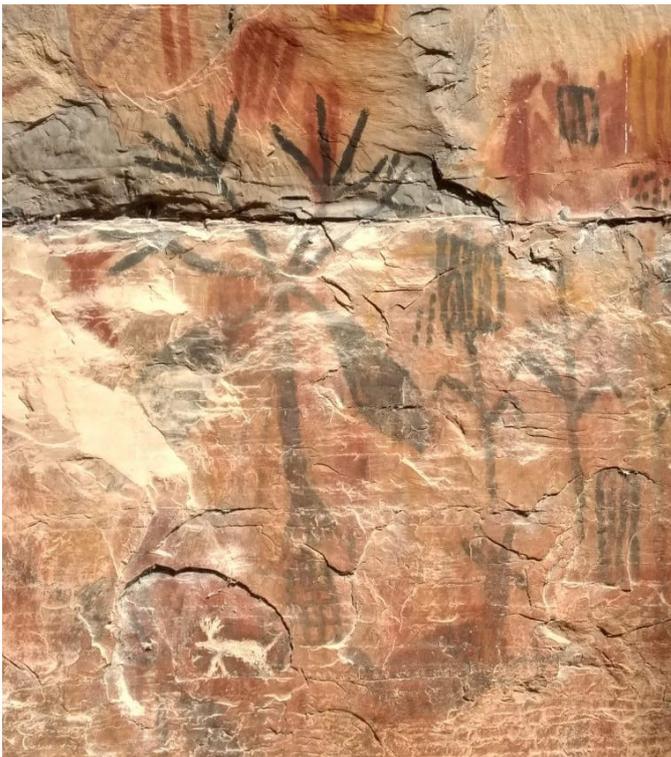




PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ECOLOGIA
UNIVERSIDADE DE BRASÍLIA
GRADUATE PROGRAM IN ECOLOGY
UNIVERSITY OF BRASÍLIA

UNIVERSIDADE DE BRASÍLIA
INSTITUTO DE CIÊNCIAS BIOLÓGICAS
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ECOLOGIA

FOICE, MACHADO, FOGO E ENXADA: PRÁTICAS DE
CULTIVO E SUCESSÃO SECUNDÁRIA EM MATAS DE
GALERIA INUNDÁVEIS DO CERRADO APÓS
AGRICULTURA ITINERANTE



Sílvia Laine Borges Lúcio

Brasília – DF
Maio de 2019



PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ECOLOGIA
UNIVERSIDADE DE BRASÍLIA
GRADUATE PROGRAM IN ECOLOGY
UNIVERSITY OF BRASÍLIA

UNIVERSIDADE DE BRASÍLIA
INSTITUTO DE CIÊNCIAS BIOLÓGICAS
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ECOLOGIA

FOICE, MACHADO, FOGO E ENXADA: PRÁTICAS DE
CULTIVO E SUCESSÃO SECUNDÁRIA EM MATAS DE
GALERIA INUNDÁVEIS DO CERRADO APÓS
AGRICULTURA ITINERANTE

Sílvia Laine Borges Lúcio

Tese apresentada ao Programa de Pós-graduação em Ecologia da Universidade de Brasília, como requisito parcial para a obtenção do título de Doutora em Ecologia.

Orientador: Prof. Dr. Aldicir Osni Scariot

Brasília – DF
Maio de 2019

Ficha catalográfica elaborada automaticamente, com os dados fornecidos pelo(a) autor(a)

Bf Borges, Sílvia Laine Foice, machado, fogo e enxada: práticas de cultivo e sucessão secundária em matas de galeria inundáveis do Cerrado após agricultura itinerante / Sílvia Laine Borges; orientador Aldicir Osni Scariot. -- Brasília, 2019. 156 p.

Tese (Doutorado - Doutorado em Ecologia) - Universidade de Brasília, 2019.

1. unidade de conservação. 2. agricultura de corte e queima.
3. manejo de vegetação secundária. 4. quilombola. 5.
resiliência. I. Scariot, Aldicir Osni, orient. II. Título.

Imagem da capa: Buriti e o milho: pintura rupestre com data entre 5 e 7 mil anos AP, no Parque Nacional das Cavernas do Peruaçu (MG). Foto: Isabel Schmidt, 2018.

Banca examinadora

Presidente - Dr. Aldicir Osni Scariot ^{1 2}

Membro externo – Dr. Nivaldo Peroni ³

Membro externo - Dr. Marcelo Fragomeni Simon ²

Membro interno – Dra. Cássia Beatriz Rodrigues Munhoz ¹

Suplente - Dra. Isabel Belloni Schmidt ¹

¹ Departamento de Ecologia, Universidade de Brasília (UnB)

² Embrapa Recursos Genéticos e Biotecnologia (Cenargen)

³ Departamento de Zoologia e Ecologia, Universidade Federal de Santa Catarina (UFSC)

Agradecimentos

Agradeço primeiramente a Universidade de Brasília e ao Programa de Pós-graduação em Ecologia por proporcionar um ensino público, gratuito e de qualidade, fundamental para nossa formação acadêmica e profissional. Agradeço também a Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES) e ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq) por me possibilitarem desenvolver este estudo através do financiamento da bolsa de estudo, sem isto seria impossível dedicar exclusivamente a todas as atividades acadêmicas, de formação profissional, tampouco a realização da pesquisa.

Ao professor Aldicir Scariot pela orientação e admiráveis ensinamentos. À professora Isabel Schmidt pela orientação, importantes e decisivas contribuições neste estudo e por me incentivar a fazer este doutorado. Obrigada por acreditar! À professora e amiga Ludivine Eloy pelos ensinamentos, incentivos, pelo apoio fundamental, animadora companhia durante o campo, pela cafeteira francesa e barraca - minhas maiores companhias durante este doutorado -, pelo desenho da casa do Pixute, pela leitura cuidadosa, pela troca e pela amizade. Você é muito importante para mim! Merci beaucoup! Ao Bruno Walter por apoiar no trabalho de campo, na identificação das plantas, pela avaliação criteriosa dos dados e por estar sempre pronto e dedicado a solucionar dúvidas e a ajudar encontrar boas soluções. Ao Daniel Vieira por compartilhar bibliografias, pelas conversas, dicas e pelo incentivo. Aos membros da banca examinadora, Cássia Munhoz, Nivaldo Peroni e Marcelo Simon, pela disponibilidade, dedicação e importantes contribuições.

Às comunidades Mumbuca, Rio Novo-Preto-Riachão, Carrapato, Boa Esperança, Fazenda Nova e Povoado do Prata por autorizarem a realização desta pesquisa. Gostaria de expressar os meus mais sinceros agradecimentos ao Teomenilton (Tocha) meu professor-doutor sobre as roças de esgoto, e sua esposa Aldina, ao seu Gilvan e sua esposa dona Maria, seu Adão sua esposa Paulina e seus filhos Zuza, Galdino, Adão Filho, Eva Paloma e Diarla, ao Juscelino, dona Josefa e seu marido seu João, Deusimar (Dei), Pixute e sua esposa Lora, ao seu Acácio e dona Maria, Manelão, seu Tomé, Elzita, Ivanilton, Emivaldo (Feio Veio), Sayonara, Pablo, Lindomar (Dó), seu Eliesér, seu Anísio, às mulheres super poderosas da Mumbuca Noême (Doutora), Ana Cláudia, Núbia, Sirlene, Néa e Marijane, seu Zé Menininho, seu Maninho, Veinho e sua esposa Aislane, Vaneça e seu marido Reinaldo e dona Rosa pelo apoio logístico, por compartilharem generosamente parte dos seus sagrados conhecimentos sobre a natureza, pela acolhida, por nos guiarem pelo Cerrado do Jalapão, pelo cuidado, pela hospedagem solidária, pela boa comida, pelos cafezinhos, pelas histórias, pela amizade fraterna. Ao Jalapão pelo espetáculo cênico, natural e cultural. O Brasil se mostra muito mais gigante e maravilhoso em seus rincões onde encontramos sincera e genuína solidariedade! Minha eterna gratidão! Sem vocês esta pesquisa não teria acontecido.

Ao Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade (ICMBio) e ao Instituto Natureza do Tocantins (Naturatins), em especial, Ana Carolina Barradas, João Miranda e Rejane Nunes pela assistência durante pesquisa em campo e pelo apoio logístico. À Rejane e Carlos, obrigada pela acolhida generosa! À Cassiana pelo apoio. À dona Eliene que sempre nos abrigou com tanto carinho e afeto no *Quintal de casa* em Rio da Conceição (TO), nos apoiando inclusive com a logística da viagem.

Ao laboratório de Ecologia Vegetal coordenado pela prof^a Isabel Schmidt pelo fundamental apoio a esta pesquisa. Especialmente, ao Maxmiller Ferreira por me ajudar na elaboração do projeto de pesquisa, na coleta e análise dos dados, por ter editado as figuras do capítulo 2, por compartilhar comigo de forma tão generosa sua sabedoria sobre o mato e sobre nosso querido Cerrado, por dividir comigo a caminhada da vida, por existir. Todo o processo foi mais brando com você ao meu lado. Gratidão! À Ana Carla dos Santos e ao Samuel Montenegro que, *ora coléricos ora doçuras*, apoiaram a coleta de dados em campo. Meus amores, obrigada pelas conversas, debates, companhia, amizade e Lula Livre! Ana Carla e Gustavo Barros pela generosa elaboração dos mapas dos capítulos 1 e 2. Gustavo, obrigada pelo seu apoio no trabalho de campo e pela sua serena companhia. À Marina Guimarães por ter me apoiado, sempre de forma tão dedicada, com as análises de solo e na elaboração dos desenhos que compõem os resultados do capítulo 1 e 2, verdadeiras obras de arte! À Sílvia Rodrigues pela troca e por ter apoiado na tradução para o inglês das legendas das tabelas, figuras e do material suplementar da versão em inglês do capítulo 2. À Letícia Gomes do Laboratório de Ecologia e Ecossistemas da UnB pelas conversas, pelas inúmeras dúvidas dissolvidas e pela dedicada leitura do capítulo 2. Às amigas Monique Alves por apoiar com análises de dados e pela doce companhia ‘candanga’ em Catalão/GO, Gabriella Ferreira e Natanna Horstmann por apoiarem na identificação de algumas plantas. À amiga Clara Baringo por me apoiar com a publicação dos dados primários! Obrigada por existirem e pela amizade, mulherada. Vocês são maravilhosas! Avante para ocupar ainda mais os espaços que historicamente nos foram negados! Ao amigo André Coutinho pela ajuda no campo e por apoiar com algumas análises. Ao amigo Ícaro Abreu por me apoiar com a organização e secagem das coletas de solo, com trabalho de campo, com as entrevistas, com os mapas, com o nosso futuro guia de campo do Jalapão, pela troca. Todos vocês são profissionais, marido, amigas e amigos com quem ainda quero compartilhar boas experiências e histórias! Valeu demais, galera!

À minha mãe, professora Vera Lúcia, por ser a minha maior referência de mulher e profissional. Obrigada por ensinar que a educação é o caminho mais sólido a se seguir e a chave para a nossa verdadeira liberdade! Aos fraternos amigos e amigas que o CDS/UnB me presenteou, que de alguma forma somaram muito para esta conquista. Obrigada Marla Weiss, Osmar Coelho, Pablo Pessoa, Marcos Lima, Stephanie Nasuti, Emilie Coudel, Ludivine Eloy, Ana Pimenta, Maria Fernanda, Carolina Pedroso e Priscylla Alves. Gratidão pela troca e pelo afeto! Ana, obrigada pela revisão do inglês das figuras e tabelas. À família de consideração das repúblicas “Casa Palha” e “Casa da Esquina” pelo amor, pelo afeto, pela companhia, pelas tretas, pelas festas, pelas conversas, pelos debates políticos, pelo Félix e pela Tieta. Em especial Tâmara Jacinto, Camilla Shinoda, Victor Dutra e Hugo Braga. Obrigada por tudo! À família de Goiânia João, Sônia, Bruno, Lorena, Arthur, Ana, Gláucia e Vera pela compreensão da ausência e paciência. À família de Catalão dona Cida, dona Valdira, Max, Daniella, Monique, Karolayne e Marlon Brando, por me alimentar, pelo cuidado e pelo carinho! Gratidão!

Em especial, agradeço à Ludivine Eloy, Icaro Abreu, Ana Carla dos Santos, André Coutinho e Ana Paula Rabelo por registrarem maravilhosamente bem as atividades de campo. Obrigada pelas fotos incríveis! À ‘Pequila’, a Mitsubishi L200 guerreira, que nos transportou nessa aventura pelos sertões do Jalapão. Sou profundamente grata por todas as pessoas que contribuíram para que esta pesquisa ocorresse. Com certeza vocês fizeram toda a diferença! Muito obrigada!

A humildade exprime uma das raras certezas de que estou certo: a de que ninguém é superior a ninguém.

- Paulo Freire. Pedagogia da Autonomia, 1996.

Povos indígenas e as comunidades camponesas do mundo são os principais guardiões da memória biocultural de nossa espécie.

- Paulo Petersen. A memória biocultural, 2015.

*Dedico a todos os povos tradicionais e indígenas do
Brasil, que bravamente existem e resistem.*

Sumário

Lista de figuras	11
Lista de tabelas	14
Resumo geral	15
General abstract	17
Introdução geral	19
Estrutura da tese	25
Capítulo 1 - “Esgotar renova a terra”: práticas da agricultura itinerante das comunidades quilombolas em ecossistemas pantanosos no Cerrado	26
Resumo	27
Introdução	29
Metodologia	32
Área de estudo	32
Coleta e análise de dados	37
Resultados	39
Fogo e controle da inundação nas roças de esgoto	50
O manejo das roças de esgoto: do cultivo ao pousio	52
A rotação das parcelas cultivadas na paisagem	57
A proteção das roças, das capoeiras e das florestas maduras	63
Discussão	66
Roça de esgoto como parte de um sistema agrícola e de manejo dos recursos naturais	67
Práticas de manejo que influenciam a sucessão secundária	68
Conclusão	71
Agradecimentos	72
Capítulo 2 - Sucessão secundária em matas de galeria inundáveis com até 65 anos de pousio após agricultura itinerante no Cerrado	74
Resumo	76
Introdução	77
Material e Método	79
Área de estudo	79
Seleção das áreas, coleta de dados e análises	81
Análises estatísticas	84
Resultados	85
Recuperação dos atributos de diversidade	85

Mudança na composição funcional e florística ao longo da cronosequência.....	91
Tempo de recuperação dos atributos de estrutura	94
Resiliência e elasticidade	95
Discussão	97
Mudanças na riqueza, diversidade e composição.....	97
Recuperação dos atributos estruturais	101
Conclusão.....	103
Agradecimentos	103
Conclusões gerais	105
Apêndices	108
Referências	138
Apoio financeiro	156

Lista de figuras

- Capítulo 1 -

Figura 1: Mapa da área de estudo com as delimitações das Unidades de Conservação, rede de drenagem, casas e as comunidades quilombolas visitadas, e a cidade Mateiros – TO. 33

Figura 2: Mata de galeria inundável com destaque para a presença de espécies arbóreas com raízes tabulares típicas de ambientes com inundação presente, as características destas matas nas imagens de satélite e a cobertura do dossel no interior destas matas. Vereda com destaque para sua fitofisionomia e como esses ecossistemas são caracterizados em imagens de satélite. 36

Figura 3: Resumo da metodologia utilizada neste estudo junto a comunidades quilombolas no Jalapão, Brasil central. (a) Observação participante acompanhando a preparação da mandioca para fazer farinha. (b) e c) Percurso comentado onde percorremos as áreas de uso de agricultores para registrar elementos da paisagem importantes para o sistema agrícola local. (d) Coleta de amostras de espécies nativas que ocorrem em roças e florestas secundárias. (e) e (f) mapeamento participativo para identificação das áreas de manejo na escala da paisagem utilizando imagens de satélite. (g) e (h) entrevistas em profundidade. 38

Figura 4: Esquema adaptado das fitofisionomias de Cerrado identificadas no Jalapão, Tocantins, Brasil. Estas oito fitofisionomias estão apresentadas em um gradiente de menor biomassa (formações à esquerda) para as de maior biomassa (formações à direita). Na primeira linha, logo abaixo do desenho, está a classificação das fitofisionomias adotadas neste estudo (cf. Ribeiro & Walter, 2008). Na segunda linha está a classificação idealizada e adotada pelos agricultores quilombolas do Jalapão. Na terceira linha estão representados os tipos de uso onde RE = roça de esgoto e RT = roça de toco. Na quarta linha estão representadas a estação produtiva de cada fitofisionomia no contexto do sistema agrícola local. Autoria do desenho: Marina Guimarães, 2018. Edição: Laio Guimarães, 2019. 41

Figura 5: Canais de drenagem principais e secundário. Fotos: Ludivine Eloy, 2017. ... 50

Figura 6: Área de roça de esgoto recém aberta, com plântulas de buriti (*M. flexuosa*) em primeiro plano. Foto: Ludivine Eloy, 2017. 53

Figura 7: Casa quilombola e os usos de madeira para construção de estrutura das casas. A “forquilha de oitão” é o pilar central das casas junto com as outras “forquilhas” (nas pontas) e são usadas “madeira de chão” (que toleram contato com chão, não apodrecem rápido), por exemplo landi (*C. brasiliensis*) e vinhático (*Plathymenia reticulata*). As travessas (travessão e travessa lateral) dão sustentação aos telhados e geralmente os agricultores utilizam ata (*Magnolia ovata*), cachamorra-branca (*Tachigali rubiginosa*). Os caibros e as varas dão seguram as palhas (que pode ser de buriti, por exemplo) e são utilizadas principalmente a pindaíba-do-brejo (*Xylopia emarginata*). As paredes são feitas de adobe. Autoria do desenho: Ludivine Eloy, 2017. 56

Figura 8: Exemplos de usos da palmeira buriti (*M. flexuosa*). (a) Abano. Foto: Ludivine Eloy (2016). (b) Casal retirando fibras na que usam como linha para costura do artesanato

de capim-dourado (*S. nitens*). Foto: Ana Carla dos Santos (2016). **(c)** Senhora vendendo seus doces de buriti e rapadura com buriti. Foto: Sílvia Borges (2016). **(d)** e **(e)** Uso das folhas para paredes e telhados das casas. Foto: Ludivine Eloy (2016). 57

Figura 9a: Padrão de rotação das roças de esgoto na escala da paisagem. Rotação entre parcelas limítrofes na mesma mata. Os números em vermelho indicam os anos em que cada uma das capoeiras foi aberta para fazer roça de esgoto e os números em preto indicam o tempo de pousio destas áreas. 58

Figura 10: Mapeamento de importantes roças de esgoto e capoeiras na região do Riachão e Rio Novo (EESGT, 2013). Áreas realçadas foram validadas por observações de campo e correspondem a capoeiras localizadas em veredas ou matas de galeria inundáveis, mas a imagem é classificada como "galeria e mata ciliar". 65

- Capítulo 2 -

Figura 1: Mapa da área de estudo com a localização das 32 florestas secundárias e maduras em relação aos limites das comunidades quilombolas, unidades de conservação, rios e estradas. Os limites são da Estação Ecológica Serra Geral do Tocantins (EESGT) e Parque Estadual do Jalapão (PEJ). 80

Figura 2: Atributos de diversidade de florestas secundárias, variando desde áreas recentemente deixadas em pousio até 65 anos, na Região do Jalapão, Tocantins, Brasil. Círculos representam valores brutos encontrados em cada área amostrada. A linha inteira representa a tendência temporal descrita pelo modelo de melhor ajuste. A sombra cinza ao longo do modelo é o intervalo de confiança de 95%. A linha tracejada preta representa a média das quatro florestas referência e as duas linhas cinza o desvio padrão. Os valores brutos das referências (R) também foram plotados a direita. (a) Número de espécies rarefeita em 84 indivíduos (modelo logarítmico). (b) Índice de Diversidade de Shannon's H' (modelo logarítmico). (c) Índice de equitabilidade de Smith & Wilson's (sem tendência temporal). 90

Figura 3: Proporção de grupos funcionais de florestas secundárias, variando desde áreas recentemente deixadas em pousio até 65 anos, na Região do Jalapão, Tocantins, Brasil. Círculos representam valores encontrados para cada floresta. A linha inteira representa a tendência temporal descrita pelo modelo de melhor ajuste. A sombra cinza em torno do modelo é o intervalo de confiança de 95%. A linha tracejada preta representa a média das quatro matas referência e as duas linhas cinza o desvio padrão. Os valores das matas referências (R) também foram plotados a direita. (a) Proporção de espécies zoocóricas (modelo logarítmico). (b) Proporção de indivíduos zoocóricos (sem tendência temporal). O inverso de zoocórico (dispersão biótica) é representado pela dispersão abiótica (autocórica e anemocórica). (c) Proporção de espécies não pioneiras (modelo logarítmico). (d) Proporção de indivíduos não pioneiros (modelo logarítmico); o tamanho do círculo reflete o valor do score do PC1 (PCA do solo) de cada área e, quanto maior o tamanho, maior é o cálcio trocável (cmolc/dm³), fósforo disponível (mg/dm³), magnésio trocável (cmolc/dm³), zinco disponível (mg/dm³) e pH (CaCl₂). O inverso de não pioneiro é pioneiro. (e) Proporção de espécies de mata (modelo logarítmico). (f) Proporção de indivíduos de mata (modelo logarítmico). O inverso do grupo de mata é o grupo generalista (aquelas que também ocorrem em campos e savanas ou que são restritas a estes ambientes, mas que se aproveitam da condição aberta pós cultivo para se estabelecerem). 92

Figura 4: Escalonamento Multidimensional Não Métrico (NMDS) de florestas secundárias, variando de áreas recentemente deixadas em pousio até 65 anos e, quatro matas referência, usando matriz de similaridade Bray-Curtis, na Região do Jalapão, Tocantins, Brasil. Estresse = 0,20. (a) Inclui a idade e identificação das matas; vermelho indica matas com lençol freático profundo e azul com lençol superficial. (b) Inclui as cinco espécies com maior valor de cobertura por mata (a lista cruzada das matas terminou com 39 espécies); (c) NMDS 1 (composição florística) variando desde áreas recentemente deixadas em pousio até 65 anos em áreas com lençol superficial (modelo logarítmico) e áreas com lençol profundo (modelo potencial). Círculos representam os escores de cada mata. A linha inteira representa a tendência temporal descrita pelo modelo de melhor ajuste. A sombra cinza entorno do modelo é o intervalo de confiança de 95%. A linha tracejada preta representa a média das quatro matas referência e as duas linhas cinza o desvio padrão. Os escores das matas referências (R) também foram plotados a direita 93

Figura 5: Atributos estruturais de matas secundárias, variando desde áreas recentemente deixadas em pousio até 65 anos, na Região do Jalapão, Tocantins, Brasil. Círculos representam valores brutos encontrados para cada mata. A linha inteira representa a tendência temporal descrita pelo modelo de melhor ajuste. A sombra cinza em torno do modelo é o intervalo de confiança de 95%. A linha tracejada preta representa a média das quatro matas referência e as duas linhas cinza o desvio padrão. Os valores brutos das matas referências (R) também foram plotados a direita. (a) Altura do dossel (modelo linear); o tamanho do círculo reflete o valor do escore do PC2 (PCA do solo) de cada mata e, quanto maior o tamanho, maior é a acidez (acidez potencial e alumínio trocável, cmolc/dm³) e concentração de carbono orgânico no solo (g/dm³). (b) Cobertura do dossel (modelo logarítmico). (c) Densidade de árvores em áreas com lençol freático superficial (modelo polinomial de segunda ordem). (d) Densidade de árvores em áreas com lençol freático profundo (modelo polinomial de segunda ordem). (e) Área basal (modelo linear). (f) Biomassa acima do solo (modelo potencial). 95

Figura 6: Nível de recuperação da mata secundária (%) com base na média da mata referência representado pela linha preta sombreada por diferentes cores pelo IC 95%. Linhas tracejadas na vertical representam o tempo de pousio requerido para modelo atingir 50, 75 e 100% (linhas tracejadas na horizontal) de recuperação. As cores representam a década em que cada atributo atingiu 100%. (a) Número de espécies em áreas com lençol freático superficial. (b) Número de espécies em áreas com lençol freático profundo. (c) Diversidade de espécies. (d) Espécies zoocóricas. (e) Espécies não pioneiras. (f) Indivíduos não pioneiros. (g) Espécies típicas de de mata. (h) Indivíduos típicos de mata. (i) Composição florística em áreas com lençol freático superficial. (j) Composição florística em áreas com lençol freático profundo. (k) Altura do dossel. (l) Cobertura do dossel. (m) Densidade de árvores em áreas com lençol freático superficial. (n) Densidade de árvores em áreas com lençol freático. (o) Área basal. (p) Biomassa acima do solo. Estes modelos são iguais aos dos dados brutos, apenas foram convertidos para escala percentual com base na média da referência para facilitar comparação da elasticidade entre atributos com diferentes escalas naturais..... 96

Lista de tabelas

- Capítulo 1 -

Tabela 1: Nome das comunidades quilombolas onde desenvolvemos este estudo e o número do processo administrativo para regularização fundiária e titulação dos territórios junto ao INCRA..... 34

Tabela 2: Práticas de manejo das plantas classificadas em oito categorias..... 39

Tabela 3: Lista de espécies manejadas e famílias botânicas, nome científico e comum, o tipo de práticas de manejo das espécies levantadas onde **(1)** remoção de espécies não-úteis, **(2)** proteção de plantas úteis, **(3)** atrair dispersores de plantas úteis, **(4)** transporte de plantas úteis por humanos, **(5)** Seleção de fenótipos por humanos, **(6)** manejo do fogo, **(7)** plantio e **(8)** melhoria do solo. As categorias de uso onde **fo** = folha, **ma** = madeira, **fr** = fruto, **pl** = planta (quando o uso citado é para fazer sombra), **ha** = haste, **fi** = fibra, **ca** = casca, **re** = resina, **ra** = raiz, **ci** = cinza, **ga** = gema apical, **gr** = grão; os usos de cada espécie e o(s) ambiente(s) onde foi observada a(s) espécie(s) onde **Q** = quintal (n = 4), **H** = horta (n = 3), **RE** = roça de esgoto (n = 4), **CRE** = capoeira de roça de esgoto (n = 28), **RP** = roça de pasto (n = 8), **CRP** = capoeira de roça de pasto (n = 8), **RT** = roça de toco (n = 4), **CRT** = capoeira de roça de toco e **C** = cerrado (vegetação savânica). 42

Tabela 4: Calendário das práticas de drenagem, corte, derrubada e queima das roças de esgoto no Jalapão, Brasil. As cores representam meses chuvosos (azul) e secos (amarelo).
..... 52

- Capítulo 2

Tabela 1: Propriedades do solo de 32 áreas com idades entre 1 a 65 anos. Média, desvio padrão (DP) e valores mínimos e máximos para cada variável. A variação capturada por cada eixo da PCA é fornecida em itálico. Os níveis de significância baseiam-se em uma correlação de Pearson entre as variáveis individuais e os eixos do PCA..... 83

Tabela 2: Lista de espécies amostradas em todas parcelas (total 1,6 hectares), com a família e nome científico de cada espécie, o número de voucher das coletas da região estudada ou do estado do Tocantins, nome local das espécies, grupo funcional (síndrome de dispersão, sere sucessional e seletividade de habitat) de cada espécie, onde **Z** = espécies zoocóricas, **Au** = espécies autocóricas e **An** = são espécies anemocóricas; **P** = espécies pioneiras, **NP** = espécies não pioneiras; **GAS** = espécies generalistas de ambiente seco, **GA** = generalista ampla, **GAU** = generalista de ambiente úmido, **EsM** = especialista de mata e **ExM** = representam espécies exclusivas de mata de galeria; e **D.E** = densidade específica da madeira (as letras são as citações, onde consideramos a média quando encontramos mais de três citações para a mesma espécie)..... 86

Resumo geral

A criação de unidades de conservação é considerada uma estratégia essencial para a conservação da biodiversidade. Mas a utilização de ecossistemas protegidos para agricultura pode gerar conflitos entre pequenos agricultores que residem perto ou no interior de unidades de conservação e gestores ambientais. O caráter restritivo e proibitivo das políticas de gestão prejudica a segurança alimentar, e os efeitos socioeconômicos negativos podem afetar a conservação. A agricultura itinerante é um sistema de cultivo bastante comum nos trópicos, mas é considerado uma das principais causas de desmatamento. O Cerrado é um *hotspot* mundial de biodiversidade e comunidades locais desenvolveram seus modos de produção e reprodução da existência pelo aproveitamento dos recursos naturais, criação de animais e agricultura. Em muitos casos ecossistemas reconhecidos como importantes para a conservação da biodiversidade e manutenção dos serviços ecossistêmicos são tradicionalmente utilizados por comunidades locais. Compreender as práticas de manejo adotadas por essas comunidades, pode trazer soluções para o dilema entre produção agrícola em pequena escala e conservação da biodiversidade. Avaliações sobre os impactos dessas práticas são necessárias e urgentes, afinal a falta de compreensão pode levar ao acirramento de conflitos, perda de conhecimento local e da sociobiodiversidade. Diante da lacuna de pesquisa que existe sobre agricultura itinerante, seus impactos e sobre a resposta dos ecossistemas a esse tipo de distúrbio no Cerrado, os objetivos desta tese foram 1) identificar práticas de cultivo utilizadas por pequenos agricultores da região do Jalapão; 2) descrever como estas práticas influenciam a sucessão vegetal após agricultura itinerante de derrubada e queima em matas de galeria inundáveis e veredas; 3) descrever a recuperação dos atributos de diversidade (riqueza, diversidade e equitabilidade), composição (florística e funcional) e estrutura (altura, cobertura do dossel, densidade, área basal e biomassa) após o distúrbio; e 4) avaliar como fatores ambientais influenciam a recuperação de matas secundárias. Para alcançar os objetivos 1 e 2 adotamos a abordagem etnoecológica e métodos de observação participante, percursos comentados, mapeamento participativo para elaboração de mapas e entrevistas em profundidade. Para alcançar os objetivos 3 e 4 utilizamos a abordagem da cronosequência, para substituir o tempo pelo espaço, e que permitiu compreender a sucessão secundária de matas de galeria inundáveis com diferentes idades de sucessão (entre 1 e 65 anos de pousio). A hipótese deste estudo é que a adoção de práticas de manejo da paisagem, manejo da umidade do solo das áreas cultivadas e das plantas influenciam a sucessão secundária após agricultura itinerante, onde a riqueza, diversidade, composição florística e funcional e a estrutura da vegetação retornam às condições de florestas maduras, seguindo uma trajetória sucessional similar a outras florestas tropicais. Os principais resultados desta tese demonstram que as “roças de

esgoto” formam a base do sistema agrícola e alimentar das comunidades quilombolas do Jalapão, resguardam importante agrobiodiversidade e as práticas de manejo da paisagem, da umidade do solo e das plantas favorecem a recuperação da vegetação após o cultivo, afinal, a adoção destas práticas não excedeu os limiares de resiliência das matas de galeria inundáveis estudadas. Além disto, fatores ambientais como inundações, acidez e disponibilidade de nutrientes e carbono orgânico do solo podem acelerar a recuperação de alguns atributos ecológicos da vegetação secundária. Este estudo traz informações fundamentais sobre a ecologia das roças, manejo de vegetação secundária, sucessão de matas de galeria do Cerrado e pode subsidiar tomadas de decisão na gestão de unidades de conservação. Fornece informações fundamentais sobre a dinâmica sucessional de matas de galeria inundáveis após agricultura de pequena escala no Cerrado. Recomendamos que pesquisas como esta sejam realizadas junto a outros pequenos agricultores que também utilizam ecossistemas considerados sensíveis, sobretudo no bioma Cerrado, a fim de reconciliar o uso de habitats naturais por comunidades locais e a conservação em um *hotspot* global de biodiversidade.

Palavras-chave: unidade de conservação, agricultura de corte e queima, conflitos, Jalapão, manejo de vegetação secundária, quilombola, recuperação, regeneração, resiliência, savana.

General abstract

The creation of protected areas is an essential strategy for the conservation of biodiversity. However, the use of protected ecosystems for small-scale agriculture can generate conflicts between smallholder farmers living near or within protected areas and environmental managers. The restrictive and prohibitive nature of management policies undermines food security, and negative socioeconomic effects can affect conservation. Shifting cultivation is a very common farming system in the tropics, but it is also blamed to be a major cause of deforestation. The Cerrado is a global biodiversity hotspot, there, local communities have built their production modes and reproduction of existence by taking advantage of natural resources, animal husbandry and agriculture. In many cases, local communities traditionally use ecosystems recognized as important for conservation and/or that are legally protected. Understanding the agricultural and management practices adopted by these communities can provide solutions to the dilemma between small-scale agricultural production and biodiversity conservation. Assessments of the impacts of these practices are necessary and urgent; after all, a lack of understanding can lead to the increase of conflicts, loss of local knowledge and socio-biodiversity. Given the research gap that exists on shifting agriculture, its impacts, and the response of ecosystems to this type of disturbance in the Cerrado, the objectives of this dissertation were to: 1) identify farming practices performed by small farmers in the Jalapão region; 2) describe how these practices influence plant succession after shifting agriculture from slash and burning in swampy gallery forests and veredas; 3) describe the recovery of diversity ecological attributes (richness, diversity and equitability), composition (floristic and functional) and structure (height, canopy cover, density, basal area and biomass) after the disturbance; and 4) assess how environmental factors influence the recovery of secondary forests. To achieve objectives 1 and 2 we adopted the ethno-ecological approach and participant observation methods, commented pathways, participatory mapping for map-making and in-depth interviews. To achieve objectives 3 and 4 we used the chronosequence approach (which substitutes time for space) and which allowed us to understand the secondary succession of swampy gallery forests with different succession ages (between 1 and 65 fallow). The hypothesis of this study is that the adoption of management practices of landscape, of soil moisture and plants influence secondary succession after itinerant agriculture, where richness, diversity, floristic and functional composition and vegetation structure return to old-growth forest conditions, following a

successional path similar to other tropical forests. The main results of this dissertation show that the "*roças de esgoto*" (drained peat swampy swidden fields) form the basis of the agricultural and food system of the maroon (*quilombola*) communities studied, protect important agrobiodiversity and the practices of landscape management, soil moisture and plants favor the recovery of vegetation after cultivation, after all, the adoption of these practices did not exceed the thresholds of resilience of the studied swampy gallery forests. In addition, environmental factors such as flooding, acidity and availability of soil nutrients and organic carbon may accelerate the recovery of some ecological attributes of secondary vegetation. This study provides fundamental information on the ecology of the swidden fields, management of secondary vegetation, succession of Cerrado gallery forests and can support decision-making in the management of conservation units. It provides key information on the successional dynamics of swampy gallery forests after small-scale agriculture in the Cerrado. We recommend that research such as this be conducted with other smallholder farmers who also use sensitive ecosystems, particularly in the Cerrado biome, in order to reconcile the use of natural habitats by local communities and conservation in a global biodiversity hotspot.

Keywords: conflicts, Jalapão, protected areas, maroon, recovery, regeneration, resilience, savannah, secondary vegetation management, slash-and-burn agriculture.

Introdução geral

A criação de unidades de conservação é considerada uma estratégia essencial para conservação de espécies e habitats (Geldmann et al., 2013), diante da alarmante taxa de extinção de espécies nos últimos séculos (Barnosky et al., 2011). A cobertura de unidades de conservação vem aumentando significativamente nos últimos anos (Milian & Rodary, 2010), e atualmente 14,9 % (equivalente a 20 milhões km²) das áreas terrestres e 7,5% (6 milhões km²) das marinhas protegem ecossistemas em todo mundo sob os mais diversos tipos de gestão e governança (UNEP-WCMC, 2018). Nos países em desenvolvimento, cerca de 1,2 bilhões de pessoas dependem de sistemas agro-florestais (FPP, 2012). Muitas destas pessoas vivem dentro ou perto de unidades de conservação e seus modos de vida dependem diretamente do uso dos recursos naturais (Joppa, 2012) e dos ecossistemas para cultivos agrícolas de pequena escala, sobretudo nos trópicos (Heinimann et al., 2017). Mas a utilização de ecossistemas protegidos para produção agrícola geram conflitos entre pequenos agricultores e gestores ambientais (Valle Junior et al., 2015; Zheng, Wang, Chen, & Zhao, 2016). Os agricultores defendem que alguns ecossistemas, em muitos casos considerados sensíveis a distúrbios como as áreas úmidas, são a única alternativa de área para cultivo e cujo uso tradicional seria pouco impactante ou mesmo benéfico para o ambiente (Borges et al., 2016; Malmer, Noordwijk, & Bruijnzeel, 2005). Por outro lado, gestores ambientais atuam a partir da premissa de que qualquer alteração nas condições ecológicas desses ecossistemas terá grande impacto nos serviços ecossistêmicos, por representarem uma parte restrita, porém ecologicamente única na paisagem (Carvalho, 1991; Krueper, 1993; Lelo, Chiuri, & Jenkins, 2005; Padoch & Pinedo-Vasquez, 2010). A maioria das unidades de conservação no mundo está sob governança pública (UNEP-WCMC, 2018) e tomadores de decisão adotam um perfil conservacionista na gestão das unidades de conservação (Ostrom & Nagendra, 2006). Isso é importante porque resguarda ecossistemas remanescentes num contexto global de intensa mudança do uso da terra (Lambin, Rounsevell, & Geist, 2000). No entanto, em casos que estas unidades de conservação foram criadas sobrepondo territórios tradicionalmente utilizados por comunidades locais, o caráter restritivo (acesso a recursos) e proibitivo (atividades agrícolas, extrativismo, caça, pesca e uso do fogo) das políticas ambientais leva a conflitos sociais, prejudica a segurança alimentar dessas comunidades, que podem afetar a conservação da biodiversidade (Shahabuddin, 2009; Oldekop et al., 2016).

A agricultura itinerante, também chamada de agricultura de corte e queima (ver Pedroso et al., 2008), é um sistema de cultivo milenar (Höhn & Neumann, 2012), bastante comum nos trópicos. Apesar de ecologicamente viável (Chazdon et al., 2006) sob baixa densidade populacional (Mertz et al., 2008) e baixa intensidade de uso (Jakovac, Peña-Claros, Kuyper, & Bongers, 2015), esta prática de cultivo tem sido mundialmente criticada, criminalizada, considerada primitiva, perdulária e destrutiva, pois é considerada como uma das principais causas de desmatamento nos trópicos (Angelsen, 1995; Padoch & Pinedo-Vasquez, 2010). Esse cenário tem orientado formulação de políticas conservacionistas de gestão de UCs (Ostrom & Nagendra, 2006) que em muitos casos prejudicam as atividades de subsistência e aquisição de renda de pequenos agricultores nos trópicos e isso está intimamente ligado ao inadequado conhecimento da lógica da agricultura itinerante (Angelsen, 1995; Padoch & Sunderland, 2013). Mas o que sabemos de fato sobre agricultura itinerante nos trópicos e seus impactos?

A maioria dos estudos desenvolvidos nos trópicos sobre agricultura itinerante descreve engenhosas práticas de cultivo, evidenciando a importância do pousio e das técnicas de manutenção da capacidade de regeneração florestal e recuperação da fertilidade do solo. A prática do pousio é o processo chave na recuperação da fertilidade do solo no contexto da agricultura itinerante (Padoch et al., 2007). O desbaste e a capina seletivos são práticas comuns na proteção de espécies, sobretudo, as de valor socioeconômico. Populações na Amazônia peruana, por exemplo, poupam do desbaste palmeiras frutíferas e árvores que são usadas como recursos madeiros. Além disto, a capina seletiva retira espécies vegetais competidoras das plantas úteis (Jong, 2001; Unruh, 1988). O grupo étnico Los Gwarayo que vive na Amazônia boliviana também protege plantas úteis do desbaste e capina seletivos (Toledo & Salick, 2006). Os agricultores Kechwa-Lamista na Amazônia peruana permitem que sementes de espécies de interesse, germinadas do banco de sementes do solo, cresçam e se desenvolvam (Marquardt et al., 2013). O enriquecimento de capoeiras, que são florestas secundárias em pousio, por meio de plantio ou semeadura de espécies úteis é uma prática que foi descrita junto a povos indígenas amazônicos (Miller & Nair, 2006) como os Mebêngôkre (Kayapó) na transição entre o Cerrado e a Amazônia brasileira (Posey, 1987) e com os agricultores Kechwa-Lamista na Amazônia peruana (Marquardt et al., 2013). Práticas de enriquecimento de capoeiras também foram descritas junto a agricultores na Ásia (Burgers et al., 2005). Agricultores itinerantes na Costa Rica favorecem árvores e ervas nas capoeiras para restaurar a fertilidade do solo,

suprimir ervas indesejáveis e aumentar os rendimentos econômicos (Montagnini & Mendelsohn, 1997). Os Mebêngôkre (Kayapó) também manejam a fertilidade dos solos por meio da rotação de culturas e por adições de nutrientes na forma de aplicações de cinzas, coberturas, esterco, transferência de resíduo florestal, compostagem e queimas controladas periódicas (Hecht, 1992). Agricultores que vivem nos Llanos empregam práticas para manutenção da fertilidade e controle da umidade dos solos em áreas úmidas (Renard et al., 2012; Zangerlé et al., 2016). Além disto, os micro habitats produzidos pelas espécies agrícolas perenes criam condições ambientais específicas que podem favorecer o estabelecimento de plantas lenhosas nativas não pioneiras ou tardias (Unruh, 1988).

Se práticas de manejo são adotadas por agricultores para favorecer ou não impedir a sucessão secundária durante o pousio, como as comunidades vegetais respondem a este tipo de manejo? Estudos sobre resiliência, sucessão e recuperação florestal após manejo agrícola vem sendo desenvolvidos em florestas tropicais úmidas (Aide et al., 2000; Bu et al., 2014; DeWalt et al., 2003; Jakovac et al., 2015; Letcher & Chazdon, 2009; Uhl et al., 1988; Uhl, 1987; van Breugel et al., 2013), florestas ombrófilas (Gomes et al., 2013; Nascimento et al., 2014), florestas tropicais secas (Buzzard et al., 2016; Lebrija-Trejos et al., 2008; Silver, Ostertag et al., 2018) e florestas de miombo (Gonçalves et al., 2017; Kalaba et al., 2013). Estes trabalhos apontam que a intensidade do manejo, a composição inicial e a disponibilidade de fontes de propágulos são fatores determinantes da sucessão de comunidades vegetais e resiliência de ecossistemas (Chazdon, 2012; Guariguata & Ostertag, 2001; Jakovac et al., 2015). Mas existem situações em que a agricultura itinerante pode levar ao desmatamento pela conversão para outros tipos de uso da terra (Mertz, 2009) ou intensificação do uso tradicional da roça (Jakovac et al., 2015; Klanderud et al., 2009). Essa intensificação está diretamente relacionada ao aumento no número de ciclos de corte e queima como observado numa floresta tropical em Madagascar (Klanderud et al., 2009) e na Amazônia brasileira, onde o aumento populacional levou à intensificação e à redução da resiliência de florestas secundárias (Jakovac et al., 2015). A escassez de terra também tem levado à intensificação (Anderson & Posey, 1989). A adoção de sistemas de cultivo mais intensivos contribui para o desmatamento, perda de biodiversidade, aumento de plantas indesejáveis, declínio na fertilidade do solo e erosão acelerada (van Vliet et al., 2012).

O Cerrado, a savana situada no Brasil central, é um *hotspot* mundial de biodiversidade (Myers et al., 2000), está localizado em uma zona de recarga de importantes aquíferos da América do Sul (Barbosa, 2016) e possui extraordinária diversidade cultural (Barbosa, 2002): são mais de 80 etnias indígenas, populações tradicionais como quilombolas, geraizeiros, vazanteiros, quebradeiras de coco babaçu, povos de fundo e fecho de pasto, barranqueiros e sertanejos e uma sociedade rural composta por comunidades extrativistas, agricultores familiares, acampados e assentados da reforma agrária (Vega & Pitta, 2017). Essas comunidades construíram seus modos de produção e reprodução da existência pelo aproveitamento dos recursos naturais através da caça, pesca, extrativismo (Silva, 2015) e pela agricultura (Eloy et al., 2017). Desde a década de 1970, vastas áreas de Cerrado vem sendo convertidas para implantação de monoculturas de escala agroindustrial (Macêdo, 2016). Por outro lado, houve um aumento na criação de unidades de conservação de proteção integral no Cerrado (Aubertin & Rodary, 2011). Em muitos casos tanto áreas de Cerrado convertida em outras formas de uso da terra, quanto áreas de unidades de conservação (UC) são tradicionalmente utilizadas por comunidades locais durante séculos, e suas práticas de manejo modificam paisagens até hoje (Eloy et al., 2016; Oliveira, 2014; Souza, 2017). Muitas comunidades permaneceram ou migraram para as unidades de conservação, devido a perda de acesso às suas terras, o que ocorreu sobretudo, nas chapadas, consequência da expansão, principalmente, das monoculturas de soja e eucalipto (Fernandes et al., 2018; Macêdo, 2016; Oliveira, 2014; Souza, 2017). Em alguns casos, após a criação de unidades de conservação, sobretudo as de proteção integral, gestores ambientais desqualificaram, restringiram ou proibiram as práticas de manejo agrícola e o acesso aos recursos naturais por serem consideradas práticas danosas aos ecossistemas e inadequadas aos objetivos das UCs (Barbosa & Santos, 2008; Borges et al., 2016; Bosgiraud, 2013; Eloy et al., 2016; Eloy et al., 2017; Lúcio et al., 2014; Moraes et al., 2013). Assim, essas unidades de conservação por um lado abrigam as comunidades por efeito da apropriação privada da terra pelas agroindústrias, e por outro lado, os gestores ambientais passam a conviver, de forma conflituosa, com comunidades residentes pelas formas de uso comum dos recursos, tendo como base conhecimentos científicos que tendem a evidenciar somente os impactos negativos da agricultura itinerante (Eloy et al., 2016).

As florestas e savanas periodicamente inundadas constituem áreas úmidas únicas na matriz savânica, devido à sua biodiversidade (Junk et al., 2014), fertilidade natural dos

solos (Wantzen, Yule, Tockner, & Junk, 2008) decorrente da alta quantidade de nutrientes que chega das fitofisionomias adjacentes situadas nas partes mais altas do relevo (Costa, 2007; Wantzen et al., 2008). Isso confere a estes ecossistemas maior complexidade estrutural do que a vegetação savânica e campestre predominantes no Cerrado (Reatto et al., 2001). Essas florestas e savanas periodicamente inundadas ocorrem em solos mal drenados e a inundação influencia a composição e distribuição das espécies (Ferreira & Ribeiro, 2001) e possuem importante papel no sistema hidrológico e manutenção da fauna (Ribeiro & Walter, 2008). Além disto, são ecossistemas mais sensíveis ao fogo (Kotze, 2013; Lugo, 1995; Melo, 1992) e à ação antrópica (Carvalho, 1991) do que a vegetação circundante. Por outro lado, essas ilhas de fertilidade, biodiversidade e umidade na matriz savânica consistem num espaço privilegiado para pequenos agricultores no Cerrado (Eloy et al., 2017), ainda mais quando considerada a sazonalidade da estação chuvosa (Sano et al., 2019) e a baixa disponibilidade de solos naturalmente férteis, que marcam essa região (Cunha et al., 1993). Porém, esses ecossistemas são legalmente classificados (Lei n. 12.651/2012) como Áreas de Proteção Permanente (APP), onde as práticas de derrubada e queima são proibidas, e por isto têm sido pouco estudadas especialmente em unidades de conservação no Cerrado.

Nesse contexto, compreender as práticas agrícolas e de manejo adotadas por comunidades locais, pode auxiliar na busca de soluções para o dilema entre produção agrícola em pequena escala e conservação da biodiversidade numa perspectiva de compartilhamento da paisagem (*land-sharing approach*, Padoch & Pinedo-Vasquez, 2010; Scariot, 2013). Além disto, avaliações sobre os impactos dessas práticas são necessárias e urgentes, pois afinal a falta de compreensão pode levar ao acirramento de conflitos e perda de conhecimento local pela proibição das práticas (Alexiades, 2009; McGregor et al., 2010; Ruiz-Mallén & Corbera, 2013). Neste sentido, desenvolvemos um estudo etnoecológico junto a comunidades quilombolas no Jalapão (estado do Tocantins), porção norte do Cerrado, que vivem no interior de duas unidades de conservação de proteção integral. Os agricultores quilombolas cultivam em áreas úmidas, especificamente em veredas e matas de galeria inundáveis por meio de um sofisticado sistema de drenagem. Assim, as perguntas que guiaram este estudo foram i) quais práticas de cultivo são adotadas por agricultores, ii) como estas práticas podem influenciar a regeneração natural da vegetação secundária após agricultura itinerante? iii) como se dá a recuperação de atributos ecológicos destas comunidades vegetais após o distúrbio? E como estas matas

secundárias em diferentes idades de sucessão se comparam com florestas maduras? iv) Como fatores ambientais como inundação e propriedades químicas do solo se relacionam à recuperação de atributos ecológicos em matas secundárias após agricultura itinerante?

Diante da lacuna de pesquisa que existe sobre agricultura itinerante, seus impactos e sobre a resposta dos ecossistemas a esse tipo de distúrbio no Cerrado, os objetivos desta tese foram 1) identificar práticas de cultivo utilizadas por pequenos agricultores da região do Jalapão; 2) descrever como estas práticas influenciam a sucessão vegetal após agricultura itinerante de derrubada e queima em matas de galeria inundáveis e veredas; 3) descrever a recuperação dos atributos de diversidade (riqueza, diversidade e equitabilidade), composição (florística e funcional) e estrutura (altura, cobertura do dossel, densidade, área basal e biomassa) após o distúrbio; e 4) avaliar como fatores ambientais influenciam a recuperação de matas secundárias (capoeiras). Para alcançar os objetivos 1 e 2 adotamos uma abordagem etnoecológica (Toledo & Barrera-Bassols, 2009) e métodos de observação participante (Becker & Geer, 2003), percursos comentados (NGO Programme Karnataka-Tamil Nadu, 2005), mapeamento participativo para elaboração de mapas (Paese, Uezu, Lorini, & Cunha, 2009) e entrevistas em profundidade (Boyce & Neale, 2006). Para avaliar a capacidade e o tempo de recuperação dos atributos ecológicos em capoeiras e como fatores ambientais, como inundação e propriedades químicas do solo, influenciam a sucessão, utilizamos a abordagem da cronosequência (que substitui o tempo pelo espaço) para compreender a sucessão secundárias de matas de galeria inundáveis com diferentes idades de sucessão (entre 1 e 65 anos de pousio), mas com tipo de solo e história de uso convergentes (Walker et al., 2010). Com base na literatura específica, a hipótese de trabalho é que a adoção de práticas de manejo na paisagem, técnicas de manejo associadas ao controle de da umidade do solo e de manejo das plantas influenciam a sucessão secundária após agricultura itinerante, onde a riqueza, diversidade, composição florística e funcional e a estrutura da vegetação retornam às condições de florestas maduras, seguindo uma tendência sucessional similar a outras florestas tropicais.

Estrutura da tese

A tese foi estruturada em dois capítulos que foram elaborados a partir de duas abordagens distintas, que se complementam. O capítulo 1 - “Esgotar renova a terra”: práticas da agricultura itinerante das comunidades quilombolas em ecossistemas pantanosos no Cerrado – descreve as práticas de cultivo adotadas por pequenos agricultores do Jalapão na agricultura itinerante e como estas práticas podem influenciar a regeneração natural da vegetação secundária. Este estudo permitiu compreender a dinâmica de um sistema de cultivo denominado localmente como “roça de esgoto” e a lógica dos agricultores quanto a proteção de espécies, das roças e da vegetação secundária. Os resultados deste capítulo permitiram compreender o sistema de cultivo para, no capítulo 2 - Sucessão secundária em matas de galeria inundáveis com até 65 anos de pousio após agricultura itinerante no Cerrado – avaliarmos a capacidade e o tempo de recuperação dos atributos ecológicos de diversidade, composição e estrutura em matas de galeria inundáveis secundárias que foram utilizadas para agricultura itinerante. Os resultados do capítulo 2 nos permitiram compreender a recuperação dos atributos ecológicos da comunidade de plantas após agricultura itinerante.

Capítulo 1 - “Esgotar renova a terra”: práticas da agricultura itinerante das comunidades quilombolas em ecossistemas pantanosos no Cerrado



Seu Anísio na sua roça de esgoto às margens do rio Formiga na comunidade Carrapato, Mateiros, TO. Detalhe do plantio consorciado de mandioca e milho com bananal ao fundo sob os buritis (*Mauritia flexuosa*). Foto: Ludivine Eloy, 2017.

Resumo

1. Compreender as práticas de manejo envolvidas na agricultura itinerante é fundamental para entender e reconciliar ideias divergentes sobre os seus impactos. Há poucos estudos sobre práticas agrícolas locais e de pequena escala em ecossistemas savânicos. As áreas úmidas do Cerrado são consideradas prioritárias para conservação por serem ecossistemas sensíveis a qualquer tipo de alteração, mas também, por serem sítios com água na época da seca e, portanto, fonte de recursos vitais à sociobiodiversidade. Além disto, são áreas legalmente protegidas o que lhes garante restrições de uso, sobretudo, no interior de unidades de conservação. Por outro lado, essas áreas são ilhas de fertilidade e umidade na matriz savânica e por isto são utilizados por pequenos agricultores que entendem que são os únicos espaços passíveis para cultivos agrícolas.

2. O objetivo deste estudo foi descrever as práticas de cultivo que podem influenciar a sucessão vegetal após agricultura itinerante de derrubada e queima em florestas e savanas periodicamente inundadas do Cerrado. Procuramos entender como comunidades locais classificam e usam os ecossistemas, quais práticas de manejo são empregadas durante o cultivo e o pousio e qual é a lógica envolvida no processo de rotação das áreas (roças) cultivadas. Através da observação participante obtivemos dados sobre as práticas de cultivo envolvidas nessa atividade. Para compreender a dinâmica espaço-temporal fizemos 18 percursos comentados, elaboramos mapas participativos e realizamos 34 entrevistas com agricultores em cinco comunidades quilombolas.

3. A roça de esgoto é a base do sistema agrícola destas comunidades, e por consequência da alimentação e constitui um repositório de agrobiodiversidade em escala regional, pois permite produzir alimentos durante a estação seca, o que é importante num contexto marcado pela sazonalidade da estação chuvosa. Os agricultores do Jalapão, leste do estado do Tocantins, empregam práticas de manejo para o cultivo que influenciam ou pelo menos não impedem a sucessão secundária, como por exemplo, controle da umidade, desbaste seletivo de espécies nativas, permanência dos tocos das árvores que são derrubadas durante abertura da roça, capina seletiva e aceiros para proteção contra ocorrência de incêndios. A adoção de práticas de manejo da umidade do solo e confecção de aceiros visam resguardar a capacidade de regeneração florestal. Na escala da paisagem observamos a rotações das roças no espaço formando capoeiras de diferentes idades e florestas maduras que fornecem produtos para as famílias. Identificamos um padrão de

queima sazonal em mosaico em formações campestres e savânicas adjacentes, utilizadas para pastagem, que também tem a função de proteger matas e veredas e evitar ocorrência de incêndios subterrâneos e a propagação de incêndios florestais, sobretudo os de final da estação seca que tendem a ser maiores e de mais difícil controle.

