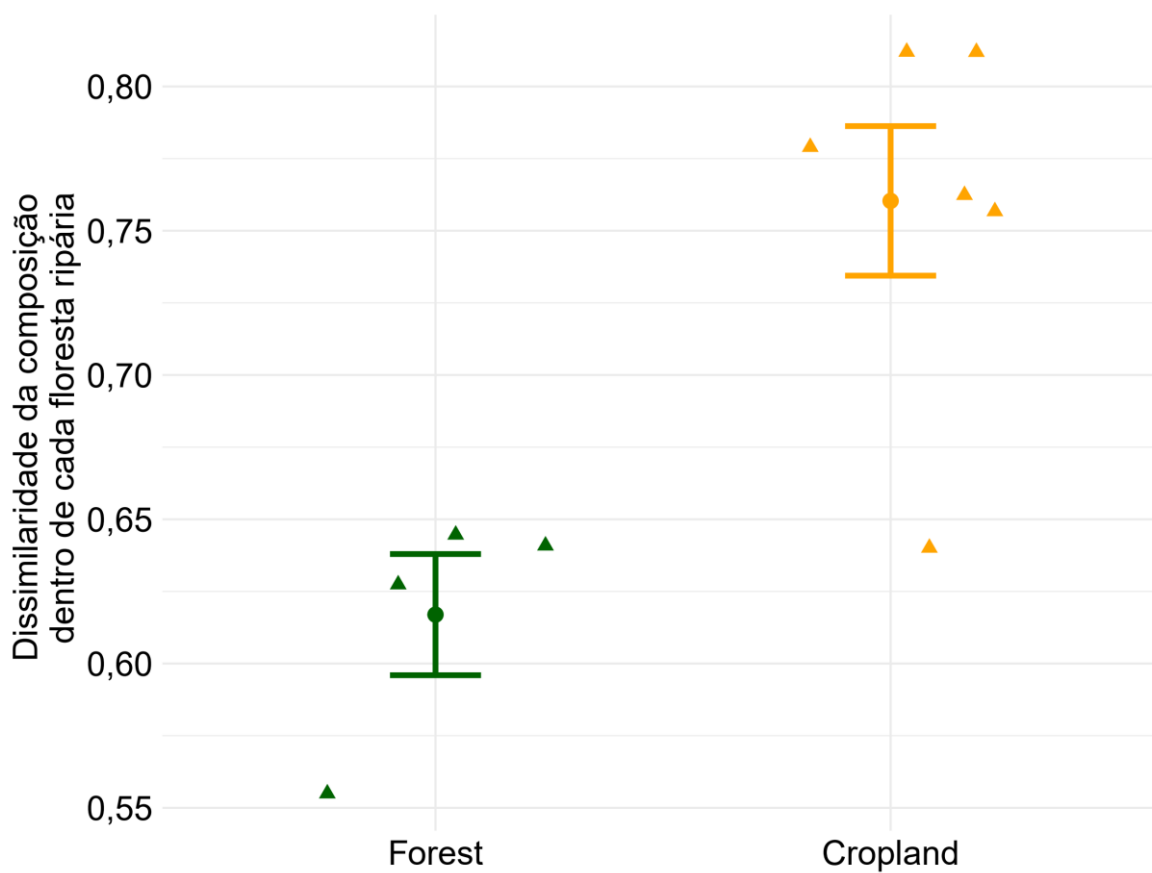


Figura 3. Dissimilaridade média de espécies arbóreas entre os transectos de florestas ripárias nas bacias hidrográficas de florestas – *Forest* e terras de cultivo – *Cropland* ($F_{(1,8)} = 15,51$; $p < 0,01$) na transição Amazônia–Cerrado (Fazenda Tanguro, Querência–MT, Brasil). As barras representam um erro padrão.

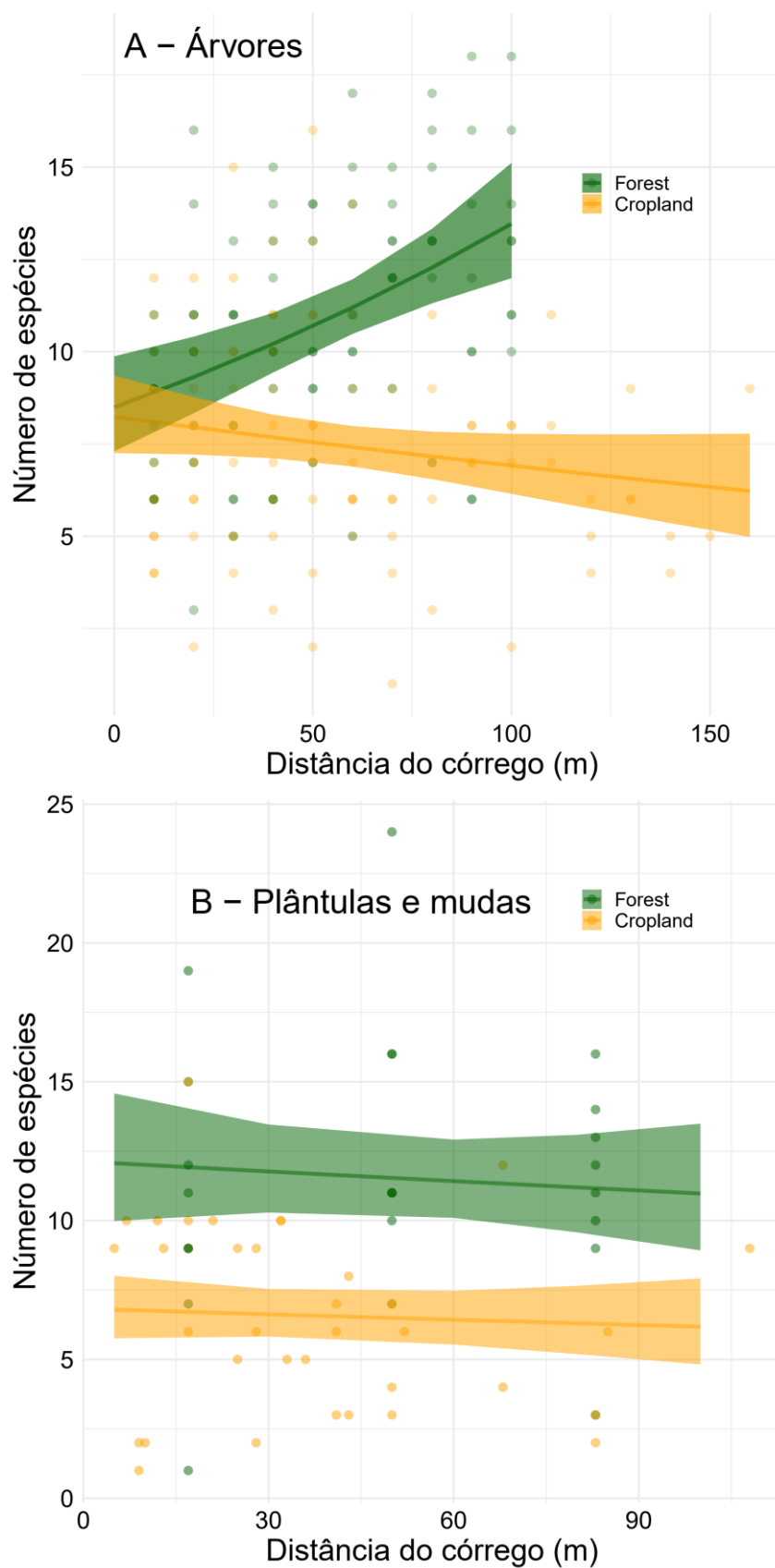


Figura 4. Número médio de espécies lenhosas em dez transectos de florestas ripárias no sudeste da Amazônia. (A) Número médio de espécies de florestas ripárias em bacias

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 das florestas ripárias em terras de cultivo diferem 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 ("Floresta-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 ripária distante do canal do córrego em terras de cultivo diferia fortemente de todas as outras florestas ripárias. As florestas ripárias nas bacias de cultivo tinham uma comunidade vegetal mais heterogênea do que aquelas localizadas em bacias florestais, com muita dissimilaridade em relação às florestas primárias (terras de cultivo: $0,76 \pm 0,03$; florestadas: $0,62 \pm 0,02$ diferença média e desvio padrão $\pm$ SE) (Fig. 3, Anexo: Fig. A4). Em geral, a composição da comunidade de plântulas/mudas também diferiu significativamente (Fig. 5B; ANOSIM: $R = 0,22$; $p = 0,001$).

Em geral, 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 era 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; $W = 764860$; $p = 0,001$).

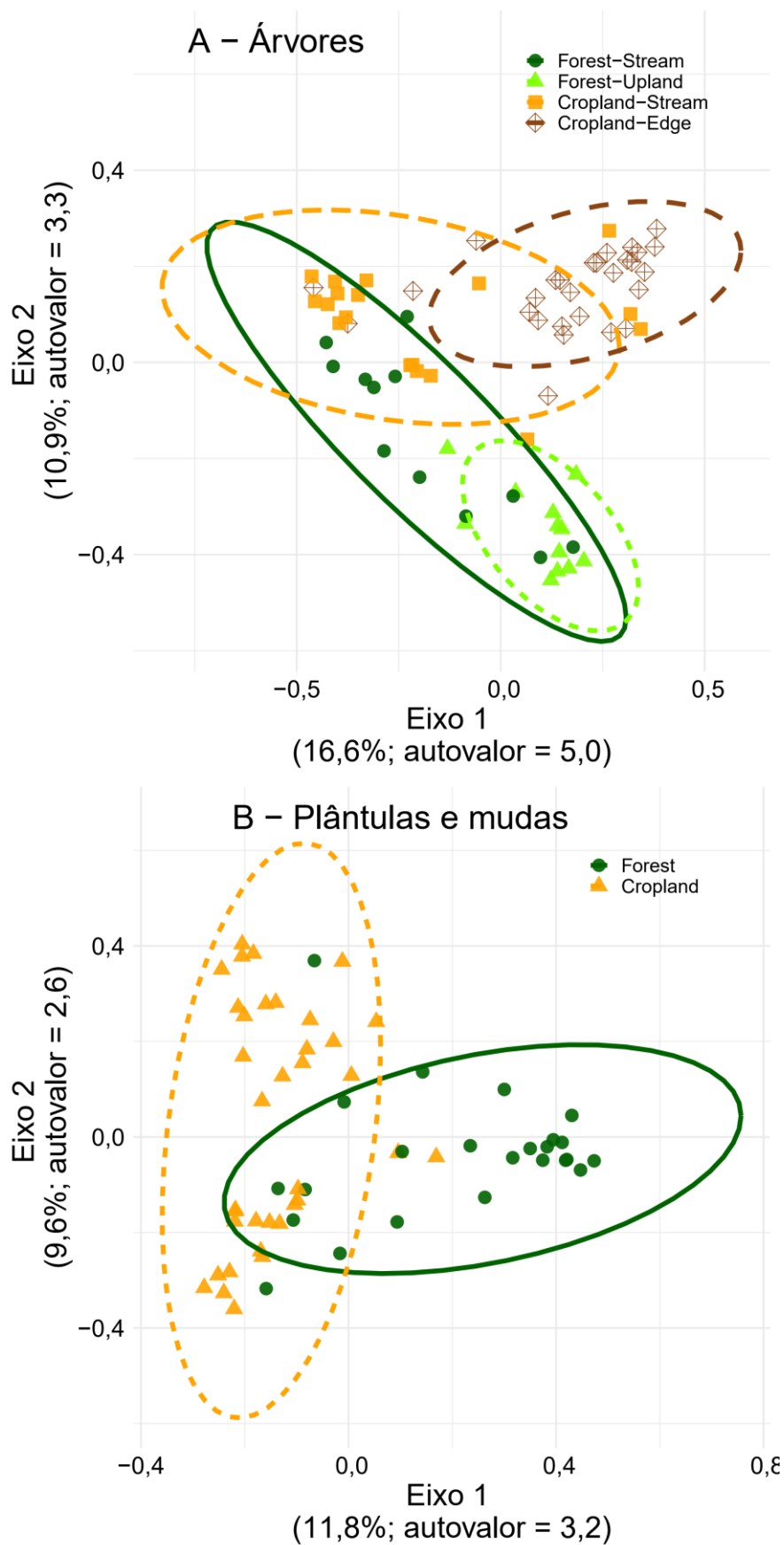


Figura 5. Composição de espécies lenhosas em dez transectos de florestas ripárias no sudeste da Amazônia, tanto próximas (*Forest-Stream*; *Cropland-Stream*) como distantes

(*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.

