



**MINISTÉRIO DA EDUCAÇÃO
UNIVERSIDADE FEDERAL RURAL DA AMAZÔNIA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIAS FLORESTAIS**

CARLOS HENRIQUE SARAIVA DIAS

**MEDIDAS DE DIVERSIDADE DE PLANTAS APLICADAS NA DIFERENCIAÇÃO
DE TIPOS DE USO DA TERRA NA AMAZÔNIA ORIENTAL**

**BELÉM
2020**

CARLOS HENRIQUE SARAIVA DIAS

**MEDIDAS DE DIVERSIDADE DE PLANTAS APLICADAS NA DIFERENCIAÇÃO
DE TIPOS DE USO DA TERRA NA AMAZÔNIA ORIENTAL**

Dissertação apresentada à Universidade Federal Rural da Amazônia, como parte das exigências do Programa de Pós-Graduação em Ciências Florestais, para obtenção do título de mestre.

Área de Concentração: Ecologia e Ecofisiologia de Árvores.

Orientadora: Profa. Dra. Izildinha Souza Miranda

Coorientador: Dr. Igor do Vale Gonçalves

**BELÉM
2020**

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação (CIP)
Bibliotecas da Universidade Federal Rural da Amazônia
Gerada automaticamente mediante os dados fornecidos pelo(a) autor(a)

D541m Dias, Carlos Henrique Saraiva

Medidas de diversidade de plantas aplicadas na diferenciação de tipos usos da terra na Amazônia Oriental / Carlos Henrique Saraiva Dias. - 2020.

124 f. : il. color.

Dissertação (Mestrado) - Programa de PÓS-GRADUAÇÃO em Ciências Florestais (PPGCF), Campus Universitário de Belém, Universidade Federal Rural Da Amazônia, Belém, 2020.

Orientador: Profa. Dra. Izildinha de Souza Miranda

Coorientador: Prof. Dr. Igor do Vale Gonçalves.

1. Conservação . 2. Estimadores de Riqueza . 3. Heterogeneidade. 4. Mudança de uso da terra. 5. Uniformidade. I. Miranda, Izildinha de Souza, orient. II. Título

CDD 581.5

CARLOS HENRIQUE SARAIVA DIAS

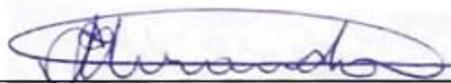
**MEDIDAS DE DIVERSIDADE DE PLANTAS APLICADAS NA DIFERENCIAÇÃO
DE TIPOS DE USO DA TERRA NA AMAZÔNIA ORIENTAL**

Dissertação apresentada à Universidade Federal Rural da Amazônia, como parte das exigências do Programa de Pós-Graduação em Ciências Florestais, para obtenção do título de mestre Qualificação. Área de concentração: Ecologia e Ecofisiologia de Árvores.

Orientadora: Profa. Dra. Izildinha Souza Miranda
Coorientador: Dr. Igor do Vale Gonçalves

Aprovada em 20 de fevereiro de 2020

Banca Examinadora:



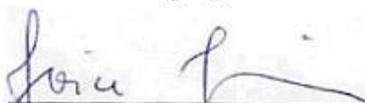
Presidente

Dra. Izildinha Souza Miranda
Universidade Federal Rural da Amazônia



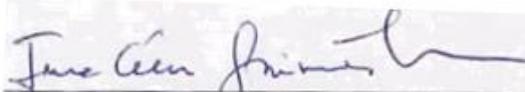
1º Examinador

Dra. Roberta de Fátima Rodrigues Coelho
Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Pará



2º Examinador

Dra. Joice Nunes Ferreira
Embrapa Amazônia Oriental



3º Examinador

Dra. Ima Célia Guimaraes Vieira
Museu Paraense Emílio Goeldi

Dedico

Aos meus pais, *Clemilde e Luiz* por todo o apoio.
A minha primeira orientadora *Profa. Tâmara Lima* pelo
incentivo de sempre continuar a busca por conhecimento.