4. *Síntese.* Este estudo traz importantes informações sobre práticas de manejo que são adotadas para o cultivo agrícola e que também influenciam a sucessão secundária após agricultura itinerante, em veredas e matas de galeria inundáveis do Cerrado. Os agricultores são guardiões de biodiversidade, afinal o sistema favorece a diversidade e conservação de recursos genéticos vegetais, sem uso de qualquer agroquímico. É fundamental a adoção de abordagens que perpassem pelo sistema agrícola local, e não somente pelos ecossistemas, que permita revelar a diversidade de práticas e de escalas (i.e. planta, roça e paisagem) envolvidas no manejo e na proteção de matas inundáveis e veredas no Cerrado. Para fins de gestão de unidades de conservação de uso sustentável, advertimos que as roças de esgoto possam ser mantidas, por serem a base agrícola e alimentar daquelas comunidades, contanto que as práticas de manejo e controle da umidade do solo e proteção destes ecossistemas, tradicionalmente adotadas por estas comunidades, sejam mantidas. No entanto, é fundamental estudos que mostrem como as comunidades vegetais respondem a este tipo de distúrbio. Por ser uma prática marcada pelo dinamismo espaço-temporal, é importante que sejam feitos estudos sobre as mudanças que essas práticas vêm passando para compreender os impactos na biodiversidade e nos serviços ecossistêmicos.

Palavras-chave: savana brasileira, uso do fogo, conservação da biodiversidade, agricultura de corte e queima, mata de galeria inundável, vereda.

Introdução

A agricultura itinerante, também chamada de agricultura de corte e queima (Pedroso et al., 2008), é um sistema de cultivo bastante utilizado nos trópicos (Mukul & Herbohn, 2016), ocupando aproximadamente 280 Mha (milhões de hectares) de florestas e savanas tropicais no mundo, incluindo parcelas cultivadas e em pousio (Heinimann et al., 2017), sobretudo, na América do Sul e central, África e Ásia (Padoch & Pinedo-Vasquez, 2010; Aweto, 2013). Por um lado, a agricultura itinerante é descrita como uma forma ecológica e economicamente viável de reduzir a destruição de florestas, resguardar agrobiodiversidade (Wood & Lenné, 1997; Harrop, 2007) e fornecer uma fonte de recursos, renda e segurança alimentar (Padoch & Denevan, 1987; Altieri, 2004; Mukul & Herbohn, 2016) para aproximadamente 1,2 bilhão de pessoas nos trópicos (FPP, 2012). Por outro lado, a agricultura itinerante tem sido, mundialmente criticada, criminalizada, considerada primitiva, perdulária e destrutiva, pois é considerada como uma das principais causas de desmatamento nos trópicos (Angelsen, 1995; Padoch & Pinedo-Vasquez, 2010). Além disto, é tratada como sinônimo de pobreza e baixa produtividade. Esse último cenário tem orientado a formulação de políticas de substituição desta prática por sistemas de cultivos permanentes e mais intensivos (Pollini, 2009), indicando uma falta de (re)conhecimento da lógica da agricultura itinerante, sobretudo, da sua importância para o manejo e recuperação das capoeiras (vegetação secundária) após uso agrícola (Angelsen, 1995; Padoch & Sunderland, 2013). Os primeiros estudos sobre agricultura itinerante foram realizados desde a década de cinquenta (Conklin, 1957), porém mais de 60 anos depois, ainda há lacunas de conhecimento e equívocos sobre o tema.

A agricultura itinerante baseia-se na abertura de clareiras em formações florestais por práticas de derrubada e queima da vegetação lenhosa (Miller & Nair, 2006), iniciando um curto período de cultivo seguido por longo período de pousio suficiente para recuperação da fertilidade do solo e controle de ervas indesejáveis (Montagnini & Mendelsohn, 1997; Burgers et al., 2005; Marquardt et al., 2013). Logo, o pousio é a fase central de manutenção da agricultura itinerante (Ewel, 1986; Padoch et al., 2007), apesar de já ter sido e ainda erroneamente ser rotulado pejorativamente como mero abandono (Padoch & Denevan, 1987). Além do tempo de pousio, diversas técnicas de manejo são empregadas para favorecer a sucessão vegetal na fase de pousio, por exemplo, não arrancar as raízes das árvores, o que favorece a recuperação da vegetação por rebrota (Finegan & Nasi,

2004), derrubada e capina seletiva (Carrière, 2002), plantio e proteção de árvores (Denevan, 2003; Diemont, Bohn, Rayome, Kelsen, & Cheng, 2011; Mukul & Herbohn, 2016) e práticas de manutenção das características do solo (Jakovac et al., 2016; Schmidt, 2017). No entanto, práticas de manejo da umidade do solo e proteção das parcelas cultivadas e das capoeiras contra incêndios são pouco estudadas na literatura.

Na escala da paisagem, as parcelas em processo de regeneração natural da vegetação, ou pousio, formam um mosaico de áreas em diferentes estágios de regeneração, que continuam sendo manejadas e protegidas mesmo após o cultivo (Ewel, 1986; Padoch & Denevan, 1987; Posey, 1987; Unruh, 1988; Fox et al., 2000). O manejo destas capoeiras inclui o cuidado de espécies agrícolas perenes ou semi-perenes tais como mandioca, banana e espécies frutíferas, que continuam produzindo por alguns anos durante pousio (Posey, 1987; Unruh, 1988; Hecht, 1992), além de espécie de uso madeireiro (Castro-Luna et al., 2011). A proteção dessas capoeiras visa garantir o acesso à esses recursos e permitir a regeneração da fertilidade do solo durante o pousio através do acúmulo da biomassa (Ewel, 1986). Fatores sociais, econômicos e culturais desempenham papéis importantes tanto na criação quanto na manutenção dessas manchas de vegetação secundárias (Fox et al., 2000). No entanto, agricultura itinerante está mudando, e conforme as comunidades experimentam dificuldades em acessar a florestas (FPP, 2012) e o tamanho das propriedade rurais diminui com o tempo, o período de pousio pode se tornar mais curto (Padoch et al., 2007; Szott, Palm, & Buresh, 1999) o que tem levado à intensificação do uso e perda de resiliência ecológica desses ecossistemas (Kalaba et al., 2013; Jakovac et al., 2015). Compreender práticas ligadas a agricultura itinerante e seus impactos, num contexto global de mudança de uso da terra e de busca por sistemas de cultivos sustentáveis (Thrupp, 2000; Miller & Nair, 2006), pode contribuir com soluções para o dilema entre produção agrícola e conservação da biodiversidade (Padoch & Pinedo-Vasquez, 2010; Scariot, 2013), e também, resolver nossa falta de atenção, percepção equivocada e preconceito sobre agricultura itinerante (Padoch & Pinedo-Vasquez, 2010).

A maioria dos estudos sobre agricultura itinerante descreve sistemas de cultivo indígenas em florestas tropicais (Padoch & Denevan, 1987; Unruh, 1988; Angelsen, 1995; Jong, 2001; Burgers et al., 2005; Miller & Nair, 2006; Toledo & Salick, 2006; Marquardt et al., 2013) e seus impactos (Filho et al., 2013; Filho, 2015; Wallenfang et al., 2015), mas também, demonstra a importância de sistemas de cultivo enquanto unidades evolutivas

de extraordinária diversidade genética justamente pela justaposição do manejo e da regeneração natural da vegetação secundária, que resulta da agrobiodiversidade (Martins, 2005; Peroni & Martins, 2000; Peroni, Martins, & Ando, 1999). Por outro lado, há menos estudos sobre esses temas desenvolvidos em savanas do que em florestas tropicais, com o diferencial de que as savanas são marcadas por sazonalidade do período chuvoso (Mistry, 2000), ocorrência de fogo (Bond & Keeley, 2005) e onde a distribuição de espécies típicas de savana e floresta é determinada pela disponibilidade de nutrientes e umidade no solo (Murphy & Bowman, 2012; Oliveira-Filho & Ratter, 1995; Pennington & Ratter, 2006). O estudo pioneiro de Posey (1987), na transição entre o Cerrado (savana brasileira) e a Amazônia, descreve a engenhosidade do povo indígena Mebêngôkre (Kayapó) no manejo das roças, do cuidado das plantas úteis durante o pousio e a importância das capoeiras para diversas atividades produtivas (coleta de plantas medicinais, frutas e caça), evidenciando o cultivo de árvores, o cuidado de plantas semi-domesticadas e a criação e proteção de ilhas florestais ricas em espécies úteis. Outros estudos em áreas úmidas nos Llanos na América do Sul evidenciam tanto o manejo dos roçados e capoeiras, como a importância do manejo dos solos e de controle da umidade nesses ecossistemas únicos (Renard et al., 2012; Zangerlé et al., 2016).

Na savana brasileira, o Cerrado, ecossistemas pantanosos como matas de galeria inundáveis e veredas constituem áreas úmidas únicas em meio à matriz savânica, devido à biodiversidade (Junk et al., 2014), a fertilidade natural dos solos e turfeiras (Wantzen et al., 2008) e a quantidade de matéria orgânica e nutrientes que chegam das fitofisionomias adjacentes nas partes mais altas do relevo (Costa, 2007; Wantzen et al., 2008). Isso confere a estes ecossistemas maior complexidade estrutural, riqueza e diversidade (Reatto et al., 2001). Ocorrem em solos mal drenados e a inundação influencia a composição, estrutura e distribuição das espécies vegetais (Ferreira & Ribeiro, 2001). Essas áreas úmidas do Cerrado possuem importante papel no sistema hidrológico e manutenção da fauna (Ribeiro & Walter, 2008), mas são mais sensíveis ao fogo (Melo, 1992; Lugo, 1995; Kotze, 2013) e à ação antrópica (Carvalho, 1991). Por outro lado, essas ilhas de fertilidade e de umidade na matriz savânica consistem um espaço privilegiado para pequenos agricultores no Cerrado (Eloy et al., 2017), ainda mais quando considerada a sazonalidade da estação chuvosa (Sano et al., 2019) e a baixa disponibilidade de solos naturalmente férteis, que caracterizam essa região (Cunha et al., 1993). Porém, esses ecossistemas são legalmente classificados como Áreas de Proteção Permanente (APP, Lei n. 12.651/2012),

onde as práticas de derrubada e queima são proibidas, e por isto têm sido pouco estudados especialmente em unidades de conservação do Cerrado.

Nossa hipótese é que a adoção de práticas de manejo da paisagem, do controle de umidade da roça e das plantas favorecem a regeneração natural da vegetação após agricultura itinerante de derrubada e queima. Considerando a diversidade das práticas de manejo potencialmente envolvidas optamos por uma análise multiescala de um sistema de cultivo local. Nesse estudo pioneiro identificamos as principais formas de uso dos ecossistemas, descrevemos as práticas de manejo da paisagem e de controle da umidade das roças, identificamos plantas manejadas e avaliamos como essas práticas influenciam os processos sucessionais durante o pousio em matas de galeria inundáveis e veredas do Cerrado. Especificamente, procuramos entender como comunidades locais classificam e usam os ecossistemas da paisagem em que estão inseridas, quais práticas de manejo são empregadas durante a fase de cultivo (produção agrícola) e de pousio (sucessão secundária) nas roças, como o trabalho é distribuído ao longo das estações seca e chuvosa, e qual é a lógica envolvida no processo de rotação das parcelas cultivadas.

Metodologia

Área de estudo

Este estudo foi desenvolvido no Cerrado, na região do Jalapão (S 10° 22' 40" W 46° 40' 30"), no estado do Tocantins. Essa região abrange 34 mil km² e engloba o maior remanescente de Cerrado conservado dentro de unidades de conservação (ICMBio, 2014) (Fig. 1) e está situada no interflúvio que separa as bacias do Tocantins (oeste), São Francisco (leste) e Parnaíba (nordeste) (Naturatins, 2003). O clima, segundo Köppen-Geiger, é tropical de savana (*Aw*), com precipitação média 1328 mm, 90% da precipitação concentradas na estação chuvosa, entre outubro e abril, e o restante na estação seca, entre maio e setembro. Julho é o mês com menor precipitação (0 mm) e janeiro o de maior (225 mm). A temperatura média é 24,9 ° C, com mínima de 15,6 ° C nos meses de junho-julho e máxima de 33,9 ° C nos meses agosto-setembro. Os solos da região correspondem majoritariamente a neossolos quartzarênicos compostos por areia quartzosa (Naturatins, 2003; ICMBio, 2014; Climate-data.org, n.d.).

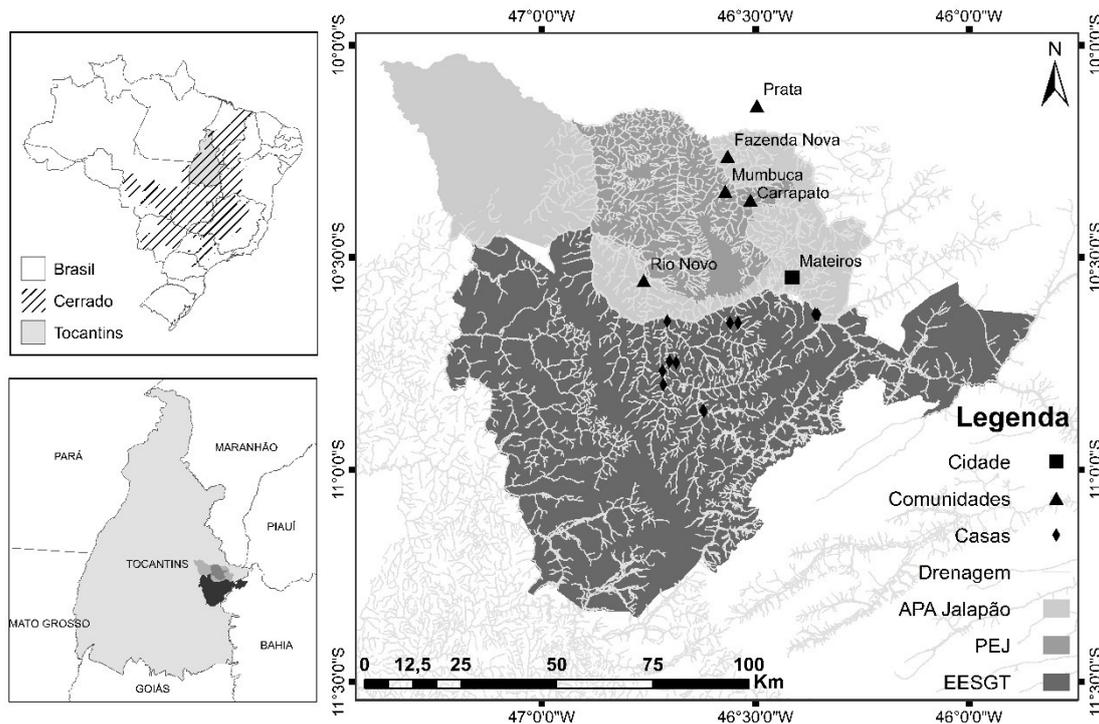


Figura 1: Mapa da área de estudo com as delimitações das Unidades de Conservação, rede de drenagem, casas e as comunidades quilombolas visitadas, e a cidade Mateiros – TO.

Realizamos este estudo junto a agricultores de cinco comunidades quilombolas (Tab. 1) secularmente estabelecidas em seus territórios. Estas comunidades foram formadas por pessoas que emigraram, principalmente, da Bahia e Piauí por causa da escravidão e da seca nos sertões nordestinos (Ribeiro et al., 2004; Eloy & Lúcio, 2013; Geiger, 2014), e que chegaram ao Jalapão durante o século XIX (Eloy & Lúcio, 2013; Fagundes, 2015). Hoje, aproximadamente 960 pessoas compõem estas comunidades (Cavalcante, 2018; Rosa, 2013, comunicação pessoal), situadas nos municípios de Mateiros e São Félix do Tocantins, ambos com baixa densidade populacional (0,23 e 0,75 hab/km², respectivamente, IBGE, 2019), especificamente, no interior de duas unidades de conservação (UC) de proteção integral, a Estação Ecológica Serra Geral do Tocantins (EESGT) e o Parque Estadual do Jalapão (PEJ). É naquela paisagem que as famílias desenvolvem tradicionalmente seus modos de reprodução física, social, econômica e cultural através da agricultura itinerante de derrubada e queima (Borges et al., 2016), criação de gado solto em pastagens nativas (Eloy et al., 2018) e, mais recentemente, a produção e venda do artesanato de capim-dourado (*Syngonanthus nitens*) (Schmidt et al., 2007) e o turismo (Senna, 2016; Souza et al., 2017). Essas UCs foram criadas no início dos anos 2000 (Dec s/nº de 27 de setembro de 2001; Lei Estadual 1.203 de 12 de janeiro

de 2001) sem considerar esses territórios quilombolas, nem pequenos agricultores e vaqueiros que também habitavam tradicionalmente aquela paisagem (Geiger, 2014).

Após uma fase de conflitos que durou cerca de 10 anos, gerados pelas proibições do uso do fogo para as práticas agrícolas, órgãos ambientais e comunidades, mediados pelo Ministério Público Federal, firmaram termos de compromisso. Esse instrumento do direito foi construído de forma participativa, e visava normatizar provisoriamente a relação entre populações residentes no interior de UCs de proteção integral, onde não são permitidos assentamentos humanos nem o uso direto de recursos naturais (Lindoso & Parente, 2014; Barradas, 2017). Recentemente, uma nova relação entre gestores de unidades de conservação e comunidades locais no Jalapão suscitou e permitiu estudos sobre o uso do fogo para estimular a rebrota do capim-dourado (Schmidt et al., 2007), da vegetação nativa para pastagem, para fazer aceiros (Eloy et al., 2018) e para abrir roças (Borges et al., 2016). Hoje, apesar de ainda haver limitações, já é permitido aos agricultores o uso do fogo para essas atividades. Esses territórios quilombolas são legalmente reivindicados pelas comunidades e estão em processo de regularização fundiária e titulação junto ao Instituto Nacional de Colonização e Reforma Agrária, o INCRA (Tab. 1).

Tabela 1: Nome das comunidades quilombolas onde desenvolvemos este estudo e o número do processo administrativo para regularização fundiária e titulação dos territórios junto ao INCRA.

Comunidade quilombola	Nº processo INCRA
Povoado do Prata	54400.001268/2005-06
Mumbuca	54400.001301/2006-71
Carrapato, Formiga e Ambrózio	54400.002837/2009-56
Margens do Rio Novo, Rio Preto e Riachão	54400.000833/2014-09
Território Boa Esperança	54400.000225-2015-77

<http://www.incra.gov.br/quilombola>

A Estação Ecológica Serra Geral do Tocantins (EESGT) é a segunda maior UC do Cerrado, com 707.078,75 hectares (ICMBio, 2014), constituída por formações campestres (81,0%), savânicas (17,4%), florestais (1,3%), e cobertura vegetal antropizada em 0,2% da área total, que correspondem à pecuária (nas formações savânicas e campestres) e agricultura (nas formações savânicas e florestais) (Cristo, 2013). O Parque

Estadual do Jalapão (PEJ) com 158.970,95 hectares é formado por campo sujo (58,9%), cerrado ralo (18,4%), mata de galeria (8,5%), cerrado denso e cerradão (6,9%), vereda (5,5%), mata ciliar (0,6%) e agricultura itinerante (0,8%) em formações florestais e savânicas (Júnior et al., 2014). Estudamos especificamente a agricultura itinerante de derrubada e queima em matas de galeria inundáveis (MGI), que são formações florestais associadas a cursos d'água de pequeno porte formando corredores fechados, e veredas, que são formações savânicas marcadas pela dominância da palmeira buriti (*Mauritia flexuosa*) entre agrupamentos mais ou menos densos de espécies herbáceo-arbustivas (cf. Ribeiro & Walter, 2008). Nas chapadas à montante destas unidades de conservação estão estabelecidas monoculturas de escala agroindustrial, um região de fronteira agrícola chamada MATOPIBA, um acrônimo formado com as iniciais dos estados do Maranhão, Tocantins, Piauí e Bahia por recobrir uma extensão geográfica que abrange parte destes quatro estados.

A vegetação florestal das MGI está situada nos fundos de vale ou porções mais baixas do relevo, onde o lençol freático se mantém próximo da superfície ou é superficial na maior parte dos trechos e durante todo o ano. Como a topografia destas matas tende a ser plana, a drenagem é deficiente (Ribeiro & Walter, 2008). Os solos podem apresentar altos níveis de alumínio, acidez potencial (H+AL) e carbono orgânico (Silva-Júnior, 1995). O estrato arbóreo intercepta 70 – 95% da radiação solar (Ribeiro & Walter, 2001) e a altura do dossel varia de 20 a 30 metros, com espécies emergentes como buriti e a pindaíba-dobrejo (*Xylopia emarginata*) (Felfili et al., 2001). A floração e frutificação nas MGI são distribuídas ao longo das estações secas e chuvosas (Gouveia & Felfili, 1998). A variabilidade espacial e das interações entre regime hidrológico e propriedades do solo são fatores fundamentais para a estruturação dessas comunidades ribeirinhas (Veneklaas et al., 2005). Já a vegetação savânica das veredas está situada em vales pouco íngremes, áreas planas ou nas cabeceiras das matas de galeria. A declividade pode variar de 3% a 7,1%, onde as características geomorfológicas são determinadas pelo estágio evolutivo. Veredas com mais encaixadas no relevo (maiores declividades) correspondem a estágios evolutivos mais avançados (Carvalho, 1991). Os solos pertencem a ordem dos Gleissolos, e o horizonte A e/ou H é turfoso, hidromórfico (Guimarães et al., 2002) e muito ácidos. A distribuição das classes de solo em uma vereda pode estar relacionada com a variação do nível do lençol freático. As veredas são formadas por três zonas ligadas à topografia e à drenagem: “borda” onde o solo é mais seco, com trecho de vegetação campestre e

pode apresentar arvoretas isoladas; “meio” onde o solo é úmido e a vegetação é campestre; “fundo” onde o solo é saturado com água na maior parte do ano, onde ocorre o buriti e formação de um “bosque sempre-verde”, com espécies como *Calophyllum brasiliense*, *Cecropia pachystachya*, *Euplassa inaequalis*, *Guarea macrophylla*, *Hedyosmum brasiliense* e *Ilex affinis*. Os buritis adultos possuem altura média de 12 m a 15 m e a cobertura do dossel varia de 5% a 10%, mas no “meio” e “borda” a cobertura pode chegar a 0% (Ribeiro & Walter, 2008). A figura abaixo revela as distinções entre MGI e vereda (Fig. 2).

Mata de galeria inundável



Vereda



Figura 2: Mata de galeria inundável com destaque para a presença de espécies arbóreas com raízes tabulares típicas de ambientes com inundações presentes, as características destas matas nas imagens de satélite e a

cobertura do dossel no interior destas matas. Vereda com destaque para sua fitofisionomia e como esses ecossistemas são caracterizados em imagens de satélite.

Coleta e análise de dados

Todos os objetivos e métodos da pesquisa foram desenvolvidos com a participação de gestores das UCs e membros das comunidades locais, estes últimos foram envolvidos no planejamento, coleta de dados e validação dos resultados. Este estudo ocorreu entre 2013 e 2018 e inicialmente utilizamos a técnica de amostragem “bola de neve” para a seleção de comunitários(as) interessados(as) em colaborar com a pesquisa (Bailey, 1994; Albuquerque et al., 2014). Esta técnica consiste em identificar colaboradores com perfil específico, que indicam outras pessoas de mesmo perfil e assim por diante, até que se esgotem localmente as pessoas com o perfil desejado. Buscamos perfis de agricultores(as) que tivessem seus modos de reprodução física, social, econômica e cultural ligados àquelas comunidades e que usassem práticas tradicionais de derrubada e queima em sistemas de cultivo itinerantes. Nós identificamos praticamente todos(as) comunitários(as) ($n = 44$) com esse perfil, o que corresponde a aproximadamente 24,2% do total de famílias que vivem ou são ligadas às cinco comunidades estudadas (Tab. 1).

Utilizamos abordagem metodológica da observação participante (Becker & Geer, 2003) para compreender o contexto em que o sistema de cultivo que estudamos está inserido, bem como as práticas de manejo das roças e em pousio, bem como, a rotação de parcelas cultivadas na escala da paisagem. Para descrever e mapear as roças e as capoeiras, tomar medida de canais de drenagem (profundidade e largura) e identificar as plantas manejadas (nativas e cultivadas) realizamos percursos comentados (NGO, 2005) com 18 agricultores(as). Solicitamos a identificação e interpretação dos componentes da paisagem (por exemplo, tipos de vegetação nativa, cicatrizes de queima, roças, capoeiras, tipos de solo). As roças, capoeiras (estágio inicial de sucessão) e florestas maduras (estágio avançado de sucessão) bem como áreas de formação savânicas e campestres manejadas próximas a essas roças e capoeiras foram registradas usando um sistema de posicionamento global (GPS). Para entender a lógica e a dinâmica da rotação das parcelas cultivadas na escala da paisagem, empregamos técnicas de mapeamento participativo para elaboração de mapas (Paese et al., 2009). Para isto, utilizamos imagens de satélite (Resourcesat2 LISS3), fornecidas pelo Instituto Nacional de Pesquisa Espacial (INPE), com base hidrográfica e limites de unidades de conservação fornecido pelo Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade (ICMBio) e as interpretamos em conjunto com oito agricultores (Fig. 3).

Adicionalmente, realizamos 34 entrevistas em profundidade (Boyce & Neale, 2006) com agricultores(as). Abordamos cinco temas nas entrevistas: i) quais ecossistemas são manejados no contexto do sistema agrícola local; ii) quais as práticas de manejo estão envolvidas na abertura das parcelas cultivadas; iii) reconstituição de calendários agrícolas (incluindo tempo de pousio antes do cultivo, épocas de queima), listas de espécies manejadas, utilizando a classificação de Levis et al. (2018) para categorizar as práticas de manejo das plantas (Tab. 2) ; iv) funcionamento dos canais e do sistema de drenagem; v) lógica da rotação de áreas cultivadas na escala da paisagem (ver nos apêndices Quadro S1 – Roteiro de entrevista e da elaboração dos mapas participativos).



Figura 3: Resumo da metodologia utilizada neste estudo junto a comunidades quilombolas no Jalapão, Brasil central. (a) Observação participante acompanhando a preparação da mandioca para fazer farinha. (b) e (c) Percursos comentados onde percorremos as áreas de uso de agricultores para registrar elementos da paisagem importantes para o sistema agrícola local. (d) Coleta de amostras de espécies nativas que ocorrem em roças e florestas secundárias. (e) e (f) mapeamento participativo para identificação das áreas de manejo na escala da paisagem utilizando imagens de satélite. (g) e (h) entrevistas em profundidade.

Tabela 2: Práticas de manejo das plantas classificadas em oito categorias.

Tipo de manejo	Características
Remoção de espécies não-úteis	As pessoas beneficiam plantas úteis reduzindo os custos da competição com as plantas não-úteis
Proteção de plantas úteis	As pessoas protegem plântulas, plantas jovens e adultas, bem como seus frutos, mantendo-os vivos utilizando várias práticas
Atrair dispersores de plantas úteis	As pessoas atraem dispersores não humanos de plantas úteis, promovendo o processo natural de dispersão de sementes
Transporte de plantas úteis por humanos	As pessoas dispersam sementes e transplantam mudas intencionalmente ou não intencionalmente de um lugar para outro, aumentando sua distribuição
Seleção de fenótipos por humanos	As pessoas selecionam fenótipos específicos de plantas úteis, o que promove divergência morfológica e genética em relação a população ancestral com base em critérios humanos
Manejo do fogo	As pessoas utilizam o fogo como ferramenta de manejo, tanto para abertura de áreas quanto para reincorporação dos nutrientes aos solo
Plantio	As pessoas plantam sementes e mudas em locais cultivados, aumentando intencionalmente o desempenho, a sobrevivência e a reprodução das plantas
Melhoria do solo	As pessoas melhoram a estrutura e a fertilidade do solo, criando um novo filtro ambiental que favorece as plantas de interesse

Adaptado de Levis et al., (2018).

Resultados

Participaram da entrevista 44 pessoas pertencentes às cinco comunidades, de 35 famílias, sendo 34 homens e 10 mulheres, com idades variando entre 40 a mais de 90 anos, nascidos(as) na região ou são migrantes baianos, principalmente, e piauienses que vivem no Jalapão, pelo menos, desde o final do século XIX e início do século XX. Todas as famílias entrevistadas praticam agricultura itinerante de corte e queima, sem uso de herbicidas, pesticidas, fertilizantes ou qualquer outro tipo de agroquímico.

A agricultura estudada está inserida numa paisagem formada pelas fitofisionomias vereda (fundo, meio e borda), campo sujo, cerrado sentido restrito, cerradão, mata de galeria não-inundável, mata de galeria inundável e mata ciliar (cf. Ribeiro & Walter, 1998). Localmente essas fitofisionomias são classificadas como “pantâme de vereda”

(corresponde ao fundo da vereda), “vereda” (corresponde ao meio e a borda da vereda), “campina” (campo sujo), cerrado (cerrado sentido restrito), capões de mata (manchas circulares geralmente isoladas de cerradão e inclui também manchas de mata seca, quando estas ocorrem), mata de brejo (matas de galeria inundável) e mata de terra fresca (matas de galeria não-inundável e matas ciliares) (Fig. 4). A concepção dessa classificação considera, basicamente, a combinação entre o tipo de vegetação e o tipo de solo. As propriedades emergentes destes ecossistemas são fundamentais para o sistema agrícola local, onde manchas dessas fitofisionomias são manejadas, sobretudo, para garantir produção agrícola e pastagem para o gado durante a estação seca, e onde o fogo é o principal instrumento de manejo.

O sistema agrícola local é composto por quintais e hortas, adjacentes às casas onde geralmente se cultiva plantas medicinais, árvores frutíferas, hortaliças, temperos, e onde cria-se galinhas e porcos. As roças são geralmente um pouco mais distantes das casas (0,5 - 4 km) e nelas são cultivados principalmente mandioca, milho, cana-de-açúcar, arroz, feijão, batata, abóbora, banana e capim (forragem). As formações campestres e savânicas são usadas para criação de gado na solta, pastejando sobre a vegetação nativa e extrativismo do capim-dourado (especificamente nos campos úmidos). No total, levantamos 157 espécies, 123 gêneros distribuídos em 62 famílias, que são manejadas nesses agroecossistemas (Tab. 2).

A agricultura itinerante é praticada em ecossistemas secos, que dependem da estação chuvosa para produzirem no contexto do sistema agrícola local, e em ecossistemas úmidos, que independem da estação chuvosa para produção agrícola. As roças de toco são parcelas cultivadas em formações florestais secas como o cerradão, mata de galeria não inundável e mata ciliar e são produtivas somente durante as chuvas. As roças de esgoto (cujo significado vem de esgotar a água), por definição, são parcelas temporariamente drenadas para possibilitar o cultivo de espécies agrícolas intolerantes à inundação típica das matas de galeria inundáveis e veredas, e produzem tanto na chuva quanto na seca. Identificamos nas entrevistas que no passado os agricultores também faziam as chamadas roças de brejo que eram parcelas cultivadas em áreas alagadas que não eram drenadas por serem exclusivas para cultivo de arroz, espécie agrícola que tolera condições de inundação. As técnicas para abrir uma roça de toco e de brejo são semelhantes e englobam cortar, derrubar e queimar a vegetação lenhosa, enquanto a roça de esgoto requer a construção de canais de drenagem para esgotar a água.



Figura 4: Esquema adaptado das fitofisionomias de Cerrado identificadas no Jalapão, Tocantins, Brasil. Estas oito fitofisionomias estão apresentadas em um gradiente de menor biomassa (formações à esquerda) para as de maior biomassa (formações à direita). Na primeira linha, logo abaixo do desenho, está a classificação das fitofisionomias adotadas neste estudo (cf. Ribeiro & Walter, 2008). Na segunda linha está a classificação idealizada e adotada pelos agricultores quilombolas do Jalapão. Na terceira linha estão representados os tipos de uso onde RE = roça de esgoto e RT = roça de toco. Na quarta linha estão representadas a estação produtiva de cada fitofisionomia no contexto do sistema agrícola local. Autoria do desenho: Marina Guimarães, 2018. Edição: Laio Guimarães, 2019.

Tabela 3: Lista de espécies manejadas e famílias botânicas, nome científico e comum, o tipo de práticas de manejo das espécies levantadas onde (1) remoção de espécies não-úteis, (2) proteção de plantas úteis, (3) atrair dispersores de plantas úteis, (4) transporte de plantas úteis por humanos, (5) Seleção de fenótipos por humanos, (6) manejo do fogo, (7) plantio e (8) melhoria do solo. As categorias de uso onde **fo** = folha, **ma** = madeira, **fr** = fruto, **pl** = planta (quando o uso citado é para fazer sombra), **ha** = haste, **fi** = fibra, **ca** = casca, **re** = resina, **ra** = raiz, **ci** = cinza, **ga** = gema apical, **gr** = grão; os usos de cada espécie e o(s) ambiente(s) onde foi observada a(s) espécie(s) onde **Q** = quintal (n = 4), **H** = horta (n = 3), **RE** = roça de esgoto (n = 4), **CRE** = capoeira de roça de esgoto (n = 28), **RP** = roça de pasto (n = 8), **CRP** = capoeira de roça de pasto (n = 8), **RT** = roça de toco (n = 4), **CRT** = capoeira de roça de toco e **C** = cerrado (vegetação savânica).

Família	Espécie	Nome popular local	Manejo	Usos	Partes	Contexto espacial
Amaranthaceae	<i>Dysphania ambrosioides</i> (L.) Mosyakin & Clemants	Mastruz	1	medicinal	fo	Q
Amaryllidaceae	<i>Allium schoenoprasum</i> L.	Cebolinha	1	alimentação	fo	H,RE
Anacardiaceae	<i>Anacardium humile</i> A.St.-Hil.	Cajuí	1, 2	alimentação	fr	C
	<i>Anacardium occidentale</i> L.	Cajú	1, 2, 4, 5,7	alimentação	fr	C, Q, RP
	<i>Astronium fraxinifolium</i> Schott	Gonçalo Alves	2	sombra, estética, estrutura	pl, ma	CRP, RP
	<i>Mangifera indica</i> L.	Manga	4, 5, 7	alimentação, sombra	fr	Q, RP
	<i>Myracrodruon urundeuva</i> Allemão	Aroeira	1, 2	cercas, lenha	ma	CRP
Annonaceae	<i>Tapirira guianensis</i> Aubl.	Pau pombo/Pau dágua	2	lenha	ma	CRE
	<i>Xylopia aromatica</i> (Lam.) Mart.	Pindaíba-de-capão	2	medicinal	pl	CRE
	<i>Xylopia emarginata</i> Mart.	Pindaíba-do-brejo	2	varas, caibros	ma	CRE
	<i>Xylopia sericea</i> A.St.-Hil.	Pindaíba-de-capão	2			CRE
Apiaceae	<i>Coriandrum sativum</i> L.	Coentro	7	alimentação	fo	H
Aquifoliaceae	<i>Ilex affinis</i> Gardner	Congonha	1, 2	lenha	ma	CRE
Araceae	<i>Colocasia esculenta</i> (L.) Schott	Inhame	7	alimentação	ra	RE
	<i>Xanthosoma sagittifolium</i> (L.) Schott	Taioba	7	alimentação	fo	RE, Q
Arecaceae	<i>Acrocomia aculeata</i> (Jacq.) Lodd. ex Mart.	Macaúba	1, 2	alimentação	fr	CRP, CRE
	<i>Astrocaryum campestre</i> Mart.	Tucum	2	artesanato	fi	C
	<i>Attalea phalerata</i> Mart. ex Spreng.	Bacuri (côco)	2	alimentação	fr	CRP
	<i>Attalea</i> sp.	Piaçaba	2	telhado	fo	C

	<i>Mauritia flexuosa</i> L.f.	Buriti	1, 2, 3, 6, 7	alimentação, telhado, linhas, adubo, artesanato	fr, fo, ha, fi	CRE, RE, RP
	<i>Mauritiella armata</i> (Mart.) Burret	Buritirana	1, 2, 3	alimentação	fr	CRE
	<i>Oenocarpus bacaba</i> Mart.	Bacaba				CRP
	<i>Syagrus coronata</i> (Mart.) Becc.	Licuri				Q
	<i>Syagrus botryophora</i> (Mart.) Mart.	Pati	1, 2	estética	pl	RT, RP, Q
Bignoniaceae	<i>Handroanthus serratifolius</i> (Vahl) SOGrose	Pau d'arco	1, 2	medicinal, portal	ma, ca	CRE
	<i>Tabebuia aurea</i> (Silva Manso) Benth. & Hook.f. ex S.Moore	Pau d'arco	1, 2			RP, RT
Bixaceae	<i>Bixa orellana</i> L.	Urucum	4, 7	alimentação	fr	Q
Bromeliaceae	<i>Ananas comosus</i> (L.) Merr.	Abacaxi	7	alimentação	fr	RE, RT
	<i>Ananas</i> sp.	Ananás	7	alimentação, cerca-viva	fr, pl	RE
Burseraceae	<i>Protium heptaphyllum</i> (Aubl.) Marchand	Almescla	1, 2		re	CRE
	<i>Protium spruceanum</i> (Benth.) Engl.	Almescla-aroeira	1, 2	construção estruturas	ma	CRE
Cannabaceae	<i>Trema micrantha</i> (L.) Blume	Piriquiteiro	1, 2	lenha	ma	CRE
Caricaceae	<i>Carica papaya</i> L.	Mamão	4, 7	alimentação	fr	Q, RE
Caryocaraceae	<i>Caryocar coriaceum</i> Wittm.	Pequi	1, 2	alimentação	fr	RP
Chrysobalanaceae	<i>Hirtella ciliata</i> Mart. & Zucc.	Pau pombo	1, 2	pequenas estruturas, lenha	ma	C
	<i>Hirtella glandulosa</i> Spreng.	Pau pombo de capão	1, 2	lenha	ma	CRE
	<i>Licania sclerophylla</i> (Hook.f.) Fritsch.	Farinha seca ou pau beju	1, 2	lenha	ma	CRE
Clusiaceae	<i>Calophyllum brasiliense</i> Cambess.	Landi	1, 2	construção estruturas	ma	CRE
Combretaceae	<i>Buchenavia tomentosa</i> Eichler	Mirindiba	1, 2	construção estruturas	fr, ma	CRE
	<i>Terminalia</i> sp.	Capitão-do-campo	1, 2	cerca	ma	RT, RP
Compositae	<i>Lactuca sativa</i> L.	Alface	7	alimentação	fo	H, RE
	<i>Vernonia</i> sp.	Assa-peixe	7	indicadora	pl	

Convolvulaceae	<i>Ipomoea batatas</i> (L.) Lam.	Batata doce	7		ra	RE
Cucurbitaceae	<i>Cucumis anguria</i> L.	Maxixe	7	alimentação	fr	RT, RE
	<i>Cucumis melo</i> L.	Melão	7	alimentação	fr	Q, RE
	<i>Cucurbita</i> spp.	Abóbora	5, 7	alimentação	fr	Q, RE, H, RT
	<i>Citrullus lanatus</i> (Thunb.) Matsum. & Nakai	Melancia	7	alimentação	fr	RE, RT
Dilleniaceae	<i>Curatella americana</i> L.	Sambaíba	1, 2	medicinal, artesanato	ma, ca	C, CRP, RP, RE
Dioscoreaceae	<i>Dioscorea bulbifera</i> L.	Cará-do-ar	7	alimentação	ra	Q, R
Ebenaceae	<i>Diospyros sericea</i> A. DC.	Fruta-de-tucano	1, 2	alimentação, cerca	fr, ma	CRE
Euphorbiaceae	<i>Alchornea discolor</i> Poepp.	Cafê bravo/Uva	1, 2			CRE
	<i>Manihot esculenta</i> Crantz	Mandioca	7	alimentação, forragem	ra, cl	RT, RE, H
	<i>Manihot</i> sp.	Maniçoba	7	forragem	fo	C
	<i>Jatropha gossypifolia</i> L.	Pinhão roxo/vinagreira	7	alimentação	fo	Q, H
	<i>Ricinus communis</i> L.	Mamona	7	medicinal	fr	Q
Fabaceae	<i>Andira cordata</i> R.T.Penn. & HCLima	Angelim	1, 2	construção estruturas	ma	RP
	<i>Andira vermifuga</i> Benth.	Angelim	1, 2	construção estruturas	ma	RP
	<i>Bauhinia rufa</i> (Bong.) Steud.	Miroró				CRE
	<i>Bowdichia virgilioides</i> Kunth	Sucupira preta	2	sombra	pl	RP
	<i>Copaifera langsdorffii</i> Desf.	Pau d'oleo	1, 2	medicinal, construção de estruturas, sombra	ma, re, pl	CRP, CRE, RP
	<i>Dimorphandra gardneriana</i> Tul.	Faveira	1, 2	forragem	fr	
	Fabaceae sp.	Fava		alimentação	gr	RE
	Fabaceae sp.	Fava		forragem	fo, gr	C
	<i>Hymenaea courbaril</i> L.	Jatobá	1, 2	alimentação, forragem, medicinal	fr, ca	CRP, RP, RT

	<i>Inga laurina</i> (Sw.) Willd.	Ingá	1, 2		pl	CRE
	<i>Machaerium acutifolium</i> Vogel	Jacarandá-do-cerrado	1, 2	sombra, medicinal	pl	RP, RT
	<i>Phaseolus vulgaris</i> L.	Feijão	4, 5, 7	alimentação	gr	RT, RE
	<i>Platycyamus regnellii</i> Benth.	Pau-pereira	1, 2	artesanato utensílios	ma	RP
	<i>Plathymenia reticulata</i> Benth	Vinhático	1, 2	construção estruturas	pl	CRP, RP
	<i>Pterodon emarginatus</i> Vogel	Sucupira branca	1, 2	sombra, medicinal, estrutura	pl, fr, ma	RT, RP
	<i>Stryphnodendron polyphyllum</i> Mart.	Angiquinho	1, 2	medicinal	fo	CRE
	<i>Stryphnodendron coriaceum</i> Benth.	Barbatimão	1, 2	medicinal	ca	RT
	<i>Tachigali rubiginosa</i> (Mart. ex Tul.) Oliveira-Filho	Cachamorra branca	1, 2	construção estruturas, sabão	ma, ci	CRE
	<i>Vigna umbellata</i> (Thunb.) Ohwi & H. Ohashi	Feijão-rulinha	4, 5, 7	alimentação	gr	RE
Humiriaceae	<i>Humiria balsamifera</i> (Aubl.) A.St.-Hil.	Pau merim	1, 2	telhado, lenha	ma	CRE
Hypericaceae	<i>Vismia guianensis</i> (Aubl.) Choisy	Cascudinha do brejo	1, 2		pl	CRE
Lamiaceae	<i>Plectranthus barbatus</i> Andrews	Sete dores	7	medicinal	fo	Q
Lauraceae	Lauraceae sp.	Pau louro	1, 2	artesanato	ma	CRE
	<i>Nectandra gardneri</i> Meisn.	Pau-louro				CRE
	<i>Persea americana</i> Mill.	Abacate	7	alimentação	fr	Q
Lecythidaceae	<i>Cariniana rubra</i> Gardner ex Miers	Sapucaia do brejo ou taroque	1, 2	cerca de vara, arco peneira	ma, ca	CRE
Loganiaceae	<i>Strychnos pseudoquina</i> A. St.-Hil.	Quina			ma	CRP
Magnoliaceae	<i>Magnolia ovata</i> (A.St.-Hil.) Spreng.	Ata	1, 2	construção estruturas	ma	CRP, Q
Malpighiaceae	<i>Byrsonima laxiflora</i> Griseb.	Murici de terra seca	1, 2	pequenas estruturas, lenha, atrai animais	ma, fr	CRP, CRE
	<i>Byrsonima umbellata</i> Mart. ex A.Juss.	Murici do brejo	1, 2	pequenas estruturas, lenha, atrai animais	ma, fr	CRE

	<i>Byrsonima subterranea</i> Brade & Markgr.	Murici rasteiro	1, 2	forragem	fr, fo	C
	<i>Malpighia emarginata</i> DC.	Acerola	4, 7	alimentação	fr	Q
Malvaceae	<i>Gossypium</i> L.	Algodão	4, 7	tecelagem, medicinal	fi, fo	Q
	<i>Luehea divaricata</i> Mart.	Açoita-cavalo/Assa-bolo	1, 2	Medicinal, sabão	ca, ci	RP
	<i>Pseudobombax longiflorum</i> (Mart. & Zucc.) A.Robyns	Imbiruçu	1, 2	forragem, indicador	fl, pl	RP
	<i>Theobroma cacao</i> L.	Cacau	7	alimentação	fr	RE
Melastomataceae	<i>Leandra</i> sp.	Café-bravo				CRE
	<i>Macairea radula</i> (Bonpl.) DC.	Canela-de-velho	1, 2	caibro, cerca de varão	ma	CRE
	<i>Mouriri apiranga</i> Spruce ex Triana	Puça crôa	1, 2	alimentação	fr	C
	<i>Mouriri pusa</i> Gardner ex Gardner	Puça preto	1, 2	alimentação, forragem	fr	RP
Meliaceae	<i>Guarea macrophylla</i> Vahl subsp. tuberculata (Vell.) T.D.Penn.	Marinheiro	1, 2	cerca	ma	CRE
Moraceae	<i>Ficus americana</i> Aubl. subsp. guianensis (Desv.) C.C. Berg	Gameleira do brejo	1, 2	medicinal	pl	CRE
Musaceae	<i>Musa</i> spp.	Banana	4, 5, 7	alimentação	fr	RE, H, Q, RT
Myristicaceae	<i>Virola urbaniana</i> Warb.	Cedro	1, 2	construção estruturas	ma	CRE
Myrtaceae	<i>Eugenia dysenterica</i> DC.	Cagaita	1, 2	estética, alimentação, forragem	pl, fr	RP
	<i>Psidium guajava</i> L.	Goiaba	7	alimentação	fr	Q
	<i>Psidium myrtoides</i> O.Berg	Araçá-goiaba	1, 2	alimentação	fr	Q
Passifloraceae	<i>Passiflora edulis</i> Sims	Maracujá	7	alimentação	fr	Q
Pedaliaceae	<i>Sesamum indicum</i> L.	Gergelim	4, 7	alimentação	gr	RE, RT
Peraceae	<i>Pera glabrata</i> (Schott) Poepp. ex Baill.	Mamoninha	1, 2	lenha	ma	CRE
Phyllanthaceae	<i>Richeria grandis</i> Vahl	Pubeiro				CRE
Poaceae	<i>Andropogon gayanus</i> Kunth	Andropogon	7	forragem	fo	RP
	<i>Brachiaria decumbens</i> Stapf	Braquiária	7	forragem	fo	RP

	<i>Brachiaria humidicola</i> (Rendle.) Schweickerdt.	Capim quicuiu	7	ferragem	fo	RP, V
	<i>Brachiaria humidicola</i> cv. Llanero (Dictyoneura)	Dictyoneura	7	ferragem	fo	RP
	<i>Cymbopogon citratus</i> (DC.) Stapf	Capim santo	7	medicinal	fo	H, RE
	<i>Cymbopogon winterianus</i> Jowitt ex Bor	Capim eucalipto	7	aroma	fo	RE
	<i>Eriochloa</i> sp.	Braquiaria	7	ferragem	fo	C
	<i>Hyparrhenia rufa</i> (Nees) Stapf	Capim jaraguá	7	ferragem	fo	CRP
	Poaceae sp. 1	Braquiária d'água	7	ferragem	fo	RP, V
	Poaceae sp. 2	Braquiarão	7	ferragem	fo	RP
	Poaceae sp. 3	Capim meloso	7	ferragem	fo	C, V
	Poaceae sp. 4	Capim gordura	7	ferragem	fo	C
	<i>Pennisetum</i> sp.	Milheto	7	ferragem	gr	RE
	<i>Saccharum officinarum</i> L.	Cana	4, 7	ferragem	co	H, RE, Q
	<i>Sorghum</i> sp.	Sorgo	7	ferragem	gr	RE
	<i>Trachypogon spicatus</i> (Lf) Kuntze	Capim agreste	1, 2	ferragem	fo	C, VJ
	<i>Zea mays</i> L.	Milho	7	ferragem	gr	Q, RE, RT, H
Proteaceae	<i>Euplassa inaequalis</i> (Pohl) Engl.	Mijo-de-guará	1, 2	lenha	ma	CRE
Rosaceae	<i>Prunus brasiliensis</i> (Cham. & Schltdl.) D.Dietr.	Laranjinha do Brejo			pl	CRE
Rubiaceae	<i>Alibertia edulis</i> (Rich.) A.Rich. ex DC.	Marmelada	1, 2	alimentação	fr	CRE
	<i>Ferdinandusa speciosa</i> (Pohl) Pohl	Pau-de-brinco	1, 2	caibro, travessa	ma	CRE
	<i>Genipa americana</i> L.	Jenipapo	7	medicinal	fr	Q
	<i>Tocoyena formosa</i> (Cham. & Schltdl.) K.Schum.	Marmelada	1, 2	ferragem	fo, fr	CRP
Rutaceae	<i>Citrus limon</i> (L.) Osbeck	Limão	4, 5, 7	alimentação	fr	Q
	<i>Citrus</i> sp.	Laranjeira	7	alimentação	fr	Q, RE
Salicaceae	<i>Casearia grandiflora</i> Cambess.	Papa sebo	1, 2			
	<i>Homalium guianense</i> (Aubl.) Oken	Pequizeiro do brejo	1, 2			CRE
	<i>Magonia pubescens</i> A.St.-Hil.	Timbó	1, 2	sombra, sabão	pl, ci	RP

Sapotaceae	<i>Pouteria ramiflora</i> (Mart.) Radlk.	Maçaranduba/abiu/grão de galo	1, 2	forragem	fo, fr	C
Siparunaceae	<i>Siparuna guianensis</i> Aubl.	Negramina	1, 2	medicinal, lenha	fo, ma	CRE
Solanaceae	<i>Capsicum annuum</i> L.	Pimenta malagueta	4, 7	alimentação	fr	H, Q, RE
	<i>Nicotiana tabacum</i> L.	Fumo (Maritimba e Arapiraca)	4, 7	tabaco	fo	Q, RT, H
	<i>Solanum aethiopicum</i> L.	Jilo	7	alimentação	fr	Q
	<i>Solanum tuberosum</i> L.	Batata branca	7	alimentação	tu	RE, RT
Styracaceae	<i>Styrax camporum</i> Pohl	Açoita-cavalo-do-brejo	1, 2	sabão	ci	CRE
Syngonanthus	<i>Syngonanthus nitens</i> (Bong.) Ruhland	Capim-dourado	6	artesanato	ha	Campo úmido/vereda
Urticaceae	<i>Cecropia pachystachya</i> Trécul	Embaúba		medicinal, lenha	ga, ma	CRE
Velloziaceae	<i>Vellozia</i> sp.	Pimpão/Flor-de-canela	1, 2	forragem	fo	C
Verbenaceae	cf. <i>Amaranthus viridis</i> L.	Bredo	7	medicinal	fo	H
	<i>Stachytarpheta cayennensis</i> (Rich.) Vahl	Gervão	7	medicinal	fo	Q
Vochysiaceae	<i>Ruizterania wittrockii</i> (Malme) Marc.-Berti	Maria Preta	1, 2	construção de telhados, pontes	ma	CRE
	<i>Vochysia haenkeana</i> Mart.	Pau mulato	1, 2	construção telhados, madeira de ar, medicinal	ma	CRE
	<i>Vochysia pyramidalis</i> Mart.	Canjarana	1, 2	lenha	ma	CRE
Xanthorrhoeaceae	<i>Aloe vera</i> (L.) Burm.f.	Babosa	7	medicinal	fo	Q
Zingiberaceae	<i>Curcuma longa</i> L.	Açafrão	7	alimentação, medicinal	ra	RE
	<i>Zingiber officinale</i> Roscoe	Gengibre	7	medicinal	ra	RE
Indeterminadas	Indeterminada 1	Coronha	7	medicinal, mística	pl	Q
	Indeterminada 2	Marinheiro				RP
	Indeterminada 3	Camaçari		sombra	pl	CRP
	Indeterminada 4	Gravitinha		medicinal	pl	Q
	Indeterminada 5	Saquarema		cerca, medicinal	ma, ca	RP

A roça de esgoto é o tipo mais importante e base do sistema agrícola e alimentar local justamente por possibilitar produzir na estação seca. Além disto, por serem feitas em ambientes de maior fertilidade natural e umidade em relação à matriz savânica, possuem maior agrobiodiversidade (diversidade de plantas cultivadas, ver Tab. 3). A produção nas roças de toco parece sempre ter sido menor se comparada com as roças de esgoto, que provavelmente tem origens relativas à ocupação indígena da região do Jalapão, uma vez que alguns agricultores afirmam ter encontrado vestígios, como amontoados de carvão nas camadas mais profundas do solo em veredas e matas de galeria inundável. No passado, quando havia mais mão de obra familiar disponível, estas “roças de esgoto” produziam excedentes agrícolas que eram vendidos nas cidades da região (Dianópolis, Ponte Alta do Tocantins e Rio da Conceição). As roças de esgoto são caracterizadas pela alta produtividade em parcelas relativamente pequenas. Segundo um agricultor “uma roça de esgoto de 0,5 hectare sustenta 10 pessoas durante 10 anos” (Teomenilton Santos), com a vantagem de poder cultivar e produzir em áreas úmidas saturadas com água, utilizando um sofisticado sistema de drenagem.

A baixa ocorrência das roças de toco e das roças de brejo reforça ainda mais a importância das roças de esgoto para os agricultores e suas famílias. Hoje, as roças de toco estão restritas a parcelas cultivadas de até 0,5 ha perto das casas onde são plantados principalmente mandioca (*Manihot esculenta*), gramíneas forrageiras exóticas como *Andropogon gayanus* Kunth e *Urochloa* spp., e em alguns casos feijões (*Phaseolus* spp.) e abóboras. Alguns agricultores vêm percebendo, nos últimos 20 anos, mudanças no regime das chuvas, o que lhes traz insegurança em depender das roças de toco para produção anual de alimentos. Além disto, com a mudança de raça do gado, de curraleiro (mais rústico) para nelore (menos rústico), surgiu a necessidade de plantar gramíneas exóticas nas roças de toco. Esses dois fatores são decisivos para a tomada de decisão de abrir uma roça de toco, porém a disponibilidade de “capões de mata” e “matas de terra fresca” nos territórios também é um fator limitante para ter esse tipo de roça. Já as roças de brejo estão praticamente em desuso na região. Quando realizamos esta pesquisa, nenhum dos colaboradores possuía esse tipo de roça. A principal razão é que o cultivo do arroz requer maiores cuidados, sobretudo a partir da fase de formação dos grãos, quando aves como o periquito (*Brotogeris tirica* Gmelin), a maritaca (*Pionus* sp.) e o pássaro-preto (*Molothrus oryzivorus* Gmelin) atacam as roças, requerendo muitas horas e dias de vigília até o arroz amadurecer e ser colhido. Além disso, a oferta de empregos e acesso

facilitado a produtos agroindustriais nas cidades próximas desincentivou o manejo de sistemas de cultivo intensivos em trabalho. A proibição do uso do fogo após a criação das UCs é um argumento que também foi apontado pelos colaboradores como causa de abandono das roças de brejo.