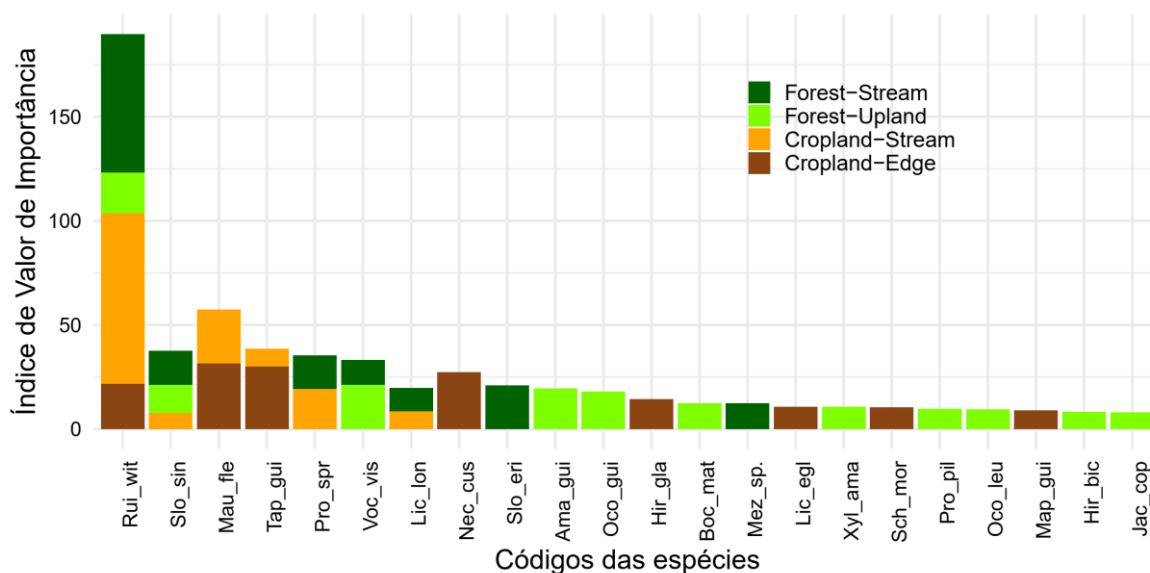


Figura 6. Espécies mais abundantes (50% do total IVI – abundância relativa, dominância relativa e frequência relativa) de árvores de florestas ripárias, para parcelas próximas (*Forest-Stream*; *Cropland-Stream*) e distantes (*Forest-Upland*; *Cropland-Edge*) de córregos no sudeste da Amazônia (Fazenda 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
Forest-Stream (7 espécies)										
Rui_wit	<i>Ruizterania wittrockii</i>	Vochysiaceae	Forest	0,83	40	11,74	5,59	11,27	49,44	66,30
Slo_eri	<i>Sloanea erismoides</i>	Elaeocarpaceae	Forest	0,42	26	2,57	2,79	7,32	10,82	20,94
Slo_sin	<i>Sloanea sinemariensis</i>	Elaeocarpaceae	Forest	0,67	32	0,65	4,47	9,01	2,75	16,24
Pro_spr	<i>Protium spruceanum</i>	Burseraceae	Forest	0,67	27	0,94	4,47	7,61	3,95	16,03
Mez_sp.	<i>Mezilaurus</i> sp.	Lauraceae	Forest	0,25	7	2,07	1,68	1,97	8,73	12,37
Voc_vis	<i>Vochysia vismiifolia</i>	Vochysiaceae	Forest	0,50	15	1,04	3,35	4,23	4,40	11,98
Lic_lon	<i>Licania longistyla</i>	Chrysobalanaceae	Forest	0,58	21	0,33	3,91	5,92	1,38	11,21
Forest-Upland (11 espécies)										
Voc_vis	<i>Vochysia vismiifolia</i>	Vochysiaceae	Forest	0,67	25	1,90	3,17	5,52	12,67	21,37
Rui_wit	<i>Ruizterania wittrockii</i>	Vochysiaceae	Forest	0,33	7	2,47	1,59	1,55	16,49	19,63
Ama_gui	<i>Amaioua guianensis</i>	Rubiaceae	Forest	0,83	49	0,68	3,97	10,82	4,56	19,35
Oco_gui	<i>Ocotea guianensis</i>	Lauraceae	Forest	0,58	20	1,61	2,78	4,42	10,76	17,95
Slo_sin	<i>Sloanea sinemariensis</i>	Elaeocarpaceae	Forest	0,75	27	0,60	3,57	5,96	4,00	13,53
Boc_mat	<i>Bocageopsis mattogrossensis</i>	Annonaceae	Forest	0,92	24	0,41	4,37	5,30	2,74	12,40
Xyl_ama	<i>Xylopia amazonica</i>	Annonaceae	Forest	0,92	16	0,41	4,37	3,53	2,73	10,63
Pro_pil	<i>Protium pilosissimum</i>	Burseraceae	Forest	0,83	21	0,16	3,97	4,64	1,05	9,65
Oco_leu	<i>Ocotea leucoxylon</i>	Lauraceae	Forest	0,50	17	0,49	2,38	3,75	3,30	9,43
Hir_bic	<i>Hirtella bicornis</i>	Chrysobalanaceae	Forest	0,58	15	0,33	2,78	3,31	2,20	8,29
Jac_cop	<i>Jacaranda copaia</i>	Bignoniaceae	Forest	0,42	8	0,62	1,98	1,77	4,17	7,92
Cropland-Stream (6 espécies)										

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

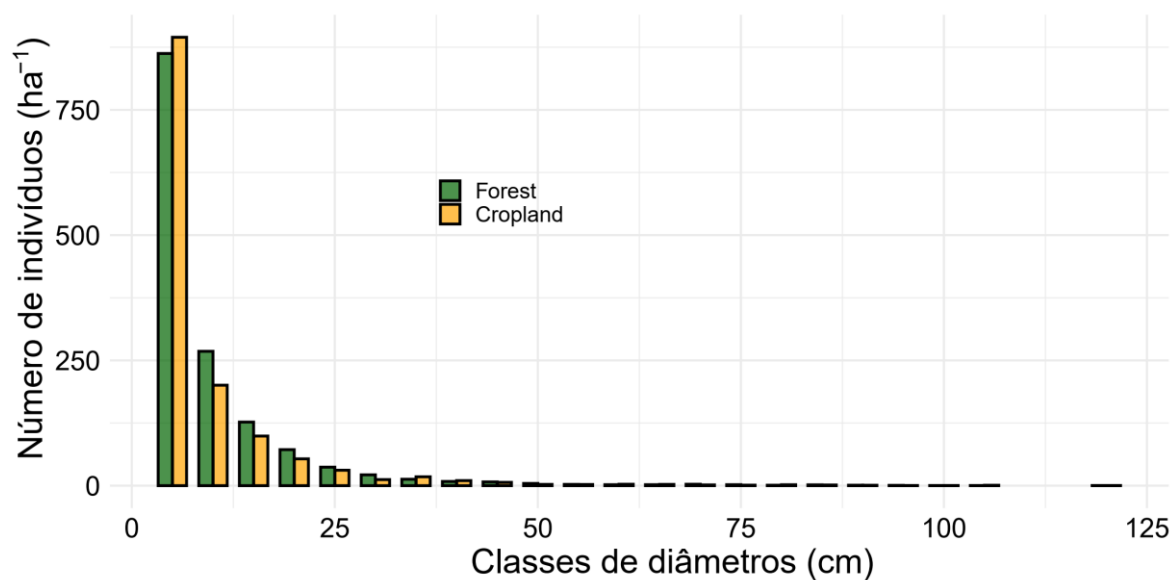


Figura 7. Distribuições de DAP (diâmetro medido a 1,30 metros do solo) em florestas ripárias dentro das bacias hidrográficas de florestas intactas (*Forest*) e terras de cultivo (*Cropland*) no sudeste da Amazônia (Fazenda Tanguro, Querência–MT, Brasil). A distribuição dos indivíduos por classes de diâmetro 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 estavam 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. 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 era 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 formas distintas que as espécies arbóreas podem responder 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 chegar 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. Enquanto as faixas de florestas ripárias da Fazenda Tanguro são geralmente mais largas que o mínimo legal, nossos resultados mostram que essas faixas florestais mantiveram a estrutura florestal e a composição das espécies somente em áreas distantes das bordas das terras de cultivo. Isto sugere que a faixa de 30 m, minimamente compatível, pode ter efeitos de borda que afetam fortemente a composição e a riqueza das espécies de árvores nas florestas ripárias de terras agrícolas a longo prazo. Com base nas mudanças observadas com a distância da borda, nossos resultados sugerem que faixas ripárias mais amplas poderiam mitigar os efeitos de borda associados as terras agrícolas e, assim, contribuir para preservar a diversidade da 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 os esforços contínuos de restauração de florestas ripárias em propriedades privadas. Isto inclui esforços locais próximos ao local do estudo, como a campanha *Y'Ikatu 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 em 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 geographically-replicated 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 human-modified 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

Informações adicionais:

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 era maior nas bacias de terras de cultivo ($W = 1808600$; $p < 0,001$; Anexo: Fig. A2).