AGRADECIMENTOS

À Deus primeiramente pelo dom da vida;

À Universidade Federal Rural da Amazônia - UFRA por disponibilizar o curso de Mestrado em Ciências Florestais; uma instituição que tenho muito apreço, a qual frequentei por oito anos de aprendizado;

À Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior - CAPES pela concessão da bolsa de estudos, que permitiu o desenvolvimento desta pesquisa;

À Superintendência de Desenvolvimento da Amazônia - SUDAM, pelo financiamento do projeto de pesquisa “Desenvolvimento local: a geração de trabalho, renda e alimentos, em comunidades do Vale do Rio Acará, Pará, Brasil, coordenado pelo prof. Luiz Gonzaga Costa;

Aos agricultores e seus familiares que aceitaram participar do Projeto, e disponibilizaram suas áreas para coleta de dados;

À professora Dra. Izildinha Miranda por toda a dedicação e paciência ao longo desses dois anos de orientação profissional e pessoal, por sempre me incentivar a ser e fazer melhor, a não se acomodar com algo e buscar os “por ques”, e ser um exemplo de profissional e pesquisadora, toda a minha gratidão;

Ao meu co-orientador Dr. Igor do Vale por sua dedicação e contribuição com dicas valiosas para a construção da escrita desta dissertação, e scripts do R. Obrigado por ter me ajudado;

Ao Professor Dr. Luiz Gonzaga pela oportunidade do estágio docência, e participação em aulas de campo; o qual pude adquirir muita experiência profissional de como é a batalha de um professor de graduação;

Às pessoas que participaram da coleta de dados e tornaram este trabalho possível, Verena Reis, Fábio Leão, Salustiano Costa, Graciliano Santos; ao identificador botânico Carlos Beleza; à Thalyta Daniel por ter contribuído na digitação das intermináveis planilhas de campo; e à Karen Cibelle pela ajuda na confecção do mapa de localização;

Aos meus pais Luiz Carlos e Clemilde por todo o apoio e incentivo, por nunca desistirem de mim, não só durante o mestrado, mas, em toda a minha vida;

À minha família: meus irmãos Karlla, Son e Kamila, sobrinhos e cunhados, em especial a José Roberto o maior incentivador para que me tornasse Engenheiro Florestal;

À minha namorada que amo Maria Vitória por todo apoio, parceria, incentivo e compreensão, com quem dividi meus erros e acertos, frustrações e alegrias, e tornou essa caminhada mais leve, sei que não foi fácil;

Aos membros do Grupo de Pesquisa Biodiversidade da Amazônia – BIOAMA, com quem compartilhei a sala, listados por ordem alfabética para que não ocorra brigas: Fábio Leão, Graciliano Santos, Isamara Silva, Jéssica Reis, Mariana Oliveita, Thalyta Daniel e Wilson Figueredo. Meu muito obrigado;

Aos amigos que fiz durante o mestrado, em especial Michael Douglas, Richard Barros e Luis Dionísio por terem me recebido e ajudado em meus primeiros meses em Belém;

Aos meus amigos de casa Francisco Júnior e Max Weverton por todos os momentos divididos;

À todos que contribuíram direta ou indiretamente a este trabalho, meus sinceros agradecimentos.

Obrigado.

“É triste pensar que a natureza fala e que o gênero humano não a ouve.”

Victor Hugo

“Biodiversidade é a biblioteca das vidas.”

Thomas Lovejoy

*“Nesses tempos de céus de cinzas e chumbos,
nós precisamos de árvores desesperadamente verdes.”*