A partir das informações obtidas e considerando a importância ecológica de áreas úmidas e os conflitos entre as comunidades e o poder público, associados ao manejo desses ecossistemas considerados sensíveis, focamos o estudo no manejo das capoeiras e roças de esgoto em matas de galeria inundáveis e veredas.

Fogo e controle da inundação nas roças de esgoto

A roça de esgoto é uma parcela cultivada através de práticas de corte e queima em matas de galeria inundáveis e veredas, situadas em solo pantanoso “em terra preta, mole e tem que ter fezes de minhoca” (Gilvan Cardoso). A escolha da parcela depende da declividade da área, que precisa ser suficiente para favorecer a percolação da água subterrânea em canais de drenagem pela força da gravidade (Fig. 5). As roças de esgoto são associadas a pequenos cursos d’água, onde desembocam esses canais, que são cavados a partir dos rios e córregos, com uso de foice (para cortar a terra) e enxada (para retirar a terra dos canais). A profundidade desses canais varia de 30 cm a 200 cm e a largura de 30 cm a 50 cm em função da inundação específica de cada parcela, onde áreas mais inundadas tendem a ter canais mais profundos do que áreas menos inundadas. A inclinação do canal também é ‘ajustada’ pelo agricultor, que usa como indicador de inclinação ideal a velocidade com que a água percola dentro do canal. A partir dessa velocidade os agricultores sabem se a parcela vai secar muito (alta velocidade da água) ou pouco (baixa velocidade).



Figura 5: Canais de drenagem principais e secundário. Fotos: Ludivine Eloy, 2017.

Existe uma preocupação coletiva sobre a profundidade destes canais em relação às futuras queimas na fase de abertura da roça, pois, canais profundos expõem uma grande camada

de solo orgânico ou turfa, podendo acarretar em incêndios subterrâneos e, conseqüentemente, prejudicar o solo, a produtividade dos cultivos agrícolas e a regeneração natural da vegetação secundária durante o pousio. Logo, esses sistemas de drenagem visam tanto o controle das condições de inundação para possibilitar os cultivos quanto evitar incêndios subterrâneos. Os agricultores observam as condições locais para decidirem a profundidade, a inclinação, a quantidade e a disposição dos canais de drenagem. Estas condições estão intrinsicamente ligadas às especificidades de cada roça, numa relação entre inundação e tamanho da área cultivada, além do regime de chuvas. Esses canais drenam somente a área a ser cultivada, portanto, a drenagem consiste em desviar a água que chega das partes mais altas do relevo. Além dessas funções, o sistema de drenagem também tem o papel de irrigar os cultivos durante a seca. Quando os agricultores percebem que a terra está muito seca, bloqueiam os canais com terra até que o nível da água nos canais aumente e que a umidade retorne à parcela cultivada, voltam a desobstruir os canais quando precisam que a umidade diminua, e assim sucessivamente. Os agricultores constroem o canal principal que recebe água da parte mais alta do terreno e canais secundários para drenar partes específicas da parcela (cf. Fig. 5). O trabalho de manutenção dos canais de drenagem é maior no período das chuvas quando precisam ser constantemente desobstruídos, sob o risco de encharcar a parcela e provocar o apodrecimento das raízes dos cultivos.

O processo de drenagem precisa ser iniciado antes da estação seca começar, entre janeiro e fevereiro, para que a área fique bem drenada na seca (Tab. 3). Em parcelas onde as árvores são mais finas, possíveis de serem cortadas apenas com facão e foice, podem ser cortadas e queimadas no início da estação seca (entre maio e julho) no fim da tarde, quando as temperaturas estão mais amenas. Em florestas maduras ou “matas formadas”, onde as árvores são grossas, os agricultores cortam a vegetação fina com foice e/ou facão (“brocam o mato”), e um mês depois derrubam árvores grossas com machado (“derrubam o mato”), sem arrancar os tocos, formando parcelas de 0,3 ha a 1,2 ha (ou 1 a 4 tarefas, unidade de área utilizada localmente). Uma parte da madeira é aproveitada e outra parte é deixada para secar ao longo da estação seca e nessas áreas as queimas são realizadas entre setembro e outubro, pouco antes das chuvas começarem. As queimas têm a função de limpeza da parcela e aproveitamento das cinzas. O fogo pode não consumir toda a necromassa e quando isso ocorre os agricultores juntam em montes e queimam pontualmente para limpeza completa, prática denominada como coivara. Não

identificamos o uso de agroquímicos, como herbicidas, pesticidas ou fertilizantes, durante abertura e cultivo das roças.

Tabela 4: Calendário das práticas de drenagem, corte, derrubada e queima das roças de esgoto no Jalapão, Brasil. As cores representam meses chuvosos (azul) e secos (amarelo).

Práticas	Jan	Fev	Mar	Abr	Mai	Jun	Jul	Ago	Set	Out	Nov	Dez
Construção dos canais de drenagem												
Corte e derrubada áreas com árvores finas												
Corte e derrubada áreas árvores grossas												
Queima áreas apenas com árvores finas												
Queima áreas árvores grossas												
Plantio áreas apenas com árvores finas												
Plantio áreas árvores grossas												

O manejo das roças de esgoto: do cultivo ao pousio

Algumas espécies nativas são poupadas, manejadas e/ou favorecidas durante a abertura da roça de esgoto, sobretudo as de importância socioeconômica (cf. Tab.3). O buriti (*M. flexuosa*) é a espécie que possui mais funções entre as espécies que levantamos, além disto os agricultores atribuem a esta espécie valor ecológico (por atrair a fauna) e estético. Espécies com funções socioecômicas mais específicas, como produção de madeira ou uso medicinal, podem também ser poupadas do desbaste, como por exemplo, pindaíba-do-brejo (*Xylopia emarginata*), maria-preta (*Ruizterania wittrockii*), landi (*Calophyllum brasiliense*), pau d'óleo (*Copaifera langsdorffii*), canjarana (*Vochysia pyramidalis*) e negramina (*Siparuna guianensis*). De acordo com os agricultores e nossas observações em campo, a drenagem parece favorecer a germinação e estabelecimento de algumas espécies, como o buriti, que neste caso também passa a ser manejado (Fig. 6).



Figura 6: Área de roça de esgoto recém aberta, com plântulas de buriti (*M. flexuosa*) em primeiro plano. Foto: Ludivine Eloy, 2017.

As roças de esgoto funcionam como repositório de agrobiodiversidade em escala regional, subsidiando uma rede de trocas de propágulos (gemas, bulbos, rizomas e sementes) entre os agricultores. Das 58 espécies agrícolas cultivadas levantadas neste estudo 29 (50%) foram observadas em roças de esgoto e 11 foram exclusivas destas roças (cf. Fig. 5). Os agricultores “aproveitam o calor da terra” após as queimas para plantar espécies nutricionalmente exigentes, como melancia (*Citrullus lanatus*), abóbora (*Cucurbita* spp.) e feijões (*Phaseolus* spp.). Sequencialmente os agricultores podem plantar maxixe (*Cucumis anguria*), batata (*Ipomoea batatas*), inhame (*Dioscorea* spp.), gergelim (*Sesamum indicum*), milho (*Zea mays*), arroz (*Oryza sativa*, em parte encharcada da parcela), pimentas (*Capsicum* spp.) e outros (cf. Tab. 2). Algumas espécies podem ser consorciadas, como melancia (*C. lanatus*) e abóbora (*Cucurbita* spp.), mas outras precisam ser semeadas separadamente no espaço e no tempo para evitar sombreamento, como ocorre com milho (*M. zays*), feijão (*Phaseolus*) e mandioca (*M. esculenta*). Após dois ou três anos, o solo da roça de esgoto começa a ficar mais duro, ideal para plantio de cultivares perenes como mandioca (*M. esculenta*) e banana (*Musa* spp.) que podem permanecer na roça por até três e 10 anos, respectivamente.

Dependendo do tipo de mata (quando tem árvores mais grossas) e de solo (quando “a terra é forte”) uma roça de esgoto pode ser cultivada por até 10 anos. Há relatos de ciclos de cultivo ainda mais longos, mas são interpretados pelos agricultores como casos de intensificação que prejudicam o solo e a recuperação da vegetação durante pousio. O solo da roça de esgoto é considerado “uma terra forte, tudo que planta vem bom, vem ligeiro” (Anísio da Silva). Os agricultores afirmam que na roça de esgoto a mandioca fica boa para colher mais rápido do que na roça de toco e em seis meses já podem colher “mandioca doce” (para comer cozida) e em 12 meses podem colher a “mandioca brava” para fazer farinha. Ao longo do ciclo de cultivo na roça de esgoto, os agricultores deixam “o mato crescer” em algumas partes da parcela que podem ser novamente cultivadas com espécies anuais, depois de um pequeno pousio (~ um ano). Isso lhes permite dividir essa parcela em diversas subparcelas e assim fazer uma rotação de culturas entre elas, permitindo otimizar a gestão da fertilidade da parcela e a carga de trabalho da família (capina, colheita e processamento dos alimentos).

O pousio é uma fase crucial para a manutenção das roças de esgoto, porque “quando a terra fraqueia [sic] precisa deixar ela descansar, pro mato voltar a crescer, as folhas cair e renovar a terra de novo” (Eliezér Gomes). Quando a roça dá sinais de “enfraquecimento”, como queda na produtividade e endurecimento do solo, os agricultores precisam “deixar a terra descansar” (Adão Ribeiro). Os indicadores que influenciam a decisão do agricultor deixar de cultivar na parcela estão ligados a diminuição da fertilidade do solo, diminuição da espessura da turfa e endurecimento do solo. Os agricultores observam o tamanho das raízes da mandioca, que diminuem com o passar do tempo, o estabelecimento de certos tipos de plantas ruderais, chamadas de “ervanço”, e a chegada de espécies típicas de ambiente mais aberto e seco como sambaíba (*Curatella americana*) e pau-pombo (*Hirtella ciliata*). O pousio inicia quando os agricultores param de capinar, de cortar as rebrotas das árvores e de fazer a manutenção e desobstrução dos canais de drenagem. Os agricultores ainda voltam até a roça para pegar mandioca, abacaxi, banana que continuam produzindo por um certo tempo ao longo do pousio. O pousio dura pelo menos 10 anos, tempo considerado suficiente para recuperar a fertilidade da roça de esgoto, mas os agricultores preferem derrubar a vegetação em matas de pelo menos 40 – 50 anos de pousio por serem áreas mais fáceis de trabalhar e permitirem o cultivo por maior tempo (até 10 anos). Este tempo maior de pousio é possível na região de estudo dada a baixa

densidade demográfica e disponibilidade de capoeiras e florestas maduras em diferentes estágios sucessionais, incluindo algumas com mais de 60 anos.

As capoeiras formadas durante pousio de roça de esgoto servem para a renovação da fertilidade do solo, mas constituem também espaços provedores de recursos essenciais à vida cotidiana das comunidades. Durante o pousio, além de colher a produção agrícola remanescente, os agricultores também coletam recursos não-madeireiros e madeireiros. As espécies com potencial madeireiro são localmente classificadas como “madeira de ar” (não toleram contato com o chão devido a umidade e apodrecem rápido) e “madeira de chão” (que toleram contato com chão e não apodrecem rápido). Além desta característica, os agricultores observam também a ausência do cerne da árvore, chamado localmente de “aimbo” ou “caroço”. As “madeiras de ar” são úteis para construção de telhados (varas, caibros e vigotas), porque, apesar de apodrecerem mais rápido do que “madeiras de chão”, são mais leves, logo não sobrecarregam a estrutura das casas. De acordo com os agricultores, esse tipo de madeira está mais associado às “matas de brejo” (matas de galeria inundáveis) e a espécie mais citada dessa categoria foi a pindaíba-do-brejo (*X. emarginata*). As “madeiras de chão” são espécies que possuem cerne e são utilizadas pelos agricultores na construção de estruturas para as casas (forquilhas, travessas, portais) e cercas, e a espécie mais citada foi o landi (*C. brasiliense*), uma exceção, afinal, as “madeiras de chão” estão mais associadas às matas de terras secas (cerradão, mata de galeria não inundável e mata ciliar), onde capoeiras e florestas maduras também são manejadas (cf. Tab. 3, Fig. 7). O buriti é a espécie vegetal nativa funcionalmente mais completa, pois dela aproveitam os frutos (polpa, rapadura), castanhas (óleo), folhas (telhado), fibras (seda de buriti) e talos das folhas (mobiliário, balsas) (cf. Tab. 3, Fig 8).

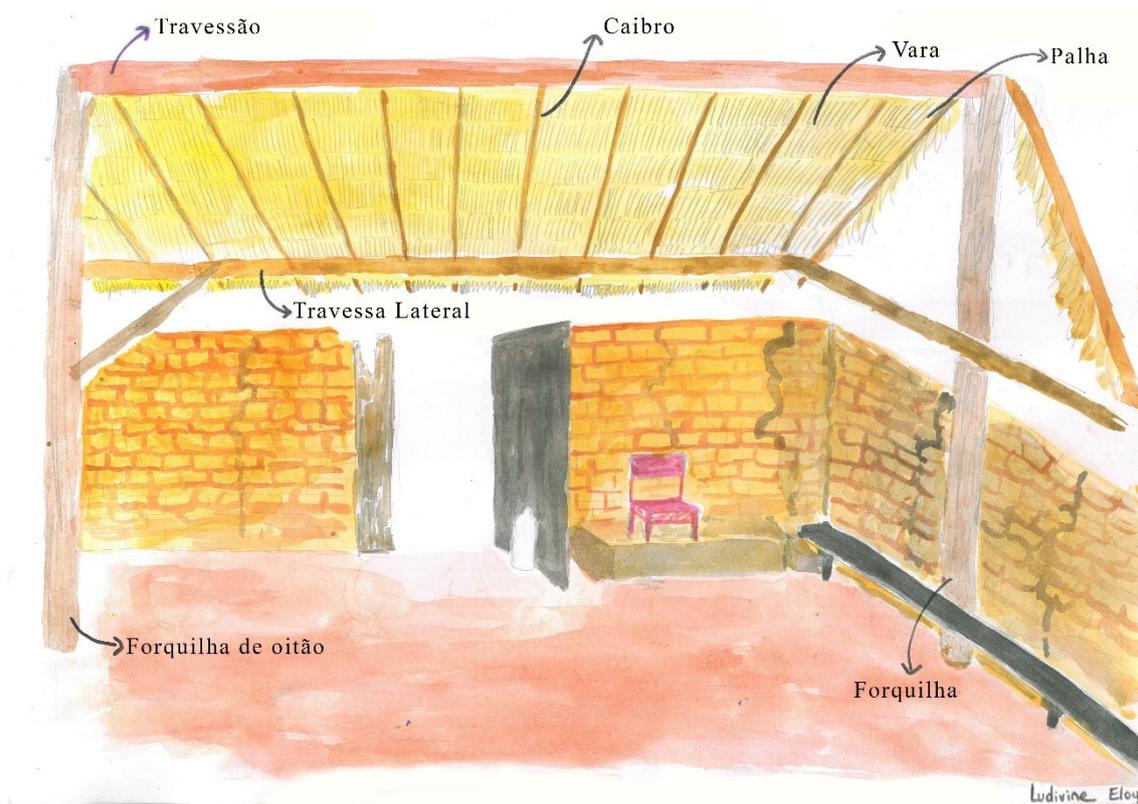


Figura 7: Casa quilombola e os usos de madeira para construção de estrutura das casas. A “forquilha de oitão” é o pilar central das casas junto com as outras “forquilhas” (nas pontas) e são usadas “madeira de chão” (que toleram contato com chão, não apodrecem rápido), por exemplo landi (*C. brasiliensis*) e vinhático (*Plathymenia reticulata*). As travessas (travessão e travessa lateral) dão sustentação aos telhados e geralmente os agricultores utilizam ata (*Magnolia ovata*), cachamorra-branca (*Tachigali rubiginosa*). Os caibros e as varas dão seguram as palhas (que pode ser de buriti, por exemplo) e são utilizadas principalmente a pindaíba-do-brejo (*Xylopia emarginata*). As paredes são feitas de adobe. Autoria do desenho: Ludivine Eloy, 2017.

A roça de esgoto é um espaço atrativo para a fauna nativa tanto pelos cultivos (principalmente mandioca) quanto pela presença do buriti. Para dificultar a entrada de animais silvestres na parcela, além das cercas, os agricultores plantam bromeliáceas, por exemplo, uma espécie nativa de ananás (*Ananas* sp.). A mandioca atrai principalmente anta (*Tapirus terrestris* L.), veado-catingueiro (*Mazama gouzoubira* Fischer) e uma espécie de iguana (*Iguana* sp.). Em uma das roças que estudamos, avistamos um indivíduo de gato-mourisco (*Puma yagouaroundi* Geoffroy) do qual o agricultor relatou avistamento recorrente na sua roça. O buriti atrai aves, principalmente araras (*Ara ararauna* L.), que comem os frutos e utilizam como abrigo a parte oca dos indivíduos mortos.



Figura 8: Exemplos de usos da palmeira buriti (*M. flexuosa*). **(a)**. Abano. Foto: Ludivine Eloy (2016). **(b)** Casal retirando fibras na que usam como linha para costura do artesanato de capim-dourado (*S. nitens*). Foto: Ana Carla dos Santos (2016). **(c)** Senhora vendendo seus doces de buriti e rapadura com buriti. Foto: Sílvia Borges (2016). **(d)** e **(e)** Uso das folhas para paredes e telhados das casas. Foto: Ludivine Eloy (2016).

A rotação das parcelas cultivadas na paisagem

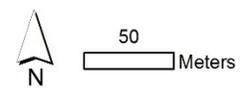
As roças de esgoto são sistemas de cultivo com caráter itinerante, pois alternam as áreas cultivadas em lugares distintos na paisagem. A rotação pode ocorrer tanto em parcelas no mesmo curso d'água como alternar entre diferentes córregos ou rios. O que influencia esta decisão é a disponibilidade de áreas favoráveis para abrir uma roça de esgoto. Quando uma mata possui uma grande faixa contínua, passível de drenagem e, portanto, onde é possível fazer uma roça de esgoto, a rotação das parcelas ocorre em manchas limítrofes entre si. Caso contrário, a rotação pode ser em outras manchas daquela mesma mata, no mesmo curso d'água, ou em manchas de matas em outros cursos d'água. Os agricultores voltam a fazer roça no mesmo lugar depois de um período de pousio, que varia entre 10 a 50 anos, aproveitando os regos já existentes. Assim, o conjunto de roças, capoeiras e de regos antigos forma um espaço produtivo familiar, que pode ser utilizado continuamente durante várias décadas (Figura 9a, 9b, 9c, 9d).



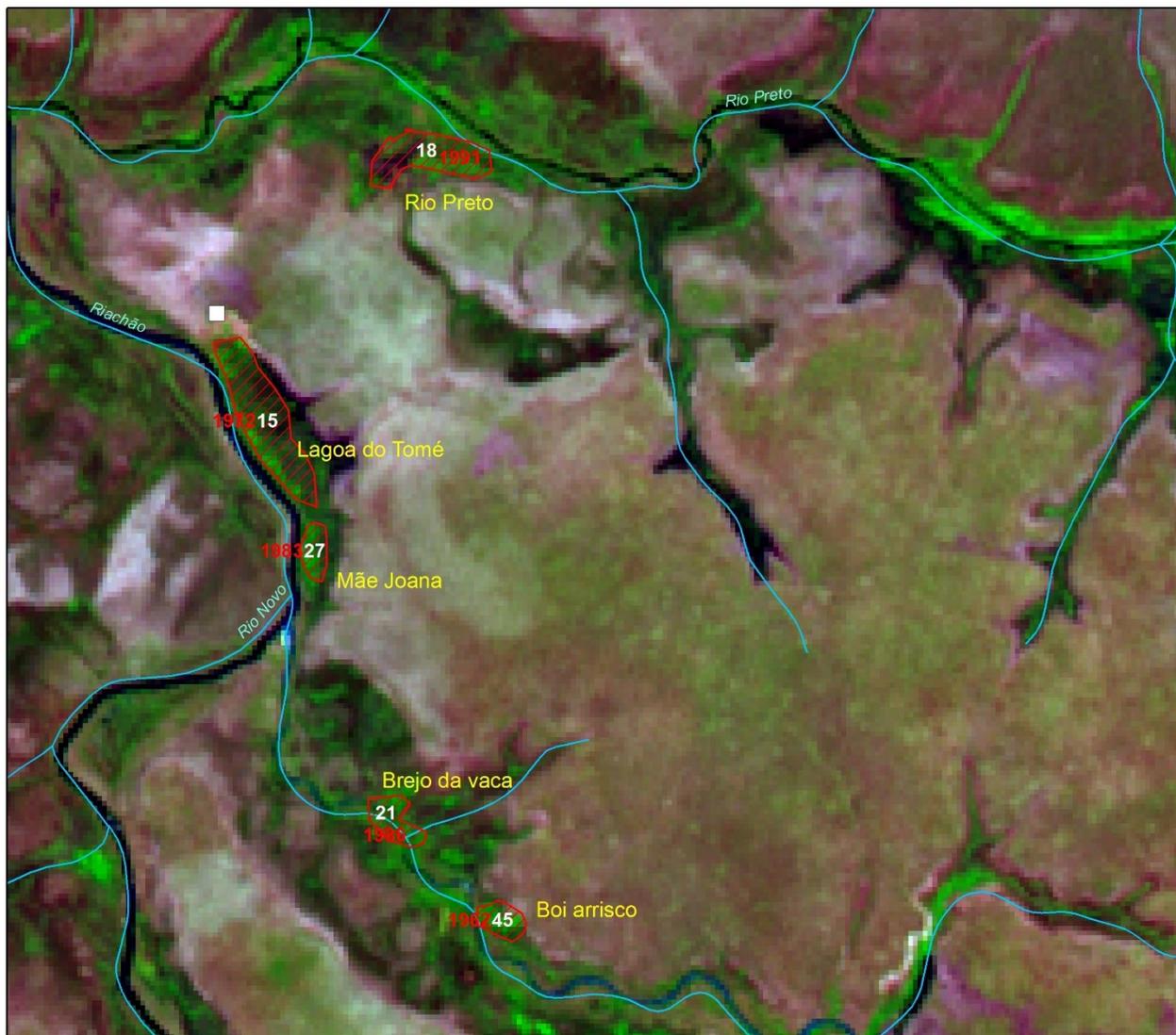
Área do Adão

-  capoeira de roça de esgoto
-  Bananal
-  roça de esgoto

Figura 9a: Padrão de rotação das roças de esgoto na escala da paisagem. Rotação entre parcelas limítrofes na mesma mata. Os números em vermelho indicam os anos em que cada uma das capoeiras foi aberta para fazer roça de esgoto e os números em preto indicam o tempo de pousio destas áreas.



Realização: Ludivine Eloy Costa Pereira, CNRS UMR ART-DEV/CDS-UNB, 2018



Área da família do Sr Tomé

 capoeira de roça de esgoto

 50
Meters

Figura 9b: Padrão de rotação das roças de esgoto na escala da paisagem. Rotação das parcelas em diferentes pontos de uma mesma mata. Os números em vermelho indicam o ano em que a roça foi aberta e os números em branco indicam o tempo de pousio desde o último ciclo de cultivo. Os nomes em amarelo são toponímios dos córregos e veredas.

Realização: Ludivine Eloy Costa Pereira, CNRS UMR ART-DEV/CDS-UNB, 2018

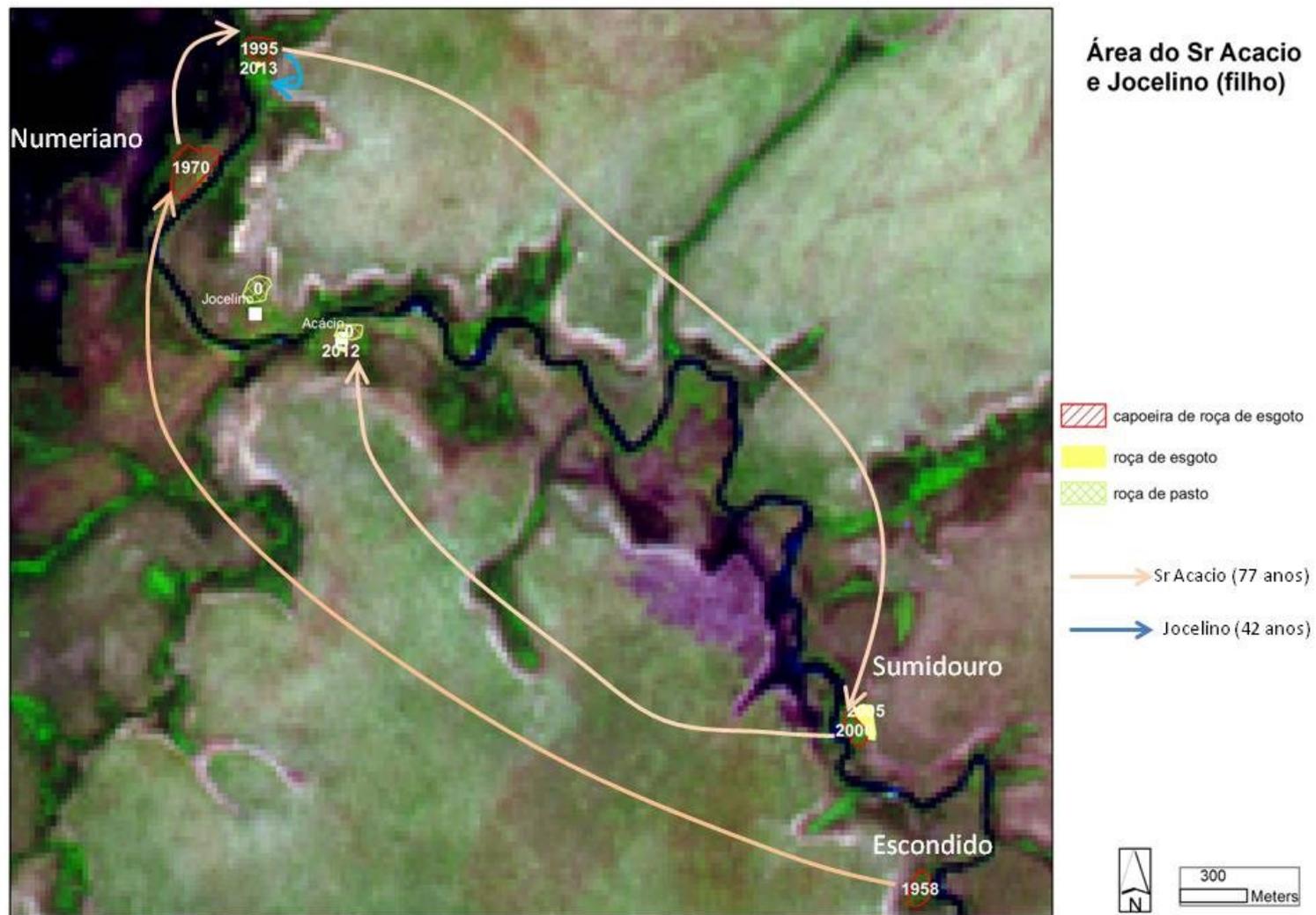


Figura 9c: Padrão de rotação das roças de esgoto na paisagem. Rotação de parcelas entre matas e cursos d'água diferentes. Os números em branco indicam os anos em que a capoeira foi aberta para fazer roça de esgoto. As setas indicam a direção da alternância das roças em vários na paisagem. Os nomes são toponímios de córregos e veredas.

Figura 9d: Padrão de rotação das roças de esgoto na escala da paisagem. Aceiros para proteção das capoeiras de roça de esgoto.

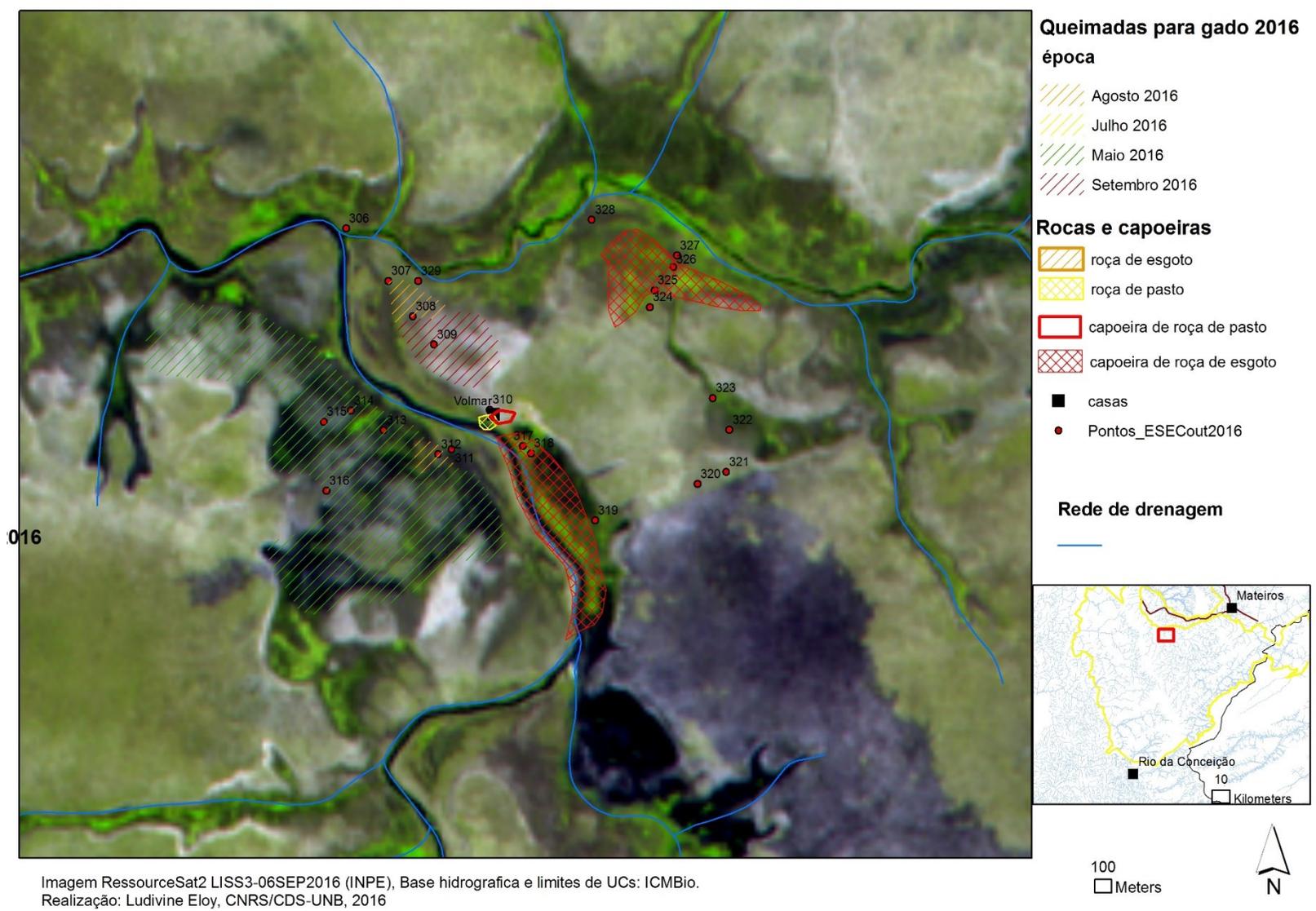


Imagem RessourceSat2 LISS3-06SEP2016 (INPE), Base hidrografica e limites de UCs: ICMBio. Realização: Ludivine Eloy, CNRS/CDS-UNB, 2016

Os agricultores possuem pelos menos duas roças de esgoto que se complementam e geralmente estão em diferentes fases do ciclo de cultivo: uma mais nova onde são cultivadas as espécies mais exigentes em nutrientes, como melancia, abóbora, feijão, batata, e uma roça mais velha onde são cultivadas espécies perenes ou semi perenes, como mandioca e banana. No ano em que o agricultor deixa de manejar uma parcela ele já deve se programar para abrir uma nova roça, pois, logo a fertilidade do solo decairá na roça mais nova, possibilitando o cultivo de espécies perenes majoritariamente. É comum que a localização das roças de esgoto determine a localização da casa principal da família, que hoje situam-se até 2 km das casas. A escolha de um lugar para abrir uma nova roça requer conhecimento sobre a disponibilidade de locais adequados para drenagem e cultivo, ou seja, com uma declividade adequada e tipo de vegetação florestal, principalmente. A alocação das roças na paisagem é limitada dentro da área de uso de cada agricultor. Essas áreas são definidas pelo uso tradicional das famílias desde que os primeiros migrantes se estabeleceram na região estudada. O que define os limites destas áreas de uso são topônimos, mas não nos aprofundamos sobre como estas formas de divisão foram consolidadas no passado. A tomada de decisão para o manejo de manchas de vegetação nestas áreas de uso parte da unidade familiar, mas um rede de reciprocidade entre as famílias proporciona a circulação de informações sobre condições ambientais na escala da paisagem (veredas ameaçadas por incêndios, acúmulo de vegetação seca) e condições de saúde e segurança dos rebanhos que pastam, boa parte do ano, nas áreas remotas de cerrado (os “gerais”).

Houve um consenso entre todos(as) os(as) entrevistados(as) sobre o fato de que “o esgoto renova a terra”, isto é, os agricultores afirmam que a regeneração natural da vegetação secundária durante o pousio é favorecida pela drenagem. Os entrevistados relatam sobre o aumento na densidade de indivíduos de espécies arbóreas e afirmam que as capoeiras de roças de esgoto são mais densas em buriti do que em lugares que nunca foram roça, ou seja em MGI não-perturbadas. “Em roça de esgoto o buriti vem bom, e os que tem fica ainda mais rosado [vigoroso, verde ‘vivo’]”. Ao sobrepor as áreas das capoeiras de roça de esgoto que visitamos em um mapa da vegetação local, verificamos que as capoeiras de roças de esgoto coincidem, inclusive, com áreas classificadas, com base em imagem de satélite (Landsat), como vegetação nativa (Fig 10).

A proteção das roças, das capoeiras e das florestas maduras

Os agricultores protegem roças, capoeiras e florestas maduras contra ocorrência de incêndios, sobretudo os que ocorrem no final da estação seca. Na época de “brocar o mato” eles fazem pequenas queimadas controladas (aceiros) em volta das parcelas recém-abertas. Essas queimas servem tanto para proteção contra o fogo que possa ocorrer nas vegetações savânicas e campestres circundantes quanto para evitar que o fogo avance para a vegetação adjacente durante a queimada da roça. Além disto, os próprios canais de drenagem funcionam para impedir a ocorrência de incêndios subterrâneos, afinal, basta obstruir os canais para que o subsolo das roças volte a ficar úmidos. Incêndios subterrâneos ou de turfa são considerados bastante nocivos porque “cozinham” as raízes das árvores durante vários dias levando à morte desses indivíduos. Aproximadamente 15 agricultores relataram a destruição de trechos de matas de galeria inundáveis e veredas ocasionados por estes incêndios de turfa. Durante a pesquisa de campo acompanhamos a ocorrência de um incêndio de turfa, cujo a origem é desconhecida, numa mata que estava sendo resguardada pelo agricultor como reserva de madeira da família. O incêndio consumiu as raízes das árvores por aproximadamente um mês e só perceberam o ocorrido quando o fogo ressurgiu na superfície e atingiu uma área de cerrado sentido restrito adjacente à mata, isto em plena estação seca. O agricultor e sua família tiveram que se adaptar, aproveitaram a madeira, drenaram a área e plantaram. Segundo o agricultor, devido a extensão desta roça, esta será utilizada pela família por muitos anos (mais de 20 anos).

A proteção das parcelas cultivadas, capoeiras e florestas maduras também ocorre de forma indireta através das queimas em mosaico na vegetação savânica e campestre circundante. No início da estação seca os agricultores fazem queimas para estimular a rebrota da vegetação nativa utilizada para o pastejo do gado. Estas queimas também ocorrem para estimular a floração e produção de escapos de capim-dourado para o artesanato ou simplesmente para reduzir o acúmulo de combustível. Essas queimas são realizadas ao longo das estações seca e chuvosa em quatro diferentes tipos de vegetação: “cerrado”, “campina”, “vereda” e nas roças de toco onde se planta capim exótico, formando pastagem “mansa” para o gado. As queimas em diferentes lugares na paisagem garantem pastagens aos rebanhos e permitem aos agricultores lidar com a disposição espaço-temporal dessas áreas passíveis de serem manejadas. No início da estação seca (maio – junho), as queimas são realizadas em manchas de campo sujo e cerrado sentido restrito.

Entre a metade e o fim da estação seca apenas campos úmidos são queimados, pois, meio à seca é a única vegetação que rebrota e pode ser usada para o pastejo. Pequenas queimas são feitas perto das casas e são utilizadas para animais que requerem uma atenção diária durante a estação seca (i.e. vacas prenhes ou doentes, bezerros e para os animais de montaria). Queimas maiores são utilizadas para o resto do rebanho e são feitas em áreas remotas (“gerais”). Essas cicatrizes de queima em diferentes fases de sucessão, dispersas pela paisagem, diminuem a probabilidade de propagação de incêndios que podem avançar para as roças e matas e acabar prejudicando a produtividade agrícola e a capacidade de regeneração natural da vegetação secundária.

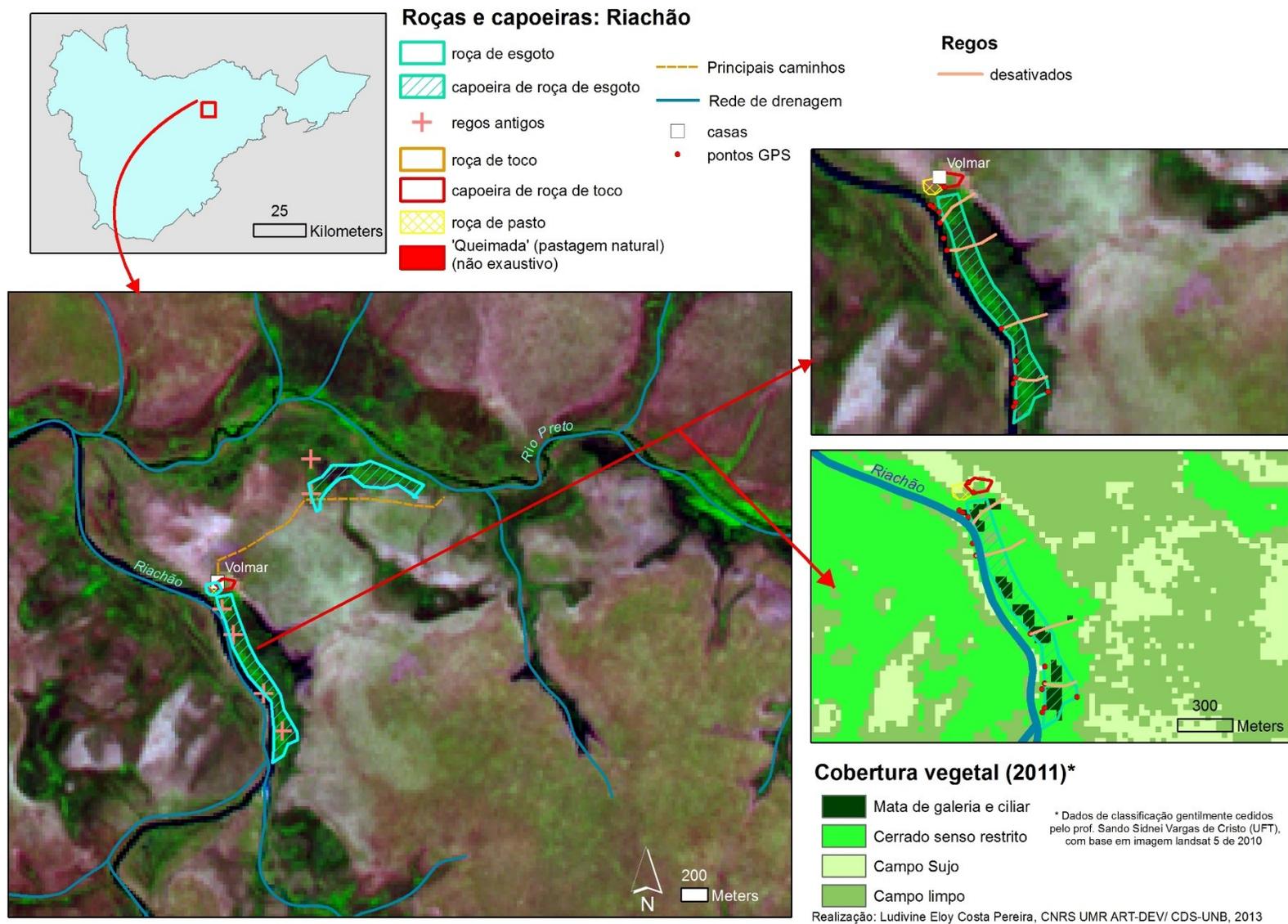


Figura 10: Mapeamento de importantes roças de esgoto e capoeiras na região do Riachão e Rio Novo (EESGT, 2013). Áreas realçadas foram validadas por observações de campo e correspondem a capoeiras localizadas em veredas ou matas de galeria inundáveis, mas a imagem é classificada como "galeria e mata ciliar".

Discussão

Nesse estudo identificamos práticas de manejo da paisagem, da umidade do solo das roças e de indivíduos arbóreos que favorecem a regeneração natural da vegetação secundária após agricultura itinerante de derrubada e queima em ambientes de vereda e mata de galeria inundável no Cerrado. Mas o grande diferencial deste sistema de cultivo é a adoção de práticas de manejo da umidade do solo, possibilitado por um sofisticado sistema de drenagem, que permite o cultivo mas também evita a ocorrência de incêndios subterrâneos nas turfeiras. Os cuidados com a drenagem da parcela, o desbaste seletivo e proteção de espécies úteis, a permanência dos tocos das árvores e o tamanho da roça (0,3 – 1,2 ha) são práticas fundamentais que podem garantir uma rápida recuperação da estrutura e composição florística durante o pousio assim como foi observado em outras florestas tropicais (Chazdon, 2003; Chazdon, 2012). Os agricultores resguardam importante agrobiodiversidade sobretudo nos quintais e roças de esgoto. A diversidade de práticas e de escalas de manejo são baseadas na observação constante e adaptação às mudanças caracterizando o aspecto dinâmico desse tipo de cultivo. Além disto, a inundação e o caráter ácido dos solos desses ecossistemas pantanosos (Ferreira & Ribeiro, 2001; Lucas et al., 2012) são fatores limitantes para o cultivo. Logo, a drenagem e a incorporação das cinzas da queimada amenizam estas condições estressantes e possibilitam o cultivo nestes ecossistemas, assim como foi observado em outros estudos (Nkana et al., 1998; Demeyer et al., 2001).

Na escala da paisagem, a rotação das parcelas cultivadas permite formar um mosaico de manchas em diferentes estágios de regeneração, que provem recursos importantes para as comunidades (produção remanescente da roça antiga, madeira para cerca, frutas, e fibras para artesanato, como o buriti). As parcelas cultivadas, as capoeiras (florestas secundárias) e florestas maduras são protegidas da ocorrência de incêndios por aceiros e por um mosaico de queimas nas formações savânicas e campestres que, dentre outras funções, evitam a propagação de incêndios que podem destruir os agroecossistemas, que funcionam como reserva de produtos madeireiros e não-madeireiros. A ocorrência de incêndios pode interromper a regeneração natural da vegetação secundária e atrasar o processo de recuperação da vegetação e da fertilidade do solo nessas manchas.

Roça de esgoto como parte de um sistema agrícola e de manejo dos recursos naturais

O sistema agrícola e de manejo dos recursos naturais no Jalapão consiste na produção dos quintais, hortas, roçados, capoeiras (floresta secundária), florestas maduras e de manchas de formações savânicas e campestres. Esses componentes correspondem a unidades de manejo distribuídos em diversos ecossistemas, uma estratégia comum de apropriação dos recursos naturais por pequenos agricultores nos trópicos (Toledo & Barrera-Bassols, 2015), assim como foi observado na agricultura Hanunóo nas Filipinas (Conklin, 1957), na península Iucatã no México (Barrera-Bassols & Toledo, 2005), na agricultura indígena nos Andes (Denevan, 2003), na Amazônia (Levis et al., 2018b), no Cerrado (Posey, 1987) e em comunidades quilombolas na Mata Atlântica (Steward & Lima, 2017). O uso múltiplo dos recursos proporciona aos pequenos agricultores nos trópicos importante geoagrobiodiversidade e, conseqüentemente, maior capacidade de adaptação a mudanças ambientais (Toledo et al., 2008) e políticas (Padoch & Pinedo-Vasquez, 2010). A geoagrobiodiversidade é a implementação da estratégia de uso múltiplo dos recursos naturais em diferentes escalas espaço-temporais e está ligada a uma racionalidade ecológica e econômica (Toledo, 1990). Além disso, a gestão dessas unidades de manejo evidencia um refinado conhecimento empírico sobre funcionamento dos ecossistemas e a importância da manutenção da resiliência ecológica (Ruiz-Mallén & Corbera, 2013).

Identificamos em nosso estudo que, considerando a escala regional, as roças de esgoto e os quintais resguardam uma importante agrobiodiversidade, funcionando como repositório de espécies e também de propágulos. Atualmente, a sistemática perda de agrobiodiversidade vem acirrando o impasse entre produção agrícola e conservação dos ecossistemas, causando redução do valor nutricional e expondo pequenos agricultores a situações de vulnerabilidade socioambiental e econômica (Schmidt, 2003; Padoch & Pinedo-Vasquez, 2010). Logo, a manutenção de um repertório diversificado de espécies e suas variedades proporciona segurança alimentar e maior eficiência na produção agrícola para pequenos agricultores nos trópicos (Clawson, 1985). Além disto, o levantamento da agrobiodiversidade nos possibilitou identificar a convergência de espécies cultivadas por comunidades quilombolas no Jalapão com espécies cultivadas por diferentes populações indígenas e tradicionais na América do Sul, como o povo indígena Mebêngôkre (Kayapó) na transição entre o Cerrado e a Amazônia (Posey, 1987), comunidades ribeirinhas na Amazônia peruana (Unruh, 1988; Jong, 2001) e comunidades quilombolas na transição do Cerrado Mata Atlântica (Steward & Lima, 2017).

Por resguardar importante agrobiodiversidade a roça de esgoto é a base do sistema agrícola e alimentar local (Eloy & Lúcio, 2013). Isso nos chama a atenção para a importância ecológica e socioeconômica das áreas úmidas do Cerrado e a necessidade de identificação dos tipos de uso e compreensão das práticas de manejo nesses ecossistemas considerados sensíveis (Carvalho, 1991). A importância da roça de esgoto no Jalapão está intrinsecamente relacionada com a possibilidade de controlar a umidade das áreas cultivadas, por drenagem ou irrigação, o que lhes garante maior segurança na tomada de decisão de como investir o trabalho nas roças. Assim como os quilombolas no Jalapão, outros povos indígenas e tradicionais também empregam práticas para controle da umidade de parcelas cultivadas em áreas úmidas pela construção de canais de drenagem, terraços, barragens e irrigação (Johnson, 1984; Agarwal & Narain, 2000; Eloy et al., 2017b). Isso evidencia a importância das áreas úmidas para pequenos agricultores e é imprescindível que essa discussão seja feita considerando a escala e intensidade da atividade agrícola.

Práticas de manejo que influenciam a sucessão secundária

Observamos que os agricultores do Jalapão procuram cuidar das propriedades do solo das roças de esgoto. Esse manejo visa favorecer a recuperação da fertilidade e umidade do solo e consequente regeneração natural da vegetação secundária, por isso, a sucessão ecológica é considerada o melhor indicador para avaliar a qualidade do solo (Toledo & Barrera-Bassols, 2015). Os agricultores africanos do povo Moru fazem o reconhecimento dos estágios sucessionais da vegetação e da fertilidade dos solos, que servem como gatilho cognitivo no contexto de um sistema multifuncional adaptado a situação de risco e às características propícias daquela paisagem agrícola (Barrera-Bassols & Zinck, 2002). O povo indígena Mebêngôkre (Kayapó) maneja a fertilidade das parcelas aplicando cinzas, coberturas, resíduos, esterco, transferência de lixo florestal, compostagem, utilizando sofisticadas avaliações explícitas e implícitas dos solos que define o tipo de uso (Hecht, 2009; Hecht, 1992). Na Amazônia boliviana os indígenas Los Guarayos consideram as terras de várzeas valiosas para o fornecimento de culturas e outras espécies úteis, para a regeneração de espécies madeireiras e para preparação de roças novas (Toledo & Salick, 2006).

Na agricultura itinerante, as queimas são realizadas para limpar a parcela da necromassa resultante do corte e derrubada da vegetação lenhosa e para agregar as cinzas no solo. As matas de galeria inundáveis e veredas no Cerrado estão em porções mais baixas do relevo,

e portanto, por definição são pontos saturados em água, rico em nutrientes, mas as condições de inundação proporcionam um ambiente naturalmente ácido e com alta toxicidade por causa do excesso de alumínio. As cinzas resultantes das queimadas têm a mesma função que o calcário para a agricultura convencional, funcionando como neutralizador da acidez e como um fornecedor de nutrientes para solos ácidos tropicais (Nkana et al., 1998). Trata-se de uma forma particularmente adequada para o manejo da fertilidade deste tipo de solo (Demeyer et al., 2001). Isso pode favorecer a chegada de espécies intolerantes às condições de acidez do solo e baixa disponibilidade de nutrientes. Mas é importante salientar que mesmo que espécies de outras fitofisionomias, como as matas de galeria não-inundáveis ou até mesmo cerrado sentido restrito, se estabeleçam ao longo do cultivo, o paulatino retorno das condições de inundação durante o pousio tende favorecer as espécies típicas de ecossistemas pantanosos tornando-as melhores competidoras em detrimento de espécies generalistas de ambientes mais secos, que logo saem do sistema.

Algumas plantas úteis podem tornar-se mais numerosas quando são protegidas pelo agricultor durante a limpeza, queima e capina ou quando são favorecidas por ciclos repetidos de cultivo (Balée, 1994; Levis et al., 2018b). Além disto, a retirada das condições de inundação e a abertura do dossel após o corte da vegetação lenhosa podem favorecer o estabelecimento de espécies pioneiras. Por exemplo, a palmeira buriti é sempre poupada do desbaste pelo seu valor socioeconômico, cultural, ecológico e estético. O mesmo foi observado com pequenos agricultores da Amazônia peruana (Unruh, 1988), com os indígenas Los Guarayos na Amazônia boliviana (Toledo & Salick, 2006) e com os indígenas Mebêngôkre (Kayapó) do Cerrado na transição com a Amazônia (Posey, 1987). Esse desbaste seletivo de espécies úteis e a presença dos tocos favorece a sucessão secundária por rebrota, por germinação dos propágulos *in situ* ou atraindo a fauna dispersora pelo fornecimento de frutos, abrigos e poleiros (Finegan, 1996; Chazdon, 2012). E mais, o estabelecimento de plantas lenhosas em roçados antigos parece ser fortemente influenciado por micro habitats (Unruh, 1988), no caso do Jalapão as rebrotas e plantas perenes das roças antigas (mandioca e banana) podem fornecer micro habitats propícios para germinação por facilitação de espécies lenhosas tardias assim como foi observado em outras paisagens tropicais (Finegan & Nasi, 2004).

A fase de cultivo das roças de esgoto no Jalapão pode durar até 10 anos, é uma fase mais longa que a maioria dos sistemas de cultivo itinerantes que geralmente duram entre 1 a 3

anos (Mazoyer, 2010). Esse longo tempo de cultivo está relacionado a alta quantidade de matéria orgânica, características típica de matas de galeria inundáveis e veredas, a fertilização promovida pelas queimadas, ao manejo da umidade e da fertilidade pela rotação de culturas na escala da roça. Nesse tipo de manejo, primeiro os agricultores plantam as espécies que necessitam de maior disponibilidade de nutrientes, em seguida cultivos secundários e perenes, nutricionalmente menos exigentes, seguido de pequenos pousios (~ 1 ano). Áreas cultivadas em terrenos planos ou de várzea onde as condições são favorecidas pelo acúmulo de material orgânico transportado para baixo via escoamento e pelo movimento natural da água das áreas vizinhas, permanecem produtivas por mais tempo do que aqueles localizados em encostas (Marquardt et al., 2013), o que pode explicar a longevidade das roças de esgoto no Jalapão.

Verificamos em nosso estudo que o tempo de pousio após cultivos variam de 10 – 50 anos, diferente do que foi observado, por exemplo, no povo Los Guarayos na Bolívia que deixam suas parcelas em pousio entre 5 – 10 anos (Toledo & Salick, 2006). Essas diferenças refletem as condições ambientais distintas, trabalho, disponibilidade de manchas e intensidade de uso. Os estudos sobre a ecologia dos roçados mostram que o início do pousio está relacionado a um declínio na produtividade da roça, invasão de ervas indesejáveis e problemas associados com insetos e doenças (Unruh, 1988). O pousio das roças dos indígenas Los Guarayos, começa imediatamente quando param de cuidar das plantações especialmente quando param a capina. No Jalapão, o pousio se inicia quando deixam de fazer a capina mas, sobretudo, quando deixam de fazer a manutenção dos canais de drenagem. O pousio é fundamental (Padoch et al., 2007) e o processo ecológico que está envolvido condiz com a substituição dos cultivos ou pastagem por floresta secundária, afinal, a produção de biomassa pela vegetação e a diminuição da temperatura do solo pelo fechamento do dossel atuam na decomposição da matéria orgânica (Toledo & Salick, 2006), processo ecológico fundamental para recuperação da fertilidade dos solos.

Os agricultores no Jalapão manejam pelo menos duas roças de esgoto ao mesmo tempo, uma mais nova com os cultivos mais existentes em nutrientes e uma mais velha com cultivos perenes, menos exigentes em nutrientes, como banana e mandioca. Um padrão de rotação de parcelas cultivadas e em pousio também foi observado nos indígenas Los Guarayos revelando um complexo mosaico de uso da terra (Toledo & Salick, 2006). Algumas aldeias indígenas na Amazônia possuem um padrão de rotação na escala da

paisagem obedecendo um intervalo de 10 a 30 anos devido ao esgotamento das terras agrícolas (Schmidt, 2003). Essas roças de diferentes idades, florestas secundárias e maduras evidenciam a dinâmica de rotação das parcelas na escala na paisagem. Este tipo de constatação é fundamental para subsidiar tomada de decisão sobre o tamanho dos territórios reivindicados por povos indígenas, comunidades quilombolas e demais populações tradicionais. Alguns estudos mostram como atividades humanas poderiam ter sido responsáveis pela expansão de ecossistemas semelhantes às veredas, os *morchales* (Rull & Montoya, 2014) e o favorecimento de comunidades monoespécíficas dominadas pela palmeira buriti (*M. flexuosa*), onde o fogo foi o principal instrumento de manejo (Montoya et al., 2011).