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 desmatamento	Tempo desde o desmatamento (a partir de 2015)	Inclinação média (graus)	Textura do solo da bacia hidrográfica (Profundidade: 0-30 cm)		
					Teor de areia (g/kg)	Teor de argila (g/kg)	Teor de silte (g/kg)
APP 2	<i>Forest</i>	-	-	2,17	625,19	264,54	110,27
APP 2A	<i>Forest</i>	-	-	2,49	607,10	253,00	139,89
APP CN	<i>Forest</i>	-	-	1,99	617,31	255,62	127,08
APP M	<i>Forest</i>	-	-	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	<i>Cropland</i>	1992	23	2,02	620,36	257,90	121,74
APP 5	<i>Cropland</i>	1990	25	1,98	600,70	268,36	130,93
APP 6	<i>Cropland</i>	1991	24	0,68	591,16	278,83	129,95
APP AR3	<i>Cropland</i>	1984	31	0,46	594,25	269,24	136,52
APP Cascavel	<i>Cropland</i>	1987	28	2,51	606,50	271,41	122,10
APP Nascente	<i>Cropland</i>	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	Densidade absoluta		Índice de Valor de Importância	
	<i>Forest</i>	<i>Cropland</i>	<i>Forest</i>	<i>Cropland</i>
Anacardiaceae	20	106		
1. <i>Tapirira guianensis</i> Aubl. *	19	106	3,71	19,11
2. <i>Tapirira obtusa</i> (Benth.) J.D.Mitch. **	1		0,36	
Annonaceae	146	81		
3. <i>Bocageopsis mattogrossensis</i> (R.E.Fr.) R.E.Fr. *	67	19	10,49	3,53
4. <i>Xylopia amazonica</i> R.E.Fr. *	42	2	8,01	0,48
5. <i>Guatteria schomburgkiana</i> Mart. *	17	12	3,46	2,67
6. <i>Annona insignis</i> R.E.Fr. *	7	26	1,12	4,85
7. <i>Guatteria blepharophylla</i> Mart. *	7	1	1,41	0,22
8. <i>Xylopia</i> sp. 1 *	3	19	0,68	3,29
9. <i>Xylopia</i> sp. 2 *	2	1	0,43	0,23
10. <i>Xylopia frutescens</i> Aubl. **	1		0,21	
11. <i>Cardiopetalum calophyllum</i> Schltdl. ***		1		0,22
Apocynaceae	16	10		
12. <i>Aspidosperma excelsum</i> Benth. *	10	5	4,53	1,58
13. <i>Forsteronia affinis</i> Müll.Arg. *	3	5	0,63	0,97
14. <i>Himatanthus bracteatus</i> (A. DC.) Woodson **	2		0,47	
15. <i>Aspidosperma desmanthum</i> Benth. ex Müll.Arg. **	1		0,37	
Araliaceae	3	21		
16. <i>Didymopanax morototoni</i> (Aubl.) Decne. & Planch. *	3	21	1,02	6,07
Arecaceae	4	135		
17. <i>Euterpe longibracteata</i> Barb.Rodr. *	3	57	0,64	8,33
18. <i>Oenocarpus bacaba</i> Mart. **	1		0,22	

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

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

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

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

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

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

Espécies/famílias	Densidade absoluta		Índice de Valor de Importância	
	<i>Forest</i>	<i>Cropland</i>	<i>Forest</i>	<i>Cropland</i>
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 padronizado	Z	P
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

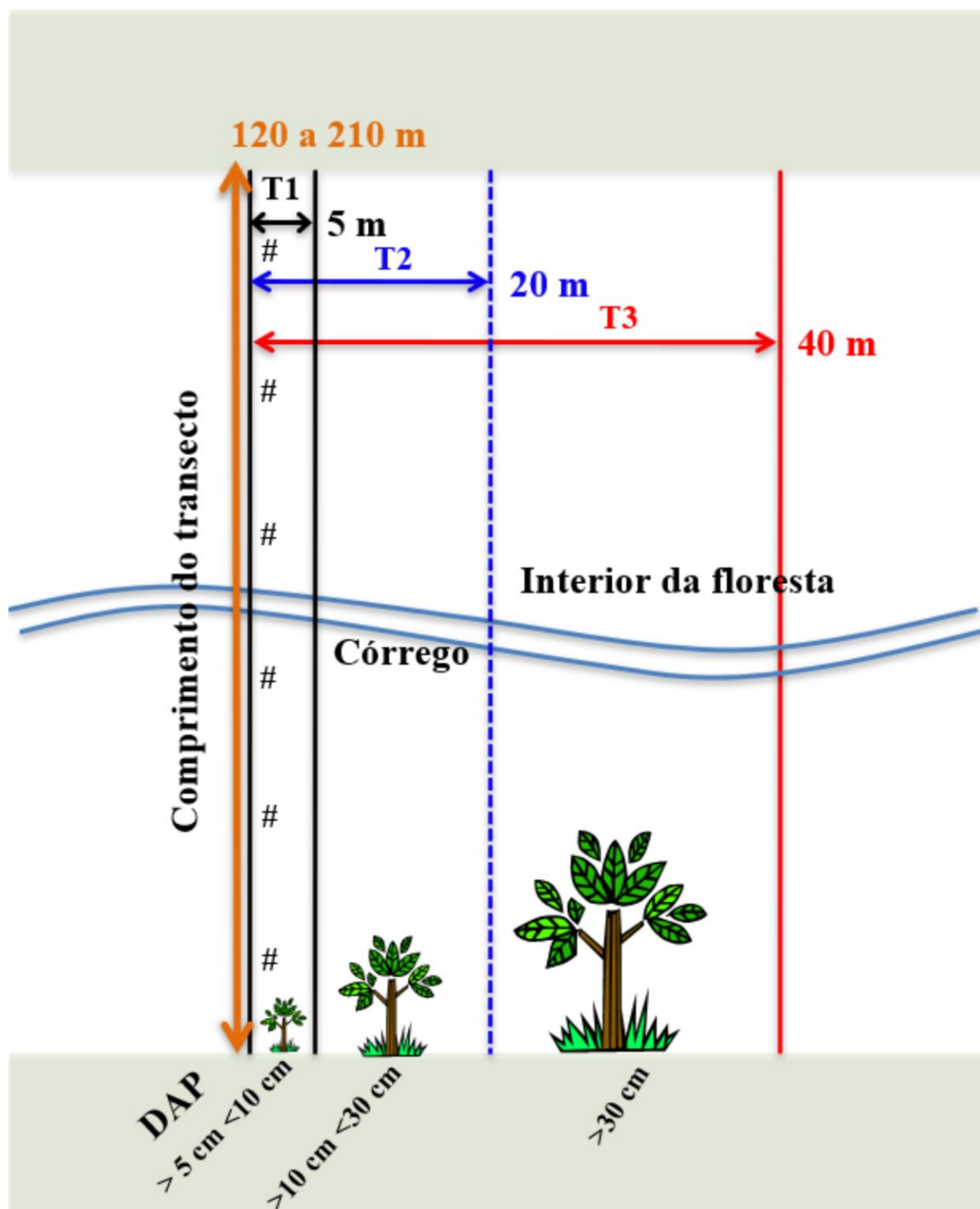


Fig. A1. Desenho amostral nos transectos de vegetação arbórea, implementados em dez florestas ripárias na fronteira agrícola da Amazônia (Querência–MT, Brasil). # T1 = 5 m de transecto, onde foram amostradas árvores de 5–10 cm de DAP; T2 = 20 m de transecto, onde foram amostradas árvores com $DAP \geq 10$ 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.

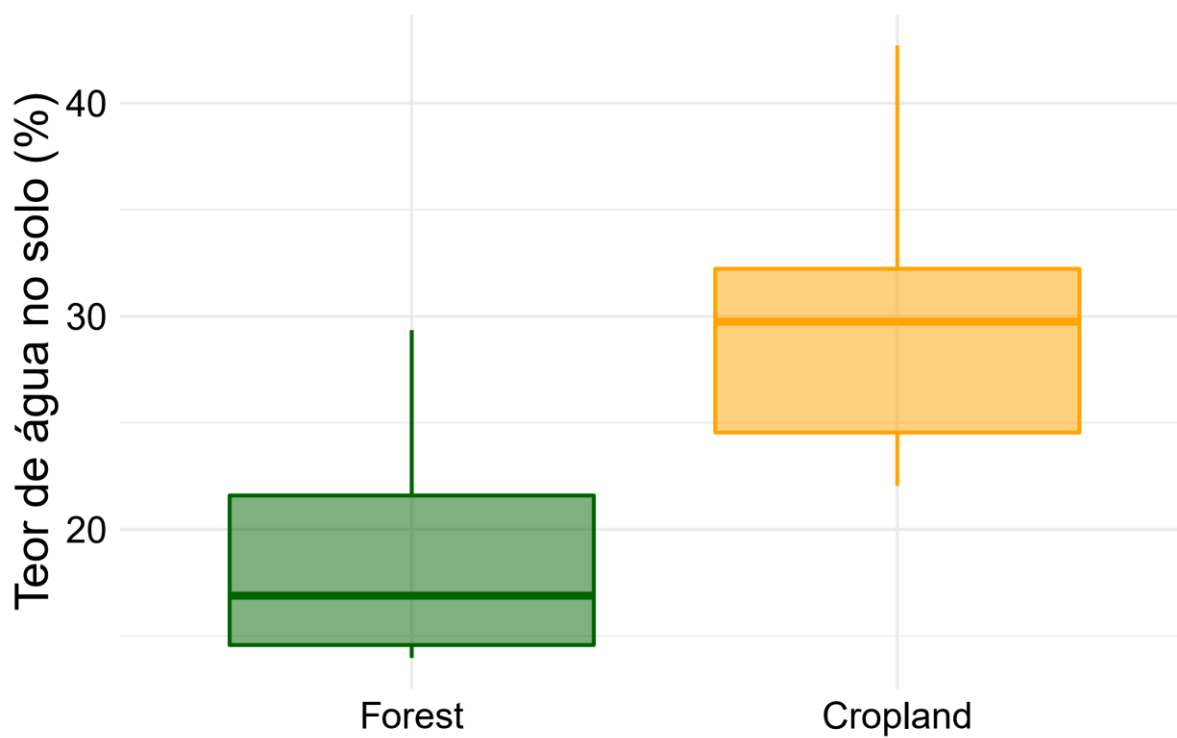


Fig. A2. Teor médio de água do solo entre os transectos em bacias hidrográficas florestadas (*Forest*) e bacias hidrográficas de terras de cultivo (*Cropland*) em florestas ripárias ($W = 1808600$; $p < 0,001$) na Fazenda Tanguro, Querência–MT, Brasil.

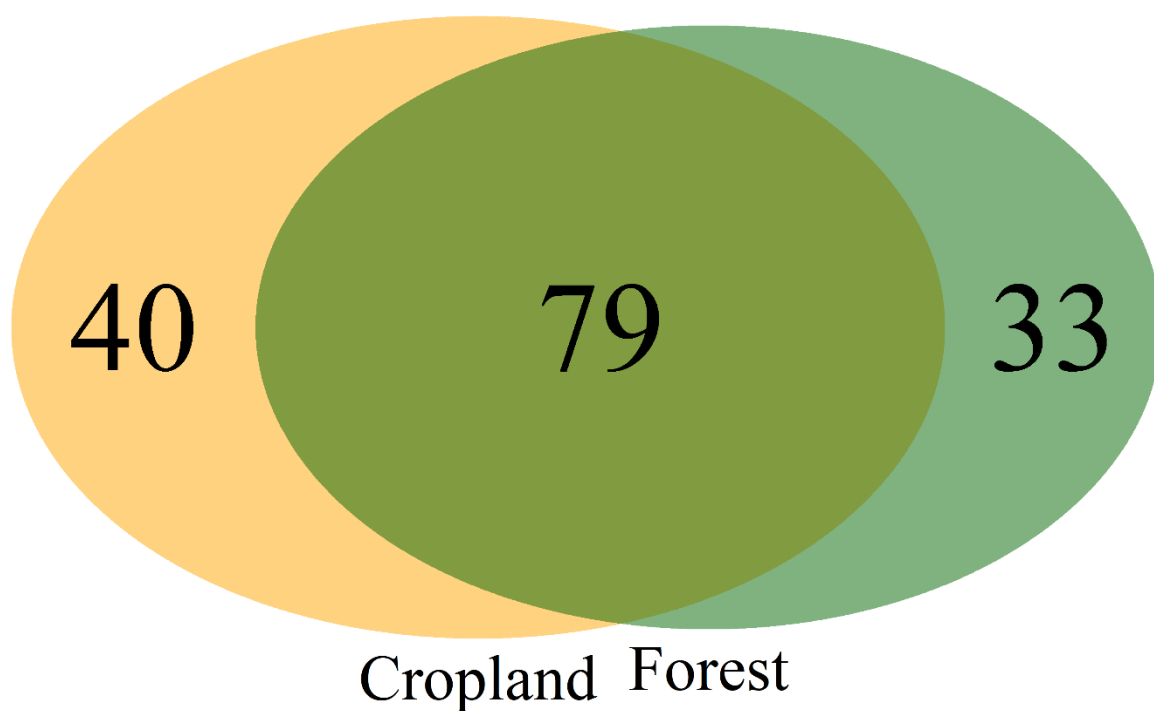


Fig. A3. Diagrama de Venn mostrando a sobreposição em espécies arbóreas encontradas em florestas ripárias em bacias hidrográficas de florestas ripárias intactas (*Forest*) e em bacias hidrográficas de florestas ripárias de terras de cultivo (*Cropland*) na transição Amazônia–Cerrado (Fazenda Tanguro,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