Mário Quintana

RESUMO

Medir a diversidade pode auxiliar na avaliação dos impactos antrópicos e nas estratégias de conservação em paisagens modificadas pelo ser humano o problema é que além dos custos envolvidos no levantamento de dados, muitas vezes o valor da diversidade encontrada depende da medida utilizada e das métricas de resposta, o que dificulta a comparação entre diferentes comunidades. Neste sentido, este trabalho objetivou avaliar medidas de diversidade de plantas para diferenciar a cobertura de tipos de uso da terra na Amazônia Oriental. O estudo foi realizado nos municípios de Acará, Bujaru, Tailândia e Tome-açu, na região do Vale do Rio Acará, estado do Pará. Nesta região, 20 propriedades de pequenos produtores rurais familiares foram escolhidas e nelas foram estabelecidas parcelas onde foi inventariada a cobertura vegetal dos principais tipos de usos do solo: floresta, floresta secundária, sistemas agroflorestais, roças, plantios de dendê e pastagens. O inventário da vegetação foi realizado em três estratos verticais: superior, médio e inferior. Foram calculadas 36 medidas de diversidade em cada estrato, considerando quatro categorias de medidas: riqueza, uniformidade, heterogeneidade e estimadores. Os métodos de avaliação das medidas e de comparação entre os tipos de usos variaram conforme a categoria da medida. Nem todas as medidas conseguem diferenciar a cobertura vegetal encontrada nos tipos de usos da terra, indicando que alguns usos possuem a mesma diversidade; e, as medidas que conseguem essa diferenciação variam entre os estratos. Há um aumento do número de medidas que diferenciam os tipos de usos a partir do estrato inferior (duas medidas) para o estrato superior (26). Algumas medidas merecem destaque por realizarem maior diferenciação em dois estratos: ACE e Bootstrap (nos estratos inferior e superior), e Alfa de Fisher e Jacknife 2 (nos estratos médio e superior). Os estratos mostraram resultados distintos, como grupos taxonômicos distintos. O uso padronizado de uma dessas medidas deve ser um princípio metodológico a ser seguido, mas a importância da escolha da medida de diversidade para a diferenciação e ordenação das comunidades é também muito importante, pois os resultados variam entre as medidas e isso leva a diferentes resultados na avaliação de perdas de espécies e conseqüentemente o potencial de conservação de um determinado tipo de uso.

Palavras-chave: Conservação. Estimadores de Riqueza. Heterogeneidade. Mudança de uso da terra. Uniformidade.

ABSTRACT

Measuring diversity can assist in the assessment of human impacts and in conservation strategies in human-modified landscapes; the problem is that in addition to the costs involved in collecting data, the value of the diversity found often depends on the measure used and the response metrics, which makes it difficult to compare different communities. In this sense, this work aimed to evaluate measures of plant diversity to differentiate the vegetation cover of types of land use in the Eastern Amazon. The study was carried out in the municipalities of Acará, Bujaru, Thailand and Tome-açu, in the region of Vale do Rio Acará. In this region, 20 small family farmers were chosen and in them plots were established where the vegetation cover was inventoried in the main types of land uses: forest, secondary forest, agroforestry systems, annual crops, oil palm plantations and pastures. The vegetation inventory was carried out in three vertical strata: upper, middle and lower. 36 diversity measures were calculated in each stratum, considering four categories of measures: richness, uniformity, heterogeneity and richness estimators. The methods of evaluating measures and comparing the types of uses varied according to the category of the measure. Not all measures are able to differentiate the vegetation cover found in the types of land uses, indicating that some uses have the same diversity; and, the measures that achieve this differentiation vary between strata. There is an increase in the number of measures that differentiate the types of uses from the lower layer (two measures) to the upper layer (26). Some measures are noteworthy for performing greater differentiation in two strata: ACE and Bootstrap (in the lower and upper strata), and Fisher's Alpha and Jackknife 2 (in the middle and upper strata). The strata showed different results, as distinct taxonomic groups. The standardized use of one of these measures must be a methodological principle to be followed, but the importance of choosing the diversity measure for the differentiation and ordering of communities is also very important, as the results vary between the measures and this leads to different results in the evaluation of species losses and, consequently, the conservation potential of a certain type of use.

Keywords: Conservation. Richness Estimators. Heterogeneity. Land use change. Uniformity.