A maior parte dos estudos mostra o cuidado com as plantas e o desbaste e capina seletivos (Padoch & Pinedo-Vasquez, 2010) como práticas determinantes da regeneração natural da vegetação após agricultura itinerante. Em nosso estudo, identificamos também a complexidade do manejo da umidade dos solos e uma diversidade de escalas de manejo e de proteção das roças e das capoeiras. Queimas controladas são feitas e servem de aceiros que impedem a chegada do fogo da vegetação adjacente bem como impede o avanço do fogo durante as queimas da roça. A adoção de um padrão de queima em mosaico da vegetação savânica e campestre, que dentre outros motivos, tem a função de evitar propagação de incêndios que podem prejudicar a capacidade de regeneração natural da vegetação secundária. A adoção de práticas protetivas contra ocorrência de incêndios é pouco estudada provavelmente por serem um problema específico das áreas úmidas savânicas, por serem regiões propensas a ocorrência de fogo. Práticas de uso do fogo para proteger trechos de floresta foram identificados junto ao povo indígena Mebêngôkre (Kayapó) que, ao contrário das teorias existentes, usam o fogo como instrumento de manejo dos *apetês* (ilhas de floresta) para proteger e estimular trechos florestais (Posey, 1987). O povo indígena Xavante, no Cerrado, também reconhece a queima periódica tradicional como uma forma de acelerar o crescimento vegetativo de algumas plantas, aumentar a disponibilidade de certos alimentos de origem animal e reduzir a intensidade de incêndios futuros (Welch et al., 2013).

Conclusão

Nesse estudo identificamos as práticas de manejo que são adotadas para o cultivo agrícola, que também influenciam a sucessão secundárias após agricultura itinerante em veredas e matas de galeria inundável do Cerrado. Os agricultores resguardam importante

agrobiodiversidade em roças relativamente pequenas e sem que haja necessidade de uso de nenhum tipo de agroquímico, como pesticidas, herbicidas ou fertilizantes. Compreender estas práticas trouxe informações importantes sobre os tipos de uso destes ecossistemas e sobre sistemas de cultivo sustentáveis. No entanto, são fundamentais estudos que verifiquem a recuperação dos atributos ecológicos para compreendermos melhor como as comunidades vegetais respondem a este tipo de perturbação. Para fins de gestão de unidades de conservação de uso sustentável, sugerimos que as roças de esgoto possam ser mantidas, por ser a base agrícola e alimentar daquelas comunidades, contanto que as práticas de manejo da paisagem, da umidade do solo das roças e das plantas tradicionalmente adotadas por estas comunidades sejam mantidas. Afinal, impactos socioeconômicos negativos relativos a proibições ou políticas ambientais restritivas não garantem sucesso da conservação da biodiversidade (Allendorf, 2006; Kideghesho, Røskaft, & Kaltenborn, 2007; Dearden, 2009; Oldekop et al., 2016). Neste sentido, a adoção de abordagens que perpassem pelos sistemas agrícolas, e não somente pelos ecossistemas naturais, permite revelar uma diversidade de práticas e de escalas que estão em jogo no manejo e na proteção de matas de galeria inundáveis e veredas no Cerrado.

A questão, portanto, não deveria se pautar na definição de regras de manejo porque dificilmente isto traria resultados significativos para conservação. O que evidenciamos neste estudo é que a conservação dos ecossistemas manejados perpassa por um sistema de conhecimentos e práticas caracterizadas pelo dinamismo, baseadas na observação e experimentação de múltiplas variáveis, tanto agrícolas quanto ecológicas. Isto demanda abordagens de pesquisas participativas e interculturais para produção de conhecimentos locais e científicos ou conhecimentos híbridos. Além disto, por ser uma prática marcada pelo dinamismo, é importante que hajam estudos sobre as mudanças dessas práticas de cultivo e seus impactos nos ecossistemas. Como há poucos estudos como este desenvolvidos no Cerrado, recomendamos também que sejam realizadas pesquisas etnoecológicas junto a pequenos agricultores onde o uso e a conservação das matas de galeria inundáveis e veredas estejam em jogo.

Agradecimentos

Agradecemos aos agricultores quilombolas do Jalapão por autorizarem e contribuírem conosco para esta pesquisa, em especial Teomenilton Santos, Ivanilton Santos, Elzita Evangelista, Adão Ribeiro, Gilvan Cardoso, Maria Evangelista, Juscelino Rodrigues, Lindomar de Sousa, João dos Santos, Anísio da Silva, Eliezer Gomes, Seu Acácio e Dona

Maria pela colaboração e participação neste estudo; aos gestores Ana Carolina Barradas, João Miranda e Rejane Nunes pela assistência durante pesquisa em campo. Esta pesquisa está cadastrada junto ao Conselho de Gestão do Patrimônio Genético (CGEN/MMA, cadastro nº A9428EE) por envolver acesso a conhecimento tradicional; Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade (ICMBio, SISBIO nº55006-1) e Instituto Natureza do Tocantins (Naturatins, nº 4046-2016-B).

Capítulo 2 - Sucessão secundária em matas de galeria inundáveis com até 65 anos de pousio após agricultura itinerante no Cerrado

Sílvia Laine Borges¹, Maxmiller Cardoso Ferreira¹, Bruno Machado Teles Walter², Ana Carla dos Santos¹, Aldicir Osni Scariot², Isabel Belloni Schmidt¹

¹ Departamento de Ecologia, Instituto de Ciências Biológicas, Campus Darcy Ribeiro, Universidade de Brasília – Brasília, DF - Brasil - 70910-900.

² Embrapa Recursos Genéticos e Biotecnologia, Brasília, DF - Brasil - 70770-901.

Autor correspondente: silvialainebio@gmail.com

A versão em língua inglesa deste capítulo foi submetido como artigo científico ao periódico *Journal of Ecology*.

ISI Journal Citation Reports © Ranking 2017

ISSN: 1365-2745



Resumo gráfico: Avaliamos uma cronosequência de 65 anos de áreas que foram utilizadas para agricultura itinerante de derrubada e queima no Jalapão, Tocantins, Brasil. Os valores na vertical representam altura do dossel em metros. Os números na horizontal representam o tempo de pousio em anos, onde **ODF** = *Old growth Forest*. Equitabilidade e composição por indivíduos de espécies zoocóricas não tiveram relação significativa com o tempo. Diversidade, estrutura e composição florística e funcional aumentaram com tempo e apenas biomassa e composição por espécies não-pioneiras não alcançaram os limiares de referência, recuperando 75 e 88% destes aos 65 anos, respectivamente. A elasticidade dos atributos que se recuperaram totalmente aos 65 anos variou bastante. Na segunda década de pousio a composição funcional por espécies zoocóricas e diversidade recuperaram-se totalmente (13 e 17 anos, respectivamente). Em áreas com lençol freático superficial a riqueza de espécies recuperou aos 32 anos. A cobertura de dossel recuperou 100% do valor de referência aos 42 anos e a densidade de indivíduos em áreas com lençol superficial aos 46. Na sexta década, a densidade de indivíduos e a riqueza em áreas com lençol freático profundo (54 e 57,5 anos, respectivamente), composição por indivíduos não pioneiros (53) e por espécies típicas de mata (53) e composição florística (60 anos) recuperaram-se totalmente. Na sétima década, a altura do dossel (61), área basal (65) e composição funcional por indivíduos de mata (65) foram os últimos atributos a recuperarem-se totalmente. Autoria do desenho: Marina Guimarães, 2019.

Resumo

1. Compreender sucessão secundária pós-distúrbio em florestas ripárias tropicais, pode trazer informações importantes sobre recuperação e resiliência dessas florestas e subsidiar gestão da conservação, uso e restauração ecológica nesses ecossistemas. Apesar dessas relações serem bem compreendidas para florestas tropicais, são escassos os estudos sobre os efeitos das mudanças de uso da terra em formações florestais inseridas em matriz savânica. Assim, avaliamos a recuperação de matas de galeria inundável após agricultura itinerante, inseridas na savana brasileira.

2. Para avaliar a resiliência das comunidades utilizamos como referência quatro florestas maduras, nunca perturbadas por agricultura itinerante. Amostramos uma cronossequência de 28 florestas secundárias (1 – 65 anos de pousio). Avaliamos a recuperação da diversidade, composição e estrutura em função do tempo de pousio, profundidade do lençol freático e características do solo, utilizando modelos lineares múltiplos e Critério de Informação de Akaike (AIC) para seleção dos modelos. Consideramos como não recuperados os valores dos atributos que foram estatisticamente distintos dos valores de florestas maduras, que utilizamos como referência.

3. Todos os atributos alcançaram o valor de referência de florestas maduras dentro do período avaliado, exceto composição de espécies não-pioneiras e biomassa, que foram estatisticamente correlacionados. Áreas com lençol freático profundo promoveram mudanças na velocidade e trajetória de recuperação da riqueza e composição florística. Solos com maior pH e disponibilidade de nutrientes influenciaram positivamente a recuperação da composição de espécies não-pioneiras, enquanto solos com baixo pH e alta disponibilidade de carbono orgânico favoreceram o aumento da altura do dossel ao longo da sucessão.

4. *Síntese.* A agricultura itinerante em parcelas drenadas de 0,3 a 1,2 ha, cultivadas por 10 anos, seguido de pousio florestal de 10 a 50 anos não é um distúrbio que supera os limites de resiliência das florestas secundárias que estudamos. Considerando distúrbios de escalas semelhantes, para ocorrer a completa recuperação dos atributos ecológicos recomendamos que estas áreas sejam mantidas em pousio por pelo menos 65 anos; sugerimos que os gestores de unidades de conservação considerem a disponibilidade de manter as áreas sob cultivo, e o mais importante, a intensidade do uso; para promover a restauração dessas áreas recomendamos considerar também a restauração das propriedades solo.

Palavras-chave: Cerrado, cronossequência, recuperação, resiliência, agricultura de corte e queima, roças, floresta tropical.

Introdução

Atividades antrópicas modificam ecossistemas, alterando as taxas de recuperação dos atributos ecológicos de composição, diversidade e estrutura (Poorter et al., 2016) e afetando a resiliência das comunidades vegetais (Holling, 1973; Jakovac et al., 2015). As florestas secundárias formam uma matriz sucessional que aumenta a diversidade beta (Chazdon, 2003). Além disto, promovem um conjunto de serviços ecossistêmicos, como fontes de madeira, lenha, frutos, fibras e terra produtiva para as populações humanas que residem nestes ecossistemas (Brown & Lugo, 1990; Chazdon, 2003). Mais da metade das florestas tropicais são secundárias (FAO, 2010), porém são menos estudadas e tem seus processos ecológicos menos compreendidos que as florestas primárias (Guariguata & Ostertag, 2001). As principais atividades desenvolvidas em florestas tropicais são agricultura, exploração de madeira (Chazdon, 2003a) e pastoreio (Uhl et al., 1988; Guariguata & Ostertag, 2001). A agricultura itinerante de derrubada e queima é uma atividade bastante difundida entre populações indígenas, tradicionais e camponesas nos trópicos (Chazdon, 2003; Mazoyer, 2010). Compreender os processos sucessionais das florestas tropicais, num contexto global de mudança de uso da terra, pode trazer informações importantes sobre as taxas e velocidades de recuperação dessas florestas secundária, e subsidiar o planejamento de uso da paisagem, assim como, a tomada de decisão na gestão de unidades de conservação e na restauração ecológica nesses ecossistemas.

Processos sucessionais em florestas tropicais decorrentes de distúrbios antropogênicos são influenciados pelas características do solo (Carson et al. 2008), história de uso da terra, histórias de vida das espécies e dinâmica da paisagem (Chazdon, 2008). A resiliência das comunidades florestais que sofreram distúrbio pode ser avaliada a partir da comparação dos seus atributos ecológicos, como diversidade, composição e estrutura aos valores desses atributos de florestas que não sofreram distúrbios (Ewel, 1980; Holling, 1973; Grimm & Wissel, 1997; Rapport & Whitford, 1999; Folke et al., 2010). O modelo sucessional desenvolvido para florestas tropicais prediz uma mudança direcional na composição de espécies e na estrutura da vegetação ao longo do tempo, o que possibilita entrada de nutrientes no ecossistema, diminuição dos níveis de luz e temperatura, favorecendo substituição de espécies pioneiras por não-pioneiras no espaço e no tempo (Finegan, 1984; Chazdon, 2012). As pioneiras são espécies exploratórias, tolerantes a altas temperaturas,

solos de baixa fertilidade e apresentam rápido crescimento, enquanto que as não-pioneiras são conservativas, tolerantes à sombra, nutricionalmente exigentes e de crescimento lento (Finegan, 1984; Chazdon, 2012). Além disto, atributos estruturais como a biomassa aumentam sob diferentes taxas ao longo do tempo (Poorter et al., 2016).

Estudos sobre resiliência, sucessão e recuperação florestal após manejo agrícola vem sendo desenvolvidos em florestas tropicais chuvosas (Uhl, 1987a; Uhl *et al.*, 1988; Jakovac *et al.*, 2015; van Breugel *et al.*, 2013; Aide *et al.*, 2000; Bu *et al.*, 2014; DeWalt *et al.*, 2003; Letcher & Chazdon, 2009), florestas ombrófilas (Gomes et al., 2013; Nascimento et al., 2014), florestas tropicais secas (Lebrija-Trejos *et al.*, 2008; Buzzard *et al.*, 2016; Silver *et al.*, 2018) e florestas de miombo (Kalaba *et al.*, 2013; Gonçalves *et al.*, 2017). Estes trabalhos apontam que a intensidade do manejo, a composição inicial e a disponibilidade de fontes de propágulos são fatores determinantes da sucessão de comunidades vegetais e resiliência de ecossistemas florestais (Guariguata & Ostertag, 2001; Chazdon, 2012; Jakovac et al., 2015). Porém, são incipientes os estudos sobre sucessão e resiliência de florestas em regiões savânicas (Gomes et al., 2018; Hirota et al., 2011), que apesar de ocuparem áreas menores que as demais fitofisionomias, funcionam como ilhas de fertilidade e umidade na matriz savânica circundante, propensa ao fogo (Lehmann *et al.*, 2011). Nas matrizes savânicas, as florestas ripárias são ecossistemas ecologicamente mais produtivos, que diversificam os habitats na escala da paisagem, funcionam como refúgio para espécies arbóreas típicas de florestas tropicais úmidas (Meave et al., 1991) e para fauna (Ellison, 2004). Além disso, florestas ripárias secundárias podem ser manejadas para extração de produtos madeireiros, não-madeireiros e para agricultura (Bonell & Bruijnzeel, 2005; Toledo & Barrera-Bassols, 2015).

A utilização destas florestas para agricultura gera conflitos entre populações locais, que as percebem como única alternativa de área para cultivo e cujo uso tradicional seria pouco impactante ou mesmo benéfico para o ambiente (Malmer et al., 2005; Borges et al., 2016), e entre gestores ambientais e ambientalistas, que entendem que qualquer alteração nas condições ecológicas de florestas ripárias terão grandes impactos nos serviços ecossistêmicos, justamente porque estas florestas representam uma parte restrita, porém ecologicamente única na paisagem (Krueper, 1993; Lelo et al., 2005; Padoch & Pinedo-Vasquez, 2010). Assim, estudos que avaliem os impactos dessa prática são necessários e urgentes, pois a falta de compreensão dos impactos destas atividades agrícolas pode levar ao acirramento de conflitos, perdas de conhecimento e práticas pela proibição de usos, entre

outras consequências (Alexiades, 2009; McGregor et al., 2010; Ruiz-Mallén & Corbera, 2013).

Nesse contexto, quantificamos nesse estudo (i) a capacidade e o tempo em que atributos de diversidade (riqueza, diversidade e equitabilidade), composição (florística e funcional) e estrutura (altura, cobertura do dossel, densidade, área basal e biomassa) atingem limiares de florestas maduras e (ii) avaliamos se fatores ambientais, como solo e profundidade do lençol freático, influenciam a recuperação de florestas secundárias, especificamente, matas de galeria inundáveis. Estas matas são tradicionalmente utilizadas para agricultura itinerante de corte e queima na savana brasileira, o Cerrado, em roças que variam de 0,3 a 1,2 ha, tempo de cultivo de até 10 anos seguido de pousio florestal de 10 a 50 anos (ver Cap. 1). Com base em estudos anteriores em outras florestas tropicais, levantamos a hipótese de que após essa perturbação, a riqueza, diversidade, composição florística e funcional das espécies e a estrutura da vegetação retornam às condições anteriores à perturbação, seguindo uma tendência sucessional de florestas tropicais. Prevemos que quanto maior o tempo de pousio, maior a riqueza, diversidade e proporção de espécies florestais zoocóricas, não pioneiras e típicas de mata, equitabilidade, altura e cobertura do dossel, densidade, área basal, biomassa e a similaridade na composição florística entre florestas secundárias e florestas maduras. Também hipotetizamos que as propriedades químicas do solo e a profundidade do lençol freático influenciam na recuperação dos atributos estruturais (altura, cobertura e altura do dossel, densidade, área basal e biomassa), riqueza e diversidade (Correia et al., 2001; Letcher & Chazdon, 2009; Reatto et al., 2001; Ribeiro & Walter, 2001).

Material e Método

Área de estudo

Este estudo foi desenvolvido na savana brasileira, Cerrado, no Brasil Central. Concentramos nossos estudos na região do Jalapão (Tocantins state), município de Mateiros (S 10°32'51" W 46°25'16"). Essa região abrange 34 mil km² e engloba o maior remanescente de Cerrado conservado dentro de unidades de conservação (ICMBio, 2014) (Fig. 1). O clima segundo Köppen-Geiger é tropical de savana (*Aw*), com precipitação média 1328 mm, 90% concentradas na estação chuvosa, entre outubro e abril, e o restante na estação seca, entre maio e setembro. Julho é o mês com menor precipitação (0 mm) e janeiro o de maior (225 mm). A temperatura média é 24,9 ° C, com mínima de 15,6 ° C nos meses de junho-julho e máxima de 33,9 ° C nos meses agosto-setembro. Os solos da

região correspondem basicamente a neossolos quartzarênicos compostos por areia quartzosa (Naturatins, 2003; ICMBio, 2014; Climate-data.org, n.d.).

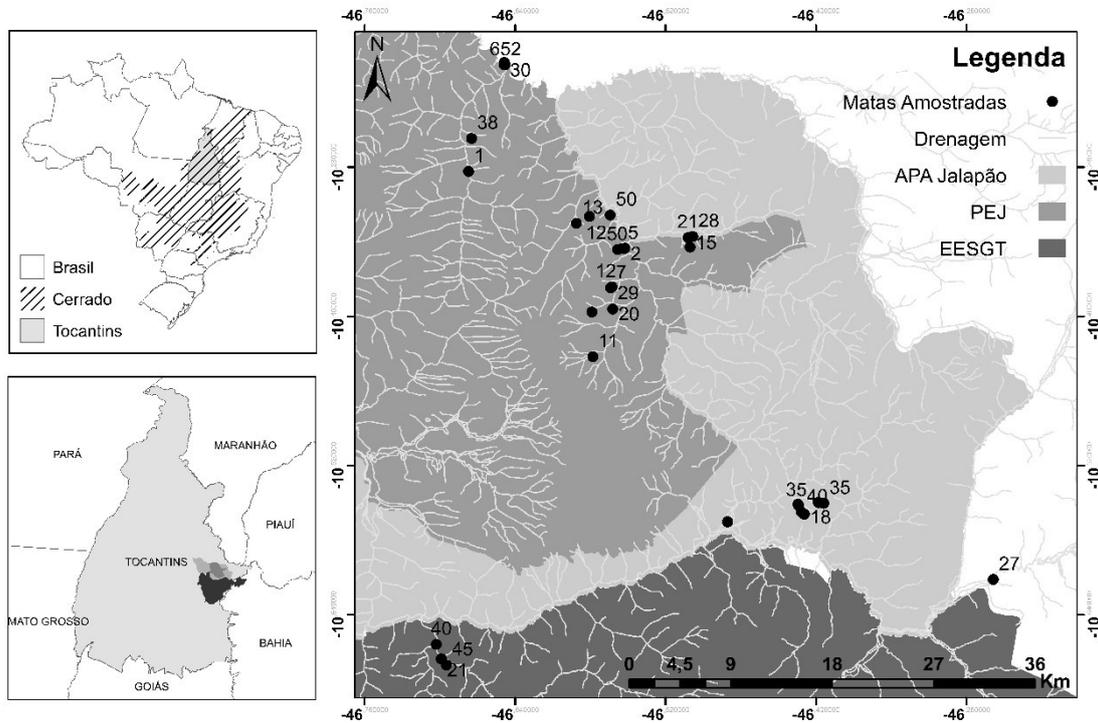


Figura 1: Mapa da área de estudo com a localização das 32 florestas secundárias e maduras em relação aos limites das comunidades quilombolas, unidades de conservação, rios e estradas. Os limites são da Estação Ecológica Serra Geral do Tocantins (EESGT) e Parque Estadual do Jalapão (PEJ).

Estudamos florestas de galeria pantanosas, doravante denominadas de mata de galeria inundável (MGI, *sensu* Ribeiro e Walter, 2001). As MGI são situadas nos fundos de vale ou em porções mais baixas da paisagem, associadas a cursos d'água de pequeno porte e funcionam como elos de ligação entre a Floresta Amazônica e Atlântica (Cabrera & Willink, 1973), pois favorecem o estabelecimento de espécies arbóreas típicas de florestas tropicais úmidas (Felfili *et al.*, 2001). São ilhas de fertilidade na matriz savânica, o que lhes confere maior complexidade estrutural (Reatto *et al.*, 2001). Ocorrem em solos predominantemente hidromórficos, mal drenados, com lençol freático próximo a superfície. A inundação   um fator que influencia na composi o, estrutura e distribui o das espécies, onde áreas mais inundadas tendem a ter composi o diferente de áreas menos inundadas e espécies intolerantes a inunda o tendem a ocupar as bordas mais secas destas florestas (Ferreira & Ribeiro, 2001). Podem apresentar maior acidez potencial (H+AL) e carbono orgânico (Silva-Júnior, 1995). Espécies típicas de áreas úmidas apresentam dominância acentuada, como, por exemplo, a palmeira *Mauritia flexuosa* (Felfili *et al.*, 2001). O estrato arboreo intercepta 70 – 95% da irradia o solar (Ribeiro & Walter, 2001).

e a altura do dossel varia de 20 a 30 metros, com espécies emergentes como *M. flexuosa* (Arecaceae) e *Xylopia emarginata* (Annonaceae) (Felfili *et al.*, 2001), ambas de importância socioeconômica.

Manchas de MGI no Jalapão são secularmente utilizadas para agricultura itinerante de derrubada e queima por comunidades quilombolas. Nessas parcelas cultivam mandioca (*Manihot esculenta*), cucurbitáceas (*Cucurbita* spp.), batatas (*Solanum tuberosum* e *Ipomoea batatas*), arroz (*Oryza sativa*), feijão (*Phaseolus* spp.) e banana (*Musa paradisiaca*), e são localmente denominadas “roças de esgoto”. Os agricultores constroem canais de drenagem com profundidade de 30 a 200 cm e largura de 30 a 50 cm, em função da inundação específica de cada parcela, onde áreas mais inundadas tendem a ter canais mais profundos que áreas menos inundadas. Depois os agricultores cortam árvores finas com foice (“brocar o mato”) e derrubam árvores maiores são derrubadas (“derrubar o mato”), deixando os tocos das árvores que rebrotam enquanto as áreas estão sendo cultivadas. Algumas espécies nativas de importância socioeconômica ou são poupadas do desbaste, como a palmeira *M. flexuosa*, ou são manejadas, como *X. emarginata*. Depois que toda a vegetação seca os agricultores queimam amontoados ou leiras de troncos e galhos (coivara) para limpar a área e incorporar no solo os nutrientes ‘presos’ na vegetação através das cinzas (Borges *et al.*, 2016, ver Cap. 1)

Seleção das áreas, coleta de dados e análises

Esta pesquisa ocorreu entre os anos de 2016 e 2018. Realizamos entrevistas com seis agricultores para identificar florestas secundárias de diferentes idades, maduras (referência) e conhecer a história do uso dessas áreas. Para este estudo, utilizamos a abordagem da cronossequência (que substitui o tempo pelo espaço), que permitiu compreender a sucessão de comunidades arbóreas com diferentes idades de pousio, mas com tipo de solo e história de uso convergentes (Walker *et al.* 2010). Selecionamos especificamente áreas que tiveram o mesmo tipo de uso (roça de esgoto), pois existem roças feitas nessas florestas que não envolvem drenagem.

Para avaliar a resiliência utilizamos como referência quatro florestas maduras (referências) que nunca foram cultivadas, mas por estarem inseridas numa matriz savânica, são afetadas pela ocorrência de incêndios na vegetação circundante que é muito inflamável, característica de ambientes savânicos. Amostramos uma cronossequência de 28 florestas secundárias com idades de 1, 2 (n = 2), 5, 7, 11, 12 (n = 3), 13, 15, 18, 20, 21 (n = 2), 27, 28, 29, 30, 35 (n = 2), 38, 40 (n = 2), 45, 50 (n = 2) e 65 anos. Essas florestas secundárias

se formaram após sucessivos ciclos de cultivo (até 10 anos) e pousio (10 – 50 anos) em roças de 0,3 a 1,2 hectares. Na parte central de cada área de estudo estabelecemos cinco parcelas de 20 x 5 m (500 m²) espaçadas 10 m entre cada uma. Em cada parcela, identificamos espécies arbóreas e palmeiras em nível de espécie e recolhemos amostras para posterior confirmação e incorporação no Herbário da Embrapa Recursos Genéticos e Biotecnologia (CEN). Tomamos medida da altura da copa com vara graduada e do diâmetro de todos os indivíduos com diâmetro à altura do peito (DAP) \geq 5 cm com suta. Dentro de cada parcela, uma sub-parcela de 5 m \times 5 m (125 m²), medimos (diâmetro e altura) e identificamos todos os indivíduos com DAP entre 2 e 5 cm e com pelo menos 1,30 m de altura. Para medir a cobertura do dossel utilizamos um densiômetro esférico (modelo A) côncavo (Lemmon, 1956) em quatro pontos centrais a cada 5 m ao longo de cada parcela, totalizando 20 pontos por área, e calculamos a percentagem de cobertura das copas.

A diversidade foi descrita pela riqueza de espécies rarefeita em 84 indivíduos, ou seja, que é o menor número de indivíduos que uma das comunidades têm, e assim foi possível compara-las com o mesmo esforço amostral; índice diversidade de Shannon (H'); e equitabilidade (E) (programa EcoMeth versão 7.2, Krebs, 1999). Para avaliar a sucessão de espécies ao longo da cronossequência as classificamos em relação a síndrome de dispersão (zoocórica, anemocórica e autocórica), sere sucessional (pioneira e não-pioneira) e seletividade de habitat (exclusiva de mata de galeria, especialista de mata, generalista de ambiente úmido, generalista ampla e generalista de ambiente seco) (ver Quadro S2 nos apêndices) com base na literatura (Correia, Haridasan, et al., 2001; Felfili, 1995; Felfili & Fagg, 2007; “Flora do Brasil 2020,” n.d.; Haidar, 2008; Lorenzi, 2002; J. F. Ribeiro, 1998; J. F. Ribeiro & Walter, 2001; Schiavini, Resende, & Aquino, 2001; Silva-Júnior, 2005; Silva-Júnior & Pereira, 2009; Souza, Flores, Colletta, & Coelho, 2018). Para compreender a importância das espécies ao longo da cronossequência calculamos o valor de cobertura (%), somando densidade relativa e área basal relativa de cada espécie em cada área (IBGE, 2012), podendo alcançar até 200%. Para calcular a altura do dossel das comunidades arbóreas amostradas utilizamos o terceiro quartil das alturas individuais em cada área (Lopes *et al.* 2014). Para calcular a biomassa acima do solo (BAS) de cada espécie utilizamos a equação $BAS = 0,0673 \times (\rho \times H \times D^2)^{0,976}$ desenvolvida por Chave *et al.* (2014), onde ρ é a densidade específica da madeira, H altura e D diâmetro. Extrapolamos os valores de densidade de indivíduos, área basal e biomassa para hectare e para estes atributos especificamente excluimos as palmeiras, visto que estas são sempre poupadas do

desbaste (Borges et al., 2016, ver Cap. 1) e, portanto, não refletem uma mudança ao longo do tempo, além de apresentarem padrão de acumulação de biomassa diferente das espécies arbóreas (Goodman *et al.*, 2013).

Para caracterizar os atributos químicos do solo coletamos amostras a 20 cm de profundidade no centro de cada parcela de 20 x 5 m, totalizando cinco amostras de solo por área de estudo. As amostras foram secas ao ar e em estufas à 65° C durante 72 horas, armazenadas em sacos plásticos, peneiradas (abertura 1,00 mm) e encaminhadas ao laboratório SOLOCRIA LTDA para análise. As amostras de cada parcela foram analisadas separadamente e a partir dessas análises obtivemos 13 variáveis (Tabela S1 nos apêndices) e calculamos a média e desvio padrão. Estas variáveis foram resumidas através de uma análise de componentes principais (PCA, Tabela 1), onde variáveis derivadas altamente correlacionadas com as variáveis individuais não foram incluídas na PCA. As variáveis foram padronizadas e utilizamos uma análise paralela de Horn (Glorfeld, 1995) com 360 iterações (Jakovac et al., 2015) para decidir qual componente do PCA deveria ser retido (Figura S1 nos apêndices). Para obter medida da profundidade do lençol durante a estação seca (julho - setembro), medimos a altura do lençol freático em poços de 1m de profundidade em cada parcela. Classificamos cada mata amostrada em “áreas com lençol profundo” (P) e “áreas com lençol superficial” (S) com base na profundidade (> 1 m e < 1 m, respectivamente). Além do tempo de pousio, utilizamos os autovalores ajustados (*eigenvalue*) dos eixos da PCA (Tabela S2) e a profundidade do lençol como variáveis preditoras.

Tabela 1: Propriedades do solo de 32 áreas com idades entre 1 a 65 anos. Média, desvio padrão (DP) e valores mínimos e máximos para cada variável. A variação capturada por cada eixo da PCA é fornecida em itálico. Os níveis de significância baseiam-se em uma correlação de Pearson entre as variáveis individuais e os eixos do PCA.

	Média	DP	Mínimo	Máximo	PCA	
					Eixo 1	Eixo 2
Cálcio trocável (Ca) (cmolc/dm³)	1,3	2,3	0,2	10,2	0,95**	
Magnésio trocável (Mg) (cmolc/dm³)	0,7	0,7	0,1	3,6	0,84**	
Alumínio trocável (Al³⁺) (cmolc/dm³)	3,2	1,2	0,6	7,0	-0,69**	0,52**
Acidez potencial (H+Al) (cmolc/dm³)	18,4	6,3	5,7	34,1	-0,38*	0,87**
Potássio disponível (K) (cmolc/dm³)	0,2	0,1	0,1	0,6	0,60**	0,54**
Fósforo disponível (P) (mg/dm³)	19,7	21,7	3,7	112,0	0,87**	0,37*
Carbono orgânico (C) (g/dm³)	57,5	26,9	12,9	113,7	0,42*	0,65**
Zinco disponível (Zn) (mg/dm³)	3,3	5,1	0,7	29,8	0,83**	0,22
pH (CaCl₂)	3,7	0,3	3,3	4,4	0,80**	-0,48**
<i>Variação capturada por cada eixo (%)</i>					<i>54,00</i>	<i>24,00</i>

Análises estatísticas

Nós utilizamos modelos lineares múltiplos considerando os atributos de diversidade (riqueza, diversidade e equitabilidade), composição funcional (seletividade de habitat, síndrome de dispersão e sere sucessional) e estrutura da vegetação (altura do dossel, cobertura de dossel, densidade de indivíduos, área basal e biomassa) em função do tempo de pousio (anos), profundidade do lençol (“P” = profundo ou “S” = superficial) e *scores* do PC1 e do PC2 das variáveis do solo. Construímos 40 modelos para cada variável resposta, considerando modelos lineares (aumento ou diminuição linear em função das variáveis preditoras), logarítmicos (rápido crescimento nos anos iniciais seguido de estabilização nos anos finais), polinomiais de segunda ordem (aumento até atingir um pico e diminuição), potenciais (aumento mais lento que linear) e selecionamos o melhor modelo considerando AIC, valores do coeficiente de determinação, Teste F e o valor-p e ponderando o comportamento ecológico pós-distúrbio desses atributos (Brown & Lugo, 1990; Chazdon et al., 2006; Finegan, 1996; Guariguata & Ostertag, 2001).

Para verificar se houve diferença na composição de espécies entre as matas de diferentes idades, realizamos a análise Escalonamento Multimenssional Não Métrico (NMDS) utilizando índice de similaridade de Bray-Curtis como matriz de dissimilaridade (Quinn & Keough, 2002). Para melhor visualizar a trajetória florística, testamos a relação entre o eixo 1 da NMDS (proxy da composição florística) em função do tempo de pousio, profundidade do lençol (“P” ou “S”) e dos *scores* do PC1 e do PC2 das variáveis do solo. Realizamos todas as análises utilizando o programa R (R Core Team, 2014). Verificamos a normalidade dos resíduos e homogeneidade das variâncias com a função “*par*”, a multicolinearidade entre as variáveis explicativas com a função “*vif*” do pacote “*car*” (Dormann et al., 2013; Draper & Smith, 1998). Utilizamos o Critério de Informação de Akaike (AIC) para seleção dos modelos. Entre esses, selecionamos o melhor modelo considerando o maior peso de Akaike (wAICc), que representa a probabilidade desse conjunto de variáveis ser o mais parcimonioso (Anderson & Burnham, 2002). Determinamos a importância relativa de cada variável preditora selecionada para o modelo global, obtida a partir da soma dos pesos de Akaike (w), com a função “*dredge*” do pacote “*MuMIn*”. Os gráficos foram elaborados com o pacote “*visreg*” (Breheny & Burchett, 2016).

Resultados

Ao todo, amostramos 3252 indivíduos, 87 espécies de 66 gêneros distribuídos em 45 famílias (Tabela 2). Levantamos e identificamos as espécies até o nível taxonômico que possibilitou classificá-las em grupos funcionais a partir de uma literatura específica (ver Quadro S 2), sendo 72 zoocóricas, oito anemocóricas e quatro autocóricas, 35 são pioneiras e 47 não-pioneiras e, 26 são generalista (quatro generalistas de ambiente úmido, oito generalistas de ambiente seco, 14 generalistas amplas) e 55 são típicas de mata (46 especialistas de mata e nove exclusivas de mata de galeria, Tabela 2).

Recuperação dos atributos de diversidade

A riqueza e a diversidade das espécies tenderam a aumentar com o aumento do tempo de pousio, enquanto a equitabilidade não (Tabela S2; Fig. 2). A riqueza variou de três a 22 espécies ao longo da cronosequência e de oito a 17 entre as florestas maduras (referências). O tempo de pousio e a profundidade do lençol freático foram as variáveis que melhor explicaram a recuperação da trajetória da riqueza de espécies (Tab. S2). As áreas com lençol freático superficial seguiram uma tendência sucessional diferente das áreas com lençol freático profundo. As áreas com lençol freático superficial atingiram o limiar médio aos 32 anos e continuou a aumentar seguindo tendência logarítmica. As áreas com lençol freático profundo atingiram um limiar de referência médio (14 espécies / área) a partir de 11 anos de pousio. As áreas com lençol freático profundo atingiram o limiar superior aos 32 anos, mas declinou a partir de 42 anos ficando abaixo do valor médio de referência (Fig. 2a). A diversidade (Shannon's H') variou de 1,73 a 3,70 na floresta antiga (referências) e 0,85 a 3,88 nas florestas secundárias. O modelo tendeu ao limiar médio de referência de 3,03 aos 17 anos (Fig. 2b). A equitabilidade variou de 0,15 a 0,61 e não teve relação significativa com o tempo de pousio, a fertilidade do solo ou a profundidade do lençol freático (Fig. 2c). Dez florestas permaneceram dentro do limite de referência da equitabilidade ($0,43 \pm 0,07$), sete florestas estavam acima desse limiar e 11 estavam abaixo.

Tabela 2: Lista de espécies amostradas em todas parcelas (total 1,6 hectares), com a família e nome científico de cada espécie, o número de voucher das coletas da região estudada ou do estado do Tocantins, nome local das espécies, grupo funcional (síndrome de dispersão, sere sucessional e seletividade de habitat) de cada espécie, onde **Z** = espécies zoocóricas, **Au** = espécies autocóricas e **An** = são espécies anemocóricas; **P** = espécies pioneiras, **NP** = espécies não pioneiras; **GAS** = espécies generalistas de ambiente seco, **GA** = generalista ampla, **GAU** = generalista de ambiente úmido, **EsM** = especialista de mata e **ExM** = representam espécies exclusivas de mata de galeria; e **D.E** = densidade específica da madeira (as letras são as citações, onde consideramos a média quando encontramos mais de três citações para a mesma espécie).

Família	Nome Científico	Voucher	Nome popular local	Grupo funcional	D.E
Anacardiaceae	<i>Tapirira guianensis</i> Aubl.	T. B. Cavalcanti 2917	Pau pombo	Z; P; EsM	0,58 ^{abcde}
Annonaceae	<i>Xylopia aromatica</i> (Lam.) Mart.	A. B. Sampaio 435	Pindaíba-de-capão	Z; P; GAS	0,56 ^{ab}
	<i>Xylopia emarginata</i> Mart.	B. M. T. Walter 5245	Pindaíba-do-brejo	Z; P; EsM	0,59 ^{ab}
	<i>Xylopia sericea</i> A.St.-Hil.	F. C. A Oliveira 2105	Pindaíba-de-capão	Z; P; EsM	0,63 ^{def}
Apocynaceae	<i>Himatanthus obovatus</i> Müll. Arg.) Woodson	R. Farias et al. 400	Pau de leite	An; P; GAS	0,73 ^{ab}
Aquifoliaceae	<i>Ilex affinis</i> Gardner	A. B. Sampaio et al. 372	Congonha	Z; NP; EsM	0,51 ^{ab}
Araliaceae	<i>Dendropanax cuneatus</i> (DC.) Decne.	R. F. Haidar 295	-	Z; NP; EsM	0,42 ^{ab}
Arecaceae	<i>Acrocomia aculeata</i> (Jacq) Lodd. ex Mart	M.J. Balick 1623	Macaúba	Z; P; GAS	0,55 ^{ab}
	<i>Mauritia flexuosa</i> L.f.	V. L. Scatena 335	Buriti	Z; P; GAU	0,55 ^{ab}
	<i>Mauritiella armata</i> (Mart.) Burret	H. Lorenzi et al. 6646	Buritirana	Z; P; GAU	0,55 ^{ab}
Bignoniaceae	<i>Handroanthus serratifolius</i> (Vahl) S.Grose	J. C. M. Lima 8	Pau d'arco	An; NP; EsM	0,82 ^d
Burseraceae	<i>Protium heptaphyllum</i> (Aubl.) Marchand	A. O. Scariot 781	Almescla	Z; NP; EsM	0,63 ^{ab}
	<i>Protium spruceanum</i> (Benth.) Engl.	R. F.Haidar 246	Almescla-aroeira	Z; NP; EsM	0,56 ^{ab}
Calophyllaceae	<i>Calophyllum brasiliense</i> Cambess.	A. B. Sampaio 511	Landi	Z; NP; EsM	0,59 ^{ab}
Cannabaceae	<i>Trema micrantha</i> (L.) Blume	G. PereiraSilva 13065	Piriquiteiro	Z; P; GA	0,32 ^{ab}
Chloranthaceae	<i>Hedyosmum brasiliense</i> Mart. ex Miq.	W. R. Anderson 9662	-	Z; NP; ExM	0,45 ^{ab}
Chrysobalanaceae	<i>Licania sclerophylla</i> (Hook.f.) Fritsch.	T. B. Cavalcanti 2865	Farinha seca	Z; NP; EsM	0,82 ^{ab}
	<i>Hirtella ciliata</i> Mart. & Zucc.	G. M. Antar 237	Pau pombo	Z; NP; GAS	0,82 ^{ab}
	<i>Hirtella glandulosa</i> Spreng.	M.G. Caxambu 3255	Pau pombo de capão	Z; NP; EsM	0,93 ^{ab}
Clusiaceae	<i>Clusia cf. criuva</i> Cambess.	T. B. Cavalcanti 3002	-	Z; NP; ExM	0,68 ^{ab}
Combretaceae	<i>Buchenavia tomentosa</i> Eichler	R. F. Haidar 924	Mirindiba	Z; NP; EsM	0,75 ^{ab}
Dilleniaceae	<i>Curatella americana</i> L.	G. M. Antar 493	Sambaíba	Z; P; GAS	0,65 ^{ab}

Família	Nome Científico	Voucher	Nome popular local	Grupo funcional	D.E
Ebenaceae	<i>Diospyros lasiocalyx</i> (Mart.) B.Walln.	G. M. Antar 516	-	Z; NP; GA	0,69^{abd}
	<i>Diospyros sericea</i> A. DC.	A. B. Sampaio 436	Fruta-de-tucano	Z; NP; EsM	0,68^{ab}
Elaeocarpaceae	<i>Sloanea guianensis</i> (Aubl.) Benth.	E. R. Santos 1763	-	Z; NP; EsM	0,82^{ab}
Erythroxylaceae	<i>Erythroxylum daphnites</i> Mart.	H. L. Lemos et al. 13	-	Z; NP; EsM	0,69^g
Euphorbiaceae	<i>Alchornea discolor</i> Poepp.	R.F. Haidar 953	Café bravo/Uva	Z; P; EsM	0,43^f
	<i>Maprounea guianensis</i> Aubl.	J. Paula-Souza 4680	-	Z; P; EsM	0,67^{abcde}
Fabaceae	<i>Bauhinia rufa</i> (Bong.) Steud.	L. H. Soares-Silva 947	Miroró	Au; P; EsM	0,73^c
	<i>Copaifera langsdorffii</i> Desf.	A. B. Sampaio 553	Pau d'óleo	Z; NP; EsM	0,78^d
	<i>Inga laurina</i> (Sw.) Willd.	T. B. Cavalcanti 3282	Ingá	Z; NP; ExM	0,67^{ab}
	<i>Stryphnodendron polyphyllum</i> Mart.	R. F., Haidar 254	Angiquinho	Z; P; GAS	0,64^{ab}
	<i>Tachigali rubiginosa</i> (Mart. ex Tul.) Oliveira-Filho	T. B. Cavalcanti 3019	Cachamorra branca	An; P; EsM	0,83^{cd}
Humiriaceae	<i>Humiria balsamifera</i> (Aubl.) A.St.-Hil.	A. B. Sampaio 556	Pau merim	Z; NP; GA	0,73^{ab}
	<i>Sacoglottis guianensis</i> Benth.	T. B. Cavalcanti 2884	-	Z; NP; EsM	0,82^{abe}
Hypericaceae	<i>Vismia guianensis</i> (Aubl.) Choisy	C. W. Fagg 077	Cascudinha do brejo	Z; P; GA	0,48^{ab}
	<i>Vismia cayennensis</i> (Jacq.) Pers.	E. R. Santos 1318	-	Z; P; ExM	0,49^{ab}
Lacistemataceae	<i>Lacistema hasslerianum</i> Chodat	B. M. T. Walter 5237	-	Z; NP; EsM	0,51^{ab}
Lauraceae	Lauraceae sp.	-	Pau-louro	Z	0,56^{ab}
	<i>Nectandra cissiflora</i> Nees.	G. PereiraSilva 11661	-	Z; NP; EsM	0,59^{ab}
	<i>Nectandra cuspidata</i> Nees	G. F. Árbocz 6416	-	Z; P; EsM	0,52^{ab}
	<i>Nectandra gardneri</i> Meisn.	A. Amaral Santos 3070	Pau-louro	Z; NP; ExM	0,56^{ab}
Lecythidaceae	<i>Cariniana rubra</i> Gardner ex Miers	B.M.T Walter 6727	Sapucaia do brejo ou taroque	An; NP; EsM	0,62^{ab}
Malpighiaceae	<i>Byrsonima laxiflora</i> Griseb.	T. C. Cavalcanti 3367	Murici de terra seca	Z; P; EsM	0,72^c
	<i>Byrsonima umbellata</i> Mart. ex A.Juss.	A. B. Sampaio 358	Murici do brejo	Z; P; GA	0,65^{ab}
Melastomataceae	<i>Henriettea ovata</i> (Cogn.) Penneys, F.A. Michelangeli, Judd & Almeda	A. O. Scariot 863	-	Z; P; EsM	0,69^{ab}
	<i>Leandra</i> sp.	-	Café-bravo	Z; P	0,64^{ab}

Família	Nome Científico	Voucher	Nome popular local	Grupo funcional	D.E
	<i>Macairea radula</i> (Bonpl.) DC.	T. B. Cavalcanti 2910	Canela-de-velho	Au; P; GA	0,64^{ab}
	<i>Miconia chamissois</i> Naudin	T. B. Cavalcanti 3011	-	Z; P; GAU	0,63^{ab}
	<i>Miconia elegans</i> Cong.	A. B. Sampaio 360	-	Z; P; EsM	0,63^{ab}
	<i>Miconia ibaguensis</i> (Bonpl.) Triana	J. Paula-Souza 9221	-	Z; P; GA	0,61^{ab}
Meliaceae	<i>Guarea macrophylla</i> Vahl subsp. <i>tuberculata</i> (Vell.) T.D.Penn.	G. PereiraSilva 13212	Marinheiro	Z; NP; EsM	0,64^{ab}
Moraceae	<i>Ficus adhatodifolia</i> Schott in Spreng.	G. PereiraSilva 11945	-	Z; NP; EsM	0,48^f
	<i>Ficus americana</i> Aubl. subsp. <i>guianensis</i> (Desv.) C.C. Berg	A. O. Scariot 822	Gameleira do brejo	Z; P; EsM	0,40^{ab}
	<i>Sorocea</i> sp.	-	-	Z; NP; EsM	0,61^{ab}
Myristicaceae	<i>Virola urbaniana</i> Warb.	B. M. T. Walter 3582	Cedro	Z; NP; ExM	0,48^{ab}
Myrtaceae	<i>Myrcia splendens</i> (Sw.)	R. F. Haidar 1439	-	Z; P; GAS	0,81^e
	<i>Myrcia venulosa</i> DC.	V. C. Souza 24020	-	Z; NP; GA	0,82^{ab}
Ochnaceae	<i>Ouratea castaneifolia</i> (DC.) Engl.	T. B. Cavalcanti 3308	-	Z; NP; EsM	0,66^{ab}
Onagraceae	<i>Ludwigia nervosa</i> (Poir.) H.Hara	D. P. Silva et al. 21	-	Au; P; GAU	0,37^{ab}
	<i>Ludwigia tomentosa</i> (Cambess) H. Hara	E. A. Soares 1477	-	Au; P; GA	0,37^{ab}
Peraceae	<i>Pera glabrata</i> (Schott) Poepp. ex Baill.	R. F. Haidar 938	Mamoninha	Z; NP; EsM	0,69^{abcde}
Phyllanthaceae	<i>Hyeronima alchorneoides</i> Allemão	A. B. Sampaio 452	-	Z; NP; ExM	0,67^{ef}
	<i>Richeria grandis</i> Vahl	A. O. Scariot 860	Pubeiro	Z; NP; EsM	0,58^{ab}
Piperaceae	<i>Piper arboreum</i> Aubl.	B. M. T. Walter 5920	-	Z; NP; ExM	0,39^{ab}
Primulaceae	<i>Myrsine coriacea</i> (Sw.) R.Br. ex Roem. & Schult.	H. C. Lima 4483	-	Z; P; GA	0,65^{ab}
	<i>Myrsine guianensis</i> (Aubl.) Kuntze	G. Hatschbach 54560	-	Z; P; GA	0,74^{ab}
Proteaceae	<i>Euplassa inaequalis</i> (Pohl) Engl.	C. E. B. Proença et al. 2550	Angelim ou mijo de guará	Z; NP; EsM	0,72^e
Rosaceae	<i>Prunus brasiliensis</i> (Cham. & Schltld.) D.Dietr.	B. M. T. Walter 2141	Laranjinha do Brejo	Z; NP; EsM	0,57^c
Rubiaceae	<i>Alibertia edulis</i> (Rich.) A.Rich. ex DC.	Anderson et al. 6689	Marmelada	Z; P; GA	0,62^{ab}
	<i>Ferdinandusa speciosa</i> (Pohl) Pohl	T.B.Cavalcanti 3048	Pau-de-brinco	An; NP; EsM	0,73^d
	<i>Pagamea plicata</i> Spruce ex Benth.	A. B. Sampaio 479	-	Z; NP; GAS	0,57^{ab}

Família	Nome Científico	Voucher	Nome popular local	Grupo funcional	D.E
	<i>Psychotria carthagenensis</i> Jacq.	R. Farias 386	-	Z; NP; EsM	0,56^{ab}
	<i>Retiniphyllum kuhlmannii</i> Stardl.	A. B. Sampaio 477	-	Z; NP; ExM	0,62^{ab}
Salicaceae	<i>Casearia grandiflora</i> Cambess.	E. Soares 793	Papa sebo	Z; NP; EsM	0,77^{ab}
	<i>Homalium guianense</i> (Aubl.) Oken	R. F. Haidar 961	Pequizeiro do brejo	Z; NP; EsM	0,70^{ab}
Sapotaceae	<i>Pouteria</i> sp.	-	-	Z	0,69^{ab}
Simaroubaceae	<i>Simarouba versicolor</i> A. St.-Hil.	M.G. Caxambu 3259	-	Z; P; GA	0,49^{abd}
Siparunaceae	<i>Siparuna guianensis</i> Aubl.	T. B. Cavalcanti 3452	Negramina	Z; NP; GA	0,57^{de}
Styracaceae	<i>Styrax camporum</i> Pohl	A. B. Sampaio 375	Açoita-cavalo-do-brejo	Z; NP; EsM	0,41^{ab}
Urticaceae	<i>Cecropia pachystachya</i> Trécul	T.B.Cavalcanti 3347	Embaúba	Z; P; EsM	0,48^{abd}
Vochysiaceae	<i>Ruizterania wittrockii</i> (Malme) Marc.-Berti	A. Amaral-Santos 959	Maria Preta	An; NP; EsM	0,64^{ab}
	<i>Vochysia haenkeana</i> Mart.	M. F. Simon et al. 648	Pau mulato	An; NP; EsM	0,60^{ab}
	<i>Vochysia pyramidalis</i> Mart.	R. F. Haidar 219	Canjarana	An; NP; EsM	0,64^{cd}
Indeterminada	Indeterminada 1	-	NA	NA	NA
Indeterminada	Indeterminada 2	-	NA	NA	NA
Indeterminada	Indeterminada 3	-	NA	NA	NA

(^a Chave et al. 2009; ^c Encinas e Paula 1994; ^d Paula et al. 1990; ^e Paula et al., 1993; ^b Zanne et al. 2009; ^f Lorenzi 2002; ^g Silva et al., 2015)

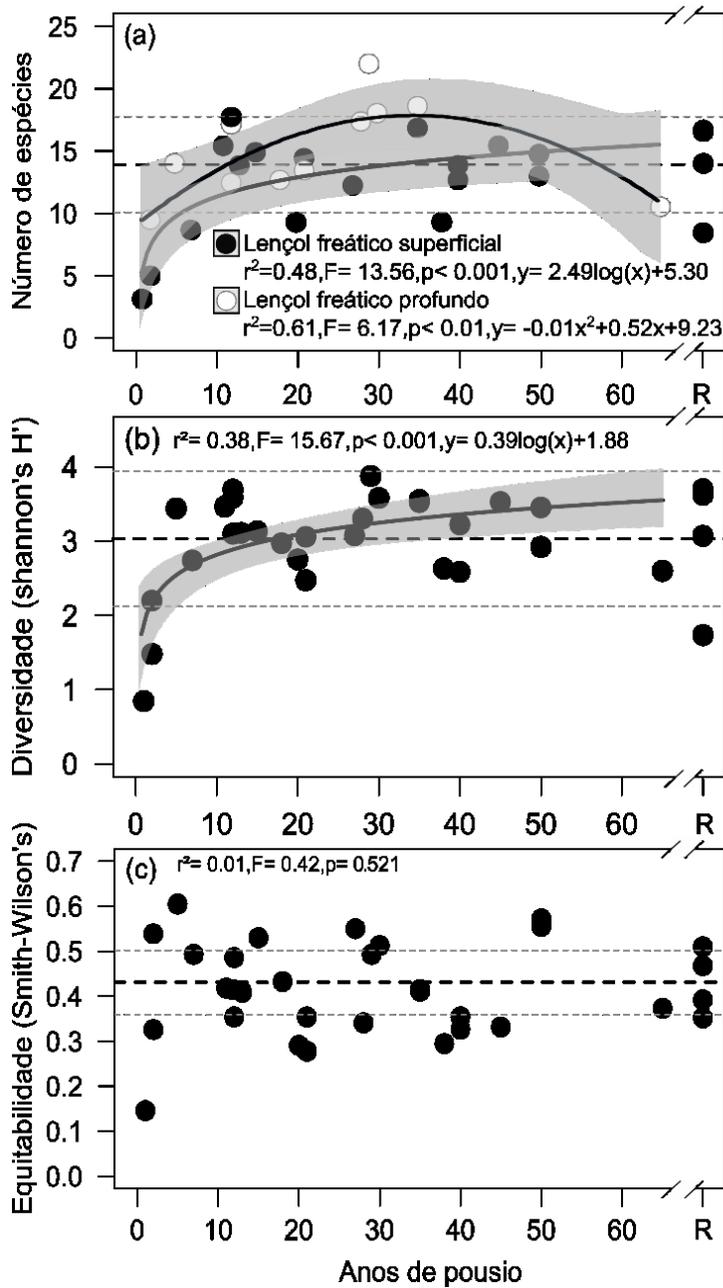


Figura 2: Atributos de diversidade de florestas secundárias, variando desde áreas recentemente deixadas em pousio até 65 anos, na Região do Jalapão, Tocantins, Brasil. Círculos representam valores brutos encontrados em cada área amostrada. A linha inteira representa a tendência temporal descrita pelo modelo de melhor ajuste. A sombra cinza ao longo do modelo é o intervalo de confiança de 95%. A linha tracejada preta representa a média das quatro florestas referência e as duas linhas cinza o desvio padrão. Os valores brutos das referências (R) também foram plotados a direita. (a) Número de espécies rarefeita em 84 indivíduos (modelo logarítmico). (b) Índice de Diversidade de Shannon's H' (modelo logarítmico). (c) Índice de equitabilidade de Smith & Wilson's (sem tendência temporal).

Mudança na composição funcional e florística ao longo da cronossequência

A proporção de espécies zoocóricas, proporção de espécies e de indivíduos não-pioneiros, assim como de espécies e indivíduos típicos de florestas (especialistas de mata e exclusivas de mata de galeria, ver Tab. 2) aumentaram em função do tempo de pousio, enquanto que a proporção de indivíduos zoocóricos não apresentou relação direta com o tempo de pousio (Tab. S2; Fig. 3; ver sítio a sítio na Tab. S3). A proporção de espécies zoocóricas variou de 0,50 – 1,00 ao longo da cronossequência (Fig. 3a) e atingiu o limiar de referência aos 12 anos. A proporção de indivíduos zoocóricos não apresentou relação significativa com o tempo, mas 13 áreas mantiveram-se dentro do limiar de referência, 11 acima e cinco abaixo (Fig. 3b). A proporção de espécies não-pioneiras aumentou paulatinamente, variou de 0,00 a 0,73 e não atingiu o limiar de referência ($0,75 \pm 0,05$), exceto em uma área de 21 anos (Fig. 3c). A proporção de indivíduos não-pioneiros variou de 0,00 a 0,83 e a partir dos 15 anos alcançou o limiar inferior da referência (com nove matas dentro dos limites) e aos 53 anos atingiu o limiar médio dentro do período modelado (Fig. 3d). O melhor modelo foi ajustado em função do tempo e do PC1 (Tab. S2), logo maior pH (áreas com solos menos ácidos) e alta disponibilidade de nutrientes influenciaram positivamente a substituição de indivíduos pioneiros por não-pioneiros. A proporção de espécies típicas de floresta aumentou paulatinamente, variando de 0,25 a 0,94 ao longo da cronossequência (Fig. 3e). A proporção dos indivíduos típicos de floresta variou de 0,15 a 0,98 e alcançou limiar inferior de referência aos 18 anos, e este foi o modelo da composição funcional que apresentou maior variação (Fig. 3f).