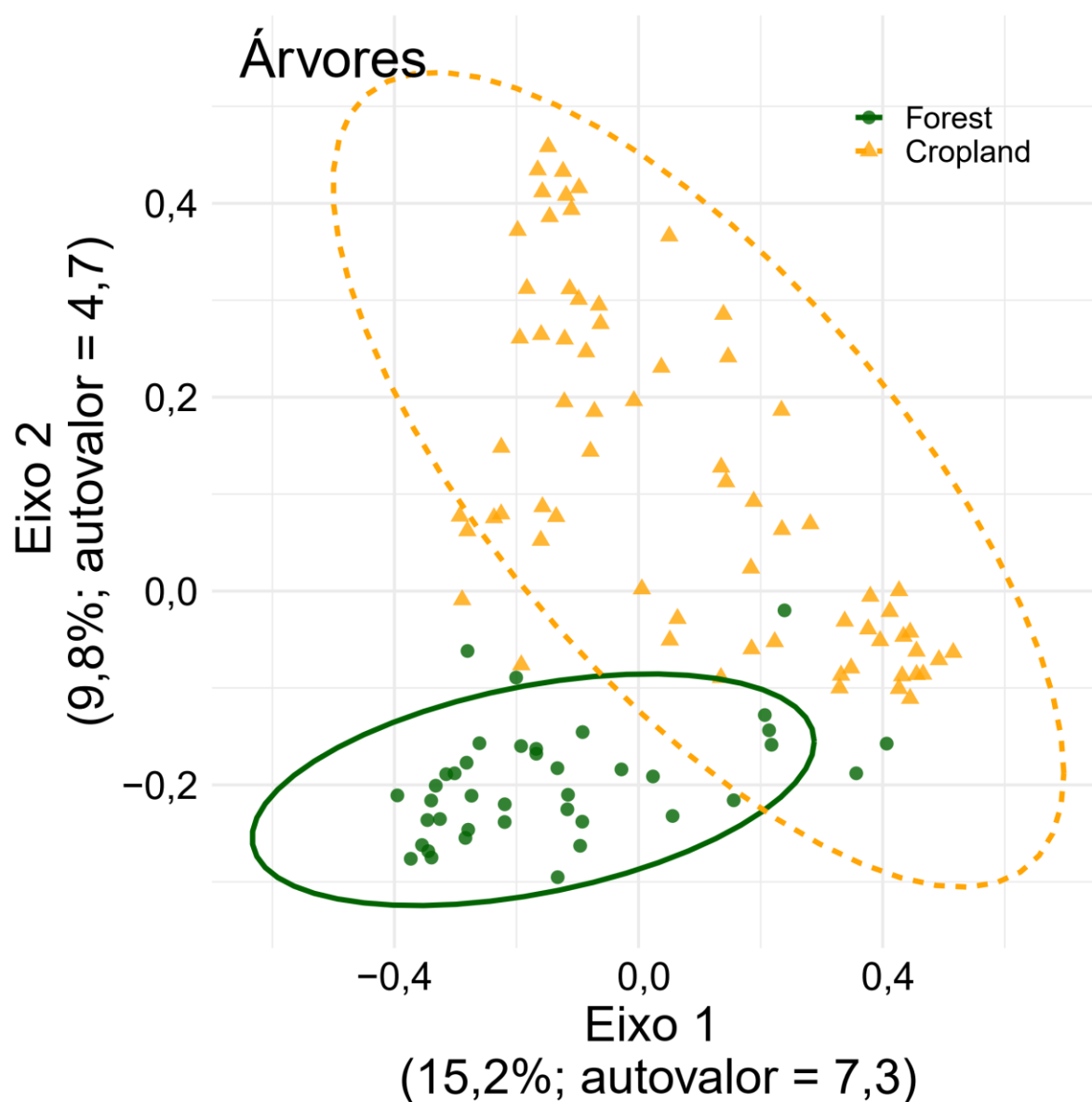


Fig. A4. Composição das espécies lenhosas em dez transectos de florestas ripárias no sudeste da Amazônia (Fazenda Tanguro, Querência–MT, Brasil). Análise de Coordenadas Principais (PCoA – Índice de dissimilaridade de Bray–Curtis) para composição de espécies e densidade média de árvores (ANOSIM: $R =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

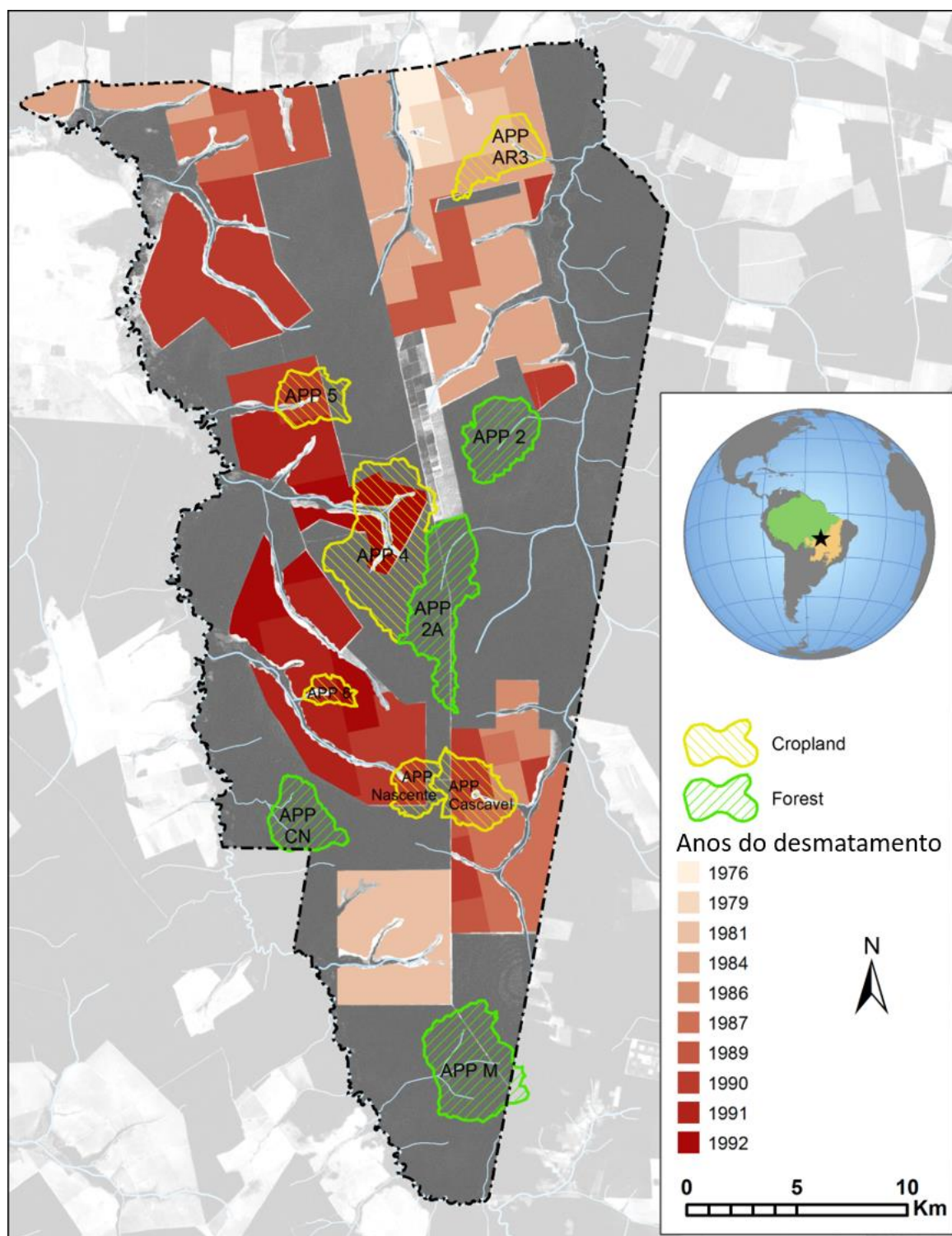


Fig. A5. Mapa indicando o ano de desmatamento para cada bacia hidrográfica de florestas ripárias amostradas na zona de transição Amazônia-Cerrado (Querência-MT, Brasil). *Forest* = florestas ripárias intactas; *Cropland* = florestas ripárias de terras de cultivo.

**CAPÍTULO 2 – ATRIBUTOS FUNCIONAIS DE FLORESTAS RIPÁRIAS
REMANESCENTES EM PAISAGENS DESMATADAS DA AMAZÔNIA**

**CHAPTER 2 – PLANT FUNCTIONAL TRAITS IN RIPARIAN FORESTS
REMAINING IN AMAZONIAN DEFORESTED LANDSCAPES**

A ser submetido para publicação no periódico: Oecologia

RESUMO

A conversão de vegetação nativa para outros usos nos trópicos 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 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 ao desmatamento das áreas em seu entorno. Para isso, nós avaliamos 12 atributos funcionais de espécies lenhosas presentes 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 aos dois ambientes. Em florestas intactas, as espécies tendem a adotar estratégias aquisitivas, enquanto em paisagens agrícolas a tendência é de que as espécies adotem estratégias conservativas de recursos. Em resposta ao desmatamento e à ocupação por agricultura ao redor 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

The conversion of native vegetation to other uses in the tropics 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 deforestation of the surrounding areas. 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 environments. In intact forests, species tend to adopt acquisitive strategies, whereas in agricultural landscapes the tendency is for species 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 de habitat, a fragmentação e as mudanças climáticas resultantes de suas interações negativas representam as principais ameaças às florestas tropicais (Barlow et al., 2016; Gibson et al., 2011). A perda de florestas tropicais e as consequentes alterações das condições climáticas têm ocorrido em uma velocidade que provavelmente não permitirá a adaptação de algumas espécies, podendo gerar extinções locais (Laurance et al., 2006). Os efeitos indiretos promovidos pelo desmatamento compreendem a perda da regulação da temperatura de córregos (Macedo et al., 2013), o aumento da temperatura da superfície de áreas desmatadas (Silvério et al., 2015), mudança na disponibilidade de luz (Power et al., 2019) e efeitos de borda (Maracahipes-Santos et al., 2020). Infelizmente, o 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 chaves e do funcionamento das florestas ripárias em paisagens agrícolas (Maracahipes-Santos et al., 2020; Nagy et al., 2015; Neill et al., 2013) só será efetiva se a perspectiva de manutenção do funcionamento da vegetação remanescente ou restaurada ao longo do tempo for considerada sempre que novas áreas produtivas forem criadas.