LISTA DE ILUSTRAÇÕES

- Figura 1.** A diversidade de espécies (alfa, beta, gamma e épsilon) é influenciada por muitos fatores ambientais e antropogênicos, que interagem simultaneamente em múltiplas escalas espaciais (representado pelas setas em azul).23
- Figura 2.** Importância dos componentes da diversidade: riqueza (acima) e uniformidade (abaixo). Todas as comunidades têm 25 indivíduos. Uma comunidade com sete espécies (b) parece mais diversa do que uma comunidade com duas espécies (a). Com igual riqueza uma comunidade menos uniforme (c) parece menos diversa que uma comunidade mais uniforme (d) e, uma comunidade menos rica (a) pode parecer mais diversa se for mais uniforme, em relação a comunidade (c), o mesmo vale para as comunidades d e b. Adaptado de Macron (2018).25
- Figura 3.** Métodos gráficos para representar a distribuição de abundância espécies. a - Curvas para ajustar relações de dominância-diversidade com quatro hipóteses: (A) modelo teórico de Whittaker; (B) distribuição lognormal ; (C) séries geométricas de Motomura; (D) hipótese de nicho aleatório de MacArthur. O número de indivíduos nas espécies, nas ordenadas, é plotado contra o número de espécies na sequência das espécies da mais à menos abundante, na abcissa. Fonte: Whittaker (1965). b - Distribuição lognormal típica de número de indivíduos por espécies, dispostas em oitavas. Fonte: Preston (1980). 34
- Figura 4.** Exemplo de perfis de diversidade em diferentes categorias de distúrbios de exploração madeireira, em comunidades de lianas. Adaptado de Mesh et al. (2017). 40
- Figura 5.** Região do Vale do Acará, no Estado do Pará, Brasil, abrangendo os municípios de Acará, Bujaru, Tailândia e Tome-Açu.42
- Figura 6.** Esquema de parcela para o inventário da vegetação nos estratos superior, médio e inferior.45
- Figura 7.** Medidas de diversidade separadas por grupos (riqueza, heterogeneidade, uniformidade e estimadores) utilizadas neste estudo.48
- Figura 8.** Fluxograma das análises realizadas e parâmetros considerados para se avaliar os índices de diversidade capazes de diferenciar os tipos de uso da terra na Amazônia Oriental, Brasil.49
- Figura 9.** Box-plots com exemplos da diferenciação (formação de grupos e sobreposição) dos tipos de uso da terra: floresta (FLO), capoeira (CAP) sistema agroflorestal (SAF), roça (ROC), plantio de dendê (DEN) e, pasto (PAS); realizada pelos índices selecionados por estrato vertical da vegetação, na região do Vale do Rio Acará, Pará, Brasil, a - estrato inferior com Quociente de Mistura Jentsch; b - estrato médio com Alfa de Fisher e, c - estrato superior com Menhinick.58
- Figura 10.** Riqueza estimada por diferentes métodos por tipos de uso da terra, para o estrato inferior da vegetação, na região do Vale do Rio Acará, Pará, Brasil. Linhas contínuas indicam interpolação e linhas tracejadas indicam extrapolação. Letras diferentes indicam diferença

significativa entre tipos de uso da terra com intervalos de confiança a 95% (áreas sombreadas).
..... 60

Figura 11. Riqueza estimada por diferentes métodos por tipos de uso da terra, para o estrato médio da vegetação, na região do Vale do Rio Acará, Pará, Brasil. Letras diferentes indicam diferença significativa entre tipos de uso da terra com intervalos de confiança a 95% (áreas sombreadas). 61

Figura 12. Riqueza estimada por diferentes métodos por tipos de uso da terra, para o estrato superior da vegetação, na região do Vale do Rio Acará, Pará, Brasil. Letras diferentes indicam diferença significativa entre tipos de uso da terra com intervalos de confiança a 95% (áreas sombreadas). 62

LISTA DE TABELAS

Tabela 1. Diferentes índices de diversidade.	26
Tabela 2. Diferentes modelos de abundância de espécies.	33
Tabela 3. Tipos de dados utilizados em estimadores de riqueza.	35
Tabela 4. Estimadores de riqueza não-paramétricos.	37
Tabela 5. Métodos de ordenação por perfis de diversidade listados por Liu et al. (2007).	39
Tabela 6. Número de amostras dos principais tipos de uso da terra encontrados nas propriedades rurais familiares na região do Vale do Rio Acará, Pará, Brasil.	44
Tabela 7. Número de indivíduos e espécies por estrato vertical da vegetação e tipo de uso da terra, classificadas por forma de vida, grupo ecológico (GE): TS = espécies tolerantes a sombra, P = espécies pioneiras, espécies exóticas foram consideradas como cultivadas; e raridade: espécies poucos abundantes (singletons, doubletons) e pouco frequentes (uniques e duplicates).	51
Tabela 8. Número de índices avaliados por Análise de Variância/Fisher e Kruskal-Wallis/Dunn, por estrato vertical da vegetação, em valores absolutos e em porcentagem (%).	53
Tabela 9. Parâmetros de seleção, para diferenciação dos tipos de usos da terra no estrato inferior, NG (número de grupos formados), NDS (número de diferenças significativas) e, NSG (número de sobreposição entre grupos) dos índices de diversidade por ordem alfabética.	54
Tabela 10. Parâmetros de seleção para diferenciação dos tipos de uso da terra no estrato médio, NG (número de grupos formados), NDS (número de diferenças significativas) e, NSG (número de sobreposição entre grupos) dos índices de diversidade por ordem alfabética.	55
Tabela 11. Parâmetros de seleção dos índices de diversidade por ordem alfabética, para diferenciação dos tipos de uso da terra no estrato superior, NG (número de grupos formados), NDS (número de diferenças significativas) e, NSG (número de sobreposição entre grupos).	56
Tabela 12. Perdas de diversidade por diferentes medidas dos tipos de usos da terra em porcentagem (%) em relação a floresta por estrato vertical da vegetação, classificadas por riqueza (em laranja), heterogeneidade (em amarelo), uniformidade (em verde) e estimadores (em roxo); na região do Vale do Rio Acará, Pará, Brasil.	67