A análise de ordenação (NMDS) indicou agrupamentos de áreas de acordo com a profundidade do lençol freático, ocorrência de grupos de espécies pioneiras e generalistas, e não-pioneiras e típicas de mata. O melhor modelo da recuperação da composição florística foi ajustado em função do tempo de pousio e profundidade do lençol (Tab. S2; Fig. 4). Áreas com lençol freático superficial aglomeraram-se a partir dos 11 anos próximas às florestas maduras (referências), enquanto florestas secundárias com lençol profundo estão mais distantes, com exceção da área de 65 anos. As áreas de lençol profundo aglomeraram-se em dois grupos, um formado por áreas mais jovens e distantes das áreas de referências (2, 5, 12, 29 anos de pousio) e outro mais velho relativamente mais próximo das referências (12, 18, 21, 28, 30, 35 anos de pousio). A diferença de idade entre as áreas que formam o aglomerado mais próximos às referências foi de 54 anos (Fig. 4a). As espécies pioneiras generalistas e típicas de mata formaram dois grupos, um formado por áreas jovens e intermediárias com lençol freático profundo e outro de áreas jovens e intermediárias com lençol freático superficial (Fig. 4b). A composição florística alcançou limiar inferior de referência aos 35 anos e aos 60 alcançou o limiar médio. Em áreas com lençol

superficial a composição florística alcançou limiar inferior de referência aos 35 anos e o limiar médio aos 57 anos, enquanto em áreas com lençol profundo alcançou o limiar inferior aos 54 anos e o limiar médio aos 63 (Fig. 4c).

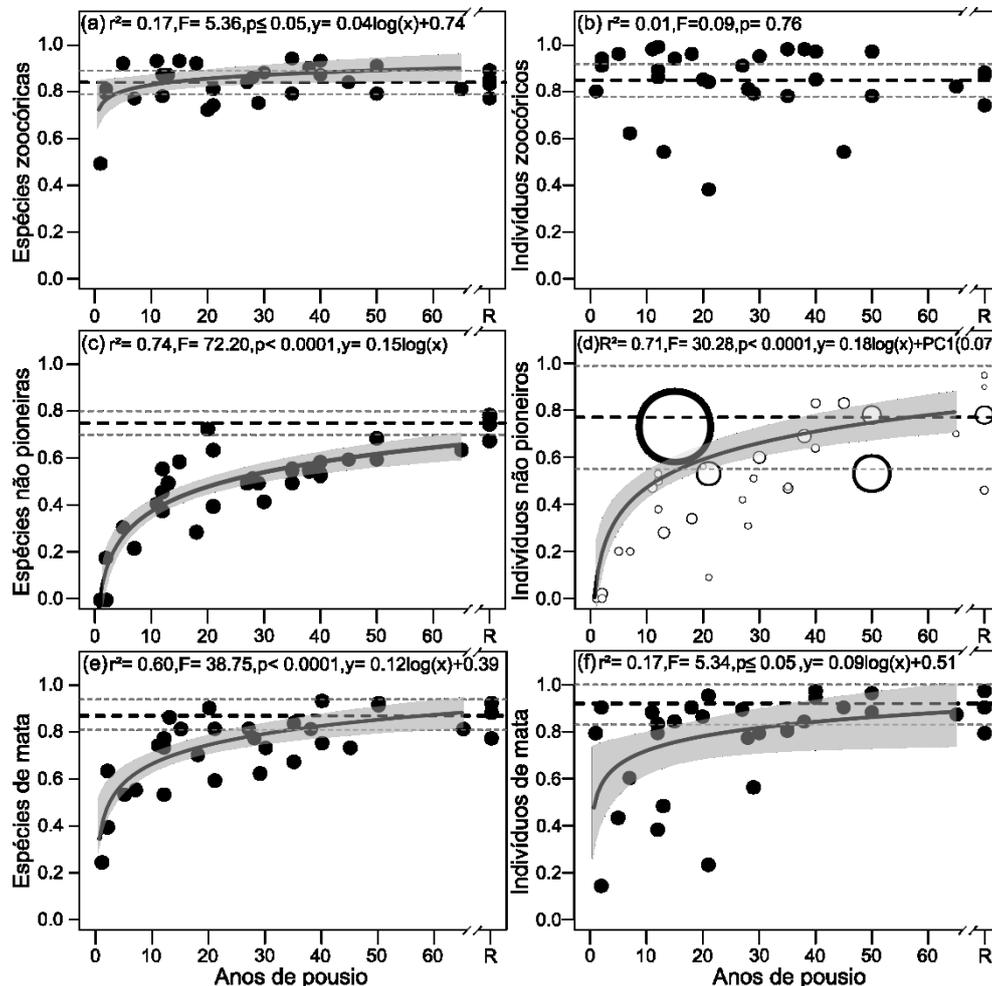


Figura 3: Proporção de grupos funcionais de florestas secundárias, variando desde áreas recentemente deixadas em pousio até 65 anos, na Região do Jalapão, Tocantins, Brasil. Círculos representam valores encontrados para cada floresta. A linha inteira representa a tendência temporal descrita pelo modelo de melhor ajuste. A sombra cinza em torno do modelo é o intervalo de confiança de 95%. A linha tracejada preta representa a média das quatro matas referência e as duas linhas cinza o desvio padrão. Os valores das matas referências (R) também foram plotados a direita. (a) Proporção de espécies zoocóricas (modelo logarítmico). (b) Proporção de indivíduos zoocóricos (sem tendência temporal). O inverso de zoocórico (dispersão biótica) é representado pela dispersão abiótica (autocórica e anemocórica). (c) Proporção de espécies não pioneiras (modelo logarítmico). (d) Proporção de indivíduos não pioneiros (modelo logarítmico); o tamanho do círculo reflete o valor do escore do PC1 (PCA do solo) de cada área e, quanto maior o tamanho, maior é o cálcio trocável (cmolc/dm³), fósforo disponível (mg/dm³), magnésio trocável (cmolc/dm³), zinco disponível (mg/dm³) e pH (CaCl₂). O inverso de não pioneiro é pioneiro. (e) Proporção de espécies de mata (modelo logarítmico). (f) Proporção de indivíduos de mata (modelo logarítmico). O inverso do grupo de mata é o grupo generalista (aquelas que também ocorrem em campos e savanas ou que são restritas a estes ambientes, mas que se aproveitam da condição aberta pós cultivo para se estabelecerem).

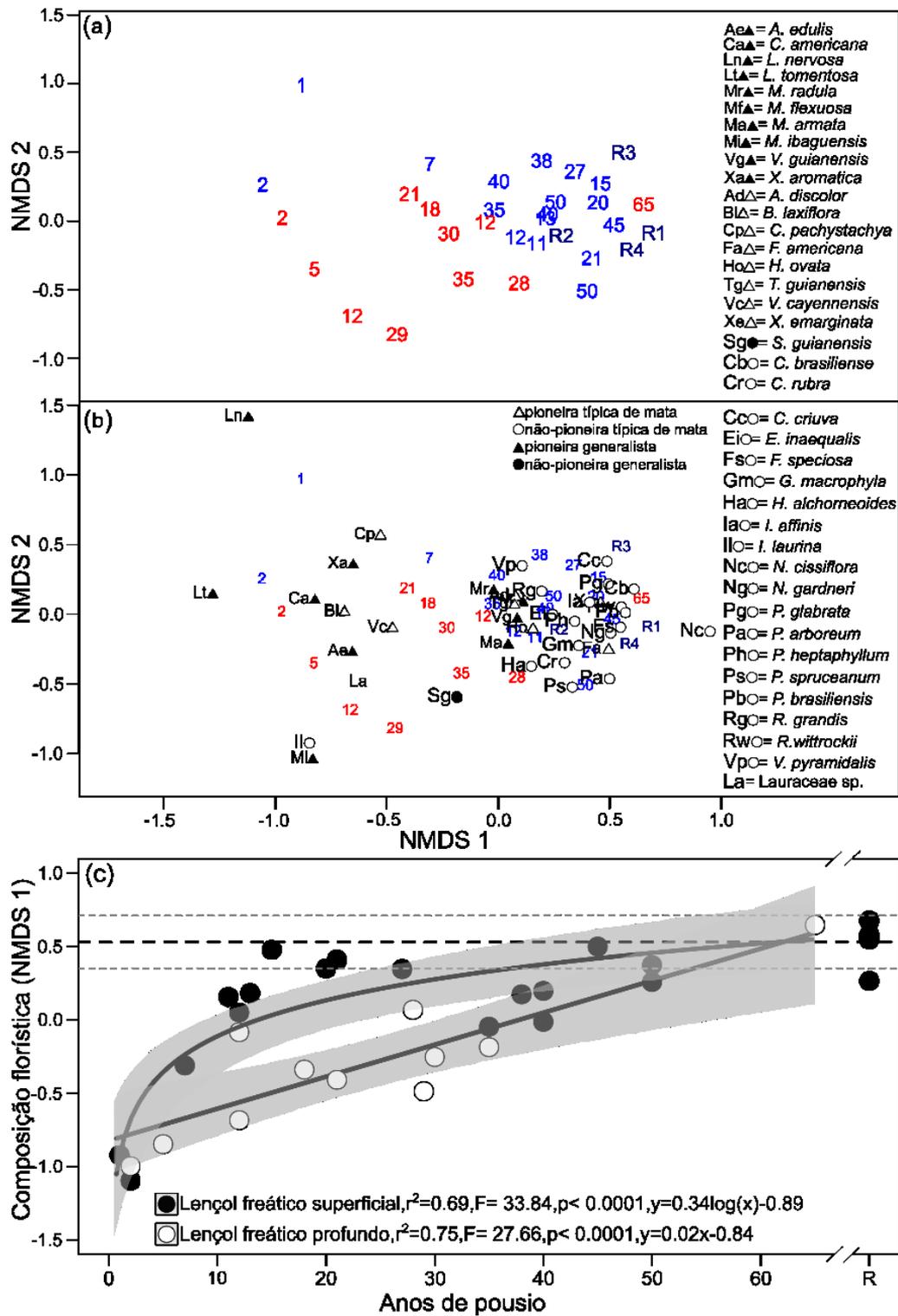


Figura 4: Escalonamento Multidimensional Não Métrico (NMDS) de florestas secundárias, variando de áreas recentemente deixadas em pousio até 65 anos e, quatro matas referência, usando matriz de similaridade Bray-Curtis, na Região do Jalapão, Tocantins, Brasil. Estresse = 0,20. (a) Inclui a idade e identificação das matas; vermelho indica matas com lençol freático profundo e azul com lençol superficial. (b) Inclui as cinco espécies com maior valor de cobertura por mata (a lista cruzada das matas terminou com 39 espécies); (c) NMDS 1 (composição florística) variando desde áreas recentemente deixadas em pousio até 65 anos em áreas com lençol superficial (modelo logarítmico) e áreas com lençol profundo (modelo potencial). Círculos representam os escores de cada mata. A linha inteira representa a tendência temporal descrita pelo modelo de melhor ajuste. A sombra cinza entorno do modelo é o intervalo de confiança de 95%. A linha tracejada preta representa a média das quatro matas referência e as duas linhas cinza o desvio padrão. Os escores das matas referências (R) também foram plotados a direita.

Tempo de recuperação dos atributos de estrutura

A altura, cobertura, densidade, área basal e biomassa aumentaram em função do tempo de pousio (Tab. S2; Fig. 5). A altura do dossel variou de 3,3 – 23,0 m ao longo da cronosequência, alcançando o limiar de referência (22,6 m) aos 62 anos de pousio, mas duas áreas de estudo alcançaram este limiar a partir dos 40 anos. O melhor modelo foi ajustado em função do tempo de pousio e do PC2, logo menor pH e maior disponibilidade de carbono orgânico no solo influenciaram positivamente no aumento da altura do dossel (Tab. S2; Fig. 5a). A cobertura do dossel variou de 9,0 – 94,3%, aumentou rapidamente nos 10 primeiros anos e seguiu paulatinamente até atingir o limiar de referência (90,6%) aos 42 anos (Fig. 5b). A densidade de indivíduos variou de 920 – 8820 ind. ha⁻¹ ao longo da cronosequência seguindo um padrão de aumento seguido de diminuição. A densidade em áreas com lençol freático superficial alcançou o limiar inferior de referência aos 2 anos, o limiar médio aos 8 anos, o limiar superior aos 17 alcançando um pico de 8820 ind. ha⁻¹ aos 28 anos, ultrapassando o limiar superior, e diminuiu e alcançou o limiar médio de referência aos 47 anos ficando dentro do limiar de referência (Fig. 5c). A densidade de indivíduos em áreas com lençol profundo alcançou o limiar inferior aos 4 anos, o limiar médio aos 17 alcançou um pico de 7520 ind. ha⁻¹ aos 18 anos, diminuiu e alcançou o limiar médio aos 55 anos (Fig. 5d). A área basal das comunidades amostradas variou de 0,5 a 47,0 m² ha⁻¹, começou a atingir o limiar inferior aos 45 anos e o sítio mais velho (65 anos) teve 8,5 m² ha⁻¹ a mais que o limiar médio de referência (38,6 m² ha⁻¹) (Fig. 5e). A biomassa acima do solo variou de 0,8 a 229,6 Mg ha⁻¹, não atingiu o limiar de referência (286,0 Mg ha⁻¹), e de acordo com o modelo a estimativa é que esse atributo se recupere aos 107 anos de pousio. O sítio que mais se aproximou do limiar tem 45 anos e possui 230,0 Mg ha⁻¹, enquanto o sítio mais antigo (65 anos) possui 182,0 Mg ha⁻¹ (Fig. 5f). A densidade, biomassa e área basal das palmeiras não foram alterados pelo tempo (Fig. S2).

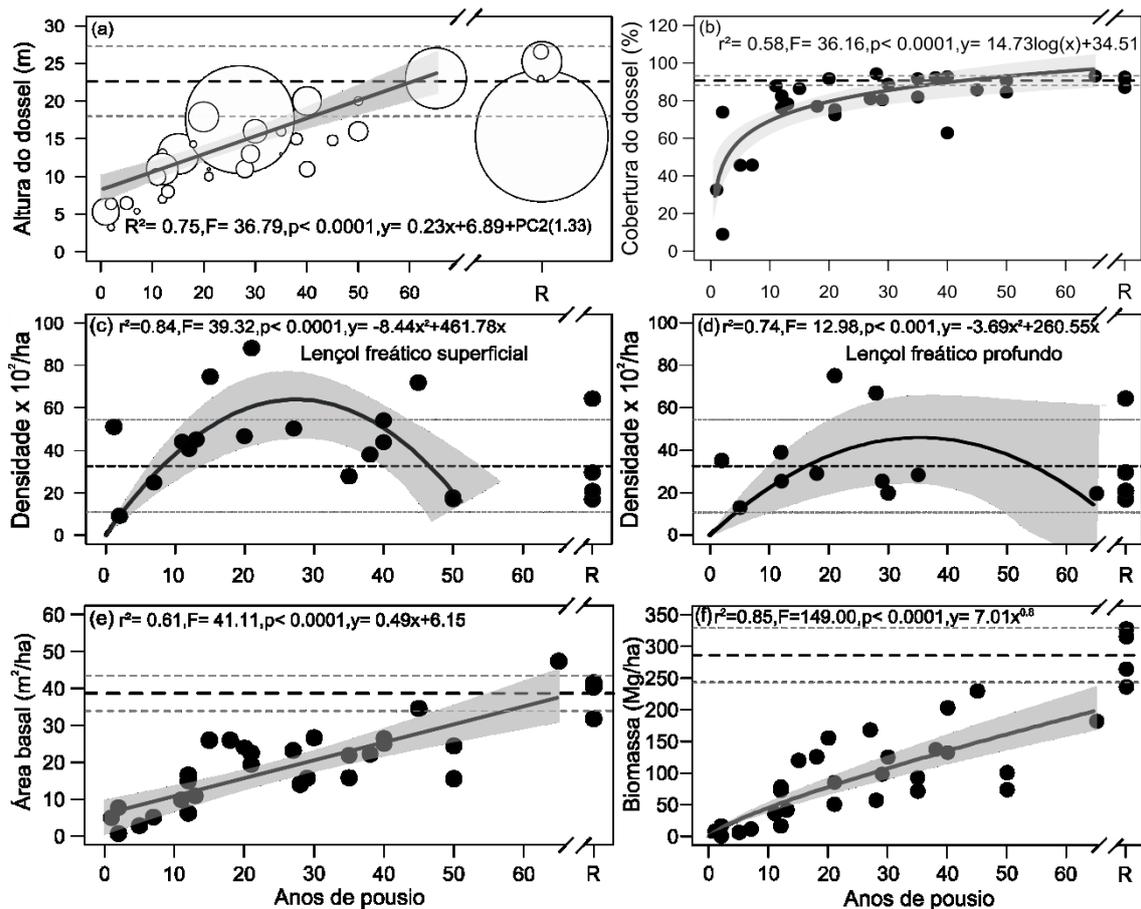


Figura 5: Atributos estruturais de matas secundárias, variando desde áreas recentemente deixadas em pousio até 65 anos, na Região do Jalapão, Tocantins, Brasil. Círculos representam valores brutos encontrados para cada mata. A linha inteira representa a tendência temporal descrita pelo modelo de melhor ajuste. A sombra cinza em torno do modelo é o intervalo de confiança de 95%. A linha tracejada preta representa a média das quatro matas referência e as duas linhas cinza o desvio padrão. Os valores brutos das matas referências (R) também foram plotados a direita. (a) Altura do dossel (modelo linear); o tamanho do círculo reflete o valor do escore do PC2 (PCA do solo) de cada mata e, quanto maior o tamanho, maior é a acidez (acidez potencial e alumínio trocável, cmolc/dm^3) e concentração de carbono orgânico no solo (g/dm^3). (b) Cobertura do dossel (modelo logarítmico). (c) Densidade de árvores em áreas com lençol freático superficial (modelo polinomial de segunda ordem). (d) Densidade de árvores em áreas com lençol freático profundo (modelo polinomial de segunda ordem). (e) Área basal (modelo linear). (f) Biomassa acima do solo (modelo potencial).

Resiliência e elasticidade

Equitabilidade e composição por indivíduos de espécies zoocóricas não tiveram relação significativa com o tempo, portanto não calculamos a porcentagem de recuperação. Os demais atributos de diversidade, estrutura e composição florística e funcional aumentaram com tempo e apenas biomassa e composição por espécies não-pioneiras não alcançaram os limiares de referência, recuperando 75 e 88% destes aos 65 anos, respectivamente. A elasticidade dos atributos que se recuperaram totalmente aos 65 anos variou bastante. Na segunda década de pousio a composição funcional por espécies zoocóricas e diversidade recuperaram-se totalmente (13 e 17 anos, respectivamente). Em áreas com lençol freático superficial, a riqueza recuperou

aos 32 anos. A cobertura de dossel recuperou 100% do valor de referência aos 42 anos e a densidade de indivíduos em áreas com lençol superficial aos 46. Na sexta década, a densidade de indivíduos e a riqueza em áreas com lençol freático profundo (54 e 57,5 anos, respectivamente), composição por indivíduos não pioneiros (53) e por espécies típicas de mata (53) e composição florística (60 anos) recuperaram-se totalmente. Na sétima década, a altura do dossel (61), área basal (65) e composição funcional por indivíduos de mata (65) foram os últimos atributos a recuperarem-se totalmente (Fig. 6).

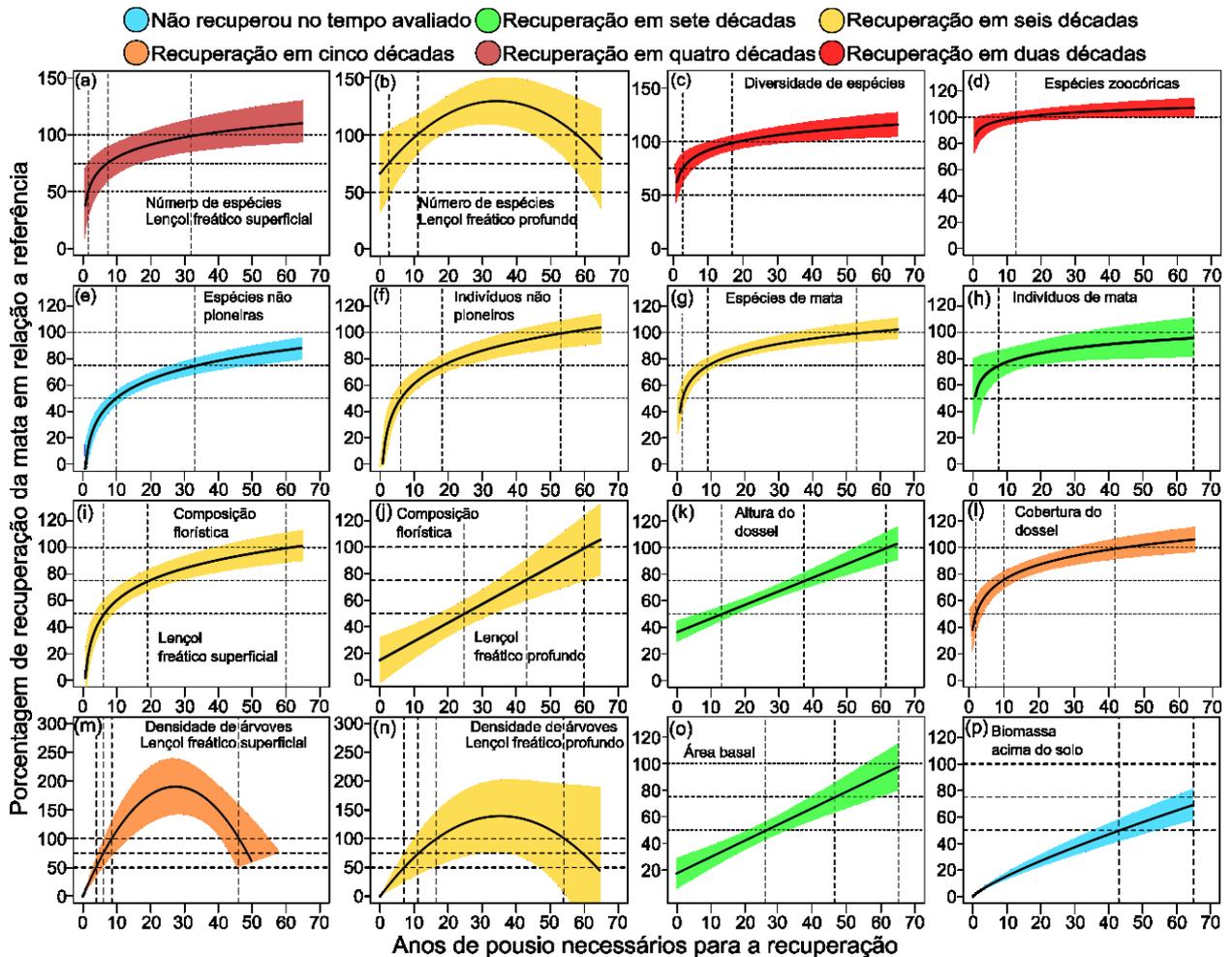


Figura 6: Nível de recuperação da mata secundária (%) com base na média da mata referência representado pela linha preta sombreada por diferentes cores pelo IC 95%. Linhas tracejadas na vertical representam o tempo de pouso requerido para modelo atingir 50, 75 e 100% (linhas tracejadas na horizontal) de recuperação. As cores representam a década em que cada atributo atingiu 100%. (a) Número de espécies em áreas com lençol freático superficial. (b) Número de espécies em áreas com lençol freático profundo. (c) Diversidade de espécies. (d) Espécies zoocóricas. (e) Espécies não pioneiras. (f) Indivíduos não pioneiros. (g) Espécies típicas de de mata. (h) Indivíduos típicos de mata. (i) Composição florística em áreas com lençol freático superficial. (j) Composição florística em áreas com lençol freático profundo. (k) Altura do dossel. (l) Cobertura do dossel. (m) Densidade de árvores em áreas com lençol freático superficial. (n) Densidade de árvores em áreas com lençol freático. (o) Área basal. (p) Biomassa acima do solo. Estes modelos são iguais aos dos dados brutos, apenas foram convertidos para escala percentual com base na média da referência para facilitar comparação da elasticidade entre atributos com diferentes escalas naturais.

Discussão

Os resultados indicam que as manchas de 0,3 a 1,2 ha de MGI usadas para agricultura itinerante com práticas de drenagem temporária, derrubada, queima e cultivo por até 10 anos recuperam a maior parte de seus atributos ecológicos em cerca de 65 anos. Essas práticas de manejo e a escala espaço-temporal do distúrbio não superam os limiares de resiliência desses ecossistemas. A dinâmica de uso da paisagem pelos agricultores indica que o tempo de retorno a estas manchas de florestas secundárias para abertura de novas roças varia de 10 a 50 anos, tempo considerado suficiente para recuperação da fertilidade do solo para o cultivo. Preferivelmente os agricultores abrem roças em florestas secundárias com mais de 40 anos, que são mais fáceis de trabalhar e o tempo de cultivo é mais longo (até 10 anos), enquanto que áreas mais novas, com até 20 anos de pousio, raramente são abertas, e quando há indisponibilidade de áreas mais antigas. Algumas áreas são permanentemente deixadas sem cultivar por processos migratórios inerentes ao padrão itinerante do cultivo na escala da paisagem ou são protegidas por serem consideradas fontes de madeira ou fundamentais na proteção de recursos hídricos, processos semelhantes foram observados em florestas tropicais (Delang & Li, 2012). O tempo de pousio, a profundidade do lençol e as características solo foram importantes para explicar a recuperação dos atributos ecológicos ao longo da sucessão. Nossa hipótese foi parcialmente corroborada, pois a composição por espécies não-pioneiras e biomassa não recuperaram dentro do período avaliado neste estudo, e equitabilidade e composição por indivíduos zoocóricos não aumentaram em função do tempo de pousio. Nossa hipótese sobre a profundidade do lençol foi corroborada, pois a superficialidade do lençol freático influenciou a recuperação da riqueza e composição florística, mas diversidade não.

Mudanças na riqueza, diversidade e composição

Aos 32 anos, em áreas com lençol freático superficial a riqueza alcançou valores de floresta antiga, porém áreas com lençol profundo seguiram trajetória e tempo de recuperação diferentes, sugerindo que em áreas de lençol mais aflorado a riqueza tende a recuperar mais rápido. A drenagem das roças de esgoto retira o estresse ecológico causado pela inundação por um período maior do que a sazonalidade natural da seca e assim um número maior de espécies que antes não conseguiam estabelecer devido às condições de inundação passam a se estabelecer nas comunidades vegetais (Lucas et al., 2012), e isso corrobora outros estudos realizados em MGI que indicam que a inundação é forte gargalo para o estabelecimento de muitas espécies lenhosas, bem como as condições secas típicas das matas de galeria não-inundáveis também limitam

algumas espécies de ambientais alágáveis (Ribeiro & Walter, 1998; Ferreira & Ribeiro, 2001). O tempo de recuperação da riqueza é muito variável entre as florestas tropicais utilizadas para agricultura itinerante de derrubada e queima. Por exemplo, numa floresta estacional sempre-verde na Nigéria a riqueza recuperou aos 17 anos (Aweto, 2013), já em florestas tropicais chuvosas na Costa Rica (precipitação > 2000 mm/ano) recuperou aos 30 (Letcher & Chazdon, 2009), tempo semelhante ao que encontramos em nosso estudo. Já em florestas tropicais secas no México (precipitação ~ 900 mm, Lebrija-Trejos et al., 2008), floresta de terra firme na Amazônia venezuelana (precipitação ~ 3500 mm, Saldarriaga et al., 1988) e pastagens abandonadas numa floresta tropical chuvosa de Porto Rico (precipitação > 2000 mm, Aide et al., 2000) a riqueza se recuperou aos 40 anos.

A diversidade alcançou valores de floresta antiga aos 17 anos. Em florestas tropicais chuvosas na China, utilizadas para agricultura itinerante e exploração de madeira, a diversidade se recuperou aos 30 anos (Bu et al., 2014), e uma floresta tropical semidecídua na Costa do Marfim, onde assemelhou-se a florestas maduras aos 30 anos (N'Dja & Decocq, 2008). Já em áreas utilizadas para agricultura de corte e queima em florestas secas do México, a diversidade alcançou valores de floresta antiga aos 40 anos (Lebrija-Trejos et al., 2008, 2010). A presença de tocos das árvores, indivíduos que são poupados do desbaste e da capina e o remanescente florestal na paisagem (Chazdon, 2003b) podem ter contribuído para a rápida recuperação deste atributo em nosso estudo.

A equitabilidade não respondeu ao aumento do tempo de pousio em nosso estudo, diferente de van Breugel et al. (2013) que verificaram aumento da equitabilidade com tempo de pousio em florestas tropicais chuvosas no México utilizadas para agricultura de pequena escala. Nossos resultados mostram que a equitabilidade das MGI é naturalmente mais baixa, afinal a maioria das áreas que amostramos aparece dentro ou acima dos limites das florestas referência ($0,43 \pm 0,07$). Nas MGI, espécies como *Tapirira guianensis* (Anacardiaceae), *Pera glabrata* (Peraceae) e *Richeria grandis* (Phyllanthaceae) dominavam algumas áreas ao longo da cronossequência (cf. Tab. S3), o que é característico destas florestas em que poucas espécies contribuem com a maioria dos indivíduos (Silva-Júnior, 1995). Essa condição de hiperdominância de espécies também foi evidenciada na Floresta Amazônica (ter Steege et al., 2013).

Encontramos fraca relação entre o aumento na composição funcional por espécies zoocóricas e nenhuma relação com indivíduos zoocóricos com tempo de pousio, e ambos sempre apresentaram essa síndrome em alta proporção ao longo da cronossequência (Fig. 2). A dispersão

por animais é a forma predominante em matas de galeria (Kuhlmann & Ribeiro, 2016) e florestas tropicais chuvosas (Chazdon et al., 2009), e nossos dados vão de encontro a isso, uma vez que 85% das espécies amostradas são dispersas por animais (Tab. S3). Nas Florestas ciliares e secas na região da savana brasileira, sujeitas à mesma sazonalidade climática que as MGI, a anemocoria e autocoria tem maior relevância, tanto na fase inicial de regeneração como em florestas maduras (Vieira & Scariot, 2006). As MGI provavelmente se diferenciam dessas florestas pela constante disponibilidade de água e nutrientes no solo, o que propicia a ocorrência de espécies com atributos ecológicos dispendiosos, como arilos e polpas atrativas para fauna. Os agricultores observam com frequência nas roças indivíduos e vestígios de animais como a anta (*Tapirus terrestris* Linnaeus) e o veado-catingueiro (*Mazama gouzoubira* Fischer), e várias espécies de ave, entre elas o tucano (*Ramphastos* spp.) e a arara (*Ara ararauna* Linnaeus), e espécies de morcego. Muitos deles são dispersores generalistas que circulam em sítios com diferentes níveis de recuperação (DeWalt et al., 2003; Chazdon, 2012). É possível que, por se tratar de atividade de pequena escala, a agricultura itinerante não afete as atividades da fauna o que pode contribuir também para a dispersão de diásporos e rápida regeneração destas florestas secundárias. Em florestas tropicais chuvosas na bacia amazônica a dispersão é um processo importante para o processo de especiação (Dexter et al., 2017). Estudos realizados na Mata Atlântica evidenciaram a variação geográfica de espécies frutíferas em função de condições de umidade e da presença de aves e mamíferos como dispersores de sementes (Almeida- Neto et al., 2008).

A composição funcional por indivíduos de espécies não-pioneiras alcançou os valores de floresta antiga aos 53 anos, mas a de espécies não-pioneiras não alcançou dentro do período avaliado. Já em florestas tropicais secas no México e na Amazônia venezuelana, ambas utilizadas para agricultura de corte e queima, espécies não-pioneiras tornaram-se dominantes após 40 (Lebrija-Trejos et al., 2010) e 60 anos de pousio (Chazdon, 2012), respectivamente. Nos tópicos, florestas maduras se estabelecem quando as últimas árvores pioneiras saem do ecossistema (Chazdon, 2012), o que não se confirma em nosso estudo, uma vez que espécies pioneiras se mantêm nas florestas maduras (Tab. S2). Isso pode ser consequência da dominância de espécies pioneiras de vida longa como *M. flexuosa*, *T. guianensis* e *X. emarginata*, que se mantêm na porção central e mais inundada dessas florestas. A inundação é um filtro ecológico muito restritivo, favorecendo o estabelecimento de poucas espécies tolerantes a essa condição estressante, e espécies pioneiras geralmente toleram condições extremas melhor que as não-pioneiras (Tilman, 1985; Rapport & Whitford, 1999; Chazdon, 2012). Outra razão é que estas florestas estão inseridas numa matriz savânica e a ocorrência do fogo pode perturbar as bordas, favorecendo estabelecimento de

espécies pioneiras. Além disso, a substituição de indivíduos pioneiros por não-pioneiros foi influenciada por solos com maior pH e disponibilidade de nutrientes, o que é esperado já que espécies não-pioneiras são nutricionalmente mais exigentes que as pioneiras (Tilman, 1985; Brown & Lugo, 1990; Finegan, 1996; Guariguata & Ostertag, 2001).

A composição funcional por espécies e indivíduos típicos de mata (Tab. S2) aumentou com o tempo de pousio, alcançando os valores de floresta antiga aos 52 e 65 anos, respectivamente. No início da sucessão, florestas secundárias ainda apresentam dossel aberto e solos com baixa fertilidade (Brown & Lugo, 1990). O que permitiu nas MGI que espécies generalistas e/ou típicas de savanas (i.e. cerrado *stricto sensu* e vereda Ribeiro & Walter, 1998) conseguissem colonizar áreas recém abandonadas, é a capacidade destas espécies de adaptarem às condições de alta incidência solar e baixa disponibilidade de nutrientes (Mistry, 2000). Entre as espécies que observamos esse comportamento podemos citar *Alibertia edulis*, *Curatella americana*, *Macairea radula*, *Vismia guianensis* e *Xylopia aromatica*. Porém, com fechamento do dossel e aumento da disponibilidade de nutrientes promovido pela decomposição da serapilheira e madeira morta nas áreas com maior tempo de pousio, espécies generalistas foram substituídas por espécies típicas de mata que são competidoras superiores nestas condições (Brown & Lugo, 1990; Guariguata & Ostertag, 2001).

A composição florística retornou rapidamente nas florestas com lençol freático superficial, com áreas de 11, 13, 15 e 21 anos de pousio já bem próximas das florestas maduras, assemelhando-se a florestas maduras a partir dos 60 anos. Algumas espécies são indicadoras deste processo, como *C. brasiliense*, *F. speciosa*, *N. gardneri*, *P. glabrata*, *P. heptaphyllum*, *R. grandis*, *R. wittrockii*, *V. pyramidalis* (Tab. S2). Florestas úmidas no Panamá utilizadas para agricultura e pastagem tornaram-se semelhantes às florestas maduras aos 100 anos (DeWalt et al., 2003). Diferente de uma floresta tropical seca no México utilizadas para agricultura itinerante (Lebrija-Trejos et al., 2008) e de uma floresta tropical chuvosa na Costa Rica utilizada para pastagem (Letcher & Chazdon, 2009), onde a composição de espécies tornou-se semelhante as florestas maduras a partir dos 32 e 30 anos, respectivamente. A recuperação da composição florística é influenciada por dinâmicas na escala da paisagem, por exemplo, presença de remanescente florestal (Chazdon, 2012). Em nosso estudo, a recuperação da composição reflete a importância dos tocos que não são arrancados durante abertura da roça, que rebrotam antes mesmo do início do pousio, resultando num rápido retorno de algumas espécies ao sistema. Além disto, o tamanho da roça (0,3 – 1,2 ha) é muito menor do que o remanescente florestal circundante, o que favorece a chegada de espécie tardias típicas de florestas maduras pela chuva de sementes.

Observamos rápida recuperação da composição florística em áreas com lençol freático superficial, sugerindo que, assim como em outros estudos, a disponibilidade de água é um fator determinante para a velocidade de recuperação da composição florística nesses ecossistemas (Ferreira & Ribeiro, 2001; Ribeiro & Walter, 2001). A diferença entre áreas com lençol superficial e profundo está relacionada tanto a fatores locais de cada MGI quanto aos diferentes momentos ao longo do pousio em que cada área recupera sua inundação característica após drenagem. Dentre as áreas amostradas observamos uma mudança permanente no regime hídrico, de uma MGI, ocasionada por uso intensivo, tornando-a mais seca e favorecendo o estabelecimento de espécies típicas destas matas de galeria não-inundável como *Handroanthus serratifolius* e *Inga laurina* (Tab. S2).

Recuperação dos atributos estruturais

Em nosso estudo, a altura do dossel alcançou valores de floresta antiga aos 62 anos e cobertura de dossel aos 42 anos. Em florestas tropicais chuvosas com precipitação de 2600 mm, utilizadas para pastagem e agricultura de corte e queima, a altura do dossel recuperou aos 70 e 100 anos, respectivamente (Denslow & Guzman, 2000; DeWalt et al., 2003). Já em florestas tropicais secas na Amazônia boliviana influenciadas por sazonalidade climática, utilizadas para agricultura de corte e queima, a altura recuperou a partir dos 50 anos (Kennard, 2002). Por outro lado, em florestas tropicais secas no México, com mesmo tipo de uso, a altura do dossel recuperou 80% aos 20 anos, mas mesmo com 40 anos não havia recuperado totalmente, enquanto que a cobertura do dossel recuperou e estabilizou aos 13 (Lebrija-Trejos et al., 2008). Observamos em nosso estudo que solos com baixo pH e alta disponibilidade de carbono orgânico influenciaram positivamente o aumento da altura do dossel, sugerindo que o restabelecimento das propriedades do solo típicas de MGI são fundamentais para recuperação desse importante atributo estrutural (Reatto et al., 2001). Outros estudos mostram que a intensidade de manejo (aumento do número de ciclos, redução do tempo de pousio e capinas e desbastes sucessivos) também pode afetar a recuperação deste atributo (Jakovac et al., 2015).

Nossos resultados mostraram que a densidade de indivíduos em áreas com lençol freático superficial se recuperou mais rápido (46 anos) do que a densidade em áreas com lençol profundo (54 anos), que mostra como a disponibilidade de água pode ser fator limitante para recuperação deste atributo estrutural. O mesmo foi observado nas formações florestais dos Llanos, no norte da América do Sul, onde áreas com lençol freático superficial possuem maior densidade do que áreas com solo de menor capacidade de retenção de água (Medina & Silva, 1990). Quanto ao tempo e a trajetória de recuperação, o mesmo padrão foi observado numa floresta tropical

chuvosa em Porto Rico utilizada para pastagem onde a densidade alcançou valores de floresta madura aos 50 anos (Aide et al., 2000). Em florestas tropicais secas utilizadas para agricultura no México, a densidade alcançou valores de floresta antiga e estabilizou aos 13 anos (Lebrija-Trejos et al., 2008), provavelmente por serem ecossistemas estruturalmente menos complexos que as florestas que estudamos (Chazdon et al., 2006). Esse padrão de aumento até um pico seguido por diminuição da densidade de indivíduos de florestas mais jovens para mais velhas sugere que após a cessação do distúrbio muitos indivíduos se estabelecem pela chuva de sementes, mas sobretudo pela rebrota dos tocos, aumentando a quantidade de caules e indivíduos nas comunidades ao longo da sucessão (Chazdon, 2012), que depois morrem como consequência direta ou indireta da competição por luz, água e nutrientes do solo num processo de auto desbaste (Peet & Christensen, 1987).

Em nosso estudo, a área basal recuperou aos 65 anos, semelhante ao que foi observado em uma floresta tropical úmida no Panamá onde a área basal recuperou aos 70 anos (Delang & Li, 2012). No entanto, em florestas tropicais chuvosas na Amazônia a área basal precisa de 190 anos para se recuperar (Saldarriaga et al., 1988). Em florestas tropicais secas utilizadas para agricultura itinerante esse atributo não alcançou valores de florestas maduras (Lebrija-Trejos et al., 2008) dentro do período avaliado (40 anos). Assim como a áreas basal, a biomassa também apresentou lenta recuperação e não alcançou os valores de floresta antiga em nosso estudo, mas nossa estimativa é que este atributo recupere aos 107 anos, considerando aumento potencial e taxa de recuperação de $2,68 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$. Em florestas tropicais secas as taxas de recuperação da biomassa são menores que nas florestas úmidas (Poorter et al., 2016). Nas pastagens abandonadas de uma floresta tropical chuvosa em Porto Rico apresentaram taxa de recuperação da biomassa de $4,9 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$, alcançando valores de floresta madura aos 70 anos (Aide et al., 2000). Florestas tropicais chuvosas utilizadas para agricultura de corte e queima apresentaram platô entre 60 – 80 anos quando ocorreu um período de ruptura e a substituição de espécies pioneiras por não-pioneiras (Saldarriaga et al., 1988). A biomassa é muito influenciada pela composição de espécies devido a densidade específica da madeira. Ao longo da sucessão secundária verifica-se aumento da densidade específica da madeira, porque as espécies pioneiras apresentam densidade menor que as não-pioneiras (Chazdon, 2012). Isso sugere que a não recuperação da biomassa pode ter relação direta com a não recuperação da composição funcional por espécies não-pioneiras em nosso estudo. Não observamos relação entre recuperação da altura, densidade e biomassa das palmeiras com o tempo de pousio, o que era esperado, pois os agricultores sempre

poupam as palmeiras do desbaste, principalmente *M. flexuosa*, neste caso, pela sua importância socioeconômica (Borges et al., 2016; ver Cap. 1).

Conclusão

A agricultura itinerante associada a práticas de derrubada e queima, em roças de 0,3 a 1,2 ha, cultivadas por até 10 anos, seguido de pousio florestal de 10 a 50 anos, não excedeu os limiares de resiliência das MGI estudadas. Nossas hipóteses foram parcialmente corroboradas, uma vez que a maioria dos atributos ecológicos se recuperaram durante o período avaliado (65 anos), exceto a composição de espécies não pioneiras e biomassa. Equitabilidade e composição por indivíduos zoocóricos não foram relacionados ao tempo de pousio. Além disso, a profundidade do lençol freático influenciou a riqueza e a composição florística, demonstrando que a inundação é um fator limitante para muitas espécies nas matas de galeria do Cerrado. Nossa hipótese é que as propriedades químicas do solo e a profundidade do lençol freático influenciam na recuperação dos atributos estruturais (altura, cobertura e altura do dossel, densidade, área basal e biomassa), riqueza e diversidade. Verificamos que solos mais ácidos e alta disponibilidade de carbono orgânico contribuíram especificamente para o aumento da altura do dossel ao longo do tempo. Solos menos ácidos e maior disponibilidade de nutrientes favoreceram a recuperação da composição funcional por indivíduos não pioneiros. Considerando distúrbios de escala semelhantes, recomendamos que esses ecossistemas sejam mantidos em pousio por pelo menos 65 anos para a recuperação total dos atributos ecológicos em projetos de conservação. No entanto, recomendamos considerar o tempo de pousio adotado pelos agricultores (10 a 50 anos), pois esse período parece ser suficiente para recuperar a fertilidade do solo. É importante considerar que há pouca disponibilidade de áreas suscetíveis ao cultivo, e práticas de manejo podem influenciar a sucessão secundária sob alta intensidade de uso (tempo de cultivo e tempo de pousio). É fundamental que estudos como este sejam devolvidos para as comunidades envolvidas por meio de reuniões e devolutivas. Finalmente, para projetos de restauração, recomendamos considerar a restauração ecológica das características do solo, como inundações, níveis de acidez e disponibilidade de nutrientes.

Agradecimentos

Agradecemos aos agricultores quilombolas do Jalapão por autorizarem e contribuírem conosco para esta pesquisa, em especial Teomenilton Santos, Adão Ribeiro e Lindomar de Sousa pela colaboração e participação neste estudo; aos gestores Ana Carolina Barradas, João Miranda e Rejane Nunes pela assistência durante pesquisa em campo. Esta pesquisa está cadastrada junto ao Conselho de Gestão do Patrimônio Genético (CGEN/MMA, cadastro nº A9428EE) por

envolver acesso a conhecimento tradicional; Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade (ICMBio, SISBIO nº55006-1) e Instituto Natureza do Tocantins (Naturatins, nº 4046-2016-B). Esta pesquisa foi financiada com recursos da Rufford Foudantion (24963-1), GIZ (5718 - GIZ / IB) e FAP DF (0193.001481/2017).

Conclusões gerais

Esta pesquisa permitiu responder as perguntas centrais que guiaram esta tese: i) quais práticas de cultivo são adotadas por agricultores e como estas podem influenciar a regeneração natural da vegetação secundária após agricultura itinerante? ii) como se dá a recuperação de atributos ecológicos destas comunidades vegetais após o distúrbio? iii) como estas matas secundárias em diferentes idades de sucessão se comparam com florestas maduras? iv) como fatores ambientais como inundação e propriedades químicas do solo influenciam a recuperação de atributos ecológicos em matas secundárias após agricultura itinerante? Nesse sentido, as principais conclusões foram:

a. As “roças de esgoto” formam a base do sistema agrícola e alimentar das comunidades quilombolas do Jalapão.

As roças de esgoto são parcelas cultivadas em matas de galeria inundáveis e veredas do Cerrado. Esses ecossistemas são ilhas de fertilidade e umidade na matriz savânica, espaços particularmente únicos para cultivo agrícola, e por isso são roças que produzem inclusive durante a estação seca, o que grandemente as diferenciam de outras áreas que só produzem durante as chuvas. Porém, esses ecossistemas são classificados pela legislação como Áreas de Proteção Permanente (APP) por serem considerados sensíveis às atividades antropicas. Verificamos que estes cultivos são feitos em pequena escala e em baixa intensidade, permitem a recuperação das matas de galeria inundáveis durante o pousio e interrupção do manejo, ao mesmo tempo em que representam importante fonte de alimento e segurança alimentar. Por isto, sugerimos que este tipo de cultivo possa ser realizado pelos agricultores, mas sempre deve ser observado e garantido que as práticas de manutenção da capacidade de regeneração natural da vegetação secundária sejam adotadas, em sistemas de cultivo com baixa intensidade de uso.

b. Os agricultores quilombolas no Jalapão utilizam vários ecossistemas pela apropriação dos recursos naturais e serviços ecossistêmicos para produção de alimento e renda.

Utilizar vários tipos de ecossistemas para produção de alimento e renda é uma forma comum de apropriação dos recursos naturais e dos serviços ecossistêmicos nos trópicos, pois garantem aos agricultores formas de se adaptarem às mudanças ambientais e políticas que porventura possam influenciar sua segurança alimentar ou socioeconômica.

c. Os canais de drenagem, técnica típica das “roças de esgoto” no Jalapão, possibilitam o cultivo de espécies agrícolas, mas também podem ser utilizados para proteção contra incêndios subterrâneos ou de turfa.

O sistema de drenagem das roças de esgoto retira temporariamente a condição estressante da inundação, possibilitando a chegada de espécies nativas intolerantes a esse tipo de distúrbio. Porém, durante a fase de pousio os canais ficam obstruídos permitindo que a área retorne paulatinamente às condições de inundação. No entanto, o sistema de drenagem também é utilizado para evitar a ocorrência de incêndio subterrâneo ou fogo de turfa. Este tipo de incêndio consome as raízes das árvores o que causa a morte de árvores e prejudica a capacidade de recuperação das propriedades físico-químicas do solo. Para evitar a ocorrência do fogo de turfa, os agricultores regulam e controlam a umidade da roça através da obstrução dos canais de drenagem, sobretudo, quando uma grande camada de solo orgânica é exposta após a drenagem para abertura da roça.

d. Os agricultores poupam do desbaste e da capina espécies úteis e não retiram os tocos das árvores durante a derrubada da roça.

Espécies arbóreas e palmeiras que possuem alguma função para os agricultores são poupadas e tendem ser manejadas pelos agricultores. Isto favorece a regeneração natural da vegetação secundária, pois, estes indivíduos que são poupados podem produzir sementes que germinam *in situ* como também podem atrair a fauna dispersora e auxiliar a chegada de outros propágulos. Além disto, os tocos que não são arrancados durante a fase de abertura da roça podem rebrotar ao longo do ciclo de cultivo. A presença destes tocos acelera o retorno de espécies à comunidade vegetal por rebrota.

e. Os agricultores protegem roças, capoeiras e florestas maduras da ocorrência de fogo.

Há pelos menos duas escalas de proteção das roças, capoeiras e florestas maduras, local e de paisagem. Os agricultores fazem queimadas controladas (aceiros) ao redor das roças-recém abertas para evitar que incêndios originados na vegetação circundante, propensa ao fogo, possa atingir estes espaços. Estes aceiros evitam também que o fogo escape das roças, durante a queimada, para a vegetação circundante, sobretudo porque estas queimas de roça são realizadas na estação seca. Numa escala de paisagem, queimas controladas em formações savânicas e campestres formam um mosaico de áreas queimadas em diferentes estágios de regeneração, ajudando a impedir a propagação de incêndios, sobretudo os de final de estação seca que tendem a ser maiores e de mais difícil controle.

f. A adoção de práticas de manejo da umidade do solo e uso do fogo para proteção das roças e das capoeiras e isto indiretamente resguarda a capacidade de regeneração natural da vegetação secundária.

Num contexto de limitadas áreas passíveis de cultivo agrícola numa região marcada por forte sazonalidade entre o período chuvoso e seco, a adoção de práticas de manejo da umidade, manutenção da fertilidade do solo e uso controlado do fogo permite ao agricultor lidar com a dispersão espaço-temporal e a escassez de áreas aptas para fazer uma roça de esgoto.

g. A agricultura itinerante de derrubada e queima não excede os limiares de resiliência de matas de galeria inundáveis estudadas.

As práticas de cultivo das roças de esgoto, em parcelas cultivadas de 0,3 a 1,2 hectares cultivadas por até 10 anos e deixadas em pousio por um período que pode variar de 10 a 50 anos, não excedem os limiares de resiliência destes ecossistemas. A maioria dos atributos ecológicos alcançaram valores de florestas maduras dentro do período avaliado (65 anos), exceto composição de espécies não-pioneiras e biomassa. Equitabilidade e composição por indivíduos zoocóricos não responderam ao tempo de pousio. Os atributos ecológicos levaram de uma a sete décadas para alcançarem os valores de florestas maduras.

h. A inundação e as propriedades químicas do solo influenciaram a recuperação de alguns atributos ecológicos.

Áreas onde a inundação é mais persistente, inclusive durante a estação seca, tendem a apresentar trajetórias de recuperação da riqueza e composição florísticas diferentes do que áreas onde a inundação é menos persistente. Além disto, áreas onde o solo tem menor acidez e maior disponibilidade de nutrientes favoreceram a recuperação da composição de espécies não-pioneiras. Por outro lado, solos de maior acidez potencial e maior disponibilidade de carbono orgânico tenderam a acelerar a recuperação da altura do dossel.

Este estudo traz informações fundamentais sobre a ecologia das roças, manejo de florestas secundárias, sucessão de matas de galeria do Cerrado e pode subsidiar tomada de decisão na gestão de unidades de conservação, bem como fornece informações fundamentais sobre a dinâmica sucessional de matas de galeria inundáveis após agricultura de pequena escala no Cerrado. Recomendamos que pesquisas como esta sejam realizadas junto a outros pequenos agricultores que também utilizem ecossistemas considerados sensíveis, sobretudo no bioma Cerrado frente a atual intensa conversão do uso da terra que ameaça este que é um *hotspot* global de biodiversidade e que possui uma diversificada comunidade rural.

Apêndices

Quadro S 1: Roteiro de entrevista e da elaboração dos mapas participativos.

Roteiro entrevistas

- Qual nome da vegetação? Qual tipo de uso? Manejam com fogo?
- Quais tipo de roça? Em qual ecossistema abrem as roças?
- Qual o tamanho e profundidade ideais dos drenos (mais fundos, mais rasos, mais largos ou mais estreitos)? Como constroem os drenos?
- Quantos drenos constroem por roça?
- Quando derrubam e queimam? Como fazem?
- Se queimar a turfeiras ainda nasce árvores? (Enxugar demais a terra; esgotar errado)
- Quais plantas são manejadas?
- As roças são espaços atrativos para fauna local?
- Quando deixam uma roça em pousio? Quais indicadores definem hora de deixar parcela em pousio?
- Usam agroquímicos ? Quais ?

Mapeamento participativo

- 1- Identificar Capoeiras entre usuários (quem tem capoeira? E qual idade média?);
- 2- Como identificar idade das capoeiras?
 - Espécies indicadoras?
 - Tamanho e estrutura da mata?
 - Vestígios?
- 3- Mapa Mental (ou Falado)
- 4- Mapeamento Imagem satélite.

Quadro S 2: Classificação da espécies por síndrome de dispersão, sere sucessional e seletividade de habitats.

A classificação das espécies quanto à síndrome de dispersão foi feita com base nas características morfológicas dos diásporos, como a presença de polpa ou arilo atrativa para fauna (zoocoria), asas, alas ou plumas que propiciam a dispersão pelo vento (anemocoria) e capacidade de autodispersão (autocoria) pela abertura abrupta ou liberação de opérculos (Pinheiro & Ribeiro, 2001; Lorenzi, 2002; Peres, 2016; “Flora do Brasil 2020,” em construção).