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 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 geradas pelo desmatamento atuam selecionando as espécies com maior capacidade de se ajustar as condições locais e exclui as espécies que não conseguem se adaptar às novas condições locais (Lebrija-Trejos et al., 2010; Leimu e Fischer, 2008). De forma geral, as espécies com maior plasticidade fenotípica tendem a permanecer no ambiente modificado, enquanto as outras 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 locais e, em geral, espécies 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, conseqüentemente, 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 daqueles fatores, pode implicar em conseqüências diretas sobre o funcionamento da comunidade e dos serviços ecossistêmicos. 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 as 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 (Bruehlheide 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 em menor investimento em altura, menor área foliar específica e menor densidade da madeira (Díaz et al., 2016, 2004). Dessa forma, entender o processo de adaptação das espécies de plantas em paisagens agrícolas nessa região sob grande pressão do desmatamento e fragmentação é fundamental para saber quais espécies e funções 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, as quais 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 das 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 serviços ecossistêmicos. 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 atributos funcionais de espécies arbóreas em florestas ripárias em paisagens agrícolas diferem em relação às florestas ripárias intactas 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), nós avaliamos aqui 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 em paisagens agrícolas diferem e florestas ripárias intactas; (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 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 capítulo 1 desta tese. Nós 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).

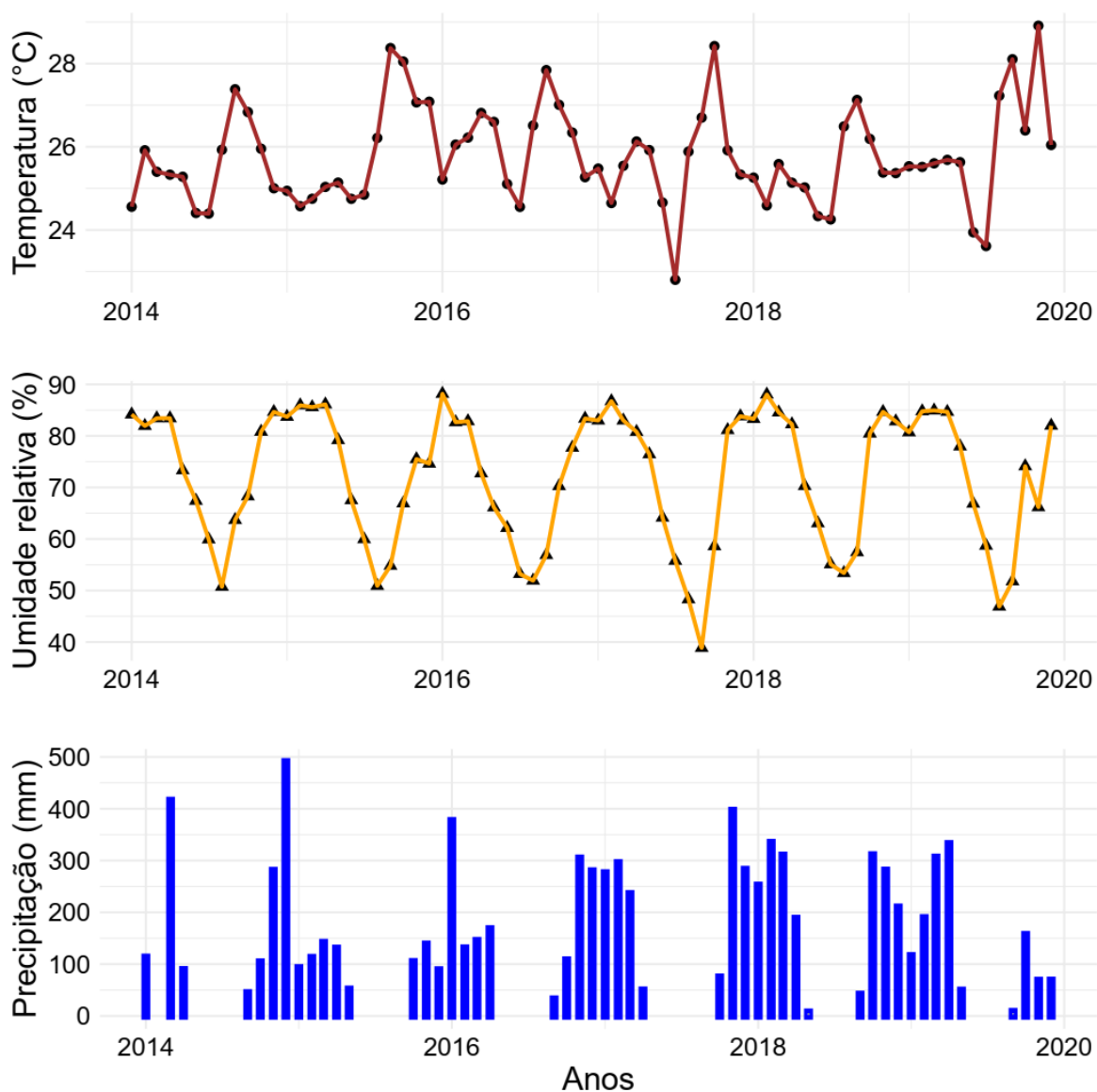


Figura 1. Climatograma da Estação Meteorológica do Instituto de Pesquisa Ambiental da Amazônia na Fazenda Tanguro, Querência-MT.

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), nós 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*) nós amostramos 10 indivíduos de cada espécie (Tabela S2). Para a determinação das concentrações de nutrientes foliares, nós 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

Nós comparamos aqui os atributos funcionais das espécies entre os dois ambientes considerando a comunidade como um todo (todas as espécies de cada tipo de floresta ripária), 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, nós usamos uma Análise de Variância Multivariada (MANOVA), aplicando a função *manova* do pacote base “*stats*” no R (R Core Team, 2020). Nesse nível de análise, nós testamos também a influência do uso da terra e o gradiente de distância do córrego 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 ($n=12$), usamos Fatores de Inflação de Variância (VIFs), utilizando a função *vifstep* do pacote “*usdm*” (Naimi et al., 2013). Adotamos $VIF \leq 3$ (Zuur et al., 2010), como limite de exclusão de variável. Assim, mantemos 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 usando Modelo Linear, aplicando a função *lm* do pacote base “*stats*” no R (R Core Team, 2020).

Comparações das espécies exclusivas. Da mesma forma, nós comparamos os valores médios de atributos funcionais de espécies restritas às florestas intactas (*Forest*) e às paisagens agrícolas (*Cropland*) – comparamos os valores médios com uma Análise de Variância Multivariada (MANOVA), aplicamos a função *manova* do pacote base “*stats*” no R (R Core Team, 2020).

Comparação das espécies comuns. Testamos a variabilidade intraespecífica para os atributos funcionais de espécies comuns às florestas dos dois ambientes. Para isso utilizamos Análise de Variância Multivariada (MANOVA), aplicando a função *manova* do pacote base “*stats*” no R (R Core Team, 2020).

3. RESULTADOS

Evidenciamos ampla variação nos atributos funcionais das comunidades de plantas arbóreas das florestas ripárias intactas e florestas ripárias em paisagens agrícolas. Como hipotetizamos, as espécies comuns aos dois ambientes estudados apresentaram diferenças estatisticamente 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. Ainda, as comunidades arbóreas das florestas ripárias intactas 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 aqui estudados, seis diferiram significativamente entre os dois ambientes estudados. Quatro atributos apresentaram maiores valores em florestas intactas comparado às florestas em paisagens agrícolas: 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, o carbono, o fósforo e o cálcio não diferiram claramente entre ambientes (Fig. 2; Tabela S4).

Mostramos que os dois primeiros eixos de nossa Análise de Componentes Principais (PCA) explicaram cerca de 40% da variação dos atributos funcionais e que esses dois eixos evidenciaram distinção dos atributos entre os dois tipos de floretas (Fig. 3; $F_{(1, 184)} = 4,36$; $p = 0,038$). Ainda, destacamos as maiores concentrações foliares de fósforo, de potássio, de magnésio e de cálcio associadas aos maiores valores do eixo 1, as florestas intactas e a espessura da folha associadas aos menores valores do eixo 1, e as florestas em paisagens agrícolas (Fig. 3). Por outro lado, a densidade específica da madeira, a área foliar específica e o nitrogênio mostraram-se associados aos maiores valores do eixo 2, e as florestas intactas e a densidade específica da madeira associadas aos maiores valores do eixo 2, e as florestas em paisagens agrícolas (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). Para cinco dos 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. Para outros cinco atributos (espessura da folha, concentrações de carbono, nitrogênio, fósforo e potássio) as médias 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. Apenas a área foliar específica diferiu significativamente entre os dois ambientes, sendo maior nas florestas intactas (média = $128,9 \text{ cm}^2 \text{ g}^{-1}$) em comparação as florestas de paisagens agrícolas (média = $109,3 \text{ cm}^2 \text{ g}^{-1}$; Fig. 4; Tabela S6). Isso como 26 espécies exclusivas em florestas intactas e 33 espécies exclusivas em florestas de paisagens agrícolas.

Comparações das espécies comuns. Ao comparamos as 64 espécies comuns aos dois tipos de florestas, nós verificamos que as espécies nas florestas intactas apresentam as plantas mais altas, que produzem folhas maiores, com maior área foliar específica e folhas com maior 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).