SUMÁRIO

1.	INTRODUÇÃO.....	16
2.	QUESTÕES- HIPÓTESES-OBJETIVOS.....	19
2.1.	Questões	19
2.2.	Hipóteses	19
2.3.	Objetivos.....	19
2.3.1.	Objetivo geral	19
2.3.1.1.	Objetivos específicos.....	19
3.	REVISÃO DE LITERATURA	20
3.1.	Mudanças do uso da terra na Amazônia	20
3.2.	Áreas agrícolas e conservação das espécies	20
3.3.	Biodiversidade.....	21
3.4.	Medidas de diversidade.....	24
3.4.1.	Índices de diversidade	25
3.4.2.	Modelos de abundância de espécies	32
3.4.3.	Estimadores de riqueza.....	34
3.4.4.	Perfis de diversidade.....	36
3.5.	Métodos de comparação das medidas de diversidade.....	39
4.	MATERIAL E MÉTODOS	42
4.1.	Área de estudo.....	42
4.2.	Amostragem dos tipos de uso da terra.....	43
4.2.1.	Tipos de usos da terra	43
4.2.2.	Levantamento da vegetação.....	44
4.3.	Análises estatísticas	45
4.3.1.	Índices de diversidade	46
4.3.2.	Estimadores de Riqueza.....	47
5.	RESULTADOS	50
5.1.	Diversidade florística nos tipos de usos da terra.....	50
5.2.	Índices de diversidade	53
5.3.	Estimadores de Riqueza	59

6.	DISCUSSÃO	63
6.1.	Implicações para a conservação	66
7.	CONCLUSÃO	70
	REFERÊNCIAS	71
	APÊNDICES	87
Apêndice 1.	Classificação do estágio sucessional das capoeiras adaptada da metodologia proposta por Salomão et al. (2012), definido pelo maior número de variáveis presentes em uma mesma classe de sucessão (inicial, intermediário e avançado).....	87
Apêndice 2.	Estimadores de riqueza: Mao Tao (Mao), Chao 1 (Ch1), Chao 2 (Ch2), ACE (Ace), ICE (Ice), Jacknife 1 (Jk1), Jacknife 2 (Jk2) e Bootstrap (Boo), baseados em amostras por usos da terra: floresta (FLO), capoeira (CAP) sistema agroflorestal (SAF), plantio de dendê (DEN), roça (ROC), e, pasto (PAS), para o estrato inferior da vegetação, na região do Vale do Rio Acará, Brasil. Ind = indivíduos, M = média, DP = desvio-padrão, ICI e ICS = intervalos de confiança inferior e superior respectivamente.	88
Apêndice 3.	Estimadores de riqueza: Mao Tao (Mao), Chao 1 (Ch1), Chao 2 (Ch2), ACE (Ace), ICE (Ice), Jacknife 1 (Jk1), Jacknife 2 (Jk2) e Bootstrap (Boo), baseados em amostras por usos da terra: floresta (FLO), capoeira (CAP) sistema agroflorestal (SAF), para o estrato médio da vegetação, na região do Vale do Rio Acará, Brasil, Ind = indivíduos, M = média, DP = desvio-padrão, ICI e ICS = intervalos de confiança inferior e superior respectivamente.	96
Apêndice 4.	Estimadores de riqueza: Mao Tao (Mao), Chao 1 (Ch1), Chao 2 (Ch2), ACE (Ace), ICE (Ice), Jacknife 1 (Jk1), Jacknife 2 (Jk2) e Bootstrap (Boo), baseados em amostras por usos da terra: floresta (FLO), capoeira (CAP) sistema agroflorestal (SAF), para o estrato superior da vegetação, na região do Vale do Rio Acará, Brasil, Ind = indivíduos, M = média, DP = desvio-padrão, ICI e ICS = intervalos de confiança inferior e superior respectivamente.	100
Apêndice 5.	Lista de espécies (nome científico) das plantas inventariadas por ordem alfabética da família, com classificação por forma de vida e grupo ecológico nos tipos de uso da terra na região do Vale do Rio Acará, Brasil.....	104