A sere sucessional das espécies seguiu a classificação de (Swaine & Whitmore, 1988) que separam árvores tropicais em pioneiras e não pioneiras. Pioneiras tem sementes (geralmente pequenas) que precisam de luz para germinar e plântulas que precisam de luz para estabelecer e crescer, crescem rápido e apresentam menor densidade da madeira, enquanto não pioneiras tem sementes (geralmente grandes) que toleram a sombra na germinação e plântulas que toleram a sombra no processo de estabelecimento e crescimento, crescem mais lentamente e apresentam maior densidade da madeira. Consultamos bibliografia específica para decidir a classificação de cada espécie (cf. Correia et al. 2001; Felfili, 1995; Felfili & Fagg, 2007; “Flora do Brasil 2020,” n.d.; Haidar, 2008; Lorenzi, 2002; Ribeiro, 1998; Ribeiro, Almeida, & Sano, 2008; Ribeiro & Walter, 2001; Schiavini, Resende, & Aquino, 2001; Silva-Júnior, 2005; Silva-Júnior & Pereira, 2009; Souza et al. 2018)

A seletividade de habitats foi classificada com base na ocorrência da espécie em diferentes fitofisionomias do bioma ou sua seletividade a ambientes florestais. Espécies típicas de floresta são aquelas que ocorrem nas fitofisionomias florestais do bioma Cerrado, subdivididas em 1) Exclusiva de mata de galeria e 2) Especialista de mata. Exclusivas de mata de galeria são aquelas que ocorrem apenas em matas de galeria inundável e não inundável. Especialista de mata são aquelas que podem ocorrer também nas outras florestas do bioma, sendo elas a mata ciliar, mata seca e cerradão. Espécies generalistas são aquelas que também podem ocorrer em formações savânicas e/ou campestres, ou que, são típicas destas formações mas se aproveitam das condições abertas na fase inicial de recuperação para se estabelecer, subdivididas em 3) Generalista de ambiente úmido, 4) Generalista amplo e 5) Generalista de ambiente seco. Generalista de ambiente úmido são aquelas que também ocorrem ou são típicas de savanas ou campos úmidos (mal drenados) do bioma, especialmente a vereda. Generalista amplo são aquelas que também ocorrem ou são típicas de formações abertas (secas e úmidas) bem ou mal drenadas. Generalista de ambiente seco são aquelas que também ocorrem ou são típicas de formações abertas (secas) bem drenadas (Schiavini et al., 2001; S. M. Sano et al., 2008).

Tabela S 1: Média e desvio padrão das variáveis de solo de 28 áreas com idades entre 01 a 65 anos e quatro áreas referências (Ref), distribuídas em 152 amostras de solos (em média 5 amostras por área).

Idade (anos)	N (amostras)	Ca (cmolc/dm3)	Sat. Al (%)	Mat.Org. (%)	CTC (cmolc/dm3)	Sat.Base (%)	Zn (mg/dm3)	P (mg/dm3)	Mg (cmolc/dm3)	Hal (cmolc/dm3)	pH (CaCl2)	Al (cmolc/dm3)	C (g/dm3)	K (cmolc/dm3)
1	5	0,48 - 0,36	81,22 - 10,69	15,2 - 1,31	23,98 - 0,99	3,39 - 2,27	3,32 - 1,76	17,2 - 9,02	0,24 - 0,16	23,16 - 0,99	3,56 - 0,12	3,34 - 0,28	88,17 - 7,57	0,1 - 0,06
2	5	0,58 - 0,44	73,81 - 15,84	6,8 - 2,95	13,47 - 4,36	10,38 - 8,63	1,26 - 0,47	10,96 - 6,09	0,70 - 0,74	12,06 - 4,18	3,68 - 0,14	3,46 - 1,42	39,44 - 17,11	0,13 - 0,08
2	3	1,00 - 0,46	59,99 - 13,66	10,57 - 2,21	18,4 - 3,38	9,58 - 2,86	0,87 - 0,16	19,60 - 11,51	0,57 - 0,16	16,64 - 3,14	3,74 - 0,06	2,74 - 0,93	61,29 - 12,8	0,20 - 0,09
5	5	0,48 - 0,48	75,28 - 16,85	8,48 - 1,15	22,2 - 3,52	6,59 - 5,96	0,84 - 0,14	10,16 - 4,44	0,82 - 0,73	20,78 - 3,95	3,82 - 0,17	3,98 - 1,00	49,19 - 6,65	0,12 - 0,07
7	5	0,6 - 0,39	73,07 - 13,59	2,22 - 0,60	14,38 - 6,69	12,08 - 6,74	0,72 - 0,45	3,70 - 1,19	1,26 - 1,57	12,38 - 5,01	3,64 - 0,09	4,24 - 1,18	12,88 - 3,47	0,14 - 0,12
11	5	0,36 - 0,21	72,47 - 5,07	10,48 - 1,89	20,21 - 3,35	6,21 - 3,21	3,16 - 1,82	8,72 - 3,69	0,58 - 0,33	19,00 - 3,53	3,66 - 0,09	3,10 - 0,66	60,79 - 10,94	0,27 - 0,08
12	5	0,34 - 0,17	82,64 - 4,57	17,4 - 1,68	24,13 - 1,51	3,33 - 1,12	1,66 - 0,37	8,66 - 1,75	0,32 - 0,11	23,32 - 1,35	3,64 - 0,06	3,80 - 0,58	100,93 - 9,71	0,15 - 0,05
12	4	0,5 - 0,25	65,98 - 16,05	2,35 - 0,73	20,26 - 12,07	9,32 - 4,94	2,05 - 1,61	7,28 - 3,50	0,83 - 0,54	18,78 - 11,86	3,65 - 0,26	3,48 - 2,35	13,63 - 4,20	0,16 - 0,08
12	5	0,4 - 0,24	73,59 - 12,1	5,84 - 3,23	17,98 - 7,81	6,95 - 3,97	0,86 - 0,19	26,12 - 26,51	0,52 - 0,15	16,94 - 7,99	3,72 - 0,11	3,48 - 2,07	33,88 - 18,71	0,12 - 0,04
13	5	0,22 - 0,05	74,81 - 9,31	11,8 - 1,49	15,97 - 4,99	5,56 - 2,44	2,72 - 1,58	16,86 - 20,62	0,34 - 0,20	15,14 - 5,01	3,76 - 0,19	2,56 - 0,76	68,45 - 8,61	0,27 - 0,13
15	5	10,22 - 5,35	7,65 - 5,58	19,6 - 2,89	26,31 - 7,86	46,89 - 15,99	29,76 - 8,68	112 - 64,39	2,34 - 1,39	13,26 - 3,88	4,32 - 0,17	0,78 - 0,25	113,69 - 16,71	0,49 - 0,17
18	5	0,26 - 0,14	85,45 - 4,94	12,46 - 1,86	13,54 - 1,93	3,32 - 1,64	1,68 - 1,22	22,14 - 8,58	0,14 - 0,09	13,08 - 1,86	3,90 - 0,10	2,54 - 0,39	72,28 - 10,79	0,06 - 0,03
20	5	0,22 - 0,05	82,3 - 5,01	12,5 - 2,4	24,84 - 8,59	3,48 - 0,56	3,08 - 1,41	4,86 - 0,91	0,46 - 0,16	24,00 - 8,38	3,42 - 0,09	3,92 - 0,66	72,51 - 13,92	0,16 - 0,09
21	5	3,72 - 4,68	23,89 - 21,82	4,94 - 5,78	10,39 - 13,29	43,93 - 10,19	6,24 - 8,66	9,32 - 7,26	0,82 - 0,84	5,72 - 7,70	4,26 - 0,16	0,70 - 0,45	28,66 - 33,52	0,13 - 0,16
21	5	0,22 - 0,05	86,17 - 5,05	7,22 - 2,18	17,13 - 6,77	2,96 - 1,80	1,62 - 0,48	8,60 - 5,16	0,12 - 0,05	16,7 - 6,83	3,50 - 0,19	2,74 - 0,46	41,88 - 12,62	0,09 - 0,01
27	5	0,36 - 0,2	81,28 - 3,21	15,4 - 2,08	35,19 - 4,18	3,13 - 0,72	4,30 - 1,43	26,00 - 5,76	0,44 - 0,09	34,08 - 4,00	3,26 - 0,43	4,96 - 1,55	89,33 - 12,03	0,31 - 0,07
28	5	0,88 - 1,42	70,77 - 20,82	7,74 - 3,33	22,96 - 9,84	7,69 - 7,06	2,92 - 1,23	9,10 - 3,87	0,64 - 0,50	21,3 - 9,65	3,32 - 0,22	3,08 - 0,46	44,9 - 19,29	0,14 - 0,09
29	4	0,95 - 0,86	66,72 - 16,39	2,45 - 0,47	25,12 - 1,03	8,59 - 5,70	1,53 - 0,51	7,95 - 2,72	0,95 - 0,58	22,93 - 1,00	3,48 - 0,10	3,95 - 0,43	14,21 - 2,70	0,29 - 0,13
30	5	1,66 - 0,93	54,86 - 15,50	10,96 - 1,59	25,59 - 5,93	10,83 - 5,12	1,82 - 1,28	24,60 - 6,08	0,84 - 0,36	22,82 - 5,69	3,74 - 0,27	3,10 - 0,42	63,58 - 9,23	0,27 - 0,11
35	5	0,20 - 0,01	85,69 - 3,44	8,82 - 1,66	17,32 - 2,82	3,19 - 0,68	1,00 - 0,08	11,88 - 7,09	0,22 - 0,11	16,76 - 2,74	3,74 - 0,06	3,30 - 0,45	51,16 - 9,59	0,14 - 0,05
35	5	0,48 - 0,44	63,98 - 32,31	2,76 - 0,91	8,00 - 2,35	16,52 - 17,87	1,24 - 1,26	10,18 - 8,79	0,42 - 0,47	6,96 - 3,17	3,78 - 0,20	1,88 - 1,03	16,01 - 5,23	0,14 - 0,12
38	5	0,60 - 0,30	57,28 - 7,06	8,72 - 1,93	14,9 - 7,81	19,24 - 19,61	3,44 - 0,47	6,80 - 3,16	0,86 - 0,29	13,00 - 7,59	3,72 - 0,14	2,44 - 0,44	50,58 - 11,19	0,44 - 0,14
40	5	0,24 - 0,06	80,77 - 10,06	11,3 - 1,57	21,81 - 1,9	4,24 - 2,01	3,34 - 1,65	15,78 - 13,43	0,38 - 0,20	20,9 - 2,08	3,56 - 0,20	4,02 - 0,97	65,55 - 9,09	0,29 - 0,17
40	5	0,82 - 0,35	69,55 - 7,51	15,54 - 3,77	20,32 - 3,78	6,25 - 1,46	2,06 - 1,08	5,32 - 0,78	0,36 - 0,12	19,02 - 3,38	3,74 - 0,09	2,86 - 0,14	90,14 - 21,83	0,12 - 0,02
45	5	1,46 - 0,94	48,62 - 15,23	10,3 - 3,02	19,02 - 6,47	12,53 - 6,28	2,10 - 1,23	14,82 - 6,74	0,62 - 0,17	16,76 - 6,25	3,66 - 0,24	2,20 - 1,10	59,75 - 17,48	0,18 - 0,06
50	5	9,44 - 3,89	4,76 - 2,69	14,2 - 2,78	24,26 - 5,95	54,18 - 10,76	7,20 - 2,47	60,10 - 29,63	3,64 - 1,53	10,74 - 1,97	4,38 - 0,24	0,56 - 0,12	82,37 - 16,10	0,44 - 0,10

50	5	1,16 - 0,59	50,97 - 16,53	11,26 - 1,60	19,60 - 3,57	15,45 - 5,93	1,82 - 0,61	38,34 - 21,19	1,42 - 0,43	16,64 - 3,63	3,88 - 0,20	3,06 - 1,06	65,32 - 9,25	0,38 - 0,12
65	4	0,65 - 0,18	75,89 - 5,42	14,25 - 1,26	32,70 - 9,83	4,44 - 1,51	0,88 - 0,1	15,95 - 2,81	0,5 - 0,09	31,35 - 9,86	3,4 - 0,19	4,38 - 1,05	82,66 - 7,30	0,20 - 0,06
Ref 1	4	0,50 - 0,25	64,31 - 7,70	16,25 - 4,72	29,91 - 4,96	7,49 - 2,73	5,08 - 2,87	61,20 - 30,85	1,03 - 0,26	27,75 - 5,25	3,43 - 0,19	3,88 - 0,55	94,26 - 27,36	0,63 - 0,06
Ref 2	3	0,20 - 0,00	86,16 - 6,87	5,80 - 7,12	15,59 - 17,98	4,91 - 3,80	1,10 - 0,89	7,47 - 5,75	0,1 - 0,00	15,24 - 17,95	3,60 - 0,35	3,04 - 2,57	33,65 - 41,26	0,05 - 0,03
Ref 3	5	0,60 - 0,34	73,39 - 5,36	6,30 - 2,97	18,75 - 8,16	8,02 - 2,35	1,80 - 0,68	15,02 - 10,47	0,56 - 0,25	17,32 - 7,60	3,52 - 0,15	3,70 - 0,98	36,54 - 17,22	0,27 - 0,15
Ref 4	5	0,54 - 0,22	83,34 - 9,29	7,04 - 2,84	24,51 - 3,48	5,26 - 2,44	3,02 - 1,45	13,48 - 6,96	0,52 - 0,27	23,26 - 3,70	3,46 - 0,12	7,04 - 2,60	40,84 - 16,42	0,19 - 0,09

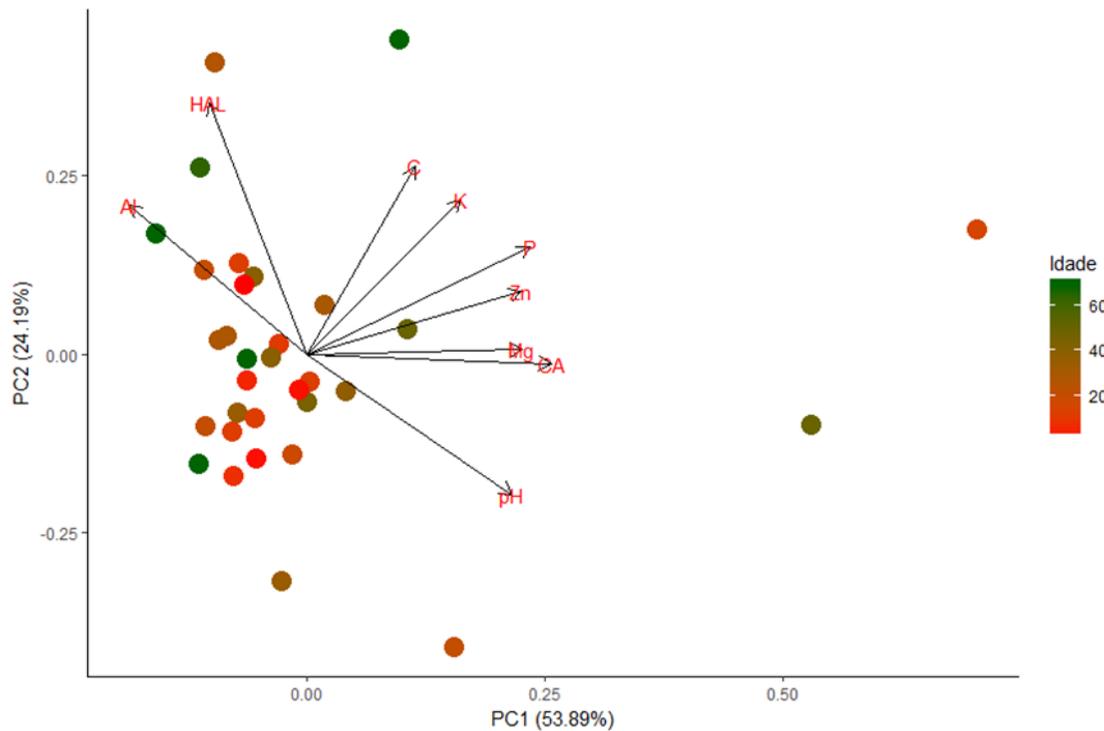


Figura S 1: Análise de componentes principais (PCA) das áreas. Os pontos representam as 32 áreas amostradas, onde áreas mais jovens tendem ao vermelho e mais antigas tendem ao verde. A porcentagem de variação explicada por cada eixo da PCA é fornecida. As setas representam a variável do solo (em vermelho) usada para ordenar as parcelas ao longo dos eixos. Quanto menor o ângulo entre a seta e um dado eixo, mais forte será a influência dessa variável na ordenação das parcelas ao longo desse dado eixo.

Tabela S 2 Seleção de modelos para recuperação dos atributos ecológicos em função das variáveis explicativas Tempo de pousio (em anos), Profundidade do lençol (superficial “S” ou profundo “P”) e características do solo, utilizando autovalores ajustados (eigenvalue) dos eixos da PCA (onde PC1 refere-se a solos com menor pH (acidez potencial) e alta disponibilidade de carbono orgânico, e PC2 com solos com maior pH e alta disponibilidade de nutrientes; df = grau de liberdade, LogLik = Máxima verossimilhança; AICc = Critério de Informação de Akaike para amostras pequenas; Δ = delta AICc; w = pesos de Akaike (valores $\Delta < 2$ estão em negrito).

Modelos	df	LogLik	AICc	Δ	w
Riqueza (rarefação 84)					
Tempo de pousio + Profundidade do lençol	4	-71.021	151.8	0.00	0.451
Tempo de pousio	3	-73.463	153.9	2.15	0.154
Tempo de pousio + Profundidade do lençol + PC2	5	-70.770	154.3	2.49	0.130
Tempo de pousio + Profundidade do lençol + PC1	5	-70.801	154.3	2.55	0.126
Tempo de pousio + PC2	4	-73.219	156.2	4.40	0.050
Diversidade (Shannon' H)					
Tempo de pousio	3	-21.345	49.7	0.00	0.385
Tempo de pousio + Profundidade do lençol	4	-20.439	50.6	0.93	0.242
Tempo de pousio + PC2	4	-21.199	52.1	2.45	0.113
Tempo de pousio + PC1	4	-21.324	52.4	2.70	0.100
Tempo de pousio + Profundidade do lençol + PC2	5	-20.301	53.3	3.64	0.062
Equitabilidade (E)					
PC1	3	24.343	-41.7	0.00	0.224
Modelo neutro	2	23.039	-41.6	0.09	0.214
Profundidade do lençol + PC1	4	25.234	-40.7	0.96	0.139
Profundidade do lençol	3	23.288	-39.6	2.11	0.078
Tempo de pousio	3	23.264	-39.5	2.16	0.076
Composição funcional por espécies zoocóricas					
Tempo de pousio	3	28.603	-50.2	0.00	0.302
Tempo de pousio + PC1	4	29.350	-49.0	1.25	0.162
Tempo de pousio + profundidade do lençol	4	28.976	-48.2	1.99	0.112
Tempo de pousio + profundidade do lençol + PC1	5	30.267	-47.8	2.40	0.091
Tempo de pousio + PC2	4	28.739	-47.7	2.47	0.088
Composição funcional por indivíduos zoocóricos					
-	2	13.140	-21.8	0.00	0.299
PC1	3	13.751	-20.5	1.30	0.156
PC2	3	13.540	-20.1	1.72	0.127
Profundidade do lençol	3	13.237	-19.5	2.32	0.094
Tempo de pousio	3	13.190	-19.4	2.42	0.089
Composição funcional por espécies não-pioneiras					
Tempo de pousio	3	26.551	-46.1	0.86	0.225
Tempo de pousio + Profundidade do lençol	4	27.237	-44.7	2.22	0.114
Tempo de pousio + PC1 + PC2	5	28.589	-44.4	2.51	0.099
Tempo de pousio + Profundidade do lençol + PC1	5	28.567	-44.4	2.55	0.096
Tempo de pousio + PC2	4	26.702	-43.7	3.29	0.067
Composição funcional por indivíduos de espécies não-pioneiras					
Tempo de pousio + PC1	4	17.580	-25.4	0.00	0.302
Tempo de pousio + Profundidade do lençol + PC1	5	18.871	-25.0	0.41	0.247
Tempo de pousio + PC1 + PC2	5	18.312	-23.9	1.52	0.141
Tempo de pousio + Profundidade do lençol	4	16.597	-23.5	1.97	0.113
Tempo de pousio + Profundidade do lençol + PC1 + PC2	6	19.588	-23.2	2.24	0.098
Composição funcional por espécies típicas de floresta					
Tempo de pousio	3	24.501	-42.0	1.51	0.141
Tempo de pousio + Profundidade do lençol + PC2	5	26.767	-40.8	2.70	0.078
Tempo de pousio + PC1 + PC2	5	26.381	-40.0	3.48	0.053
Tempo de pousio + PC2	4	24.647	-39.6	3.95	0.042
Tempo de pousio + Profundidade do lençol + PC1 + PC2	6	27.702	-39.4	4.11	0.038
Composição funcional por indivíduos de espécies típica de floresta					
Tempo de pousio	3	5.198	-3.4	0.00	0.249

Modelos	df	LogLik	AICc	Δ	w
Tempo de pousio + Profundidade do lençol	4	6.310	-2.9	0.51	0.193
Tempo de pousio + PC1	4	5.790	-1.8	1.55	0.115
Tempo de pousio + PC2	4	5.753	-1.8	1.63	0.110
Tempo de pousio + Profundidade do Lençol + PC2	5	6.873	-1.0	2.38	0.076
Composição florística					
Tempo de pousio + Profundidade do lençol	4	-0.482	10.7	0.34	0.279
Tempo de pousio + Profundidade do lençol + PC1 + PC2	6	2.414	11.2	0.81	0.221
Tempo de pousio + Profundidade do lençol + PC1	5	0.436	11.9	1.49	0.157
Tempo de pousio + PC1 + PC2	5	-3.070	18.9	8.50	0.005
Tempo de pousio + PC1	4	-4.639	19.0	8.66	0.004
Altura do dossel					
Tempo de pousio + PC2	4	-64.715	139.2	0.00	0.485
Tempo de pousio + PC1 + PC2	5	-64.205	141.1	1.97	0.182
Tempo de pousio + Profundidade do lençol + PC2	5	-64.630	142.0	2.82	0.119
Tempo de pousio	3	-67.685	142.4	3.20	0.098
Tempo de pousio + Profundidade do Lençol + PC1 + PC2	6	-63.904	143.8	4.64	0.048
Cobertura do dossel					
Tempo de pousio	3	-111.187	229.4	0.00	0.329
Tempo de pousio + Profundidade do lençol	4	-110.246	230.2	0.86	0.214
Tempo de pousio + PC2	4	-110.867	231.5	2.10	0.115
Tempo de pousio + PC1	4	-110.949	231.6	2.26	0.106
Tempo de pousio + Profundidade do lençol + PC1	5	-109.502	231.7	2.36	0.101
Densidade de indivíduos					
Profundidade do lençol	3	-252.364	511.7	0.00	0.288
Tempo de pousio + Profundidade do lençol	5	-249.860	512.4	0.72	0.201
Profundidade do lençol + PC1	4	-252.204	514.1	2.42	0.086
Profundidade do lençol + PC2	4	-252.353	514.4	2.72	0.074
Tempo de pousio + Profundidade do lençol + PC1	6	-249.658	515.3	3.59	0.048
Área basal					
Tempo de pousio	3	-91.374	189.7	0.00	0.328
Tempo de pousio + PC2	4	-90.050	189.8	0.09	0.314
Tempo de pousio + Profundidade do lençol	4	-91.299	192.3	2.59	0.090
Tempo de pousio + PC1	4	-91.374	192.5	2.74	0.083
Tempo de pousio + Profundidade do lençol + PC2	5	-89.956	192.6	2.89	0.077
Biomassa					
Tempo de pousio	3	-145.217	297.4	1.52	0.178
Tempo de pousio + Profundidade do lençol + PC2	5	-142.413	297.6	1.64	0.168
Tempo de pousio + PC1 + PC2	5	-143.083	298.9	2.98	0.086
Tempo de pousio + Profundidade do lençol	4	-144.607	299.0	3.04	0.083
Tempo de pousio + PC1	4	-145.197	300.1	4.22	0.046

Tabela S 3 Valores de altura (Med = Mediana, 1ºQ = primeiro quartil, 3ºQ = terceiro quartil), densidade absoluta (DA) e relativa (DR), área basal absoluta (ABA) e relativa (ABR), valor de cobertura (VC) e grupo funcional (GF) das espécies amostradas em casa comunidade, onde Z = espécies zoocóricas, Au = autocóricas, An = anemocóricas; P = pioneiras, NP = não pioneiras; GAS = generalistas de ambiente seco, GA = generalista ampla, GAU = generalista de ambiente úmido, EsM = especialista de mata e ExM = representam espécies exclusivas de mata de galeria. Em negrito as cinco espécies com maior valor de cobertura em cada comunidade.

Espécie	Altura (m)			DA (ind/ha)	DR (%)	ABA (m ² /ha)	ABR (%)	VC (%)	GF
	Med.	1º Q	3º Q						
1 ano de pousio (Capoeira do Santo)									
<i>Cecropia pachystachya</i>	3,5	3,0	4,5	4040	76,5	3,87	81,8	158,3	Z; P; EsM
<i>Ludwigia nervosa</i>	3,5	3,0	4,5	960	18,2	0,53	11,2	29,4	Au; P; GAU
<i>Xylopia aromatica</i>	3,0	-	-	80	1,5	0,03	0,7	2,2	Z; P; GAS
<i>Macairea radula</i>	5,5	-	-	20	0,4	0,04	0,9	1,3	Au; P; GA
Mortas	na	na	na	180	3,4	0,26	5,4	8,8	NA
<i>Total</i>	<i>15,5</i>	<i>6,0</i>	<i>9,0</i>	<i>5280</i>	<i>100</i>	<i>4,73</i>	<i>100</i>	<i>200</i>	-
2 anos de pousio (Capoeira do Adão)									
<i>Vismia cayennensis</i>	6,0	5,0	6,5	1980	56,3	3,91	52,2	108,5	Z; P; ExM
<i>Byrsonima laxiflora</i>	3,5	2,9	3,6	640	18,2	0,61	8,1	26,3	Z; P; EsM
<i>Cecropia pachystachya</i>	6,3	4,6	7,6	340	9,7	0,66	8,8	18,5	Z; P; EsM
<i>Alibertia edulis</i>	5,5	4,9	7,3	80	2,3	0,85	11,3	13,6	Z; P; GA
<i>Curatella americana</i>	4,5	4,5	4,5	120	3,4	0,67	9,0	12,4	Z; P; GAS
<i>Tachigali rubiginosa</i>	4,5	3,5	4,5	60	1,7	0,24	3,2	4,9	An; P; EsM
<i>Ouratea castaneifolia</i>	3,1	-	-	80	2,3	0,11	1,5	3,8	Z; NP; EsM
<i>Xylopia aromatica</i>	4,5	-	-	80	2,3	0,09	1,2	3,5	Z; P; GAS
<i>Tapirira guianensis</i>	4,5	-	-	20	0,6	0,18	2,3	2,9	Z; P; EsM
<i>Vochysia haenkeana</i>	2,8	-	-	80	2,3	0,03	0,4	2,6	An; NP; EsM
<i>Trema micrantha</i>	7,0	-	-	20	0,6	0,10	1,3	1,9	Z; P; GA
Mortas	na	na	na	20	0,6	0,04	0,6	1,1	NA
<i>Total</i>	<i>52,2</i>	<i>25,4</i>	<i>34,0</i>	<i>3520,0</i>	<i>100,3</i>	<i>7,5</i>	<i>99,9</i>	<i>200,0</i>	-
2 anos de pousio (Estivinha)									
<i>Mauritia flexuosa*</i>	12,0	-	-	40	4,3	6,11	92,8	97,2	Z; P; GAU

Espécie	Altura (m)			DA (ind/ha)	DR (%)	ABA (m²/ha)	ABR (%)	VC (%)	GF
	Med.	1° Q	3° Q						
<i>Curatella americana</i>	3,3	3,3	3,3	640	69,6	0,35	5,4	74,9	Z; P; GAS
<i>Byrsonima laxiflora</i>	3,3	-	-	80	8,7	0,06	0,9	9,6	Z; P; EsM
<i>Cecropia pachystachya</i>	2,0	-	-	80	8,7	0,03	0,5	9,2	Z; P; EsM
<i>Ludwigia tomentosa</i>	1,9	-	-	80	8,7	0,03	0,4	9,1	Au; P; GA
<i>Total</i>	22,5	3,3	3,3	920	100	6,58	100	200	-
5 anos de pousio (Estivinha)									
<i>Mauritia flexuosa*</i>	26,0	23,8	26,5	80	5,8	9,21	78,1	83,8	Z; P; GAU
Lauraceae sp.	5,4	5,1	5,7	240	17,4	0,58	4,9	22,3	Z
<i>Xylopia aromatica</i>	4,0	4,0	4,5	200	14,5	0,36	3,0	17,5	Z; P; GAS
<i>Alibertia edulis</i>	2,9	-	-	160	11,6	0,08	0,7	12,3	Z; P; GA
<i>Cecropia pachystachya</i>	5,0	-	-	100	7,2	0,17	1,5	8,7	Z; P; EsM
<i>Inga laurina</i>	4,1	-	-	100	7,2	0,13	1,1	8,4	Z; NP; ExM
<i>Curatella americana</i>	2,7	-	-	100	7,2	0,07	0,6	7,9	Z; P; GAS
<i>Casearia grandiflora</i>	3,3	-	-	80	5,8	0,18	1,6	7,4	Z; NP; EsM
<i>Ludwigia tomentosa</i>	2,5	-	-	80	5,8	0,03	0,2	6,0	Au; P; GA
<i>Xylopia emarginata*</i>	7,0	7,0	7,1	60	4,3	0,18	1,5	5,9	Z; P; EsM
<i>Buchenavia tomentosa</i>	6,0	-	-	20	1,4	0,19	1,6	3,0	Z; NP; EsM
<i>Diospyros sericea</i>	6,5	-	-	20	1,4	0,12	1,0	2,4	Z; NP; EsM
<i>Stryphnodendron polyphyllum</i>	5,0	-	-	20	1,4	0,08	0,7	2,1	Z; P; GAS
<i>Tapirira guianensis</i>	4,5	-	-	20	1,4	0,05	0,4	1,8	Z; P; EsM
Mortas	na	na	na	100	7,2	0,37	3,1	10,3	NA
<i>Total</i>	59,0	39,8	43,8	1380	100,0	11,7948	100,0	200,0	-
7 anos de pousio (Espírito Santo)									
<i>Macaírea radula</i>	4,2	3,7	4,8	780	27,7	1,45	29,6	57,2	Au; P; GA
<i>Vochysia pyramidalis</i>	5,5	5,5	6,5	160	5,7	1,13	23,0	28,7	An; NP; EsM
<i>Tapirira guianensis</i>	4,5	4,4	6,0	260	9,2	0,88	17,9	27,1	Z; P; EsM

Espécie	Altura (m)			DA (ind/ha)	DR (%)	ABA (m²/ha)	ABR (%)	VC (%)	GF
	Med.	1° Q	3° Q						
<i>Alchornea discolor</i>	3,0	2,6	3,4	480	17,0	0,25	5,0	22,0	Z; P; EsM
<i>Cecropia pachystachya</i>	3,2	2,8	5,0	300	10,6	0,32	6,5	17,1	Z; P; EsM
<i>Protium heptaphyllum</i>	3,3	3,0	3,9	260	9,2	0,18	3,7	12,9	Z; NP; EsM
<i>Xylopia aromatica</i>	3,5	3,2	3,6	140	5,0	0,15	3,1	8,1	Z; P; GAS
<i>Byrsonima umbellata</i>	7,0	-	-	20	0,7	0,19	3,8	4,5	Z; P; GA
<i>Alibertia edulis</i>	3,8	-	-	80	2,8	0,04	0,8	3,6	Z; P; GA
Mortas	na	na	na	340	12,1	0,33	6,7	18,7	NA
Total	34,7	22,4	28,1	2820	100,0	4,9186	100,0	200,0	-
11 anos de pousio (Brejo de Sissila)									
<i>Mauritia flexuosa*</i>	19,5	16,3	22,3	220	4,8	13,99	59,3	64,1	Z; P; GAU
<i>Henriettea ovata</i>	7,0	4,6	8,0	1020	22,5	1,51	6,4	28,9	Z; P; EsM
<i>Protium heptaphyllum</i>	8,0	6,3	11,0	820	18,1	1,91	8,1	26,2	Z; NP; EsM
<i>Richeria grandis</i>	4,0	3,5	6,0	480	10,6	1,83	7,8	18,3	Z; NP; EsM
<i>Tapirira guianensis</i>	6,5	5,5	9,0	340	7,5	0,42	1,8	9,3	Z; P; EsM
<i>Cecropia pachystachya</i>	7,5	5,3	12,5	220	4,8	0,70	3,0	7,8	Z; P; EsM
<i>Alchornea discolor</i>	10,0	9,5	12,5	200	4,4	0,72	3,1	7,5	Z; P; EsM
<i>Ilex affinis</i>	3,8	2,0	4,5	280	6,2	0,30	1,3	7,4	Z; NP; EsM
<i>Styrax camporum</i>	9,0	6,6	13,3	120	2,6	0,80	3,4	6,0	Z; NP; EsM
<i>Leandra</i> sp.	7,0	6,3	8,0	180	4,0	0,28	1,2	5,2	Z; P
<i>Protium spruceanum</i>	7,0	-	-	160	3,5	0,17	0,7	4,3	Z; NP; EsM
<i>Myrcia venulosa</i>	2,6	-	-	80	1,8	0,05	0,2	2,0	Z; NP; GA
<i>Ficus americana</i>	6,0	-	-	80	1,8	0,05	0,2	2,0	Z; P; EsM
<i>Macaireia radula</i>	3,0	-	-	80	1,8	0,05	0,2	2,0	Au; P; GA
<i>Xylopia emarginata*</i>	3,0	-	-	80	1,8	0,03	0,1	1,9	Z; P; EsM
<i>Pouteria</i> sp.	7,5	-	-	20	0,4	0,13	0,6	1,0	Z
<i>Euplassa inaequalis</i>	10,0	-	-	20	0,4	0,06	0,3	0,7	Z; NP; EsM
<i>Vismia guianensis</i>	13,0	-	-	20	0,4	0,04	0,2	0,6	Z;P; GA

Espécie	Altura (m)			DA (ind/ha)	DR (%)	ABA (m²/ha)	ABR (%)	VC (%)	GF
	Med.	1° Q	3° Q						
Mortas	na	na	na	120	2,6	0,54	2,3	4,9	NA
<i>Total</i>	<i>134,4</i>	<i>65,7</i>	<i>107,0</i>	<i>4540</i>	<i>100,0</i>	<i>23,5910</i>	<i>100,0</i>	<i>200,0</i>	-
12 anos de pousio (Espírito Santo)									
<i>Siparuna guianensis</i>	3,5	3,5	4,5	800	19,2	0,90	12,8	32,0	Z; NP; GA
<i>Alibertia edulis</i>	3,2	3,0	4,0	960	23,1	0,47	6,7	29,8	Z; P; GA
<i>Inga laurina</i>	8,0	6,5	8,3	200	4,8	1,38	19,6	24,4	Z; NP; ExM
<i>Miconia ibaguensis</i>	3,4	3,2	4,1	640	15,4	0,37	5,3	20,7	Z; P; GA
<i>Xylopia aromatica</i>	7,3	6,3	7,5	300	7,2	0,80	11,3	18,5	Z; P; GAS
<i>Tapirira guianensis</i>	5,3	4,6	5,9	360	8,7	0,56	8,0	16,7	Z; P; EsM
<i>Acrocomia aculeata*</i>	6,6	-	-	40	1,0	1,07	15,2	16,2	Z; P; GAS
<i>Cecropia pachystachya</i>	8,0	6,3	9,1	140	3,4	0,33	4,6	8,0	Z; P; EsM
<i>Styrax camporum</i>	6,0	6,0	6,5	160	3,8	0,27	3,9	7,7	Z; NP; EsM
<i>Buchenavia tomentosa</i>	7,5	-	-	20	0,5	0,25	3,6	4,1	Z; NP; EsM
<i>Protium spruceanum</i>	6,0	-	-	80	1,9	0,13	1,9	3,8	Z; NP; EsM
Lauraceae sp.	7,3	-	-	40	1,0	0,20	2,8	3,8	Z
<i>Maprounea guianensis</i>	5,0	-	-	80	1,9	0,07	1,0	2,9	Z; P; EsM
<i>Myrcia splendens</i>	5,5	-	-	80	1,9	0,05	0,7	2,6	Z; P; GAS
Mortas	na	na	na	260	6,3	0,18	2,6	8,8	NA
<i>Total</i>	<i>82,4</i>	<i>39,4</i>	<i>49,9</i>	<i>4160</i>	<i>100,0</i>	<i>7,0345</i>	<i>100,0</i>	<i>200,0</i>	-
12 anos de pousio (Estivinha)									
<i>Mauritia flexuosa*</i>	9,0	7,0	19,8	260	8,9	19,28	54,2	63,1	Z; P; GAU
<i>Pera glabrata</i>	13,0	10,6	14,0	600	20,5	4,34	12,2	32,8	Z; NP; EsM
<i>Cecropia pachystachya</i>	10,0	8,1	12,8	420	14,4	1,90	5,3	19,7	Z; P; EsM
<i>Alchornea discolor</i>	12,0	8,5	13,5	140	4,8	2,49	7,0	11,8	Z; P; EsM
<i>Ruizterania wittrockii</i>	12,0	9,3	14,0	140	4,8	2,13	6,0	10,8	An; NP; EsM
Lauraceae sp.	9,0	7,6	11,0	160	5,5	1,22	3,4	8,9	Z

Espécie	Altura (m)			DA (ind/ha)	DR (%)	ABA (m²/ha)	ABR (%)	VC (%)	GF
	Med.	1° Q	3° Q						
<i>Tapirira guianensis</i>	4,5	3,8	5,3	200	6,8	0,41	1,1	8,0	Z; P; EsM
<i>Miconia chamissois</i>	2,2	-	-	160	5,5	0,11	0,3	5,8	Z; P; GAU
<i>Cariniana rubra</i>	7,1	-	-	100	3,4	0,46	1,3	4,7	An; NP; EsM
<i>Vochysia pyramidalis</i>	14,0	11,0	15,0	60	2,1	0,91	2,6	4,6	An; NP; EsM
<i>Alibertia edulis</i>	4,0	-	-	80	2,7	0,09	0,3	3,0	Z; P; GA
<i>Curatella americana</i>	2,8	-	-	80	2,7	0,08	0,2	3,0	Z; P; GAS
<i>Protium heptaphyllum</i>	7,5	5,0	8,8	60	2,1	0,30	0,8	2,9	Z; NP; EsM
<i>Richeria grandis</i>	6,0	-	-	40	1,4	0,39	1,1	2,5	Z; NP; EsM
<i>Henriettea ovata</i>	8,5	-	-	40	1,4	0,29	0,8	2,2	Z; P; EsM
<i>Ilex affinis</i>	9,0	-	-	20	0,7	0,30	0,9	1,5	Z; NP; EsM
<i>Euplassa inaequalis</i>	14,0	-	-	20	0,7	0,22	0,6	1,3	Z; NP; EsM
<i>Ferdinandusa speciosa</i>	6,5	-	-	20	0,7	0,05	0,2	0,8	An; NP; EsM
<i>Ouratea castaneifolia</i>	7,5	-	-	20	0,7	0,05	0,2	0,8	Z; NP; EsM
Mortas	na	na	na	300	10,3	0,53	1,5	11,8	NA
Total	158,6	70,9	114,0	2920	100,0	35,5588	100,0	200,0	-
12 anos de pousio (Pequizeiro)									
<i>Nectandra gardneri</i>	7,0	7,0	8,0	780	18,3	1,27	7,5	25,8	Z; NP; ExM
<i>Cecropia pachystachya</i>	11,0	10,0	11,0	520	12,2	1,64	9,6	21,8	Z; P; EsM
<i>Hyeronima alchorneoides</i>	6,0	5,0	6,5	640	15,0	0,79	4,6	19,6	Z; NP; ExM
<i>Pera glabrata</i>	14,0	12,3	14,3	80	1,9	2,57	15,1	17,0	Z; NP; EsM
<i>Vismia guianensis</i>	7,5	7,0	10,3	320	7,5	1,18	6,9	14,4	Z; P; GA
<i>Mauritia flexuosa*</i>	20,0	-	-	20	0,5	2,36	13,9	14,4	Z; P; GAU
<i>Macaírea radula</i>	8,0	7,0	10,0	300	7,0	0,76	4,5	11,5	Au; P; GA
<i>Ruizterania wittrockii</i>	17,0	-	-	20	0,5	1,74	10,3	10,7	An; NP; EsM
<i>Protium heptaphyllum</i>	7,3	5,5	8,6	240	5,6	0,86	5,1	10,7	Z; NP; EsM
<i>Ilex affinis</i>	9,5	6,8	12,5	140	3,3	0,84	4,9	8,2	Z; NP; EsM
<i>Richeria grandis</i>	7,5	6,0	8,8	140	3,3	0,64	3,7	7,0	Z; NP; EsM

Espécie	Altura (m)			DA (ind/ha)	DR (%)	ABA (m²/ha)	ABR (%)	VC (%)	GF
	Med.	1° Q	3° Q						
<i>Psychotria carthagenensis</i>	2,5	2,3	2,8	240	5,6	0,09	0,5	6,1	Z; NP; EsM
<i>Vismia cayennensis</i>	4,3	-	-	160	3,8	0,07	0,4	4,2	Z; P; ExM
<i>Byrsonima umbellata</i>	3,8	-	-	160	3,8	0,06	0,3	4,1	Z; P; GA
<i>Alchornea discolor</i>	12,0	-	-	40	0,9	0,45	2,6	3,6	Z; P; EsM
<i>Tapirira guianensis</i>	12,0	12,0	12,5	60	1,4	0,34	2,0	3,4	Z; P; EsM
<i>Clusia cf. criuva</i>	7,0	-	-	40	0,9	0,30	1,7	2,7	Z; NP; ExM
<i>Xylopia emarginata*</i>	8,0	8,0	9,5	60	1,4	0,15	0,9	2,3	Z; P; EsM
<i>Ficus adhatodifolia</i>	12,0	-	-	20	0,5	0,17	1,0	1,4	Z; NP; EsM
<i>Ficus americana</i>	10,0	-	-	20	0,5	0,12	0,7	1,2	Z; P; EsM
<i>Leandra sp.</i>	10,0	-	-	20	0,5	0,11	0,7	1,1	Z; P
<i>Curatella americana</i>	6,0	-	-	20	0,5	0,09	0,5	1,0	Z; P; GAS
<i>Trema micrantha</i>	7,0	-	-	20	0,5	0,07	0,4	0,9	Z; P; GA
<i>Ferdinandusa speciosa</i>	4,0	-	-	20	0,5	0,04	0,2	0,7	An; NP; EsM
Mortas	na	na	na	180	4,2	0,30	1,8	6,0	NA
Total	213,3	88,8	114,6	4260	100,0	17,0019	100,0	200,0	-
13 anos de pousio (Vitorino)									
<i>Macairea radula</i>	7,0	6,0	8,0	2100	46,5	2,93	12,2	58,6	Au; P; GA
<i>Mauritia flexuosa*</i>	18,5	17,3	19,8	120	2,7	13,45	55,8	58,5	Z; P; GAU
<i>Pera glabrata</i>	8,0	7,0	10,8	200	4,4	2,94	12,2	16,6	Z; NP; EsM
<i>Guarea macrophyla</i>	3,3	2,1	4,0	480	10,6	0,44	1,8	12,4	Z; NP; EsM
<i>Tapirira guianensis</i>	6,5	5,5	7,6	360	8,0	1,03	4,3	12,2	Z; P; EsM
<i>Henriettea ovata</i>	2,7	2,3	3,6	260	5,8	0,29	1,2	7,0	Z; P; EsM
<i>Protium heptaphyllum</i>	6,8	4,5	8,0	220	4,9	0,35	1,5	6,3	Z; NP; EsM
<i>Cecropia pachystachya</i>	4,3	3,7	5,4	240	5,3	0,17	0,7	6,0	Z; P; EsM
<i>Ilex affinis</i>	7,7	-	-	100	2,2	0,49	2,1	4,3	Z; NP; EsM
<i>Nectandra gardneri</i>	7,0	7,0	8,0	120	2,7	0,24	1,0	3,6	Z; NP; ExM
<i>Ruizterania wittrockii</i>	14,0	-	-	20	0,4	0,75	3,1	3,5	An; NP; EsM

Espécie	Altura (m)			DA (ind/ha)	DR (%)	ABA (m²/ha)	ABR (%)	VC (%)	GF
	Med.	1° Q	3° Q						
<i>Richeria grandis</i>	6,0	5,8	7,0	60	1,3	0,47	2,0	3,3	Z; NP; EsM
<i>Leandra</i> sp.	4,0	-	-	80	1,8	0,06	0,2	2,0	Z; P
<i>Xylopia emarginata</i> *	4,5	-	-	80	1,8	0,06	0,2	2,0	Z; P; EsM
<i>Ficus americana</i>	2,2	-	-	20	0,4	0,05	0,2	0,7	Z; P; EsM
<i>Sloanea guianensis</i>	5,0	-	-	20	0,4	0,04	0,2	0,6	Z; NP; EsM
Mortas	na	na	na	40	0,9	0,34	1,4	2,3	NA
Total	107,4	61,1	82,2	4520	100,0	24,0858	100,0	200,0	-
15 anos de pousio (Fervedouro)									
<i>Clusia cf. criuva</i>	11,0	7,0	12,0	3060	39,4	11,09	23,7	63,1	Z; NP; ExM
<i>Mauritia flexuosa</i> *	15,0	14,0	22,0	260	3,4	21,14	45,1	48,5	Z; P; GAU
<i>Xylopia emarginata</i> *	12,0	6,8	15,9	680	8,8	1,36	2,9	11,7	Z; P; EsM
<i>Protium heptaphyllum</i>	12,5	6,3	14,0	580	7,5	1,38	2,9	10,4	Z; NP; EsM
<i>Ilex affinis</i>	6,3	4,4	8,3	660	8,5	0,89	1,9	10,4	Z; NP; EsM
<i>Hedyosmum brasiliense</i>	4,0	3,0	4,0	400	5,2	0,37	0,8	5,9	Z; NP; ExM
<i>Macaireia radula</i>	7,5	6,8	8,3	280	3,6	0,55	1,2	4,8	Au; P; GA
<i>Myrcia venulosa</i>	6,0	5,3	7,4	260	3,4	0,42	0,9	4,3	Z; NP; GA
<i>Calophyllum brasiliense</i>	6,0	5,5	6,5	280	3,6	0,21	0,5	4,1	Z; NP; EsM
<i>Tapirira guianensis</i>	3,0	2,6	4,8	240	3,1	0,21	0,5	3,5	Z; P; EsM
<i>Ficus americana</i>	8,0	5,8	14,0	180	2,3	0,42	0,9	3,2	Z; P; EsM
<i>Prunus brasiliensis</i>	12,5	9,3	15,8	80	1,0	0,80	1,7	2,7	Z; NP; EsM
<i>Virola urbaniana</i>	11,3	9,3	14,8	80	1,0	0,78	1,7	2,7	Z; NP; ExM
<i>Psychotria carthagenensis</i>	2,6	-	-	160	2,1	0,06	0,1	2,2	Z; NP; EsM
<i>Cecropia pachystachya</i>	7,0	-	-	100	1,3	0,11	0,2	1,5	Z; P; EsM
<i>Alchornea discolor</i>	5,0	-	-	80	1,0	0,04	0,1	1,1	Z; P; EsM
<i>Sorocea</i> sp.	3,0	-	-	80	1,0	0,03	0,1	1,1	Z; NP; EsM
Mortas	na	na	na	300	3,9	7,02	15,0	18,8	NA

Espécie	Altura (m)			DA (ind/ha)	DR (%)	ABA (m²/ha)	ABR (%)	VC (%)	GF
	Med.	1° Q	3° Q						
<i>Total</i>	132,6	85,7	147,5	7760	100,0	46,8695	100,0	200,0	-
18 anos de pousio (Brejo Seco 2)									
<i>Richeria grandis</i>	11,0	7,0	17,0	440	13,6	9,32	35,8	49,3	Z; NP; EsM
<i>Vismia cayennensis</i>	7,0	6,0	9,0	1100	34,0	1,04	4,0	37,9	Z; P; ExM
<i>Alchornea discolor</i>	11,5	10,3	13,0	280	8,6	4,74	18,2	26,9	Z; P; EsM
<i>Byrsonima laxiflora</i>	14,0	12,0	15,5	220	6,8	4,06	15,6	22,4	Z; P; EsM
<i>Cecropia pachystachya</i>	8,0	6,0	10,0	280	8,6	0,65	2,5	11,1	Z; P; EsM
<i>Mauritia flexuosa*</i>	21,0	-	-	20	0,6	2,38	9,1	9,7	Z; P; GAU
<i>Tapirira guianensis</i>	14,0	14,0	14,5	60	1,9	1,07	4,1	6,0	Z; P; EsM
<i>Protium heptaphyllum</i>	3,0	-	-	160	4,9	0,12	0,4	5,4	Z; NP; EsM
<i>Euplassa inaequalis</i>	14,0	12,3	15,3	80	2,5	0,36	1,4	3,8	Z; NP; EsM
<i>Macaírea radula</i>	6,5	-	-	100	3,1	0,16	0,6	3,7	Au; P; GA
<i>Henriettea ovata</i>	9,0	-	-	100	3,1	0,08	0,3	3,4	Z; P; EsM
<i>Xylopia aromatica</i>	6,0	-	-	40	1,2	0,11	0,4	1,7	Z; P; GAS
<i>Dendropanax cuneatus</i>	9,0	-	-	20	0,6	0,07	0,3	0,9	Z; NP; EsM
Mortas	na	na	na	340	10,5	1,91	7,3	17,8	NA
<i>Total</i>	134,0	67,5	94,3	3240	100,0	26,0554	100,0	200,0	-
20 anos de pousio (Chico José)									
<i>Xylopia emarginata*</i>	18,0	10,8	25,0	1460	22,5	3,97	16,5	39,1	Z; P; EsM
<i>Pera glabrata</i>	15,0	11,0	17,0	940	14,5	4,83	20,1	34,6	Z; NP; EsM
<i>Ilex affinis</i>	17,0	10,0	19,0	340	5,2	3,52	14,6	19,9	Z; NP; EsM
<i>Protium heptaphyllum</i>	12,0	6,0	16,0	740	11,4	1,48	6,1	17,6	Z; NP; EsM
<i>Tapirira guianensis</i>	8,0	5,0	9,5	260	4,0	2,75	11,4	15,5	Z; P; EsM
<i>Macaírea radula</i>	12,0	9,0	13,0	440	6,8	1,48	6,1	12,9	Au; P; GA
<i>Euplassa inaequalis</i>	16,0	14,0	20,0	240	3,7	1,60	6,7	10,4	Z; NP; EsM
<i>Nectandra gardneri</i>	12,0	11,0	13,0	160	2,5	0,72	3,0	5,5	Z; NP; ExM

Espécie	Altura (m)			DA (ind/ha)	DR (%)	ABA (m²/ha)	ABR (%)	VC (%)	GF
	Med.	1° Q	3° Q						
<i>Vochysia pyramidalis</i>	26,0	-	-	20	0,3	0,51	2,1	2,4	An; NP; EsM
<i>Sloanea guianensis</i>	19,0	-	-	40	0,6	0,31	1,3	1,9	Z; NP; EsM
<i>Ferdinandusa speciosa</i>	9,0	-	-	20	0,3	0,05	0,2	0,5	An; NP; EsM
Mortas	na	na	na	1820	28,1	2,82	11,7	39,8	NA
Total	164,0	76,8	132,5	6480	100,0	24,0350	100,0	200,0	-
21 anos de pousio (Brejo da Vaca)									
<i>Xylopia emarginata*</i>	9,0	7,0	12,0	3480	38,9	4,50	22,9	61,8	Z; P; EsM
<i>Protium heptaphyllum</i>	9,0	6,5	11,0	800	8,9	2,24	11,4	20,4	Z; NP; EsM
<i>Nectandra gardneri</i>	8,0	6,5	10,0	840	9,4	1,70	8,6	18,0	Z; NP; ExM
<i>Ficus americana</i>	6,5	5,5	10,0	1080	12,1	1,13	5,7	17,8	Z; P; EsM
<i>Ferdinandusa speciosa</i>	6,0	3,8	9,1	780	8,7	1,52	7,7	16,4	An; NP; EsM
<i>Ilex affinis</i>	11,5	10,0	13,0	360	4,0	1,80	9,1	13,2	Z; NP; EsM
<i>Ruizterania wittrockii</i>	9,5	8,3	13,0	240	2,7	1,27	6,4	9,1	An; NP; EsM
<i>Pera glabrata</i>	9,0	8,5	10,0	80	0,9	1,50	7,6	8,5	Z; NP; EsM
<i>Calophyllum brasiliense</i>	17,0	-	-	20	0,2	1,01	5,1	5,3	Z; NP; EsM
<i>Cariniana rubra</i>	10,0	9,0	10,5	100	1,1	0,61	3,1	4,2	An; NP; EsM
<i>Prunus brasiliensis</i>	6,0	5,3	6,0	240	2,7	0,27	1,4	4,1	Z; NP; EsM
<i>Mauritiella armata*</i>	7,5	6,4	8,0	80	0,9	0,52	2,6	3,5	Z; P; GAU
<i>Retiniphylum kuhlmannii</i>	3,8	-	-	160	1,8	0,16	0,8	2,6	Z; NP; ExM
<i>Cecropia pachystachya</i>	6,0	5,6	6,5	140	1,6	0,19	1,0	2,5	Z; P; EsM
<i>Styrax camporum</i>	8,0	6,0	10,0	120	1,3	0,16	0,8	2,2	Z; NP; EsM
<i>Tapirira guianensis</i>	6,0	-	-	40	0,4	0,27	1,4	1,8	Z; P; EsM
<i>Sorocea</i> sp.	7,8	-	-	100	1,1	0,13	0,7	1,8	Z; NP; EsM
<i>Psychotria carthagenensis</i>	4,0	-	-	80	0,9	0,09	0,5	1,3	Z; NP; EsM
<i>Licania sclerophylla</i>	8,0	-	-	20	0,2	0,12	0,6	0,9	Z; NP; EsM
<i>Macairea radula</i>	11,0	-	-	20	0,2	0,09	0,5	0,7	Au; P; GA
<i>Byrsonima umbellata</i>	8,0	-	-	20	0,2	0,06	0,3	0,5	Z; P; GA

Espécie	Altura (m)			DA (ind/ha)	DR (%)	ABA (m²/ha)	ABR (%)	VC (%)	GF
	Med.	1° Q	3° Q						
<i>Curatella americana</i>	5,0	-	-	20	0,2	0,04	0,2	0,4	Z; P; GAS
Mortas	na	na	na	120	1,3	0,30	1,5	2,9	NA
Total	176,5	88,3	129,1	8940	100,0	19,6616	100,0	200,0	-
21 anos de pousio (Roça do Anísio)									
<i>Macairea radula</i>	9,5	9,0	10,0	4000	53,1	17,39	76,0	129,1	Au; P; GA
<i>Tapirira guianensis</i>	9,0	5,0	10,0	1500	19,9	2,02	8,8	28,7	Z; P; EsM
<i>Vismia guianensis</i>	8,5	6,1	9,1	500	6,6	0,39	1,7	8,4	Z;P; GA
<i>Protium heptaphyllum</i>	5,5	4,8	6,8	180	2,4	0,39	1,7	4,1	Z; NP; EsM
<i>Mauritiella armata*</i>	7,0	4,9	9,5	80	1,1	0,61	2,7	3,7	Z; P; GAU
<i>Euplassa inaequalis</i>	7,8	7,5	8,4	80	1,1	0,60	2,6	3,7	Z; NP; EsM
<i>Xylopia aromatica</i>	8,5	-	-	160	2,1	0,24	1,1	3,2	Z; P; GAS
<i>Simarouba versicolor</i>	9,5	9,3	9,8	180	2,4	0,11	0,5	2,9	Z; P; GA
<i>Alibertia edulis</i>	3,8	-	-	160	2,1	0,05	0,2	2,4	Z; P; GA
<i>Sacoglottis guianensis</i>	4,5	-	-	40	0,5	0,32	1,4	1,9	Z; NP; EsM
<i>Pera glabrata</i>	10,5	-	-	40	0,5	0,21	0,9	1,4	Z; NP; EsM
<i>Nectandra cuspidata</i>	5,5	-	-	80	1,1	0,08	0,4	1,4	Z; P; EsM
<i>Tachigali rubiginosa</i>	8,0	-	-	80	1,1	0,07	0,3	1,4	An; P; EsM
<i>Humiria balsamifera</i>	5,0	-	-	80	1,1	0,05	0,2	1,3	Z; NP; GA
<i>Vochysia pyramidalis</i>	4,2	-	-	80	1,1	0,04	0,2	1,2	An; NP; EsM
<i>Henriettea ovata</i>	3,5	-	-	80	1,1	0,03	0,1	1,2	Z; P; EsM
<i>Curatella americana</i>	3,2	-	-	80	1,1	0,03	0,1	1,2	Z; P; GAS
<i>Ferdinandusa speciosa</i>	3,3	-	-	80	1,1	0,03	0,1	1,2	An; NP; EsM
<i>Byrsonima laxiflora</i>	10,0	-	-	20	0,3	0,08	0,3	0,6	Z; P; EsM
<i>Ruizterania wittrockii</i>	11,0	-	-	20	0,3	0,08	0,3	0,6	An; NP; EsM
Mortas	na	na	na	20	0,3	0,06	0,3	0,5	NA
Total	137,7	46,5	63,5	7540	100,0	22,8787	100,0	200,0	-