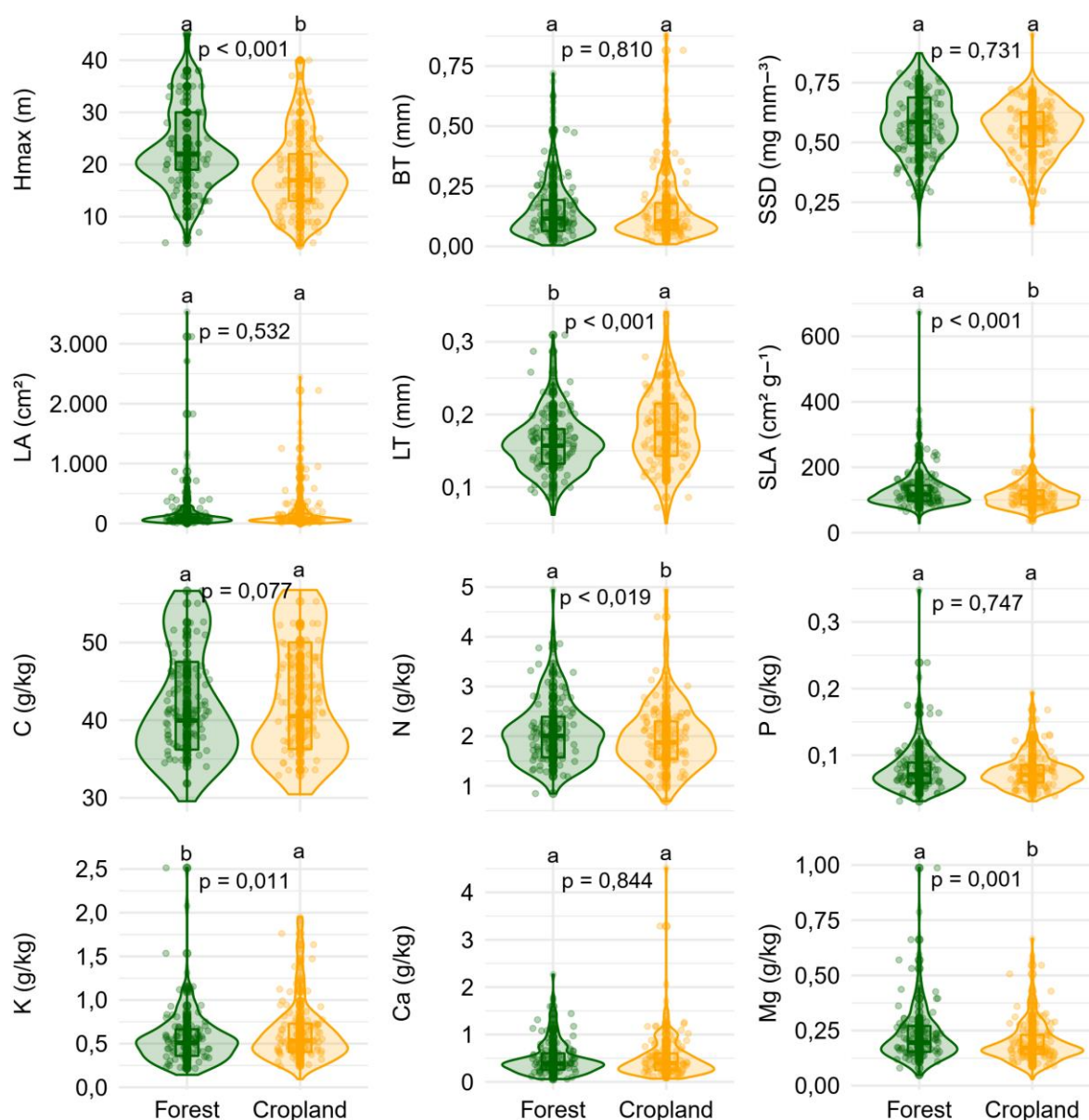


Figura 2. Média dos atributos funcionais de comunidades arbóreas de florestas ripárias intactas (*Forest*) e florestas ripárias em paisagens agrícolas (*Cropland*) no sul da Amazônia, Querência–MT, Brasil. Hmax = altura máxima da planta; BT = espessura da casca; SSD = densidade específica da madeira; 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.

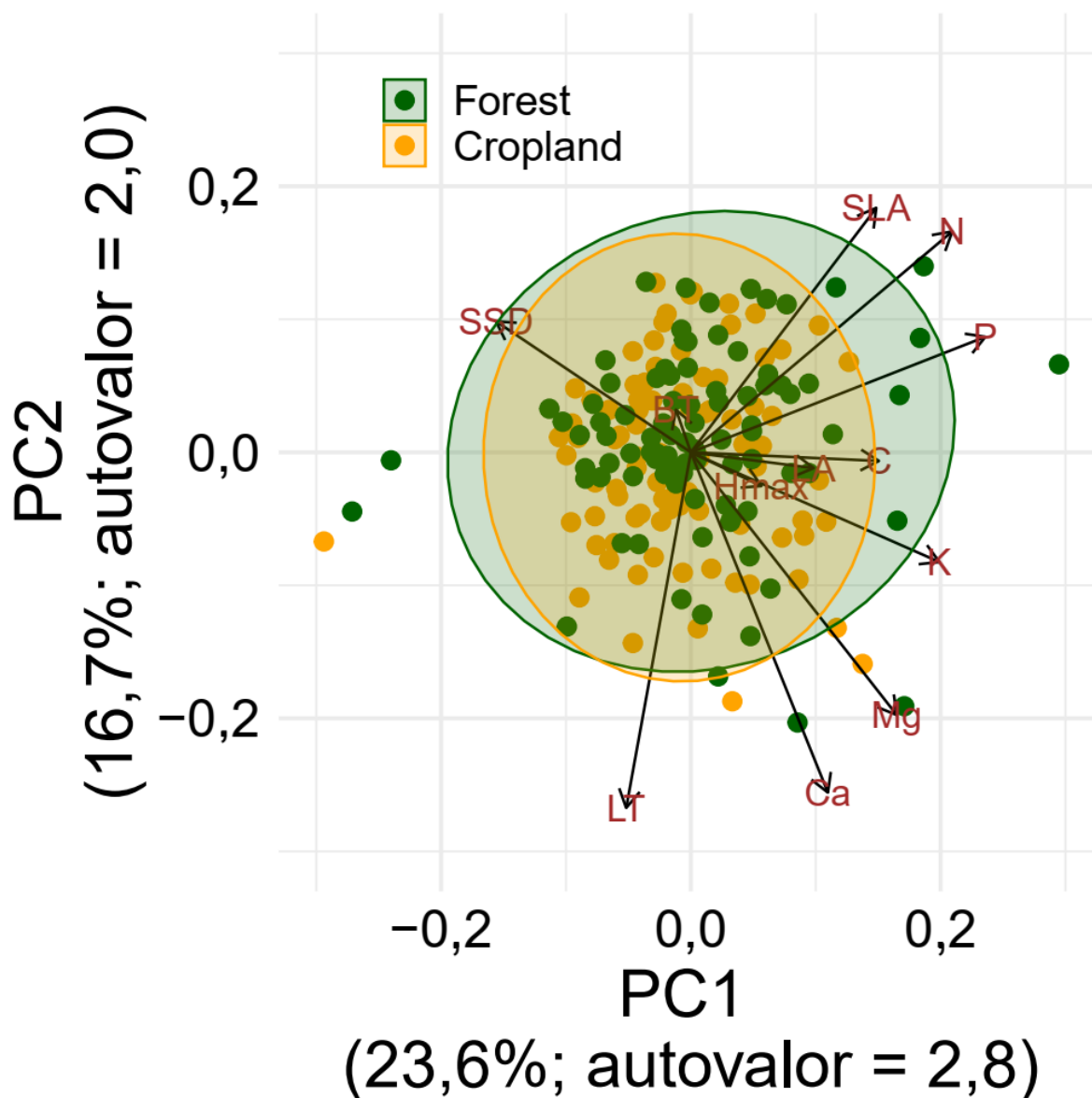


Figure 3. Análise de Componentes Principais para atributos funcionais de espécies arbóreas em florestas ripárias intactas (*Forest*) e florestas ripárias em paisagens agrícolas (*Cropland*) no sul da Amazônia, Querência–MT, Brasil. Hmax = altura máxima da planta; BT = espessura da casca; SSD = densidade 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 ($F_{(1, 184)} = 4,36$, $p = 0,038$).

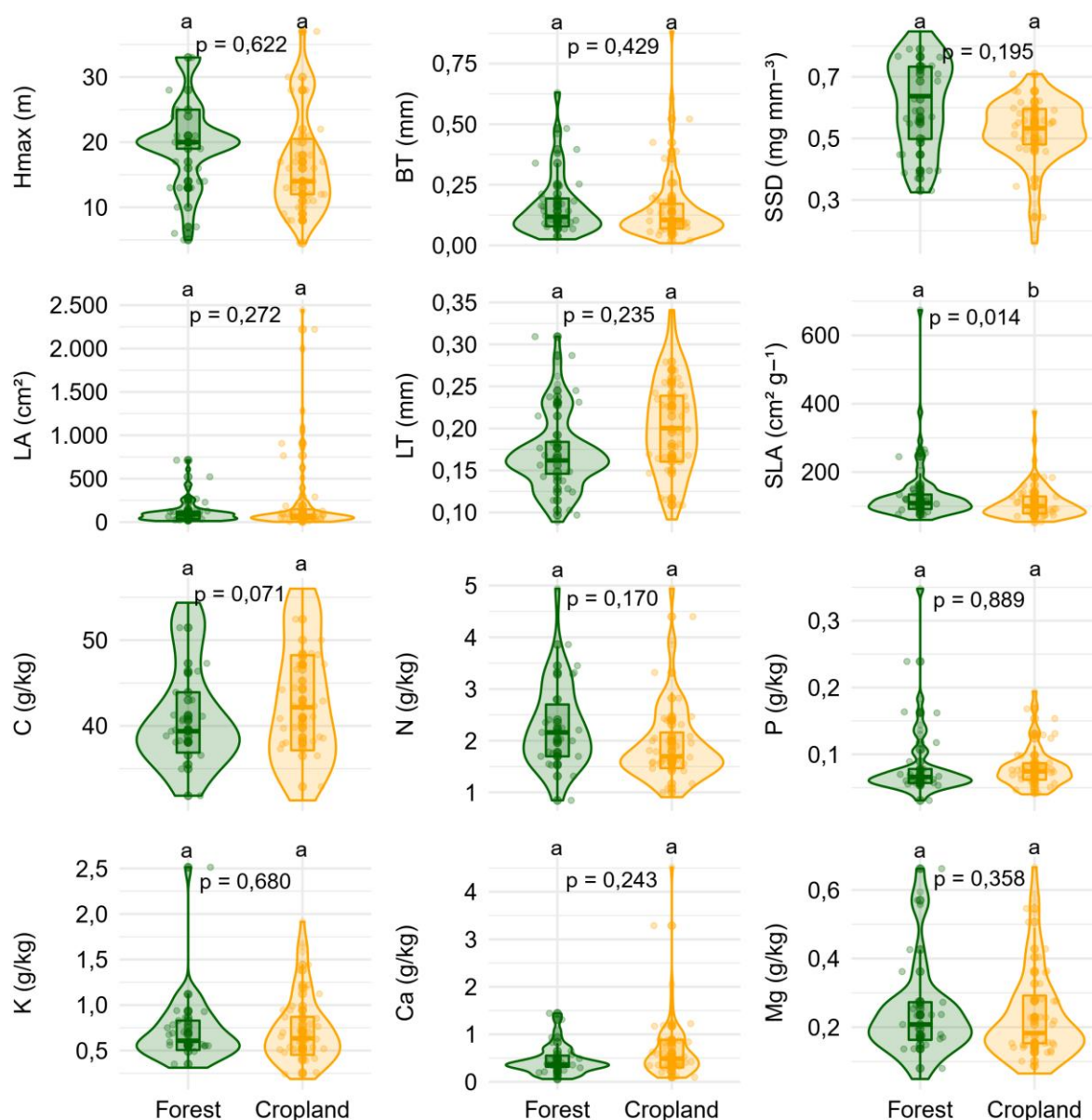


Figura 4. Valores médios dos atributos funcionais de espécies em florestas ripárias, comparando espécies restritas de habitats de florestas ripárias intactas (*Forest*) e florestas ripárias em paisagens agrícolas (*Cropland*) no sul da Amazônia, Querência-MT, Brasil. Hmax = altura máxima da planta; BT = 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.

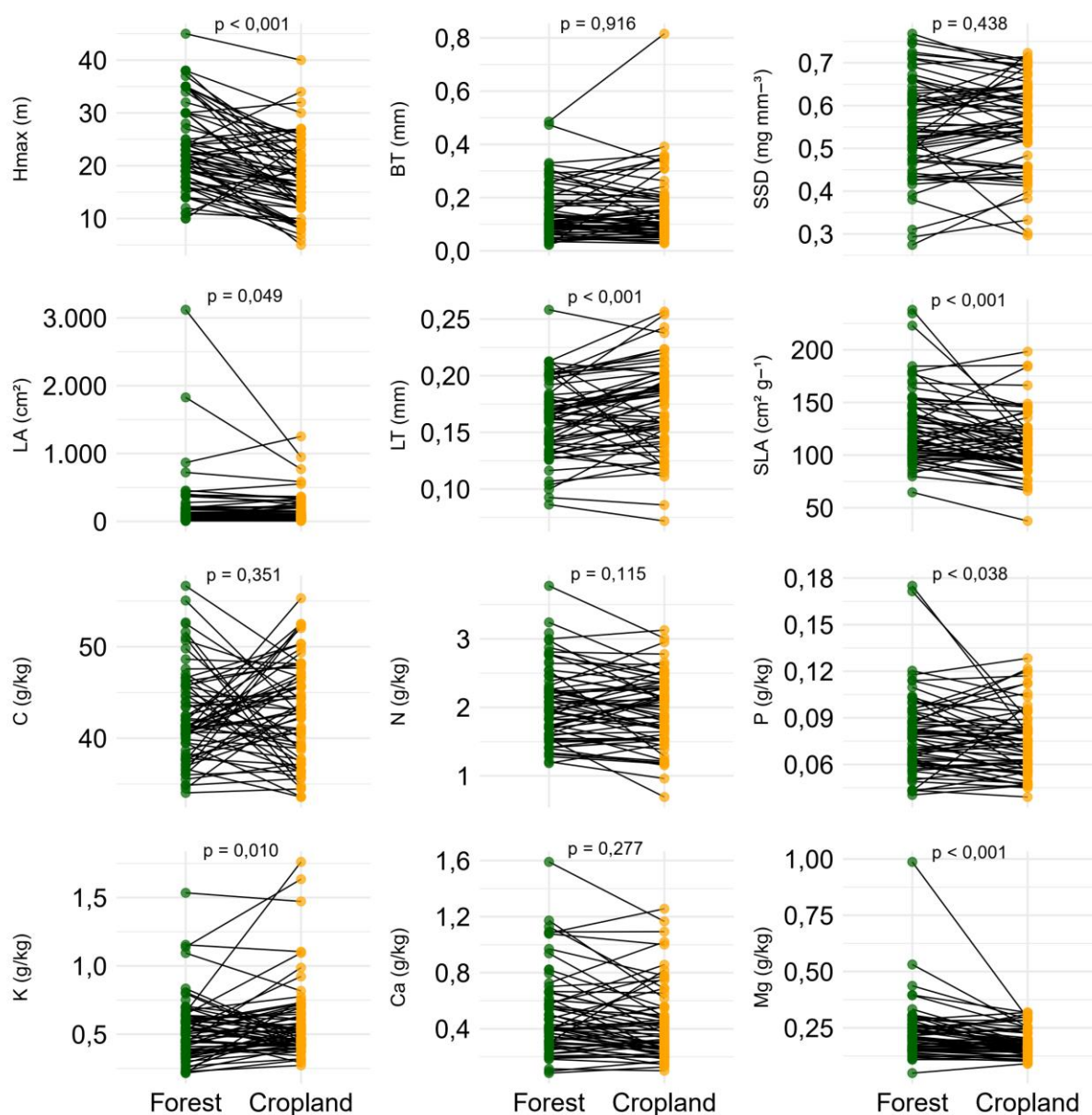


Figura 5. Valores médios dos atributos funcionais de espécies arbóreas comuns em habitats de florestas ripárias intactas (*Forest*) e florestas ripárias em paisagens agrícolas (*Cropland*) no sul da Amazônia, Querência–MT, Brasil. Hmax = altura máxima da planta; BT = espessura da casca; SSD = densidade 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 de espécies arbóreas na borda sul da Amazônia. Em geral, observamos diferenças entre florestas ripárias intactas e adjacentes às áreas agrícolas para a altura máxima da planta, a área foliar específica e a espessura da folha, tanto para as espécies comuns aos dois ambientes quanto espécies restritas a um dado ambiente. Destacamos ainda, que entre as espécies exclusivas de cada ambiente área foliar específica foi também maior na floresta intacta. Desta forma, nossos resultados destacam que o desmatamento das áreas no entorno das florestas ripárias altera o funcionamento desses ecossistemas. 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). Estes resultados são consistentes com outros estudos que indicam 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 quanto para as espécies comuns, 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 de comunidade de espécies arbóreas em florestas ripárias adjacente a áreas desmatadas, provavelmente devido a mudanças ambientais (tais como maiores entradas de luz e 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 registrados em nível de comunidade indicam uma 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 espécie a um determinado ambiente determina a sua persistência em um habitat específico (Hoffmann e Franco, 2003). Ou seja, as espécies que não conseguem essa adaptação podem ser localmente extintas. Portanto, isso indica uma mudança das características funcionais das espécies arbóreas em função da mudança na composição florística.

As espécies arbóreas restritas às florestas ripárias intactas ou às florestas em paisagens agrícolas diferiram apenas em área foliar específica (SLA; Fig. 4). Uma hipótese que explica tal similaridade 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 apresentaram variação intraespecífica para 58,3% dos 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. 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). 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.

Entretanto, entre todos os atributos aqui investigados, nós chamamos atenção daqueles relacionados às folhas como os nutrientes foliares (N, P, K e Mg), a espessura foliar e principalmente a área foliar específica que foram úteis para distinguir os dois ambientes, bem como para inferir as prováveis causas ecológicas dessas mudanças. 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, nós recomendamos aqui o uso dos atributos foliares na avaliação das causas e 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, ou seja, 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). Em geral, nós registramos 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. Esperamos, ainda, 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 esses ecossistemas, 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. A abordagem de atributos funcionais é uma importante ferramenta, que pode ser capaz de identificar se as comunidades de florestas ripárias ao longo do tempo podem alcançar um novo estado de funcionamento – estados estáveis alternativos (Ghazoul et al., 2015), o que poderia implicar em perda de serviços e da qualidade dos serviços ecossistêmicos chave prestados pelas florestas ripárias. Entretanto, 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 muito rápido sem o tempo necessário para adaptação de muitas das espécies. Além disso, o enriquecimento do nosso conhecimento sobre a resposta das características funcionais das espécies arbóreas de florestas ripárias tropicais a distúrbios antropogênicos 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., Mächler, 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 CO₂ and H₂O 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., Schrod, 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., Kacki, 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 of plant communities. *Nat. Ecol. Evol.* 2, 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: Evolutionary dynamics 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>
- 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., 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., Bönsch, 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>
- Gilliam, 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., Pocard-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](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., Morissette, 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

Tabela S1. Significado funcional, predição e fundamentação teórica para os atributos funcionais de plantas em florestas ripárias no sul da Amazônia, Querência–MT, Brasil. *Forest* = florestas ripárias intactas; *Cropland* = florestas ripárias em paisagens agrícolas.

Atributos funcionais	Código	Unid.	Significado funcional	Predição		Fundamentação
				“Forest”	“Cropland”	
Altura máxima da planta	Hmax	m	Tolerância ou resistência a distúrbios (p. ex. incêndio, tempestade, lavoura e pastagem), fecundação total e habilidade competitiva das plantas (Pérez-Harguindeguy et al., 2013).	alta	baixa	Por que as plantas de floresta intacta investem em altura, devido a maior competição por luz em um dossel mais fechado.
Densidade específica da madeira	SSD	mg mm ⁻³	Resistência a danos físicos e suporte estrutural a planta (Chave et al., 2009; Larjavaara e Muller-Landau, 2010; Pérez-Harguindeguy et al., 2013).	alta	baixa	Maior densidade específica da madeira em florestas intactas, uma vez que as florestas em paisagens agrícolas apresentem 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

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

Área foliar específica	SLA	cm ² g ⁻¹	distúrbios ambientais (Pérez-Harguindeguy et al., 2013). Esse atributo funcional tem relação com a aquisição de recursos, eficiência no uso de recursos, defesa estrutural e estratégia de crescimento das plantas. Ainda, apresenta correlação negativa com a vida útil das folhas (Pérez-Harguindeguy et al., 2013).	alta	baixa	luz pelas folhas. Espécies de florestas ripárias intactas com maior disponibilidade de nutrientes podem investir em uma superfície foliar maior por unidade de massa foliar, isso aumenta o crescimento e melhorar a capacidade competitiva das espécies por luz no interior da floresta.
Concentração de carbono foliar	C	g/kg	A menor concentração de carbono foliar sugere maior qualidade nutricional e folhas mais palatáveis (Pérez-Harguindeguy et al., 2013).	baixo	Alto	Espécies em paisagens agrícolas são suscetíveis a estresse abiótico e biótico devido as mudanças de uso da terra. Isso promovem maior tenacidade das folhas e influenciam a proteção das folhas pela assimilação de carbono.

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

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

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

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 família botânicas.

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

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

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

Espécies/famílias	Forest	Cropland
Salicaceae		
97. <i>Casearia grandiflora</i> Cambess.	—	×
Sapindaceae		
98. <i>Matayba inelegans</i> Spruce ex Radlk.	×	—
99. <i>Matayba arborescens</i> (Aubl.) Radlk.	×	—
100. <i>Talisia cerasina</i> (Benth.) Radlk.	×	—
Sapotaceae		
101. <i>Micropholis egensis</i> (A.DC.) Pierre	×	×
102. <i>Pouteria ramiflora</i> (Mart.) Radlk.	×	×
103. <i>Pouteria cuspidata</i> (A.DC.) Baehni	×	×
Simaroubaceae		
104. <i>Simarouba amara</i> Aubl.	—	×
Siparunaceae		
105. <i>Siparuna guianensis</i> Aubl.	—	×
Urticaceae		
106. <i>Cecropia pachystachya</i> Trécul	—	×
107. <i>Cecropia distachya</i> Huber	—	×
108. <i>Pourouma velutina</i> Mart. ex Miq.	—	×
Vochysiaceae		
109. <i>Ruizterania wittrockii</i> (Malme) Marc.-Berti	×	×
110. <i>Vochysia vismiifolia</i> Spruce ex Warm.	×	×
111. <i>Qualea ingens</i> Warm.	×	×
112. <i>Vochysia ferruginea</i> 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	×	—

Tabela S3. Multicolinearidade entre atributos funcionais de florestas ripárias no sul da Amazônia, Querência–MT, Brasil.

Atributos funcionais	Unidade	Símbolos	VIF
Altura máxima da planta	m	Hmax	1,09
Densidade específica da madeira	mg mm ⁻³	SSD	1,54
Espessura da casca padronizada pelo diâmetro	mm	BT	1,08
Espessura da folha	mm	LT	1,53
Área foliar	cm ²	LA	1,35
Área foliar específica	cm ² g ⁻¹	SLA	1,59
Concentração de carbono foliar	g/kg	C	1,29
Concentração de nitrogênio foliar	g/kg	N	1,97
Concentração de fósforo foliar	g/kg	P	2,07
Concentração de potássio foliar	g/kg	K	1,58
Concentração de cálcio foliar	g/kg	Ca	1,86
Concentração de magnésio foliar	g/kg	Mg	1,87