Espécie	Altura (m)			DA (ind/ha)	DR (%)	ABA (m²/ha)	ABR (%)	VC (%)	GF
	Med.	1° Q	3° Q						
27 anos de pousio (Galhão)									
<i>Xylopia emarginata*</i>	15,0	5,0	18,0	1560	28,7	4,36	19,0	47,7	Z; P; EsM
<i>Tapirira guianensis</i>	9,5	7,0	13,8	1000	18,4	3,00	13,1	31,5	Z; P; EsM
<i>Richeria grandis</i>	14,5	11,3	17,0	520	9,6	3,42	14,9	24,5	Z; NP; EsM
<i>Ruizterania wittrockii</i>	22,5	21,0	25,0	160	2,9	4,79	20,9	23,9	An; NP; EsM
<i>Protium heptaphyllum</i>	18,0	16,8	18,3	240	4,4	3,86	16,9	21,3	Z; NP; EsM
<i>Byrsonima umbellata</i>	10,5	8,5	14,0	240	4,4	0,83	3,6	8,0	Z; P; GA
<i>Clusia cf. criuva</i>	8,0	5,0	9,0	340	6,3	0,26	1,1	7,4	Z; NP; ExM
<i>Calophyllum brasiliense</i>	10,0	4,0	15,0	280	5,1	0,47	2,1	7,2	Z; NP; EsM
Pouteria sp.	5,0	5,0	7,5	240	4,4	0,14	0,6	5,0	Z
<i>Leandra</i> sp.	7,5	-	-	160	2,9	0,15	0,7	3,6	Z; P
<i>Vochysia pyramidalis</i>	5,0	-	-	160	2,9	0,05	0,2	3,2	An; NP; EsM
<i>Henriettea ovata</i>	15,0	-	-	40	0,7	0,33	1,4	2,2	Z; P; EsM
<i>Myrsine guianensis</i>	5,0	-	-	80	1,5	0,05	0,2	1,7	Z; P; GA
Mortas	na	na	na	420	7,7	1,19	5,2	12,9	NA
Total	145,5	83,5	137,5	5440	100,0	22,9057	100,0	200,0	-
28 anos de pousio (Roça do Formiga)									
<i>Vismia cayennensis</i>	9,3	8,0	11,0	2480	35,6	3,16	19,2	54,9	Z; P; ExM
<i>Macaírea radula</i>	7,5	7,0	8,0	1300	18,7	1,39	8,5	27,1	Au; P; GA
<i>Mauritia flexuosa*</i>	12,8	-	-	100	1,4	2,35	14,3	15,8	Z; P; GAU
<i>Tapirira guianensis</i>	9,3	5,0	10,0	500	7,2	1,27	7,7	14,9	Z; P; EsM
<i>Hyeronima alchorneoides</i>	12,0	8,0	14,0	260	3,7	1,22	7,4	11,2	Z; NP; ExM
<i>Sloanea guianensis</i>	7,3	5,1	8,3	420	6,0	0,51	3,1	9,2	Z; NP; EsM
<i>Vismia guianensis</i>	8,0	7,8	8,3	240	3,4	0,88	5,4	8,8	Z; P; GA
<i>Siparuna guianensis</i>	8,0	7,5	8,0	180	2,6	1,02	6,2	8,8	Z; NP; GA
<i>Protium heptaphyllum</i>	10,5	9,8	12,8	160	2,3	0,93	5,7	8,0	Z; NP; EsM
<i>Ruizterania wittrockii</i>	13,5	12,3	14,3	80	1,1	0,61	3,7	4,9	An; NP; EsM

Espécie	Altura (m)			DA (ind/ha)	DR (%)	ABA (m²/ha)	ABR (%)	VC (%)	GF
	Med.	1° Q	3° Q						
<i>Cecropia pachystachya</i>	5,0	4,6	6,8	240	3,4	0,15	0,9	4,3	Z; P; EsM
<i>Henriettea ovata</i>	8,0	7,0	10,0	100	1,4	0,37	2,3	3,7	Z; P; EsM
<i>Nectandra gardneri</i>	7,5	6,8	8,0	180	2,6	0,15	0,9	3,5	Z; NP; ExM
<i>Alchornea discolor</i>	16,0	-	-	20	0,3	0,52	3,2	3,4	Z; P; EsM
<i>Cariniana rubra</i>	8,3	-	-	100	1,4	0,28	1,7	3,1	An; NP; EsM
<i>Miconia elegans</i>	4,8	-	-	160	2,3	0,08	0,5	2,8	Z; P; EsM
<i>Mauritiella armata*</i>	13,5	-	-	40	0,6	0,30	1,8	2,4	Z; P; GAU
<i>Dendropanax cuneatus</i>	8,5	-	-	40	0,6	0,26	1,6	2,1	Z; NP; EsM
<i>Euplassa inaequalis</i>	15,0	-	-	20	0,3	0,21	1,3	1,6	Z; NP; EsM
Indeterminada 2	9,0	-	-	80	1,1	0,05	0,3	1,5	NA
<i>Styrax camporum</i>	12,0	-	-	20	0,3	0,12	0,7	1,0	Z; NP; EsM
<i>Protium spruceanum</i>	11,5	-	-	20	0,3	0,05	0,3	0,6	Z; NP; EsM
<i>Byrsonima laxiflora</i>	8,0	-	-	20	0,3	0,04	0,3	0,6	Z; P; EsM
<i>Erythroxylum daphnites</i>	4,5	-	-	20	0,3	0,04	0,2	0,5	Z; NP; EsM
Mortas	na	na	na	180	2,6	0,47	2,8	5,4	NA
Total	229,5	88,7	119,3	6960	100,0	16,4191	100,0	200,0	-
29 anos de pousio (Espírito Santo)									
<i>Mauritia flexuosa*</i>	9,0	9,0	11,0	60	2,1	8,70	32,7	34,8	Z; P; GAU
<i>Siparuna guianensis</i>	6,0	5,0	6,5	580	20,1	0,73	2,7	22,9	Z; NP; GA
<i>Tapirira guianensis</i>	12,5	10,0	13,5	340	11,8	0,89	3,3	15,1	Z; P; EsM
<i>Cariniana rubra</i>	16,0	14,8	18,5	80	2,8	2,86	10,7	13,5	An; NP; EsM
<i>Inga laurina</i>	9,0	7,3	14,5	120	4,2	2,27	8,5	12,7	Z; NP; ExM
<i>Acrocomia aculeata*</i>	14,0	12,5	15,3	80	2,8	2,41	9,1	11,8	Z; P; GAS
<i>Guarea macrophyla</i>	3,5	3,3	4,3	240	8,3	0,63	2,4	10,7	Z; NP; EsM
<i>Hirtella glandulosa</i>	9,0	8,0	11,0	140	4,9	1,44	5,4	10,3	Z; NP; EsM
<i>Macairea radula</i>	8,5	7,5	9,5	200	6,9	0,60	2,3	9,2	Au; P; GA
Indeterminada 3	14,0	13,0	16,0	60	2,1	1,41	5,3	7,4	NA

Espécie	Altura (m)			DA (ind/ha)	DR (%)	ABA (m²/ha)	ABR (%)	VC (%)	GF
	Med.	1° Q	3° Q						
<i>Casearia grandiflora</i>	8,5	6,3	11,8	120	4,2	0,29	1,1	5,3	Z; NP; EsM
<i>Alibertia edulis</i>	5,0	-	-	100	3,5	0,18	0,7	4,2	Z; P; GA
Lauraceae sp.	10,5	-	-	40	1,4	0,66	2,5	3,9	Z
<i>Handroanthus serratifolius</i>	18,0	-	-	20	0,7	0,70	2,6	3,3	An; NP; EsM
<i>Diospyros lasiocalyx</i>	4,0	-	-	80	2,8	0,06	0,2	3,0	Z; NP; GA
<i>Henriettea ovata</i>	3,0	-	-	80	2,8	0,04	0,2	2,9	Z; P; EsM
<i>Buchenavia tomentosa</i>	15,0	-	-	20	0,7	0,54	2,0	2,7	Z; NP; EsM
<i>Himatanthus obovatus</i>	15,0	-	-	20	0,7	0,43	1,6	2,3	An; P; GAS
<i>Xylopia sericea</i>	10,5	-	-	40	1,4	0,13	0,5	1,9	Z; P; EsM
<i>Vochysia pyramidalis</i>	13,0	-	-	20	0,7	0,28	1,0	1,7	An; NP; EsM
<i>Myrcia splendens</i>	7,0	-	-	20	0,7	0,23	0,9	1,6	Z; P; GAS
<i>Vochysia haenkeana</i>	12,0	-	-	20	0,7	0,19	0,7	1,4	An; NP; EsM
<i>Xylopia emarginata*</i>	10,0	-	-	20	0,7	0,08	0,3	1,0	Z; P; EsM
<i>Dendropanax cuneatus</i>	8,0	-	-	20	0,7	0,07	0,3	0,9	Z; NP; EsM
<i>Vismia guianensis</i>	7,0	-	-	20	0,7	0,06	0,2	0,9	Z;P; GA
<i>Cecropia pachystachya</i>	2,0	-	-	20	0,7	0,05	0,2	0,9	Z; P; EsM
Mortas	na	na	na	320	11,1	0,69	2,6	13,7	NA
Total	250,0	96,5	131,8	2880	100,0	26,5980	100,0	200,0	-
30 anos de pousio (Vô Domingos)									
<i>Pera glabrata</i>	16,0	15,0	17,0	520	25,7	8,60	32,6	58,3	Z; NP; EsM
<i>Vochysia pyramidalis</i>	23,0	-	-	40	2,0	7,82	29,6	31,6	An; NP; EsM
<i>Tapirira guianensis</i>	6,0	5,5	10,0	200	9,9	2,25	8,5	18,4	Z; P; EsM
<i>Protium heptaphyllum</i>	13,0	10,0	14,0	220	10,9	1,17	4,4	15,3	Z; NP; EsM
<i>Curatella americana</i>	6,0	5,3	6,0	180	8,9	1,44	5,4	14,3	Z; P; GAS
<i>Vismia guianensis</i>	13,0	12,0	14,0	100	5,0	2,04	7,7	12,7	Z;P; GA
<i>Trema micrantha</i>	4,8	-	-	160	7,9	0,15	0,6	8,5	Z; P; GA
<i>Homalium guianense</i>	10,0	4,5	13,0	100	5,0	0,69	2,6	7,6	Z; NP; EsM

Espécie	Altura (m)			DA (ind/ha)	DR (%)	ABA (m²/ha)	ABR (%)	VC (%)	GF
	Med.	1º Q	3º Q						
<i>Xylopia emarginata*</i>	16,0	12,5	17,5	60	3,0	0,75	2,8	5,8	Z; P; EsM
<i>Siparuna guianensis</i>	7,5	-	-	80	4,0	0,05	0,2	4,2	Z; NP; GA
<i>Richeria grandis</i>	4,8	-	-	80	4,0	0,05	0,2	4,1	Z; NP; EsM
<i>Calophyllum brasiliense</i>	3,5	-	-	80	4,0	0,04	0,1	4,1	Z; NP; EsM
<i>Byrsonima laxiflora</i>	14,0	-	-	20	1,0	0,48	1,8	2,8	Z; P; EsM
<i>Henriettea ovata</i>	8,8	-	-	40	2,0	0,20	0,8	2,8	Z; P; EsM
<i>Cecropia pachystachya</i>	10,0	-	-	20	1,0	0,15	0,6	1,5	Z; P; EsM
<i>Bauhinia rufa</i>	5,5	-	-	20	1,0	0,07	0,3	1,3	Au; P; EsM
<i>Alibertia edulis</i>	8,0	-	-	20	1,0	0,07	0,3	1,3	Z; P; GA
<i>Licania sclerophylla</i>	13,0	-	-	20	1,0	0,07	0,3	1,3	Z; NP; EsM
<i>Nectandra cuspidata</i>	9,0	-	-	20	1,0	0,07	0,3	1,2	Z; P; EsM
Mortas	na	na	na	40	2,0	0,26	1,0	3,0	NA
Total	191,8	64,8	91,5	2020	100,0	26,4020	100,0	200,0	-
35 anos de pouso (Cabeceira de Mateirinho)									
<i>Byrsonima laxiflora</i>	16,0	14,5	16,3	160	5,2	4,87	27,9	33,1	Z; P; EsM
<i>Protium heptaphyllum</i>	14,0	9,5	15,0	660	21,6	1,99	11,4	33,0	Z; NP; EsM
<i>Tapirira guianensis</i>	15,0	13,0	17,0	400	13,1	3,25	18,6	31,7	Z; P; EsM
<i>Siparuna guianensis</i>	9,0	6,3	9,0	500	16,3	0,37	2,1	18,5	Z; NP; GA
<i>Mauritia flexuosa*</i>	13,0	-	-	20	0,7	1,90	10,9	11,5	Z; P; GAU
<i>Psychotria carthagenensis</i>	4,5	3,8	5,8	240	7,8	0,21	1,2	9,1	Z; NP; EsM
<i>Henriettea ovata</i>	14,5	12,5	15,0	120	3,9	0,48	2,7	6,7	Z; P; EsM
<i>Alibertia edulis</i>	6,5	-	-	160	5,2	0,13	0,8	6,0	Z; P; GA
<i>Xylopia sericea</i>	16,0	-	-	40	1,3	0,73	4,2	5,5	Z; P; EsM
<i>Richeria grandis</i>	7,8	-	-	100	3,3	0,21	1,2	4,5	Z; NP; EsM
<i>Alchornea discolor</i>	13,0	-	-	40	1,3	0,41	2,4	3,7	Z; P; EsM
<i>Hirtella ciliata</i>	3,5	-	-	80	2,6	0,04	0,2	2,8	Z; NP; GAS
<i>Lacistema hasslerianum</i>	3,0	-	-	80	2,6	0,04	0,2	2,8	Z; NP; EsM

Espécie	Altura (m)			DA (ind/ha)	DR (%)	ABA (m²/ha)	ABR (%)	VC (%)	GF
	Med.	1° Q	3° Q						
<i>Copaifera langsdorffii</i>	14,0	-	-	40	1,3	0,21	1,2	2,5	Z; NP; EsM
<i>Protium spruceanum</i>	13,5	-	-	40	1,3	0,13	0,8	2,1	Z; NP; EsM
Indeterminada 1	17,0	-	-	20	0,7	0,18	1,0	1,7	NA
<i>Dendropanax cuneatus</i>	15,0	-	-	20	0,7	0,17	1,0	1,6	Z; NP; EsM
<i>Euplassa inaequalis</i>	17,0	-	-	20	0,7	0,14	0,8	1,5	Z; NP; EsM
<i>Macaírea radula</i>	14,0	-	-	20	0,7	0,14	0,8	1,5	Au; P; GA
<i>Curatella americana</i>	12,0	-	-	20	0,7	0,10	0,6	1,2	Z; P; GAS
<i>Ilex affinis</i>	12,0	-	-	20	0,7	0,09	0,5	1,2	Z; NP; EsM
<i>Byrsonima umbellata</i>	14,0	-	-	20	0,7	0,06	0,4	1,0	Z; P; GA
<i>Casearia grandiflora</i>	12,0	-	-	20	0,7	0,05	0,3	0,9	Z; NP; EsM
Mortas	na	na	na	220	7,2	1,54	8,8	16,0	NA
Total	276,3	59,5	78,0	3060	100,0	17,4439	100,0	200,0	-
35 anos de pouso (Cabeceira de Mateirinho 2)									
<i>Richeria grandis</i>	9,0	7,0	11,0	680	21,9	5,26	20,0	41,9	Z; NP; EsM
<i>Mauritia flexuosa*</i>	21,0	-	-	40	1,3	4,70	17,8	19,1	Z; P; GAU
<i>Macaírea radula</i>	11,0	10,0	12,0	340	11,0	1,91	7,3	18,2	Au; P; GA
<i>Alchornea discolor</i>	14,3	13,1	15,8	200	6,5	2,29	8,7	15,2	Z; P; EsM
<i>Protium heptaphyllum</i>	13,0	12,0	15,8	140	4,5	2,30	8,7	13,3	Z; NP; EsM
<i>Tapirira guianensis</i>	8,0	6,0	13,0	300	9,7	0,87	3,3	13,0	Z; P; EsM
<i>Vochysia pyramidalis</i>	14,5	-	-	40	1,3	2,88	10,9	12,2	An; NP; EsM
<i>Henriettea ovata</i>	9,0	8,0	11,0	300	9,7	0,57	2,1	11,8	Z; P; EsM
<i>Pera glabrata</i>	10,0	7,0	13,0	220	7,1	0,51	1,9	9,0	Z; NP; EsM
<i>Ilex affinis</i>	6,3	5,8	7,6	140	4,5	0,67	2,6	7,1	Z; NP; EsM
<i>Ruizterania wittrockii</i>	11,3	-	-	100	3,2	0,84	3,2	6,4	An; NP; EsM
<i>Cecropia pachystachya</i>	13,3	12,5	13,6	80	2,6	0,43	1,6	4,2	Z; P; EsM
<i>Byrsonima laxiflora</i>	11,5	-	-	40	1,3	0,24	0,9	2,2	Z; P; EsM
<i>Leandra</i> sp.	8,0	-	-	40	1,3	0,10	0,4	1,7	Z; P

Espécie	Altura (m)			DA (ind/ha)	DR (%)	ABA (m²/ha)	ABR (%)	VC (%)	GF
	Med.	1° Q	3° Q						
<i>Copaifera langsdorffii</i>	10,0	-	-	20	0,6	0,25	0,9	1,6	Z; NP; EsM
<i>Casearia grandiflora</i>	9,0	-	-	20	0,6	0,23	0,9	1,5	Z; NP; EsM
<i>Prunus brasiliensis</i>	13,0	-	-	20	0,6	0,21	0,8	1,4	Z; NP; EsM
<i>Ferdinandusa speciosa</i>	13,0	-	-	20	0,6	0,15	0,6	1,2	An; NP; EsM
<i>Curatella americana</i>	4,0	-	-	20	0,6	0,09	0,3	1,0	Z; P; GAS
<i>Maprounea guianensis</i>	10,0	-	-	20	0,6	0,04	0,2	0,8	Z; P; EsM
Mortas	na	na	na	320	10,3	1,80	6,8	17,1	NA
Total	219,0	81,4	112,8	3100	100,0	26,3356	100,0	200,0	-
38 anos de pousio (Capoeira do Lindolfo)									
<i>Mauritia flexuosa*</i>	13,0	10,0	16,0	460	11,1	48,71	68,9	80,0	Z; P; GAU
<i>Pera glabrata</i>	14,0	13,0	16,0	1380	33,2	17,98	25,4	58,6	Z; NP; EsM
<i>Xylopia emarginata*</i>	6,0	4,5	10,5	840	20,2	0,68	1,0	21,2	Z; P; EsM
<i>Richeria grandis</i>	3,5	3,0	7,5	560	13,5	0,52	0,7	14,2	Z; NP; EsM
<i>Ilex affinis</i>	8,0	4,0	9,0	280	6,7	0,47	0,7	7,4	Z; NP; EsM
<i>Tapirira guianensis</i>	10,5	7,4	11,0	180	4,3	1,06	1,5	5,8	Z; P; EsM
<i>Virola urbaniana</i>	8,4	-	-	100	2,4	0,18	0,3	2,7	Z; NP; ExM
<i>Xylopia aromatica</i>	7,0	-	-	80	1,9	0,06	0,1	2,0	Z; P; GAS
<i>Clusia cf. criuva</i>	12,5	-	-	40	1,0	0,18	0,2	1,2	Z; NP; ExM
<i>Vochysia pyramidalis</i>	18,0	-	-	20	0,5	0,29	0,4	0,9	An; NP; EsM
<i>Alchornea discolor</i>	10,0	-	-	20	0,5	0,04	0,1	0,5	Z; P; EsM
Mortas	na	na	na	200	4,8	0,54	0,8	5,6	NA
Total	110,9	41,9	70,0	4160	100,0	70,7069	100,0	200,0	-
40 anos de pousio (Brejo Seco)									
<i>Richeria grandis</i>	14,5	6,0	18,0	1240	27,1	8,13	28,3	55,4	Z; NP; EsM
<i>Protium heptaphyllum</i>	18,0	15,0	22,0	680	14,8	4,89	17,0	31,9	Z; NP; EsM
<i>Tapirira guianensis</i>	14,5	9,8	15,8	380	8,3	4,11	14,3	22,6	Z; P; EsM

Espécie	Altura (m)			DA (ind/ha)	DR (%)	ABA (m²/ha)	ABR (%)	VC (%)	GF
	Med.	1° Q	3° Q						
<i>Henriettea ovata</i>	15,0	12,0	17,3	480	10,5	1,33	4,6	15,1	Z; P; EsM
<i>Mauritia flexuosa*</i>	35,0	-	-	40	0,9	3,88	13,5	14,4	Z; P; GAU
<i>Pera glabrata</i>	17,5	10,5	19,8	480	10,5	0,55	1,9	12,4	Z; NP; EsM
<i>Alchornea discolor</i>	19,0	14,8	22,0	160	3,5	2,38	8,3	11,8	Z; P; EsM
<i>Nectandra gardneri</i>	17,0	16,0	22,5	240	5,2	0,54	1,9	7,1	Z; NP; ExM
<i>Xylopia emarginata*</i>	20,0	16,3	22,0	140	3,1	0,60	2,1	5,2	Z; P; EsM
<i>Ruizterania wittrockii</i>	10,5	-	-	160	3,5	0,25	0,9	4,4	An; NP; EsM
<i>Cecropia pachystachya</i>	12,5	10,8	19,0	80	1,7	0,40	1,4	3,2	Z; P; EsM
<i>Ferdinandusa speciosa</i>	4,0	-	-	80	1,7	0,04	0,1	1,9	An; NP; EsM
<i>Leandra</i> sp.	3,0	-	-	80	1,7	0,04	0,1	1,9	Z; P
<i>Calophyllum brasiliense</i>	2,5	-	-	80	1,7	0,03	0,1	1,8	Z; NP; EsM
<i>Euplassa inaequalis</i>	18,0	-	-	20	0,4	0,26	0,9	1,4	Z; NP; EsM
<i>Ilex affinis</i>	18,0	-	-	20	0,4	0,20	0,7	1,1	Z; NP; EsM
<i>Chusia cf. criuva</i>	19,0	-	-	20	0,4	0,11	0,4	0,8	Z; NP; ExM
Mortas	na	na	na	200	4,4	0,97	3,4	7,7	NA
Total	258,0	111,0	178,3	4580	100,0	28,7016	100,0	200,0	-
40 anos de pousio (Roça Mãe Joana)									
<i>Richeria grandis</i>	7,0	4,4	10,0	2920	48,5	9,55	29,5	78,0	Z; NP; EsM
<i>Vochysia pyramidalis</i>	13,0	11,0	17,0	440	7,3	7,73	23,9	31,2	An; NP; EsM
<i>Mauritia flexuosa*</i>	13,5	-	-	40	0,7	6,11	18,9	19,6	Z; P; GAU
<i>Euplassa inaequalis</i>	10,5	6,5	12,0	280	4,7	0,60	1,8	6,5	Z; NP; EsM
<i>Tapirira guianensis</i>	5,5	3,9	6,8	300	5,0	0,36	1,1	6,1	Z; P; EsM
<i>Psychotria carthagenensis</i>	3,8	3,4	4,0	320	5,3	0,12	0,4	5,7	Z; NP; EsM
<i>Xylopia emarginata*</i>	7,1	6,3	9,2	260	4,3	0,33	1,0	5,3	Z; P; EsM
<i>Cecropia pachystachya</i>	5,0	5,0	5,1	260	4,3	0,30	0,9	5,3	Z; P; EsM
<i>Miconia chamissois</i>	3,0	2,8	3,3	240	4,0	0,10	0,3	4,3	Z; P; GAU
<i>Virola urbaniana</i>	14,5	-	-	40	0,7	0,68	2,1	2,8	Z; NP; ExM

Espécie	Altura (m)			DA (ind/ha)	DR (%)	ABA (m²/ha)	ABR (%)	VC (%)	GF
	Med.	1° Q	3° Q						
<i>Protium heptaphyllum</i>	12,0	9,5	13,0	60	1,0	0,34	1,0	2,0	Z; NP; EsM
<i>Humiria balsamifera</i>	5,0	-	-	80	1,3	0,08	0,2	1,6	Z; NP; GA
<i>Ilex affinis</i>	3,5	-	-	80	1,3	0,05	0,1	1,5	Z; NP; EsM
<i>Alchornea discolor</i>	5,0	-	-	40	0,7	0,18	0,6	1,2	Z; P; EsM
<i>Curatella americana</i>	7,0	-	-	20	0,3	0,17	0,5	0,9	Z; P; GAS
<i>Nectandra gardneri</i>	14,0	-	-	20	0,3	0,09	0,3	0,6	Z; NP; ExM
<i>Xylopia sericea</i>	11,0	-	-	20	0,3	0,05	0,2	0,5	Z; P; EsM
Mortas	na	na	na	600	10,0	5,51	17,0	27,0	NA
Total	140,4	52,7	80,3	6020	100,0	32,3395	100,0	200,0	-
45 anos de pousio (Boi Arisco)									
<i>Ferdinandusa speciosa</i>	13,0	9,0	15,0	1880	24,9	10,73	28,2	53,1	An; NP; EsM
<i>Protium heptaphyllum</i>	15,0	11,5	17,0	640	8,5	6,31	16,6	25,1	Z; NP; EsM
<i>Xylopia emarginata*</i>	6,0	4,5	10,5	840	11,1	1,13	3,0	14,1	Z; P; EsM
<i>Prunus brasiliensis</i>	9,0	4,5	9,5	660	8,8	1,73	4,6	13,3	Z; NP; EsM
<i>Nectandra gardneri</i>	8,0	7,0	9,0	680	9,0	1,60	4,2	13,2	Z; NP; ExM
<i>Ruizterania wittrockii</i>	17,0	11,3	21,3	220	2,9	3,69	9,7	12,6	An; NP; EsM
<i>Pera glabrata</i>	12,0	10,5	16,5	360	4,8	2,76	7,2	12,0	Z; NP; EsM
<i>Mauritia flexuosa*</i>	26,5	-	-	40	0,5	3,74	9,8	10,4	Z; P; GAU
<i>Ilex affinis</i>	12,0	7,0	13,0	320	4,2	1,65	4,3	8,6	Z; NP; EsM
<i>Macaírea radula</i>	5,5	4,5	8,0	480	6,4	0,48	1,3	7,6	Au; P; GA
<i>Virola urbaniana</i>	15,0	9,0	18,5	120	1,6	2,01	5,3	6,9	Z; NP; ExM
<i>Psychotria carthagenensis</i>	3,0	2,9	3,1	320	4,2	0,14	0,4	4,6	Z; NP; EsM
<i>Myrsine coriacea</i>	4,0	4,0	4,5	240	3,2	0,16	0,4	3,6	Z; P; GA
<i>Pagamea plicata</i>	8,5	-	-	100	1,3	0,30	0,8	2,1	Z; NP; GAS
<i>Cecropia pachystachya</i>	7,0	-	-	80	1,1	0,15	0,4	1,5	Z; P; EsM
<i>Richeria grandis</i>	6,0	-	-	80	1,1	0,10	0,3	1,3	Z; NP; EsM
<i>Ficus americana</i>	9,0	-	-	80	1,1	0,05	0,1	1,2	Z; P; EsM

Espécie	Altura (m)			DA (ind/ha)	DR (%)	ABA (m²/ha)	ABR (%)	VC (%)	GF
	Med.	1° Q	3° Q						
<i>Leandra</i> sp.	6,5	-	-	20	0,3	0,06	0,2	0,4	Z; P
<i>Euplassa inaequalis</i>	10,0	-	-	20	0,3	0,05	0,1	0,4	Z; NP; EsM
<i>Byrsonima umbellata</i>	5,0	-	-	20	0,3	0,04	0,1	0,4	Z; P; GA
Mortas	na	na	na	340	4,5	1,18	3,1	7,6	NA
Total	198,0	85,6	145,8	7540	100,0	38,0512	100,0	200,0	-
50 anos de pousio (Estivinha)									
<i>Xylopia emarginata*</i>	12,0	11,0	14,0	420	15,4	3,64	14,0	29,5	Z; P; EsM
<i>Ruizterania wittrockii</i>	14,0	12,0	18,0	180	6,6	5,23	20,1	26,7	An; NP; EsM
<i>Ilex affinis</i>	14,0	9,5	16,8	200	7,4	4,63	17,8	25,2	Z; NP; EsM
<i>Tapirira guianensis</i>	9,0	7,0	15,0	240	8,8	1,51	5,8	14,6	Z; P; EsM
<i>Mauritia flexuosa*</i>	13,0	-	-	100	3,7	1,71	6,6	10,2	Z; P; GAU
<i>Tachigali rubiginosa</i>	17,5	-	-	40	1,5	2,04	7,9	9,3	An; P; EsM
<i>Cecropia pachystachya</i>	8,8	5,6	11,5	180	6,6	0,50	1,9	8,6	Z; P; EsM
<i>Ferdinandusa speciosa</i>	13,5	10,0	16,5	80	2,9	1,03	4,0	6,9	An; NP; EsM
<i>Licania sclerophylla</i>	3,0	-	-	160	5,9	0,22	0,8	6,7	Z; NP; EsM
<i>Protium heptaphyllum</i>	12,0	11,5	15,5	60	2,2	0,87	3,4	5,6	Z; NP; EsM
<i>Nectandra gardneri</i>	19,0	-	-	40	1,5	0,51	1,9	3,4	Z; NP; ExM
<i>Prunus brasiliensis</i>	14,5	-	-	40	1,5	0,43	1,6	3,1	Z; NP; EsM
<i>Alchornea discolor</i>	17,0	-	-	20	0,7	0,31	1,2	1,9	Z; P; EsM
<i>Styrax camporum</i>	17,0	-	-	20	0,7	0,06	0,2	1,0	Z; NP; EsM
<i>Richeria grandis</i>	9,0	-	-	20	0,7	0,05	0,2	0,9	Z; NP; EsM
Mortas	na	na	na	920	33,8	3,23	12,5	46,3	NA
Total	193,2	55,1	107,3	2720	100,0	25,9541	100,0	200,0	-
50 anos de pousio (Moitinha)									
<i>Protium heptaphyllum</i>	13,0	6,5	19,3	700	41,2	7,15	26,3	67,5	Z; NP; EsM
<i>Mauritia flexuosa*</i>	30,0	30,0	32,0	100	5,9	11,91	43,8	49,7	Z; P; GAU

Espécie	Altura (m)			DA (ind/ha)	DR (%)	ABA (m²/ha)	ABR (%)	VC (%)	GF
	Med.	1° Q	3° Q						
<i>Protium spruceanum</i>	23,0	-	-	40	2,4	4,14	15,2	17,6	Z; NP; EsM
<i>Nectandra gardneri</i>	14,0	10,9	15,8	140	8,2	0,77	2,8	11,1	Z; NP; ExM
<i>Piper arboreum</i>	4,5	-	-	160	9,4	0,28	1,0	10,4	Z; NP; ExM
<i>Euplassa inaequalis</i>	4,3	-	-	160	9,4	0,09	0,3	9,7	Z; NP; EsM
<i>Ruizterania wittrockii</i>	35,0	-	-	20	1,2	1,45	5,3	6,5	An; NP; EsM
<i>Tapirira guianensis</i>	4,5	-	-	80	4,7	0,13	0,5	5,2	Z; P; EsM
<i>Diospyros sericea</i>	3,0	-	-	80	4,7	0,05	0,2	4,9	Z; NP; EsM
<i>Ficus adhatodifolia</i>	4,0	-	-	80	4,7	0,03	0,1	4,8	Z; NP; EsM
<i>Ficus americana</i>	5,0	4,8	6,5	60	3,5	0,26	0,9	4,5	Z; P; EsM
<i>Styrax camporum</i>	6,0	-	-	40	2,4	0,48	1,8	4,1	Z; NP; EsM
<i>Xylopia emarginata*</i>	13,0	-	-	20	1,2	0,19	0,7	1,9	Z; P; EsM
Mortas	na	na	na	20	1,2	0,26	1,0	2,1	NA
Total	159,3	52,1	73,5	1700	100,0	27,1837	100,0	200,0	-
65 anos de pousio (Antônia Morena)									
<i>Ruizterania wittrockii</i>	25,5	24,0	27,3	240	11,2	22,22	47,1	58,4	An; NP; EsM
<i>Pera glabrata</i>	10,0	7,5	16,0	700	32,7	8,80	18,7	51,4	Z; NP; EsM
<i>Xylopia emarginata*</i>	22,0	3,8	25,0	500	23,4	5,72	12,1	35,5	Z; P; EsM
<i>Protium heptaphyllum</i>	13,0	12,0	16,5	140	6,5	4,90	10,4	16,9	Z; NP; EsM
<i>Vismia guianensis</i>	13,0	11,5	16,0	140	6,5	1,40	3,0	9,5	Z;P; GA
<i>Siparuna guianensis</i>	7,7	-	-	100	4,7	0,11	0,2	4,9	Z; NP; GA
<i>Virola urbaniana</i>	20,0	-	-	40	1,9	1,26	2,7	4,5	Z; NP; ExM
<i>Vismia cayennensis</i>	14,0	-	-	40	1,9	0,40	0,9	2,7	Z; P; ExM
<i>Cariniana rubra</i>	24,0	-	-	20	0,9	0,79	1,7	2,6	An; NP; EsM
<i>Alchornea discolor</i>	17,0	-	-	20	0,9	0,43	0,9	1,9	Z; P; EsM
<i>Sloanea guianensis</i>	15,0	-	-	20	0,9	0,12	0,3	1,2	Z; NP; EsM
Mortas	na	na	na	180	8,4	0,97	2,1	10,5	NA

Espécie	Altura (m)			DA (ind/ha)	DR (%)	ABA (m²/ha)	ABR (%)	VC (%)	GF
	Med.	1° Q	3° Q						
<i>Total</i>	181,2	58,8	100,8	2140	100,0	47,1224	100,0	200,0	-
Referência 1 (Chico José)									
<i>Protium heptaphyllum</i>	24,0	21,0	27,0	160	2,4	84,02	69,9	72,3	Z; NP; EsM
<i>Pera glabrata</i>	12,0	8,8	16,0	1280	19,2	11,60	9,7	28,8	Z; NP; EsM
<i>Xylopia emarginata*</i>	9,0	5,0	17,0	1080	16,2	3,46	2,9	19,0	Z; P; EsM
<i>Nectandra gardneri</i>	5,3	4,1	13,5	500	7,5	2,21	1,8	9,3	Z; NP; ExM
<i>Nectandra cissiflora</i>	8,0	4,0	12,5	540	8,1	1,42	1,2	9,3	Z; NP; EsM
<i>Sloanea guianensis</i>	15,0	12,0	16,5	360	5,4	4,63	3,9	9,2	Z; NP; EsM
<i>Calophyllum brasiliense</i>	11,0	6,3	16,0	400	6,0	2,08	1,7	7,7	Z; NP; EsM
<i>Ferdinandusa speciosa</i>	17,0	13,8	18,3	240	3,6	3,86	3,2	6,8	An; NP; EsM
<i>Nectandra cuspidata</i>	5,5	3,1	7,0	380	5,7	0,72	0,6	6,3	Z; P; EsM
<i>Leandra sp.</i>	4,0	3,5	4,2	400	6,0	0,24	0,2	6,2	Z; P
<i>Ruizterania wittrockii</i>	19,5	11,3	25,5	180	2,7	3,29	2,7	5,4	An; NP; EsM
<i>Euplassa inaequalis</i>	8,0	5,5	10,0	220	3,3	0,80	0,7	4,0	Z; NP; EsM
<i>Virola urbaniana</i>	3,5	-	-	240	3,6	0,19	0,2	3,8	Z; NP; ExM
<i>Myrsine guianensis</i>	5,0	-	-	160	2,4	0,07	0,1	2,5	Z; P; GA
<i>Dendropanax cuneatus</i>	5,5	-	-	80	1,2	0,06	0,1	1,2	Z; NP; EsM
<i>Pagamea plicata</i>	4,0	-	-	80	1,2	0,06	0,1	1,2	Z; NP; GAS
<i>Prunus brasiliensis</i>	3,5	-	-	80	1,2	0,03	0,0	1,2	Z; NP; EsM
<i>Protium spruceanum</i>	13,0	-	-	20	0,3	0,60	0,5	0,8	Z; NP; EsM
<i>Alchornea discolor</i>	11,0	-	-	20	0,3	0,11	0,1	0,4	Z; P; EsM
<i>Richeria grandis</i>	4,0	-	-	20	0,3	0,04	0,0	0,3	Z; NP; EsM
Mortas	na	na	na	240	3,6	0,64	0,5	4,1	NA
<i>Total</i>	187,8	98,2	183,5	6680	100,0	120,1352	100,0	200,0	-
Referência 2 (Mateiros)									
<i>Mauritia flexuosa*</i>	29,0	25,3	34,8	280	8,2	28,58	47,5	55,8	Z; P; GAU

Espécie	Altura (m)			DA (ind/ha)	DR (%)	ABA (m ² /ha)	ABR (%)	VC (%)	GF
	Med.	1° Q	3° Q						
<i>Xylopia emarginata*</i>	13,0	8,0	22,0	860	25,3	5,62	9,3	34,6	Z; P; EsM
<i>Ruizterania wittrockii</i>	30,0	28,0	31,5	200	5,9	11,31	18,8	24,7	An; NP; EsM
<i>Protium heptaphyllum</i>	18,5	15,8	20,5	240	7,1	1,81	3,0	10,1	Z; NP; EsM
<i>Pera glabrata</i>	10,0	6,0	17,0	240	7,1	1,44	2,4	9,4	Z; NP; EsM
<i>Tapirira guianensis</i>	28,0	21,0	29,0	140	4,1	2,82	4,7	8,8	Z; P; EsM
<i>Myrcia venulosa</i>	21,5	17,8	24,5	180	5,3	1,05	1,7	7,0	Z; NP; GA
<i>Vochysia pyramidalis</i>	3,0	3,0	16,5	180	5,3	0,92	1,5	6,8	An; NP; EsM
<i>Henriettea ovata</i>	4,9	4,2	8,6	200	5,9	0,18	0,3	6,2	Z; P; EsM
<i>Guarea macrophyla</i>	2,4	-	-	160	4,7	0,08	0,1	4,8	Z; NP; EsM
<i>Piper arboreum</i>	2,7	-	-	160	4,7	0,06	0,1	4,8	Z; NP; ExM
<i>Viola urbaniana</i>	34,0	-	-	20	0,6	1,71	2,8	3,4	Z; NP; ExM
<i>Styrax camporum</i>	1,5	-	-	80	2,4	0,03	0,0	2,4	Z; NP; EsM
<i>Dendropanax cuneatus</i>	3,0	-	-	80	2,4	0,03	0,0	2,4	Z; NP; EsM
<i>Richeria grandis</i>	14,0	11,0	14,0	60	1,8	0,28	0,5	2,2	Z; NP; EsM
<i>Alchornea discolor</i>	20,0	-	-	40	1,2	0,28	0,5	1,6	Z; P; EsM
<i>Ferdinandusa speciosa</i>	23,0	-	-	20	0,6	0,54	0,9	1,5	An; NP; EsM
<i>Cecropia pachystachya</i>	15,0	-	-	20	0,6	0,48	0,8	1,4	Z; P; EsM
<i>Euplassa inaequalis</i>	9,0	-	-	20	0,6	0,06	0,1	0,7	Z; NP; EsM
Mortas	na	na	na	220	6,5	2,88	4,8	11,3	NA
Total	282,5	140,0	218,4	3400	100,0	60,1178	100,0	200,0	-
Referência 3 (Cabeceira de Mateirinho)									
<i>Pera glabrata</i>	18,0	13,0	23,0	1500	60,0	22,77	36,9	96,9	Z; NP; EsM
<i>Mauritia flexuosa*</i>	27,5	24,5	28,5	160	6,4	20,08	32,6	39,0	Z; P; GAU
<i>Ruizterania wittrockii</i>	23,0	16,0	28,0	180	7,2	4,28	6,9	14,1	An; NP; EsM
<i>Vochysia pyramidalis</i>	23,0	14,0	24,0	60	2,4	5,06	8,2	10,6	An; NP; EsM
<i>Calophyllum brasiliense</i>	3,3	-	-	160	6,4	0,07	0,1	6,5	Z; NP; EsM
<i>Viola urbaniana</i>	33,0	22,0	34,0	40	1,6	1,67	2,7	4,3	Z; NP; ExM

Espécie	Altura (m)			DA (ind/ha)	DR (%)	ABA (m²/ha)	ABR (%)	VC (%)	GF
	Med.	1° Q	3° Q						
<i>Tapirira guianensis</i>	10,0	-	-	40	1,6	0,24	0,4	2,0	Z; P; EsM
<i>Styrax camporum</i>	28,0	-	-	20	0,8	0,43	0,7	1,5	Z; NP; EsM
<i>Myrcia venulosa</i>	22,0	-	-	20	0,8	0,09	0,1	0,9	Z; NP; GA
Mortas	na	na	na	320	12,8	6,98	11,3	24,1	NA
Total	187,8	89,5	137,5	2500	100,0	61,6635	100,0	200,0	-
Referência 4 (Mata Grande)									
<i>Pera glabrata</i>	18,0	14,8	23,0	620	33,7	27,06	60,9	94,6	Z; NP; EsM
<i>Ruizterania wittrockii</i>	25,0	17,0	27,0	240	13,0	11,31	25,4	38,5	An; NP; EsM
<i>Richeria grandis</i>	3,0	-	-	160	8,7	0,08	0,2	8,9	Z; NP; EsM
<i>Mauritia flexuosa*</i>	29,0	-	-	20	1,1	3,15	7,1	8,2	Z; P; GAU
<i>Ferdinandusa speciosa</i>	11,0	4,5	12,0	100	5,4	0,54	1,2	6,6	An; NP; EsM
<i>Nectandra gardneri</i>	7,5	-	-	100	5,4	0,10	0,2	5,7	Z; NP; ExM
<i>Guarea macrophylla</i>	4,0	-	-	80	4,3	0,06	0,1	4,5	Z; NP; EsM
<i>Protium heptaphyllum</i>	5,0	-	-	80	4,3	0,04	0,1	4,4	Z; NP; EsM
<i>Henriettea ovata</i>	4,5	-	-	80	4,3	0,04	0,1	4,4	Z; P; EsM
<i>Calophyllum brasiliense</i>	4,0	-	-	80	4,3	0,03	0,1	4,4	Z; NP; EsM
<i>Licania sclerophylla</i>	3,0	-	-	80	4,3	0,03	0,1	4,4	Z; NP; EsM
<i>Protium spruceanum</i>	28,0	-	-	20	1,1	1,20	2,7	3,8	Z; NP; EsM
<i>Xylopia emarginata*</i>	18,0	-	-	20	1,1	0,14	0,3	1,4	Z; P; EsM
<i>Ilex affinis</i>	16,0	-	-	20	1,1	0,12	0,3	1,4	Z; NP; EsM
Mortas	na	na	na	140	7,6	0,53	1,2	8,8	NA
Total	176,0	36,3	62,0	1840	100,0	44,4469	100,0	200,0	-

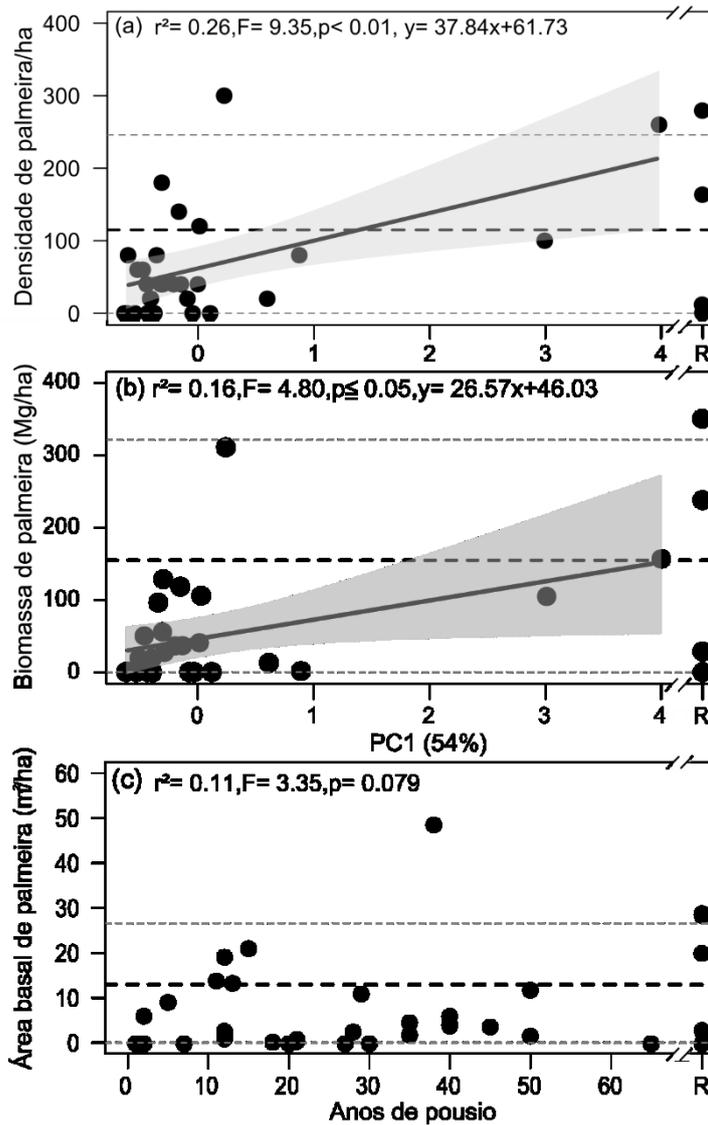


Figura S 2 Atributos estruturais apenas das palmeiras (principalmente *M. flexuosa*) de matas secundárias, variando desde áreas recentemente deixadas em pousio até 65 anos, na Região do Jalapão, Tocantins, Brasil. Círculos representam valores brutos encontrados para cada mata. A linha inteira representa a tendência temporal descrita pelo modelo de melhor ajuste. A sombra cinza entorno do modelo é o intervalo de confiança de 95%. A linha tracejada a preta representa a média das quatro matas referência e as duas linhas cinza o desvio padrão. Os valores brutos das matas referências (R) também foram plotados a direita. (a) Densidade de palmeiras com $DAP \geq 5$ cm (sem tendência temporal, mas com modelo linear ajustado ao PC1). (b) Biomassa acima do solo de palmeiras (sem tendência temporal, mas com modelo linear ajustado ao PC1). O PC1 reflete principalmente o cálcio trocável ($cmolc/dm^3$), fósforo disponível (mg/dm^3), magnésio trocável ($cmolc/dm^3$), zinco disponível (mg/dm^3) e pH ($CaCl_2$). (c) Área basal (sem ajuste temporal).

Referências

- Agarwal, A., & Narain, S. (2000). *Water harvesting: community-led natural resource management*. 3.
- Aide, T. M., Zimmerman, J. K., Pascarella, J. B., Rivera, L., & Marcano-Vega, H. (2000). Forest Regeneration in a Chronosequence of Tropical Abandoned Pastures: Implications for Restoration Ecology. *Restoration Ecology*, 8(4), 328–338. doi: 10.1046/j.1526-100x.2000.80048.x@10.1111/(ISSN)1526-100X.2525thAnniversaryVI
- Albuquerque, U. P. de, Cunha, L. V. F. C. da, Lucena, R. F. P. de, & Alves, R. R. N. (Eds.). (2014). *Methods and techniques in ethnobiology and ethnoecology*. New York: Humana Press.
- Alexiades, M. (2009). The cultural and economic globalization of Traditional Environmental Knowledge systems. In Heckler Serena (Series Ed.), *Landscape, Process and power: re-evaluating traditional environmental knowledge* (p. 17). Oxford and New York: Berghahn.
- Allendorf, T. D. (2006). Residents' attitudes toward three protected areas in southwestern Nepal. *Biodiversity and Conservation*, 16(7), 2087. doi: 10.1007/s10531-006-9092-z
- Almeida-Neto, M., Campassi, F., Galetti, M., Jordano, P., & Oliveira-Filho, A. (2008). Vertebrate dispersal syndromes along the Atlantic forest: broad-scale patterns and macroecological correlates. *Global Ecology and Biogeography*, 17(4), 503–513. doi: 10.1111/j.1466-8238.2008.00386.x
- Altieri, M. A. (2004). Linking ecologists and traditional farmers in the search for sustainable agriculture. *Front Ecol Environ*, 2(1), 35–42.
- Anderson, A. B., & Posey, D. A. (1989). Management of a tropical scrub savanna by the Gorotire Kayapó of Brasil. *Advances in Economic Botany*, 7(The new York Botanical Garden), 159–173.
- Anderson, D. R., & Burnham, K. P. (2002). Avoiding Pitfalls When Using Information-Theoretic Methods. *The Journal of Wildlife Management*, 66(3), 912–918. doi: 10.2307/3803155
- Angelsen, A. (1995). Shifting cultivation and “deforestation”: A study from Indonesia. *World Development*, 23(10), 1713–1729. doi: 10.1016/0305-750X(95)00070-S
- Aubertin, C., & Rodary, E. (2011). *Protected Areas, Sustainable Land?* Ashgate Publishing, Ltd.
- Aweto, A. O. (2013). *Shifting cultivation and secondary succession in the Tropics*. Wallingford, UK ; Boston, MA: CABI.
- Bailey, K. D. (1994). *Methods of Social Research*. Simon and Schuster.
- Balée, W. L. (1994). *Footprints of the forest: Ka'apor ethnobotany-the historical ecology of plant utilization by an Amazonian people*. Columbia University Press.
- Barbosa, A. S. (2002). *Andarilhos da Claridade*. Goiânia, GO: PUC Goiás.
- Barbosa, A. S. (2016). Homo-cerratensis: A incrível jornada humana para o Cerrado [Blog]. Retrieved April 25, 2018, from Xapuri socioambiental website:

<https://www.xapuri.info/arqueologia/homo-cerratensis-a-incrivel-jornada-humana-para-o-cerrado/>

- Barbosa, R. S., & Santos, F. D. D. (2008). *UNIDADES DE CONSERVAÇÃO, CONFLITOS SÓCIO AMBIENTAIS E O ENCURRALAMENTO DAS POPULAÇÕES LOCAIS NO NORTE DE MINAS*. Retrieved from <https://ageconsearch.umn.edu/record/109655/>
- Barnosky, A. D., Matzke, N., Tomiya, S., Wogan, G. O. U., Swartz, B., Quental, T. B., ... Ferrer, E. A. (2011). Has the Earth's sixth mass extinction already arrived? *Nature*, *471*(7336), 51–57. doi: 10.1038/nature09678
- Barradas, A. C. S. (2017). *A gestão do fogo na Estação Ecológica Serra Geral do Tocantins, Brasil*. Instituto de Pesquisas Jardim Botânico do Rio de Janeiro, Escola Nacional de Botânica Tropical – ENBT.
- Barrera-Bassols, N., & Toledo, V. M. (2005). Ethnoecology of the Yucatec Maya: Symbolism, Knowledge and Management of Natural Resources. *Journal of Latin American Geography*, *4*(1), 9–41.
- Barrera-Bassols, N., & Zinck, A. (2002). *Ethnopedological research: a worldwide review*. Presented at the Thailand. Retrieved from https://webapps.itc.utwente.nl/librarywww/papers/arti_conf_pr/barrera.pdf
- Becker, H. S., & Geer, B. (2003). Participant observation: The analysis of qualitative field data. In *Field research* (pp. 376–394). Routledge.
- Bond, W., & Keeley, J. (2005). Fire as a global ‘herbivore’: the ecology and evolution of flammable ecosystems. *Trends in Ecology & Evolution*, *20*(7), 387–394. doi: 10.1016/j.tree.2005.04.025
- Bonell, M., & Bruijnzeel, L. A. (2005). *Forests, Water and People in the Humid Tropics: Past, Present and Future Hydrological Research for Integrated Land and Water Management*. Cambridge University Press.
- Borges, S. L., Eloy, L., Schmidt, I. B., Barradas, A. C. S., & Santos, I. A. D. (2016). Fire management in veredas (palm swamps): new perspectives on traditional farming systems in Jalapão, Brazil. *Ambiente & Sociedade*, *19*, 269–294.
- Bosgiraud, M. (2013). *Normes environnementales et transformation des pratiques de gestion des ressources dans le Cerrado: l'exemple de l'Aire de Protection Environnementale (APA) Nascentes do Rio Vermelho, Goiás*. Istom, Paris.
- Boyce, C., & Neale, P. (2006). *Conducting in-depth interviews: a guide for designing and conducting in-depth interviews for evaluation input*. Pathfinder international.
- Breheny, P., & Burchett, W. (2016). *Visualization of Regression Models Using visreg*. 16.
- Brown, S., & Lugo, A. E. (1990). Tropical Secondary Forests. *Journal of Tropical Ecology*, *6*(1), 1–32.
- Bu, W., Zang, R., & Ding, Y. (2014). *Functional diversity increases with species diversity along successional gradient in a secondary tropical lowland rainforest*. 9.
- Burgers, P., Ketterings, Q., & Garrity, D. (2005). Fallow management strategies and issues in Southeast Asia. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, *110*(1–2), 1–13. doi: 10.1016/j.agee.2005.04.010

- Buzzard, V., Hulshof, C. M., Birt, T., Violle, C., & Enquist, B. J. (2016). Re-growing a tropical dry forest: functional plant trait composition and community assembly during succession. *Functional Ecology*, *30*(6), 1006–1013. doi: 10.1111/1365-2435.12579
- Cabrera, A. L., & Willink, A. (1973). *Biogeografía de América Latina*. Washinton, DC: Organización de los Estados Americanos (OEA).
- Carrière, S. M. (2002). L'abattage sélectif : une pratique agricole ancestrale au service de la régénération forestière. *Bois et Forêts Des Tropiques*, *272*(2). Retrieved from http://bft.cirad.fr/cd/BFT_272_45-62.pdf
- Carson, W. P., Schnitzer, S. A., & Smithsonian Tropical Research Institute (Eds.). (2008). *Tropical forest community ecology*. Chichester ; Malden, MA: Wiley-Blackwell Pub.
- Carvalho, P. G. da S. (1991). *As veredas e sua importancia no dominio dos cerrados* (Vol. 15). Retrieved from <http://www.bdpa.cnptia.embrapa.br/consulta/busca?b=ad&id=553247&biblioteca=vazio&busca=autoria:%22da.%22&qFacets=autoria:%22da.%22&sort=&pagina=355>
- Castro-Luna, A., Castillo-Campos, G., & Sosa, V. (2011). Effects of selective logging and shifting cultivation on the structure and diversity of a tropical evergreen forest in south-eastern Mexico. *Journal of Tropical Forest Science*, *23*(1), 17–34.
- Cavalcante, J. P. R. (2018). *Regularização territorial do quilombo mumbuca: identidade e memória como fundamento da propriedade quilombola*. Retrieved from <http://repositorio.bc.ufg.br/tede/handle/tede/8892>
- Chave, Jerome, Coomes, D., Jansen, S., Lewis, S. L., Swenson, N. G., & Zanne, A. E. (2009). Towards a worldwide wood economics spectrum. *Ecology Letters*, *12*(4), 351–366. doi: 10.1111/j.1461-0248.2009.01285.x
- Chave, Jérôme, Réjou-Méchain, M., Búrquez, A., Chidumayo, E., Colgan, M. S., Delitti, W. B. C., ... Vieilledent, G. (2014). Improved allometric models to estimate the aboveground biomass of tropical trees. *Global Change Biology*, *20*(10), 3177–3190. doi: 10.1111/gcb.12629
- Chazdon, R. (2008). Chance and determinism in tropical forest succession. In W. P. Carson & S. A. Schnitzer, *Tropical forest community ecology*. Chichester ; Malden, MA: Wiley-Blackwell Pub.
- Chazdon, R. (2012). *Regeneração de florestas tropicais Tropical forest regeneration*. *7*(3), 24.
- Chazdon, R. L. (2003a). Tropical forest recovery: legacies of human impact and natural disturbances. *Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics*, *6*(1), 51–71. doi: 10.1078/1433-8319-00042
- Chazdon, R. L. (2003b). Tropical forest recovery: legacies of human impact and natural disturbances. *Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics*, *6*(1–2), 51–71. doi: 10.1078/1433-8319-00042
- Chazdon, R. L., Letcher, S. G., van Breugel, M., Martínez-Ramos, M., Bongers, F., & Finegan, B. (2006). Rates of change in tree communities of secondary Neotropical forests following major disturbances. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, *362*(1478), 273–289. doi: 10.1098/rstb.2006.1990

- Chazdon, R. L., Peres, C. A., Dent, D., Sheil, D., Lugo, A. E., Lamb, D., ... Miller, S. E. (2009). The Potential for Species Conservation in Tropical Secondary Forests. *Conservation Biology*, 23(6), 1406–1417. doi: 10.1111/j.1523-1739.2009.01338.x
- Clawson, D. L. (1985). Harvest Security and Intraspecific Diversity in Traditional Tropical Agriculture. *Economic Botany*, 39(1), 56–67. doi: 10.1007/BF02861175
- Climate-data.org. (2019). Clima Mateiros: Temperatura, Tempo e Dados climatológicos Mateiros - Climate-Data.org. Retrieved February 6, 2019, from <https://pt.climate-data.org/america-do-sul/brasil/tocantins/mateiros-312503/>
- Conklin, H. C. (1957). *Hanunóo agriculture: a report on an integral system of shifting cultivation in the Philippines*. Food and Agriculture Organization of the United Nations.
- Correia, J. R. de, Haridasan, M., Reatto, A., Martins, É. de S., & Walter, B. M. T. (2001). Influência de fatores edáficos na distribuição de espécies arbóreas em matas de glacia na região do Cerrado: uma revisão. In José Felipe Ribeiro, Carlos Eduardo Lazarini da Fonseca, & José Carlos Sousa-Silva (Series Ed.), *Cerrado: caracterização e recuperação de matas de galeria*. Planaltina: Embrapa Cerrados.
- Correia, J. R., Haridassan, M., Reatto, A., Martins, É. de S., & Walter, B. M. T. (2001). Influência de fatores edáficos na distribuição de espécies arbóreas em Matas de Galeria na região do Cerrado: uma revisão. In *Cerrado: caracterização e recuperação de matas de galeria*. Embrapa.
- Costa, A. F. da. (2007). *Zonação no gradiente vegetacional cerrado típico - campo sujo - vereda, na Estação Ecológica de Águas Emendadas, Brasília - DF* (Dissertação de mestrado, Universidade de Brasília). Retrieved from http://repositorio.unb.br/bitstream/10482/3519/1/2007_AdniltonFonsecaCosta.pdf
- Cristo, S. S. V. de. (2013). *Abordagem geográfica e análise do patrimônio geomorfológico em Unidades de Conservação da natureza: aplicação na Estação Ecológica Serra Geral do Tocantins e área de entorno - Estados do Tocantins e Bahia*. Universidade Federal do Rio Grande do Sul UFRGS, Porto Alegre.
- Cunha, A. S., Mueller, C. C., & Alves, E. R. de A. (1993). Uma avaliação da sustentabilidade da agricultura nos Cerrados. *Estudos de Política Agrícola*, (2). Retrieved from <https://www.alice.cnptia.embrapa.br/bitstream/doc/959581/1/UmaAvaliacao.pdf>
- Dearden, P. (2009). *Parks and Protected Areas*. 32.
- Delang, C. O., & Li, W. M. (2012). *Ecological Succession on Fallow Shifting Cultivation Fields: A Review of the Literature*. Springer Science & Business Media.
- Demeyer, A., Voundi Nkana, J. C., & Verloo, M. G. (2001). Characteristics of wood ash and influence on soil properties and nutrient uptake: an overview. *Bioresource Technology*, 77(3), 287–295. doi: 10.1016/S0960-8524(00)00043-2
- Denevan, W. M. (2003). *Cultivated Landscapes of Native Amazonia and the Andes*. Oxford University Press.