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	F	P
Altura máxima da planta	m	Hmax	43,38	< 0,001
Densidade específica da madeira	mg mm ⁻³	SSD	0,12	0,731
Espessura da casca padronizada pelo diâmetro	mm	BT	0,06	0,810
Espessura da folha	mm	LT	26,89	< 0,001
Área foliar	cm ²	LA	0,39	0,532
Área foliar específica	cm ² g ⁻¹	SLA	36,37	< 0,001
Concentração de carbono foliar	g/kg	C	3,14	0,077
Concentração de nitrogênio foliar	g/kg	N	5,56	0,019
Concentração de fósforo foliar	g/kg	P	0,10	0,747
Concentração de potássio foliar	g/kg	K	6,59	0,011
Concentração de cálcio foliar	g/kg	Ca	0,04	0,844
Concentração de magnésio foliar	g/kg	Mg	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	P
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 ⁻³)	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		0,000	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 ²)	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 ² g ⁻¹)	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	P
Concentração de carbono foliar (g/kg)	Uso da terra		-10,720	0,388	2484,00	-27,66	< 0,001
	Intercepto	C	41,600	0,411	131,10	101,13	< 0,001
	Distância do córrego		0,000	0,001	2506,00	-0,12	0,908
Concentração de nitrogênio foliar (g/kg)	Uso da terra		1,012	0,113	2528,00	8,95	< 0,001
	Intercepto	N	1,990	0,055	119,90	35,94	< 0,001
	Distância do córrego		0,000	0,000	2480,00	0,59	0,553
Concentração de fósforo foliar (g/kg)	Uso da terra		0,105	0,006	2484,00	17,32	< 0,001
	Intercepto	P	0,081	0,003	118,80	30,06	< 0,001
	Distância do córrego		0,000	0,000	2480,00	1,99	0,047
Concentração de potássio foliar (g/kg)	Uso da terra		-0,004	0,000	2484,00	-11,85	< 0,001
	Intercepto	K	0,607	0,029	119,40	21,26	< 0,001
	Distância do córrego		0,000	0,000	2480,00	-1,15	0,251
Concentração de cálcio foliar (g/kg)	Uso da terra		0,059	0,003	2485,00	17,54	< 0,001
	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
Concentração de magnésio foliar (g/kg)	Uso da terra		-0,060	0,003	2481,00	-17,51	< 0,001
	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 de florestas ripárias intactas (*Forest*) e florestas ripárias em paisagens agrícolas (*Cropland*) no sul da Amazônia, Querência–MT, Brasil. Estratégias ecológicas de espécies arbóreas restritas e comuns 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	F	P
Altura máxima da planta	m	Hmax	0,25	0,622
Densidade específica da madeira	mg mm ⁻³	SSD	1,73	0,195
Espessura da casca padronizada pelo diâmetro	mm	BT	0,64	0,429
Espessura da folha	mm	LT	1,45	0,235
Área foliar	cm ²	LA	1,24	0,272
Área foliar específica	cm ² g ⁻¹	SLA	6,46	0,014
Concentração de carbono foliar	g/kg	C	3,41	0,071
Concentração de nitrogênio foliar	g/kg	N	1,94	0,170
Concentração de fósforo foliar	g/kg	P	0,02	0,889
Concentração de potássio foliar	g/kg	K	0,17	0,680
Concentração de cálcio foliar	g/kg	Ca	1,40	0,243
Concentração de magnésio foliar	g/kg	Mg	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	F	P
Altura máxima da planta	m	Hmax	194,43	< 0,001
Densidade específica da madeira	mg mm ⁻³	SSD	0,60	0,438
Espessura da casca padronizada pelo diâmetro	mm	BT	0,01	0,916
Espessura da folha	mm	LT	21,39	< 0,001
Área foliar	cm ²	LA	3,92	0,049
Área foliar específica	cm ² g ⁻¹	SLA	25,60	< 0,001
Concentração de carbono foliar	g/kg	C	0,87	0,351
Concentração de nitrogênio foliar	g/kg	N	2,51	0,115
Concentração de fósforo foliar	g/kg	P	4,35	0,038
Concentração de potássio foliar	g/kg	K	6,79	0,010
Concentração de cálcio foliar	g/kg	Ca	1,86	0,277
Concentração de magnésio foliar	g/kg	Mg	22,82	< 0,001

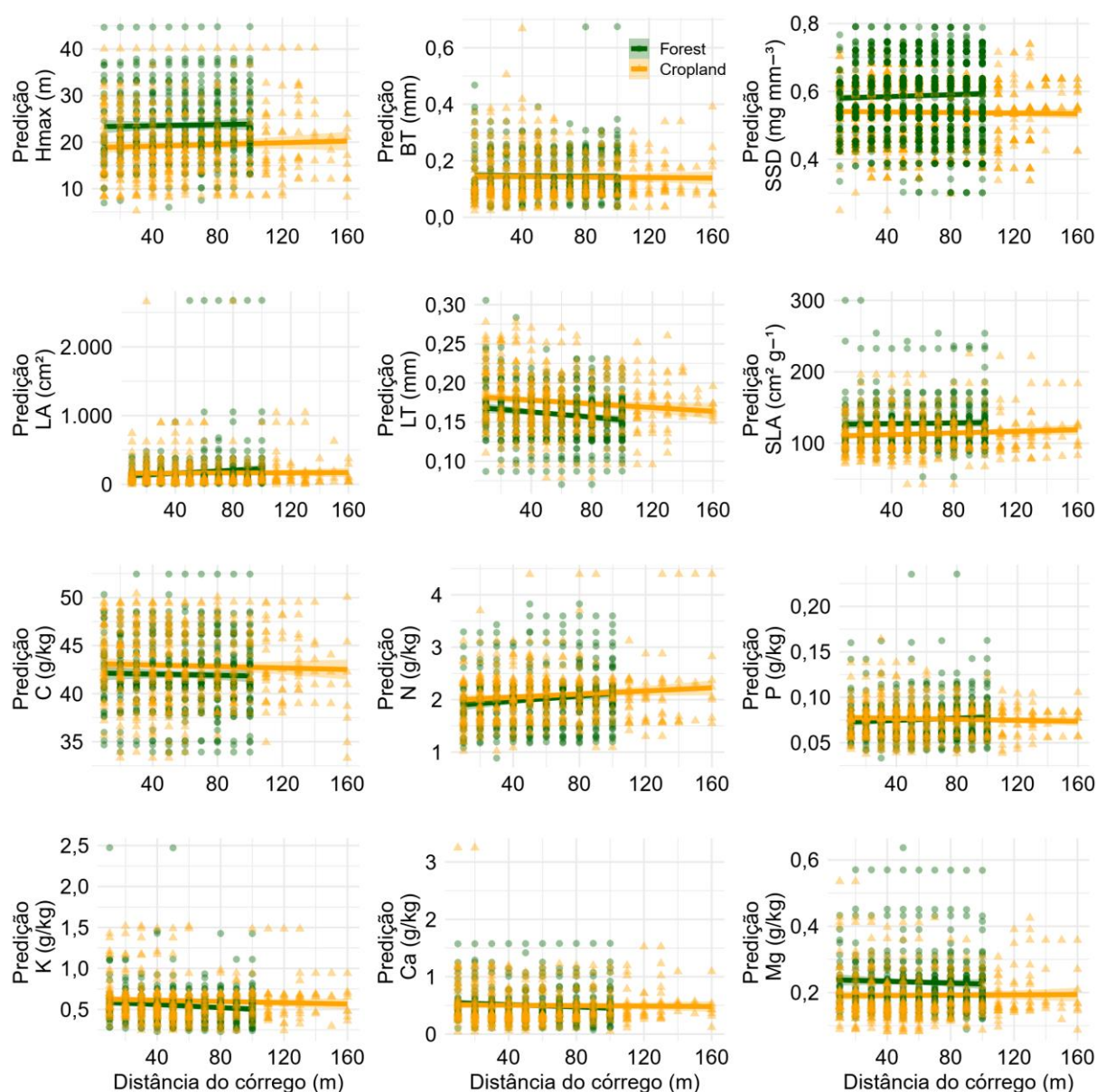


Figura S1. Modelo Misto Generalizado ajustado para atributos funcionais de espécies arbóreas representando um gradiente de amostragem do córrego (0 m) para a borda (40 a 160 m) (florestas ripárias em paisagens agrícolas; *Cropland*) e do córrego (0 m) para a maior distância amostrada a partir da margem (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.

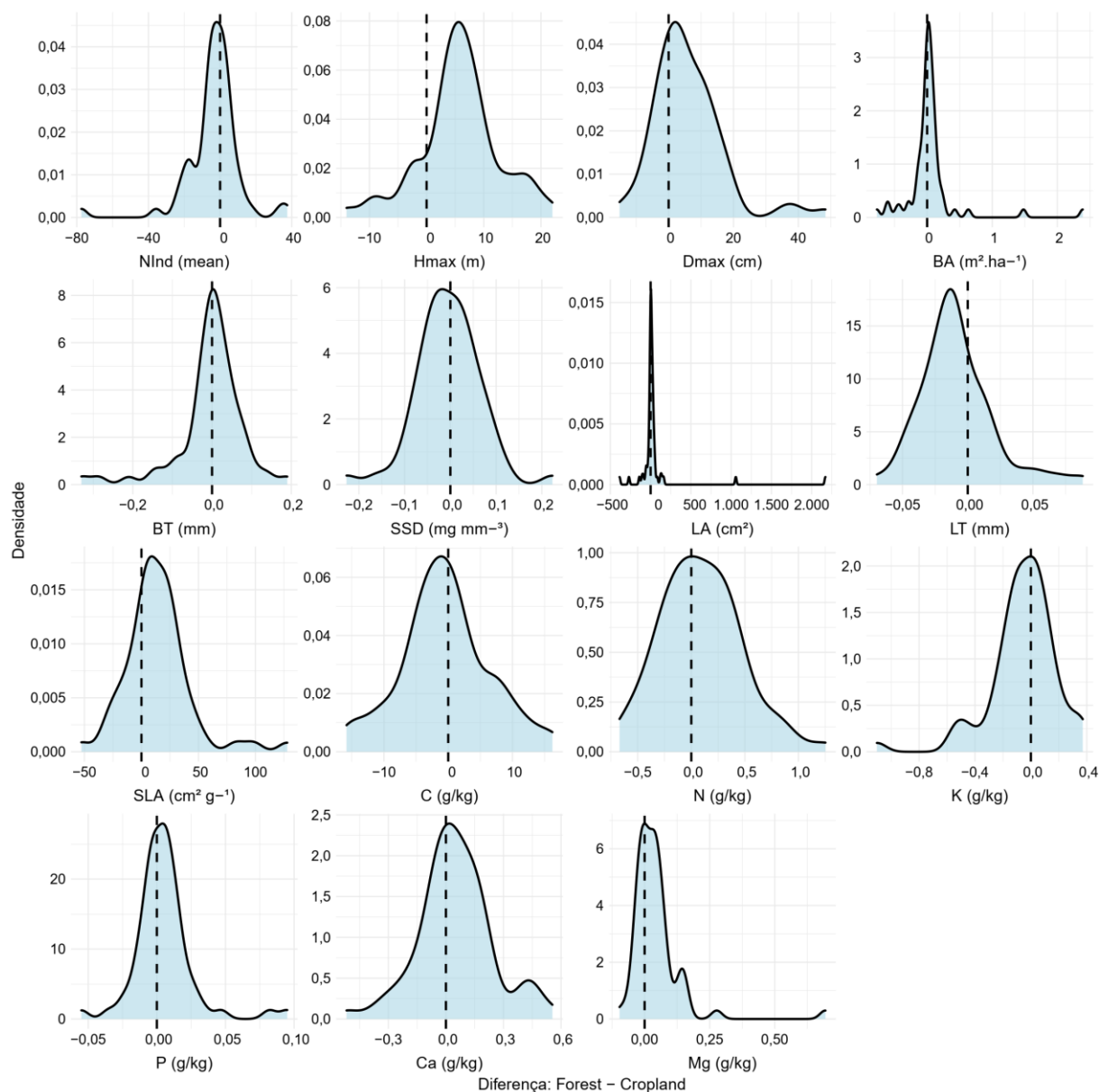


Figura S2. Diferença para 15 atributos funcionais de espécies de árvores (média ponderada pela abundância) entre florestas ripárias intactas (*Forest*) e florestas ripárias em paisagens agrícolas (*Cropland*) no sul da Amazônia, Querência–MT, Brasil. NInd = média do número de indivíduo por espécie; Hmax = altura máxima da planta; Dmax = diâmetro máximo por espécie; BA = área basal 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 cálcio foliar e Mg = concentração de magnésio foliar.