- Denslow, J. S., & Guzman, S. (2000). Variation in stand structure, light and seedling abundance across a tropical moist forest chronosequence, Panama. *Journal of Vegetation Science*, *11*(2), 201–212. doi: 10.2307/3236800
- DeWalt, S. J., Maliakal, S. K., & Denslow, J. S. (2003). Changes in vegetation structure and composition along a tropical forest chronosequence: implications for wildlife. *Forest Ecology and Management*, *182*(1), 139–151. doi: 10.1016/S0378-1127(03)00029-X
- Dexter, K. G., Lavin, M., Torke, B. M., Twyford, A. D., Kursar, T. A., Coley, P. D., ... Pennington, R. T. (2017). Dispersal assembly of rain forest tree communities across the Amazon basin. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, *114*(10), 2645–2650. doi: 10.1073/pnas.1613655114
- Diemont, S. A. W., Bohn, J. L., Rayome, D. D., Kelsen, S. J., & Cheng, K. (2011). Comparisons of Mayan forest management, restoration, and conservation. *Forest Ecology and Management*, *261*(10), 1696–1705. doi: 10.1016/j.foreco.2010.11.006
- Dormann, C. F., Elith, J., Bacher, S., Buchmann, C., Carl, G., Carré, G., ... Lautenbach, S. (2013). Collinearity: a review of methods to deal with it and a simulation study evaluating their performance. *Ecography*, *36*(1), 27–46. doi: 10.1111/j.1600-0587.2012.07348.x
- Draper, N. R., & Smith, H. (1998). *Applied regression analysis: includes disk* (3. ed). New York, NY: Wiley.
- Ellison, A. M. (2004). Wetlands of Central America. *Wetlands Ecology and Management*, *12*(1), 3–55. doi: 10.1023/B:WETL.0000016809.95746.b1
- Eloy, L., Aubertin, C., Toni, F., Lúcio, S. L. B., & Bosgiraud, M. (2016). On the margins of soy farms: traditional populations and selective environmental policies in the Brazilian Cerrado. *The Journal of Peasant Studies*, *43*(2), 494–516. doi: 10.1080/03066150.2015.1013099
- Eloy, L., Carvalho, I. S. H. de, & Figueiredo, I. (2017a). *Sistemas agrícolas tradicionais no Cerrado caracterização, transformações e perspectivas* (01 ed., Vol. 03).
- Eloy, L., Carvalho, I. S. H. de, & Figueiredo, I. (2017b). Sistemas agrícolas tradicionais no Cerrado: caracterização, transformações e perspectivas. In *Coleção transição agroecológica: Vol. 1. Conservação e uso da agrobiodiversidade* (Vol. 3, p. 36). EMBRAPA.
- Eloy, L., & Lúcio, S. L. B. (2013). *Agricultura Tradicional na Estação Ecológica Serra Geral do Tocantins: Caracterização e avaliação agronômica, econômica e socioambiental das roças de esgoto e das roças de toco de comunidades residentes*.
- Eloy, L., Schmidt, I. B., Borges, S. L., Ferreira, M. C., & dos Santos, T. A. (2018). Seasonal fire management by traditional cattle ranchers prevents the spread of wildfire in the Brazilian Cerrado. *Ambio*. doi: 10.1007/s13280-018-1118-8
- Encinas, J. I., & Paula, J. E. de. (1994). Fitosociologia de la regeneración natural de un bosque de galería. *Pesquisa Agropecuária Brasileira*, *29*(3), 355–362.
- Ewel, J. (1980). Tropical Succession: Manifold Routes to Maturity. *Biotropica*, *12*(2), 2. doi: 10.2307/2388149

- Ewel, J. J. (1986). *Designing Agricultural Ecosystems for the Humid Tropics*. 29.
- Fagundes, G. M. (2015). *Relatório de diagnóstico socioambiental da comunidade dos prazeres, relatório de cadastramento de residentes do Rio Balsas e memória da 2ª e 3ª oficina de revisão do TC Nº 14/2012*. Projeto Prevenção, Controle e Monitoramento de Queimadas Irregulares e Incêndios Florestais no Cerrado.
- FAO, F. and A. O. of the U. N. (2010). *Global Forest Resources Assessment 2010* (Main Report No. 163). Retrieved from Food and Agriculture Organization of the United Nations website: <http://www.fao.org/3/i1757e/i1757e02.pdf>
- Felfili, J. M. (1995). Diversity, structure and dynamics of a gallery forest in central Brazil. *Vegetatio*, 117(1), 1–15. doi: 10.1007/BF00033255
- Felfili, J. M., & Fagg, C. W. (2007). Floristic composition, diversity and structure of the “cerrado” sensu stricto on rocky soils in northern Goiás and southern Tocantins, Brazil. *Revista Brasileira de Botânica*, 30(3), 375–385. doi: 10.1590/S0100-84042007000300004
- Felfili, J. M., Mendonça, R. C. de, Walter, B. M. T., Silva-Junior, M. C. da, Nóbrega, M. G. G., Fagg, C. W., ... Silva, M. A. (2001). Flora fanerogâmica das matas de galeria e ciliares do Brasil Central. In J. F. Ribeiro, C. E. L. da Fonseca, & J. C. Sousa-Silva (Series Ed.), *Cerrado: caracterização e recuperação de matas de galeria*. Planaltina: Embrapa Cerrados.
- Fernandes, B. M., Cassundé, J. R. de O., & Pereira, L. I. (2018). Movimentos socioterritoriais no MATOPIBA e na Chapada do Apodi: exemplos da questão agrária neoliberal do século XXI. *OKARA: Geografia em debate*, 12(2), 533–548. doi: 10.22478/ufpb.1982-3878.2018v12n2.41329
- Ferreira, J. N., & Ribeiro, J. F. (2001). Ecologia da inundação em matas de galeria. In José Felipe Ribeiro, Carlos Eduardo Lazarini da Fonseca, & José Carlos Sousa-Silva (Series Ed.), *Cerrado: caracterização e recuperação de matas de galeria*. Planaltina: Embrapa Cerrados.
- Filho, A. A. R. (2015). Impactos do sistema agrícola itinerante sobre os solos de remanescente de Mata Atlântica com uso e ocupação por comunidades quilombolas no Vale do Ribeira (São Paulo, Brasil). *São Paulo*, 390.
- Filho, A. A. R., Adams, C., & Murrieta, R. S. S. (2013). *The impacts of shifting cultivation on tropical forest soil: a review Impactos da agricultura itinerante sobre o solo em florestas tropicais: uma revisão*. 8(3), 36.
- Finegan, B. (1984). Forest succession. *Nature*, 312(8).
- Finegan, B. (1996). Pattern and process in neotropical secondary rain forests: the first 100 years of succession. *Trends in Ecology & Evolution*, 11(3), 119–124. doi: 10.1016/0169-5347(96)81090-1
- Finegan, B., & Nasi, R. (2004). The biodiversity and conservation potential of shifting cultivation landscapes. In Götz Schroth, Celia A. Harvey, Gustavo A. B. da Fonseca, Claude Gascon, Herald L. Vasconcelos, & Anne-Marie N. Izac (Series Ed.), *Agroforestry and Biodiversity Conservation in Tropical Landscapes* (p. 523). Island Press.
- Flora do Brasil 2020. (n.d.). Retrieved December 19, 2018, from <http://floradobrasil.jbrj.gov.br/reflora/listaBrasil/PrincipalUC/PrincipalUC.do#CondicaoTaxonCP>

- Folke, C., Carpenter, S. R., Walker, B., Scheffer, M., Chapin, T., & Rockström, J. (2010). Resilience Thinking: Integrating Resilience, Adaptability and Transformability. *Ecology and Society*, 15(4). doi: 10.5751/ES-03610-150420
- Fox, J., Truong, D. M., Rambo, A. T., Tuyen, N. P., Cuc, L. T., & Leisz, S. (2000). Shifting Cultivation: A New Old Paradigm for Managing Tropical Forests. *BioScience*, 50(6), 521–528. doi: 10.1641/0006-3568(2000)050[0521:SCANOP]2.0.CO;2
- FPP, F. P. P. (2012). *Forest peoples: numbers across the world*. Retrieved from http://www.forestpeoples.org/sites/fpp/files/publication/2012/05/forest-peoples-numbers-across-world-final_0.pdf
- Geiger, P. P. (2014). Excursão ao Jalapão. Trechos de um relatório inédito. *Terra Brasilis (Nova Série). Revista da Rede Brasileira de História da Geografia e Geografia Histórica*, (3). doi: 10.4000/terrabrasilis.1030
- Geldmann, J., Barnes, M., Coad, L., Craigie, I. D., Hockings, M., & Burgess, N. D. (2013). Effectiveness of terrestrial protected areas in reducing habitat loss and population declines. *Biological Conservation*, 161, 230–238. doi: 10.1016/j.biocon.2013.02.018
- Glorfeld, L. W. (1995). Uma melhoria na metodologia de análise paralela de chifre para selecionar o número correto de fatores para reter. *Educational and Psychological Measurement*, 55(3), 377–393. doi: 10.1177/0013164495055003002
- Gomes, E. P. C., Sugiyama, M., Adams, C., & Prado, H. M. (2013). The forest succession in fallow fields: is nature against law? *Sci. For.*, 41(99), 11.
- Gomes, L., Miranda, H. S., & Bustamante, M. M. da C. (2018). How can we advance the knowledge on the behavior and effects of fire in the Cerrado biome? *Forest Ecology and Management*, 417, 281–290. doi: 10.1016/j.foreco.2018.02.032
- Gonçalves, F. M. P., Revermann, R., Gomes, A. L., Aidar, M. P. M., Finckh, M., & Juergens, N. (2017). Tree Species Diversity and Composition of Miombo Woodlands in South-Central Angola: A Chronosequence of Forest Recovery after Shifting Cultivation [Research article]. doi: 10.1155/2017/6202093
- Goodman, R. C., Phillips, O. L., del Castillo Torres, D., Freitas, L., Cortese, S. T., Monteagudo, A., & Baker, T. R. (2013). Amazon palm biomass and allometry. *Forest Ecology and Management*, 310, 994–1004. doi: 10.1016/j.foreco.2013.09.045
- Gouveia, G. P., & Felfili, J. M. (1998). Fenologia de comunidades de cerrado e de mata de galeria no Brasil Central. *Revista Arvore*, 22(4), 443–450.
- Grimm, V., & Wissel, C. (1997). Babel, or the ecological stability discussions: an inventory and analysis of terminology and a guide for avoiding confusion. *Oecologia*, 109(3), 323–334. doi: 10.1007/s004420050090
- Guariguata, M. R., & Ostertag, R. (2001). Neotropical secondary forest succession: changes in structural and functional characteristics. *Forest Ecology and Management*, 148(1), 185–206. doi: 10.1016/S0378-1127(00)00535-1
- Guimarães, A. J. M., Araújo, G. M. de, & Corrêa, G. F. (2002). Estrutura fitossociológica em área natural e antropizada de uma vereda em Uberlândia, MG. *Acta Botanica Brasílica*, 16(3), 317–329. doi: 10.1590/S0102-33062002000300007

- Haidar, R. F. (2008). *Fitossociologia, diversidade e sua relação com variáveis ambientais em florestas estacionais do Bioma Cerrado no Planalto Central e Nordeste do Brasil*. Universidade de Brasília, Faculdade de Tecnologia, Departamento de Engenharia Florestal.
- Harrop, S. R. (2007). Traditional agricultural landscapes as protected areas in international law and policy. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 121(3), 296–307. doi: 10.1016/j.agee.2006.12.020
- Hecht, S. (2009). Kayapó Savanna Management: Fire, Soils, and Forest Islands in a Threatened Biome. In W. I. Woods, W. G. Teixeira, J. Lehmann, C. Steiner, A. WinklerPrins, & L. Rebellato (Eds.), *Amazonian Dark Earths: Wim Sombroek's Vision* (pp. 143–162). doi: 10.1007/978-1-4020-9031-8_7
- Hecht, S. B. (1992). Indigenous Soil Management in the Latin American Tropics: Neglected Knowledge of Native People. In W. Hiemstra, C. Reijntjes, & E. van der Werf (Eds.), *Let Farmers Judge: Experiences in assessing the sustainability of agriculture*. doi: 10.3362/9781780445304
- Heinimann, A., Mertz, O., Frohling, S., Christensen, A. E., Humi, K., Sedano, F., ... Hurtt, G. (2017). A global view of shifting cultivation: Recent, current, and future extent. *PLOS ONE*, 12(9), e0184479. doi: 10.1371/journal.pone.0184479
- Hirota, M., Holmgren, M., Van Nes, E. H., & Scheffer, M. (2011). Global Resilience of Tropical Forest and Savanna to Critical Transitions. *Science*, 334(6053), 232–235. doi: 10.1126/science.1210657
- Höhn, A., & Neumann, K. (2012). Shifting cultivation and the development of a cultural landscape during the Iron Age (0–1500 AD) in the northern Sahel of Burkina Faso, West Africa: Insights from archaeological charcoal. *Quaternary International*, 249, 72–83. doi: 10.1016/j.quaint.2011.04.012
- Holling, C. S. (1973). Resilience and Stability of Ecological Systems. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 4(1), 1–23. doi: 10.1146/annurev.es.04.110173.000245
- IBGE, I. B. de G. e E. (2012). *Manual técnico da vegetação brasileira* (Coordenação de Recursos Naturais e Estudos Ambientais, Ed.).
- IBGE, I. B. de G. e E. (2019). Densidade populacional: cidades. Retrieved March 23, 2019, from <https://cidades.ibge.gov.br/brasil/to/mateiros/panorama>
- ICMBio, I. C. M. de C. da B. (2014). *Plano de Manejo Estação Ecológica Serra Geral do Tocantins*. Retrieved from http://www.icmbio.gov.br/portal/images/stories/docs-planos-de-manejo/eseec_serra_geral_do_tocantins.pdf
- Jakovac, C. C., Bongers, F., Kuyper, T. W., Mesquita, R. C. G., & Peña-Claros, M. (2016). Land use as a filter for species composition in Amazonian secondary forests. *Journal of Vegetation Science*, 27(6), 1104–1116. doi: 10.1111/jvs.12457
- Jakovac, C. C., Peña-Claros, M., Kuyper, T. W., & Bongers, F. (2015). Loss of secondary-forest resilience by land-use intensification in the Amazon. *Journal of Ecology*, 103(1), 67–77. doi: 10.1111/1365-2745.12298
- Johnson, K. J. (1984). *“Do as the land bids”: a study of Otomi resource-use on the eve of irrigation*. University Microfilms International, Ann Arbor, MI.
- Jong, W. D. (2001). Tree and forest management in the foodplains of the Peruvian Amazon. *Forest Ecology and Management*, 10.

- Joppa, L. (2012). Population Change in and around Protected Areas. *Journal of Ecological Anthropology*, 15(1), 58–64. doi: 10.5038/2162-4593.15.1.4
- Júnior, A. C. P., Oliveira, S. L. J., Pereira, J. M. C., & Turkman, M. A. A. (2014). *Modelling Fire Frequency in a Cerrado Savanna Protected Area*. Retrieved from <https://journals.plos.org/plosone/article?id=10.1371/journal.pone.0102380>
- Junk, W. J., Piedade, M. T. F., Lourival, R., Wittmann, F., Kandus, P., Lacerda, L. D., ... Agostinho, A. A. (2014). Brazilian wetlands: their definition, delineation, and classification for research, sustainable management, and protection. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 24(1), 5–22. doi: 10.1002/aqc.2386
- Kalaba, F. K., Quinn, C. H., Dougill, A. J., & Vinya, R. (2013). Floristic composition, species diversity and carbon storage in charcoal and agriculture fallows and management implications in Miombo woodlands of Zambia. *Forest Ecology and Management*, 304, 99–109. doi: 10.1016/j.foreco.2013.04.024
- Kennard, D. K. (2002). Secondary forest succession in a tropical dry forest: patterns of development across a 50-year chronosequence in lowland Bolivia. *Journal of Tropical Ecology*, 18(1), 53–66. doi: 10.1017/S0266467402002031
- Kideghesho, J. R., Røskft, E., & Kaltenborn, B. P. (2007). Factors influencing conservation attitudes of local people in Western Serengeti, Tanzania. *Biodiversity and Conservation*, 16(7), 2213–2230. doi: 10.1007/s10531-006-9132-8
- Klanderud, K., Mbolatiana, H. Z. H., Vololomboahangy, M. N., Radimbison, M. A., Roger, E., Totland, Ø., & Rajeriarison, C. (2009). Recovery of plant species richness and composition after slash-and-burn agriculture in a tropical rainforest in Madagascar. *Biodiversity and Conservation*, 19(1), 187. doi: 10.1007/s10531-009-9714-3
- Kotze, D. C. (2013). The effects of fire on wetland structure and functioning. *African Journal of Aquatic Science*, 38(3), 237–247. doi: 10.2989/16085914.2013.828008
- Krueper, D. J. (1993). Effects of land use practices on western riparian ecosystems. In D. M. Finch & P. W. Stangel (Eds.), *Status and management of neotropical migratory birds* (Vol. 229, pp. 331–338). Retrieved from https://www.fs.fed.us/rm/pubs_rm/rm_gtr229/rm_gtr229_321_330.pdf
- Kuhlmann, M., & Ribeiro, J. F. (2016). Evolution of seed dispersal in the Cerrado biome: ecological and phylogenetic considerations. *Acta Botanica Brasilica*, 30(2), 271–282. doi: 10.1590/0102-33062015abb0331
- Lambin, E. F., Rounsevell, M. D. A., & Geist, H. J. (2000). Are agricultural land-use models able to predict changes in land-use intensity? *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 82(1), 321–331. doi: 10.1016/S0167-8809(00)00235-8
- Lebrija-Trejos, E., Bongers, F., Pérez-García, E. A., & Meave, J. A. (2008). Successional Change and Resilience of a Very Dry Tropical Deciduous Forest Following Shifting Agriculture: Tropical Very Dry Forest Secondary Succession. *Biotropica*, 40(4), 422–431. doi: 10.1111/j.1744-7429.2008.00398.x
- Lebrija-Trejos, E., Meave, J. A., Poorter, L., Pérez-García, E. A., & Bongers, F. (2010). Pathways, mechanisms and predictability of vegetation change during tropical dry

- forest succession. *Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics*, 12(4), 267–275. doi: 10.1016/j.ppees.2010.09.002
- Lehmann, C. E. R., Archibald, S. A., Hoffmann, W. A., & Bond, W. J. (2011). Deciphering the distribution of the savanna biome. *New Phytologist*, 191(1), 197–209. doi: 10.1111/j.1469-8137.2011.03689.x
- Lelo, F., Chiuri, W., & Jenkins, M. (2005). Managing the River Njoro Watershed, Kenya: conflicting laws, policies, and community priorities. In B. van Koppen, J. A. Butterworth, & I. J. Juma (Series Ed.), *African Water Laws: Plural Legislative Frameworks for Rural Water Management in Africa*. Retrieved from <https://assets.publishing.service.gov.uk/media/57a08c88e5274a31e0001296/R8323-Proceedings.pdf#page=201>
- Lemmon, P. E. (1956). A Spherical Densiometer For Estimating Forest Overstory Density. *Forest Science*, 2(4), 314–320. doi: 10.1093/forestscience/2.4.314
- Letcher, S. G., & Chazdon, R. L. (2009). Rapid Recovery of Biomass, Species Richness, and Species Composition in a Forest Chronosequence in Northeastern Costa Rica. *Biotropica*, 41(5), 608–617. doi: 10.1111/j.1744-7429.2009.00517.x
- Levis, C., Flores, B. M., Moreira, P. A., Luize, B. G., Alves, R. P., Franco-Moraes, J., ... Clement, C. R. (2018a). How People Domesticated Amazonian Forests. *Frontiers in Ecology and Evolution*, 5. doi: 10.3389/fevo.2017.00171
- Levis, C., Flores, B. M., Moreira, P. A., Luize, B. G., Alves, R. P., Franco-Moraes, J., ... Clement, C. R. (2018b). How People Domesticated Amazonian Forests. *Frontiers in Ecology and Evolution*, 5. doi: 10.3389/fevo.2017.00171
- Lindoso, L. de C., & Parente, T. G. (2014). *Termo de Compromisso e Participação Social: Possibilidades para a Inovação Institucional na Conservação da Biodiversidade*. 19.
- Lopes, S. F., Vale, V. S., Schiavini, I., Júnior, J. A. P., Oliveira, A. P., & Arantes, C. S. (2014). Canopy stratification in tropical seasonal forests: how the functional traits of community change among the layers. *Biosci. J.*, 30(5), 12.
- Lorenzi, H. (2002). *Brazilian trees* (2nd ed., Vol. 1). Nova Odessa, SP: Instituto Plantarum.
- Lucas, C. M., Mekdeçe, F., Nascimento, C. M. N., Holanda, A.-S. S., Braga, J., Dias, S., ... Suemitsu, C. (2012). Effects of short-term and prolonged saturation on seed germination of Amazonian floodplain forest species. *Aquatic Botany*, 99, 49–55. doi: 10.1016/j.aquabot.2012.02.004
- Lúcio, S. L. B., Pereira, L. E. C., & Ludewigs, T. (2014). *O Gado que Circulava: Desafios da Gestão Participativa e Impactos da Proibição do Uso do Fogo aos Criadores de Gado de Solta da Reserva de Desenvolvimento Sustentável Veredas do Acari*. 26.
- Lugo, A. E. (1995). Fire and Wetland Management. In Susan I. Cerulean & R. Todd Engstrom (Series Ed.), *Proceedings of the Tall Timbers Fire Ecology Conference: Vol. 19. Fire in wetlands: a management perspective*. (p. 9). Tallahassee, FL: Tall Timbers Research Station.
- Macêdo, P. de. (2016). *Impactos ambientais da modernização agropecuária em Goiás*. Universidade Federal de Goiás, Programa de Pós-Graduação em Ciências Ambientais.

- Malmer, A., Noordwijk, M. van, & Bruijnzeel, L. A. (2005). Effects of shifting cultivation and forest fire. In Mike Bonell & L. A. Bruijnzeel (Series Ed.), *Forest, Water and People in the Humid Tropics Past, Present and Future Hydrological Research for Integrated Land and Water Management*. Cambridge University Press.
- Marquardt, K., Milestad, R., & Salomonsson, L. (2013). Improved fallows: a case study of an adaptive response in Amazonian swidden farming systems. *Agriculture and Human Values*, 30(3), 417–428. doi: 10.1007/s10460-012-9415-5
- Martins, P. S. (2005). Dinâmica evolutiva em roças de caboclos amazônicos. *Estudos Avançados*, 19(53), 209–220. doi: 10.1590/S0103-40142005000100013
- Mazoyer, M. (2010). *História das agriculturas do mundo: do neolítico à crise contemporânea*. UNESP, NEAD.
- McGregor, S., Lawson, V., Christophersen, P., Kennett, R., Boyden, J., Bayliss, P., ... Andersen, A. N. (2010). Indigenous Wetland Burning: Conserving Natural and Cultural Resources in Australia's World Heritage-listed Kakadu National Park. *Human Ecology*, 38(6), 721–729. Retrieved from JSTOR.
- Meave, J., Kellman, M., MacDougall, A., & Rosales, J. (1991). Riparian Habitats as Tropical Forest Refugia. *Global Ecology and Biogeography Letters*, 1(3), 69. doi: 10.2307/2997492
- Medina, E., & Silva, J. F. (1990). Savannas of Northern South America: A Steady State Regulated by Water-Fire Interactions on a Background of Low Nutrient Availability. *Journal of Biogeography*, 17(4/5), 403–413. doi: 10.2307/2845370
- Melo, D. R. de. (1992). *As veredas nos planaltos do noroeste mineiro: caracterizacoes pedologicas e os aspectos morfologicos evolutivos*. (Dissertação de mestrado). Universidade Estadual de São Paulo UNESP, Rio Claro.
- Mertz, O. (2009). Trends in shifting cultivation and the REDD mechanism. *Current Opinion in Environmental Sustainability*, 1(2), 156–160. doi: 10.1016/j.cosust.2009.10.002
- Mertz, O., Wadley, R. L., Nielsen, U., Bruun, T. B., Colfer, C. J. P., de Neergaard, A., ... Magid, J. (2008). A fresh look at shifting cultivation: Fallow length an uncertain indicator of productivity. *Agricultural Systems*, 96(1–3), 75–84. doi: 10.1016/j.agsy.2007.06.002
- Milian, J., & Rodary, E. (2010). La conservation de la biodiversité par les outils de priorisation. *Revue Tiers Monde*, n° 202(2), 33–56.
- Miller, R. P., & Nair, P. K. R. (2006). Indigenous Agroforestry Systems in Amazonia: From Prehistory to Today. *Agroforestry Systems*, 66(2), 151–164. doi: 10.1007/s10457-005-6074-1
- Mistry, J. (2000). *World savannas: ecology and human use*. Harlow, England ; New York: Prentice Hall.
- Montagnini, F., & Mendelsohn, R. O. (1997). Managing Forest Fallows: Improving the Economics of Swidden Agriculture. *Ambio*, 26(2), 118–123.
- Montoya, E., Rull, V., Stansell, N. D., Abbott, M. B., Nogué, S., Bird, B. W., & Díaz, W. A. (2011). Forest–savanna–morichal dynamics in relation to fire and human occupation in the southern Gran Sabana (SE Venezuela) during the last millennia. *Quaternary Research*, 76(3), 335–344. doi: 10.1016/j.yqres.2011.06.014

- Morais, M. S. de, Gontijo, B. M., Mucida, D. P., & Dupin, P. C. (2013). Comunidades e unidades de conservação: a realidade dos conflitos em comunidades do entorno dos parques estaduais do Rio Preto e Biribiri, Minas Gerais. *OLAM - Ciência & Tecnologia*, 13(2). Retrieved from <http://ojs-teste.biblioteca.unesp.br/index.php/olam/article/view/8048>
- Mukul, S. A., & Herbohn, J. (2016). The impacts of shifting cultivation on secondary forests dynamics in tropics: A synthesis of the key findings and spatio temporal distribution of research. *Environmental Science & Policy*, 55, 167–177. doi: 10.1016/j.envsci.2015.10.005
- Murphy, B. P., & Bowman, D. M. J. S. (2012). What controls the distribution of tropical forest and savanna? *Ecology Letters*, 15(7), 748–758. doi: 10.1111/j.1461-0248.2012.01771.x
- Myers, N., Mittermeier, R. A., Mittermeier, C. G., Fonseca, G. A. B. da, & Kent, J. (2000). Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Biodiversity Hotspots for Conservation Priorities*, 403(Macmillan Magazines Ltd).
- Nascimento, L. M. do, Sampaio, E. V. de S. B., Rodal, M. J. N., & Lins-e-Silva, A. C. B. (2014). Secondary succession in a fragmented Atlantic Forest landscape: evidence of structural and diversity convergence along a chronosequence. *Journal of Forest Research*, 19(6), 501–513. doi: 10.1007/s10310-014-0441-6
- Naturatins, I. N. do T. (2003). *Plano de manejo da área de proteção ambiental - APA Jalapão*. Retrieved from http://gesto.to.gov.br/site_media/upload/gestao/documentos/Plano_Manejo_AP_A_Jalapao.pdf
- N'Dja, J. K. K., & Decocq, G. (2008). Successional patterns of plant species and community diversity in a semi-deciduous tropical forest under shifting cultivation. *Journal of Vegetation Science*, 19(6), 809–820. doi: 10.3170/2008-8-18453
- NGO Programme Karnataka-Tamil Nadu. (2005). *Participatory monitoring and evaluation: fields experiences*. Hyderabad, India: Intercooperation Delegation.
- Nkana, J. C. V., Demeyer, A., & Verloo, M. G. (1998). Chemical effects of wood ash on plant growth in tropical acid soils. *Bioresource Technology*, 63(3), 251–260. doi: 10.1016/S0960-8524(97)00134-X
- Oldekop, J. A., Holmes, G., Harris, W. E., & Evans, K. L. (2016). A global assessment of the social and conservation outcomes of protected areas. *Conservation Biology*, 30(1), 133–141. doi: 10.1111/cobi.12568
- Oliveira, R. M. de [UNESP. (2014). *Vivendo nos interstícios do Cerrado: encurralados entre o agronegócio e Unidades de Conservação* (Universidade Estadual Paulista). Retrieved from <https://repositorio.unesp.br/handle/11449/123406>
- Oliveira-Filho, A. T., & Ratter, J. A. (1995). A study of the origin of central brazilian forests by the analysis of plant species distribution patters. *Edinburgh Journal of Botany*, 52(2), 141–194.
- Ostrom, E., & Nagendra, H. (2006). Insights on linking forests, trees, and people from the air, on the ground, and in the laboratory. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 103(51), 19224–19231. doi: 10.1073/pnas.0607962103
- Padoch, C., & Sunderland, T. (2013). Managing landscapes for greater food security and improved livelihoods. *Unasylva*, 64(241), 12.

- Padoch, Christine, Coffey, K., Mertz, O., Leisz, S. J., Fox, J., & Wadley, R. L. (2007). The Demise of Swidden in Southeast Asia? Local Realities and Regional Ambiguities. *Geografisk Tidsskrift-Danish Journal of Geography*, 107(1), 29–41. doi: 10.1080/00167223.2007.10801373
- Padoch, Christine, & Denevan, W. M. (1987). *Agrofloresta Coberta-Coberta na Amazônia Peruana*. Bronx, N.Y., U.S.A: New York Botanical Garden.
- Padoch, Christine, & Pinedo-Vasquez, M. (2010). Saving Slash-and-Burn to Save Biodiversity: Saving Slash-and-Burn. *Biotropica*, 42(5), 550–552. doi: 10.1111/j.1744-7429.2010.00681.x
- Paese, A., Uezu, A., Lorini, M. L., & Cunha, A. (Eds.). (2009). *Conservação da biodiversidade com SIG*. Retrieved from <https://www.ofitexto.com.br/livro/conservacao-da-biodiversidade-com-sig-livro-digital/>
- Paula, J. E. de, Encinas, J. I., Mendonça, R. C. de, & Leão, D. T. (1990). Estudo dendrométrico e ecológico de mata ripária da região Cenfro-Oeste. *Pesquisa Agropecuária Brasileira*, 25(1), 43–55.
- Paula, J. E. de, Encinas, J. I., & Pereira, B. A. da S. (1993). Inventário de um hectare de mata ripária. *Pesquisa Agropecuária Brasileira*, 28(2), 143–152.
- Pedroso Júnior, N. N., Murrieta, R. S. S., & Adams, C. (2008). The slash-and-burn agriculture: a system in transformation. *Boletim Do Museu Paraense Emílio Goeldi. Ciências Humanas*, 3(2), 153–174. doi: 10.1590/S1981-81222008000200003
- Peet, R. K., & Christensen, N. L. (1987). Competition and Tree Death. *BioScience*, 37(8), 586–595. doi: 10.2307/1310669
- Pennington, R. T., & Ratter, J. A. (2006). *Neotropical Savannas and Seasonally Dry Forests: Plant Diversity, Biogeography, and Conservation*. CRC Press.
- Peres, M. K. (2016). *Estratégias de dispersão de sementes no bioma Cerrado: considerações ecológicas e filogenéticas*. Retrieved from <http://repositorio.unb.br/handle/10482/20630>
- Peroni, N., & Martins, P. S. (2000). Influência da dinâmica agrícola itinerante na geração de diversidade de etnovarietades cultivadas vegetativamente. *Interciência [en linea]*, 25, 9.
- Peroni, N., Martins, P. S., & Ando, A. (1999). Diversidade inter- e intra-específica e uso de análise multivariada para morfologia da mandioca (*Manihot esculenta* Crantz): um estudo de caso. *Scientia Agricola*, 56(3), 587–595. doi: 10.1590/S0103-90161999000300011
- Pinheiro, F., & Ribeiro, J. F. (2001). Síndromes de dispersão de sementes em matas de galeria do Distrito Federal. In José Felipe Ribeiro, Carlos Eduardo Lazarini da Fonseca, & José Carlos Sousa-Silva (Series Ed.), *Cerrado: caracterização e recuperação de matas de galeria*. Planaltina: Embrapa Cerrados.
- Pollini, J. (2009). Agroforestry and the search for alternatives to slash-and-burn cultivation: From technological optimism to a political economy of deforestation. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 133(1), 48–60. doi: 10.1016/j.agee.2009.05.002

- Poorter, L., Bongers, F., Aide, T. M., Almeyda Zambrano, A. M., Balvanera, P., Becknell, J. M., ... Rozendaal, D. M. A. (2016a). Biomass resilience of Neotropical secondary forests. *Nature*, 530(7589), 211–214. doi: 10.1038/nature16512
- Poorter, L., Bongers, F., Aide, T. M., Almeyda Zambrano, A. M., Balvanera, P., Becknell, J. M., ... Rozendaal, D. M. A. (2016b). Biomass resilience of Neotropical secondary forests. *Nature*, 530(7589), 211–214. doi: 10.1038/nature16512
- Posey, D. (1987). Manejo da floresta secundária, capoeiras e campos cerrados (Kayapós). In B. G. Ribeiro (Series Ed.), *Etnobiologia: Vol. 1. Suma Etnológica Brasileira* (pp. 173–185). Belém: UFPA.
- Quinn, G. P., & Keough, M. J. (2002). *Experimental Design and Data Analysis for Biologists*. Cambridge University Press.
- R Core Team. (2014). *R: A language and environment for statistical computing*. Retrieved from <http://www.R-project.org/>
- Rapport, D. J., & Whitford, W. G. (1999). How Ecosystems Respond to Stress. *BioScience*, 49(3), 193–203. doi: 10.2307/1313509
- Reatto, A., Spera, S. T., Correia, J. R., Martins, É. de S., & Milhomen, A. (2001). Solos de ocorrência em duas áreas sob Matas de Galeria no Distrito Federal: aspectos pedológicos, uma abordagem química e físico-hídrica. In José Felipe Ribeiro, Carlos Eduardo Lazarini da Fonseca, & José Carlos Sousa-Silva (Series Ed.), *Cerrado caracterização e recuperação de Matas de Galeria* (p. 899). Planaltina: EMBRAPA.
- Renard, D., Iriarte, J., Birk, J. J., Rostain, S., Glaser, B., & McKey, D. (2012). Ecological engineers ahead of their time: The functioning of pre-Columbian raised-field agriculture and its potential contributions to sustainability today. *Ecological Engineering*, 45, 30–44. doi: 10.1016/j.ecoleng.2011.03.007
- Ribeiro, E. M., Galizoni, F. M., & Simão, A. A. (2004). Os caminhos da mata: recursos naturais, expansão agrária e migrações para fronteiras agrícolas no nordeste mineiro na primeira metade do século XX. *XIV Encontro Nacional de Estudos Populacionais, ABEP*, 13.
- Ribeiro, J. F. (1998). *Cerrado: matas de galeria*. In: SANO, S. M.; ALMEIDA, S. P. de (Ed.). *Cerrado: ambiente e flora*. Planaltina: EMBRAPA-CPAC, 1998., 89–166.
- Ribeiro, J. F., & Walter, B. M. T. (1998). Fitofisionomias do Bioma Cerrado. *Cerrado: ambiente e flora*. In: SANO, S. M.; ALMEIDA, S. P. de (Ed.). *Cerrado: ambiente e flora*. Planaltina: EMBRAPA-CPAC, 1998., 89–166.
- Ribeiro, J. F., & Walter, B. M. T. (2001). As matas de galeria no contexto do bioma Cerrado. In *Cerrado: caracterização e recuperação de matas de galeria* (p. 899). Planaltina: Embrapa Cerrados.
- Ribeiro, J. F., & Walter, B. M. T. (2008). As principais fitofisionomias do bioma Cerrado. In Sueli Matiko Sano, Semiramis Pedrosa de Almeida, & José Felipe Ribeiro (Series Ed.), *Cerrado: Ecologia e Flora* (Vol. 1). Embrapa.
- Rosa, R. da. (2013). “*Eu moro no Prata, no Ouro e no Bronze*”: *Processos de territorialidade e etnicidade no Quilombo Povoado do Prata - TO* (Dissertação de mestrado, Universidade de Brasília). Retrieved from <https://core.ac.uk/download/pdf/33547128.pdf>

- Ruiz-Mallén, I., & Corbera, E. (2013). Community-Based Conservation and Traditional Ecological Knowledge: Implications for Social-Ecological Resilience. *Ecology and Society*, 18(4). doi: 10.5751/ES-05867-180412
- Rull, V., & Montoya, E. (2014). *Mauritia flexuosa* palm swamp communities: natural or human-made? A palynological study of the Gran Sabana region (northern South America) within a neotropical context. *Quaternary Science Reviews*, 99, 17–33. doi: 10.1016/j.quascirev.2014.06.007
- Saldarriaga, J. G., West, D. C., Tharp, M. L., & Uhl, C. (1988). Long-Term Chronosequence of Forest Succession in the Upper Rio Negro of Colombia and Venezuela. *Journal of Ecology*, 76(4), 938–958. doi: 10.2307/2260625
- Sano, E. E., Rodrigues, A. A., Martins, E. S., Bettiol, G. M., Bustamante, M. M. C., Bezerra, A. S., ... Bolfe, E. L. (2019). Cerrado ecoregions: A spatial framework to assess and prioritize Brazilian savanna environmental diversity for conservation. *Journal of Environmental Management*, 232, 818–828. doi: 10.1016/j.jenvman.2018.11.108
- Sano, S. M., Almeida, S. P. de, & Ribeiro, J. F. (2008). *Cerrado Ecologia e Flora* (Vol. 2). Brasília, DF: Embrapa Informação Tecnológica.
- Scariot, A. (2013). Land sparing or land sharing: the missing link. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 11(4), 177–178. doi: 10.1890/13.WB.008
- Schiavini, I., Resende, J. C. F., & Aquino, F. de G. (2001). *Dinâmica de populações de espécies arbóreas em matas de galeria e mata mesófila na margem do Ribeirão Panga, MG*.
- Schmidt, I. B., Figueiredo, I. B., & Scariot, A. (2007). Ethnobotany and effects of harvesting on the population ecology of *Syngonanthus nitens* (bong.) ruhländ (eriocaulaceae), a NTFP from Jalapão region, central Brazil. *Economic Botany*, 61(1), 73. doi: 10.1663/0013-0001(2007)61[73:EAEHO]2.0.CO;2
- Schmidt, M. J. (2003). *Farming and patterns of agrobiodiversity on the Amazon floodplain in the vicinity of Mamirauá, Amazonas, Brazil* (Tese mestrado). University of Flórida.
- Schmidt, M. V. (2017). *Impactos dos incêndios florestais nas aldeias Moygu e Arayo Ikpeng, Pyulaga Waurá e Samauma Kawaiwete*. Instituto Socioambiental.
- Senna, M. L. G. S. de. (2016). *A aplicabilidade do índice de qualidade de vida, da pegada ecológica do turismo e dos indicadores de sustentabilidade da Organização das Nações Unidas para destinos turísticos de pequeno porte: um estudo de caso no Jalapão/TO* (Text, Universidade de São Paulo). doi: 10.11606/T.85.2016.tde-22082016-152908
- Silva, C. E. M. (2015). *O Cerrado em disputa*. 264.
- Silva, C. J. da, Vale, A. T. do, & Miguel, E. P. (2015). Densidade básica da madeira de espécies arbóreas de Cerradão no estado de Tocantins. *Pesquisa Florestal Brasileira*, 35(82), 63. doi: 10.4336/2015.pfb.35.82.822
- Silva-Júnior, M. C. da. (1995). *Tree communities of the gallery forest of the IBGE Ecological Reserve, Federal District, Brazil*. University of Edinburgh, Edinburgh.
- Silva-Júnior, M. C. da. (2005). Fitossociologia e estrutura diamétrica na Mata de Galeria do Pitoco, na Reserva Ecológica do IBGE, DF. *Cerne*, 11(2), 147–1583.

- Silva-Júnior, M. C. da, & Pereira, B. A. da S. (2009). *100 Árvores do Cerrado matas de galeria Guia de campo*. Brasília, DF: Rede de sementes do Cerrado.
- Silver, W. L., Ostertag, R., & Lugo, A. E. (2018). The Potential for Carbon Sequestration Through Reforestation of Abandoned Tropical Agricultural and Pasture Lands. *Restoration Ecology*, 394–407. doi: 10.1046/j.1526-100x.2000.80054.x@10.1111/(ISSN)1526-100X.2525thAnniversaryVI
- Souza, C. D. (2017). *Nos interstícios da soja: resistências, evoluções e adaptações dos sistemas agrícolas localizados na região do refúgio de vida silvestre das Veredas do oeste baiano*. Universidade de Brasília, Centro de Desenvolvimento Sustentável.
- Souza, M. A. V. de, Santos, N. S. dos, & Cançado, A. C. (2017). Community-Based Tourism in the Citizens' Territory of the Jalapão (TO): the Experience of Silver Quilombolas Communities e Mumbuca. *Revista Baru - Revista Brasileira de Assuntos Regionais e Urbanos*, 3(2), 226–241. doi: 10.18224/baru.v3i2.6168
- Souza, V. C., Flores, T. B., Colletta, G. D., & Coelho, R. L. G. (2018). *Guia das plantas do Cerrado*. Piracicaba, SP: Taxon Brasil.
- Steward, A. M., & Lima, D. de M. (2017). “We Also Preserve”: Quilombola Defense of Traditional Plant Management Practices Against Preservationist Bias in Mumbuca, Minas Gerais, Brazil. *Journal of Ethnobiology*, 37(1), 141–165. doi: 10.2993/0278-0771-37.1.141
- Swaine, M. D., & Whitmore, T. C. (1988). On the definition of ecological species groups in tropical rain forests. *Vegetatio*, 75(1–2), 81–86. doi: 10.1007/BF00044629
- Szott, L. T., Palm, C. A., & Buresh, R. J. (1999). Ecosystem fertility and fallow function in the humid and subhumid tropics. *Agroforestry Systems*, 47(1/3), 163–196. doi: 10.1023/A:1006215430432
- ter Steege, H., Pitman, N. C. A., Sabatier, D., Baraloto, C., Salomão, R. P., Guevara, J. E., ... Silman, M. R. (2013). Hyperdominance in the Amazonian tree flora. *Science (New York, N.Y.)*, 342(6156), 1243092. doi: 10.1126/science.1243092
- Thrupp, L. A. (2000). Linking Agricultural Biodiversity and Food Security: the Valuable Role of Agrobiodiversity for Sustainable Agriculture. *International Affairs*, 76(2), 265–281. doi: 10.1111/1468-2346.00133
- Tilman, D. (1985). The Resource-Ratio Hypothesis of Plant Succession. *The American Naturalist*, 125(6), 827–852. doi: 10.1086/284382
- Toledo, M., & Salick, J. (2006). Secondary Succession and Indigenous Management in Semideciduous Forest Fallows of the Amazon Basin1. *Biotropica*, 38(2), 161–170. doi: 10.1111/j.1744-7429.2006.00120.x
- Toledo, V., & Barrera-Bassols, N. (2015). *A memória biocultural: a importância ecológica das sabedorias tradicionais* (Rosa Peralta, Trans.). São Paulo: Expressão popular.
- Toledo, V. M. (1990). The ecological rationality of peasant production. *The Ecological Rationality of Peasant Production*, 53–60.
- Toledo, V. M. M., & Barrera-Bassols, N. (2009). A etnoecologia: uma ciência pós-normal que estuda as sabedorias tradicionais. *Desenvolvimento e Meio Ambiente*, 20(0). doi: 10.5380/dma.v20i0.14519

- Toledo, Víctor M., Barrera-Bassols, N., García-Frapolli, E., & Alarcón-Chaires, P. (2008). Uso múltiple y biodiversidad entre los Mayas Yucatecos (México). *Interciencia*, 33(5). Retrieved from <http://www.redalyc.org/resumen.oa?id=33933505>
- Uhl, C., Buschbacher, R., & Serrao, E. A. S. (1988). Abandoned Pastures in Eastern Amazonia. I. Patterns of Plant Succession. *The Journal of Ecology*, 76(3), 663. doi: 10.2307/2260566
- Uhl, Christopher. (1987). Factors Controlling Succession Following Slash-and-Burn Agriculture in Amazonia. *Journal of Ecology*, 75(2), 377–407. doi: 10.2307/2260425
- UNEP-WCMC, I. and N. (2018). *Protected Planet Report 2018: Tracking progress towards global targets for protected areas*. Retrieved from https://livereport.protectedplanet.net/pdf/Protected_Planet_Report_2018.pdf
- Unruh, J. D. (1988). Ecological aspects of site recovery under swidden-fallow management in the Peruvian Amazon. *Agroforestry Systems*, 7(2), 161–184. doi: 10.1007/BF00046850
- Valle Junior, R. F., Varandas, S. G. P., Pacheco, F. A. L., Pereira, V. R., Santos, C. F., Cortes, R. M. V., & Sanches Fernandes, L. F. (2015). Impacts of land use conflicts on riverine ecosystems. *Land Use Policy*, 43, 48–62. doi: 10.1016/j.landusepol.2014.10.015
- van Breugel, M., Hall, J. S., Craven, D., Bailon, M., Hernandez, A., Abbene, M., & van Breugel, P. (2013). Succession of Ephemeral Secondary Forests and Their Limited Role for the Conservation of Floristic Diversity in a Human-Modified Tropical Landscape. *PLoS ONE*, 8(12), e82433. doi: 10.1371/journal.pone.0082433
- van Vliet, N., Mertz, O., Heinimann, A., Langanke, T., Pascual, U., Schmook, B., ... Ziegler, A. D. (2012). Trends, drivers and impacts of changes in swidden cultivation in tropical forest-agriculture frontiers: A global assessment. *Global Environmental Change*, 22(2), 418–429. doi: 10.1016/j.gloenvcha.2011.10.009
- Vega, G. C., & Pitta, F. T. (2017). *Impactos da expansão do agronegócio no MATOPIBA: Comunidade e Meio Ambiente*. Retrieved from <https://www.tratamentodeagua.com.br/wp-content/uploads/2017/09/expansao-agronegocio-matopiba.pdf>
- Veneklaas, E. J., Fajardo, A., Obregon†, S., & Lozano, J. (2005). Gallery forest types and their environmental correlates in a Colombian savanna landscape. *Ecography*, 28(2), 236–252. doi: 10.1111/j.0906-7590.2005.03934.x
- Vieira, D. L. M., & Scariot, A. (2006). Principles of Natural Regeneration of Tropical Dry Forests for Restoration. *Restoration Ecology*, 11–20. doi: 10.1111/j.1526-100X.2006.00100.x@10.1111/(ISSN)1526-100X.2525thAnniversaryVI
- Walker, L. R., Wardle, D. A., Bardgett, R. D., & Clarkson, B. D. (2010). The use of chronosequences in studies of ecological succession and soil development: Chronosequences, succession and soil development. *Journal of Ecology*, 98(4), 725–736. doi: 10.1111/j.1365-2745.2010.01664.x

- Wallenfang, J., Finckh, M., Oldeland, J., & Revermann, R. (2015). Impact of Shifting Cultivation on Dense Tropical Woodlands in Southeast Angola. *Tropical Conservation Science*, 8(4), 863–892. doi: 10.1177/194008291500800402
- Wantzen, K. M., Yule, C. M., Tockner, K., & Junk, W. J. (2008). 7 - Riparian Wetlands of Tropical Streams. In D. Dudgeon (Ed.), *Tropical Stream Ecology* (pp. 199–217). doi: 10.1016/B978-012088449-0.50009-1
- Welch, J. R., Brondízio, E. S., Hetrick, S. S., & Jr, C. E. A. C. (2013). Indigenous Burning as Conservation Practice: Neotropical Savanna Recovery amid Agribusiness Deforestation in Central Brazil. *PLOS ONE*, 8(12), e81226. doi: 10.1371/journal.pone.0081226
- Wood, D., & Lenné, J. M. (1997). The conservation of agrobiodiversity on-farm: questioning the emerging paradigm. *Biodiversity & Conservation*, 6(1), 109–129. doi: 10.1023/A:1018331800939
- Zangerlé, A., Renard, D., Iriarte, J., Jimenez, L. E. S., Montoya, K. L. A., Juilleret, J., & McKey, D. (2016). The Surales, Self-Organized Earth-Mound Landscapes Made by Earthworms in a Seasonal Tropical Wetland. *PLOS ONE*, 11(5), e0154269. doi: 10.1371/journal.pone.0154269
- Zanne, A. E., Lopez-Gonzalez, G., Coomes, D. A., Ilic, J., Jansen, S., Lewis, S. L., ... Chave, J. (2009). *Data from: Towards a worldwide wood economics spectrum*. doi: 10.5061/dryad.234
- Zheng, H., Wang, Y., Chen, Y., & Zhao, T. (2016). Effects of large-scale afforestation project on the ecosystem water balance in humid areas: An example for southern China. *Ecological Engineering*, 89, 103–108. doi: 10.1016/j.ecoleng.2016.01.013

Apoio financeiro

Essa pesquisa foi realizada com recursos financeiros da Fundação de Amparo a Pesquisa do Distrito Federal FAP- DF (0193.001481/2017).



E recursos financeiros da Rufford Foudantion (small grants 24963 1)



E recursos financeiros da GIZ (5718 - GIZ / IB)