1. INTRODUÇÃO

Com as mudanças do uso da terra e da cobertura vegetal que ocorrem na Amazônia surgem paisagens modificadas pelo homem, compostas por complexas e dinâmicas áreas agrícolas adjacentes a remanescentes de fragmentos de florestas, às vezes conservados outras vezes bastante alterados. Nestas paisagens, denominadas de mosaicos agrícolas (GARDNER et al., 2009; DO VALE et al., 2017), a perda de habitat gerada por estas transformações, resulta em efeitos diretos e indiretos sobre as espécies, que respondem a uma ampla gama de alterações das condições dentro e entre os habitats, podendo gerar novas assembléias com diferentes biodiversidades (FAHRIG, 2003; TABARELLI; GASCON, 2005; BRIANT et al., 2010; MENDENHALL et al., 2014; LIU et al., 2018).

Em um cenário de crescimento da população humana, que deve atingir 11 bilhões de indivíduos neste século, acompanhado de um aumento da intensificação dos conflitos entre produção de alimentos e conservação da natureza (LAMBIN; MEYFROIDT, 2011; LAURANCE et al., 2014). Estimou-se que o desmatamento na Amazônia pode causar perdas entre 19 e 36% na riqueza de espécies de árvores até 2050 (STEEGE et al., 2015; GOMES et al., 2019). Assim, faz-se necessário adotar estratégias que conciliem a produção e a conservação da diversidade biológica em terras agrícolas (EKROOS et al., 2016; COLLINS; FAHRIG, 2017; SHUMI et al., 2018; BALMFORD et al., 2019). Sistemas agrícolas diversificados e com baixa intensidade de uso podem fornecer habitat e manter grande número de espécies florestais (FARAH et al., 2017; DO VALE et al., 2018), polinizadores (KENNEDY et al., 2013) e espécies de aves generalistas (CARRARA et al., 2015). As áreas agrícolas também funcionam como corredores ecológicos que interligam as unidades de conservação (LAURANCE et al., 2012).

A medição adequada da diversidade de comunidades de plantas nestes ambientes pode auxiliar na avaliação dos impactos antrópicos e na previsão de perda de espécies (HUBBELL, 2013; SOLAR et al., 2015; SIRAMI et al., 2019; MONCK-WHIPPI et al., 2018). Essas informações podem ajudar natomada de decisões sobre políticas ambientais e nas estratégias que incorporam o mosaico agrícola como componente integral dos programas de conservação (GARDNER et al., 2009; PERFECTO; VANDERMEER, 2010; AZEVEDO-SANTOS et al., 2017; KOK et al., 2018).

O problema é que além dos custos envolvidos no levantamento de dados sobre a diversidade biológica (ZERMENO-HERNANDEZ et al., 2015), muitas vezes o valor da

diversidade encontrada depende da medida utilizada e das métricas de resposta, tais como a abundância, função, estrutura e riqueza (GIBSON et al., 2011). Na literatura, são citadas várias medidas de diversidade que se diferenciam pela expressão matemática, derivadas da combinação e ênfase atribuída a um de seus componentes, número de espécies (medidas de riqueza) e abundância relativa das espécies (medidas de uniformidade) ou da combinação de ambos (medidas de heterogeneidade) (JOST, 2006; GOTELLI; CHAO 2013; MAGURRAN, 2013; CHAO; RICOTTA, 2019).

Assim, diferentes medidas podem ordenar de forma distinta as mesmas comunidades. Por exemplo, uma dada medida pode indicar que a comunidade A é mais diversa que a B, enquanto uma outra medida pode indicar o contrário (MELO, 2008; MACRON, 2018); ou, comunidades diferentes podem obter valores similares (BARLOW et al., 2007; DO VALE et al., 2017). Isso provoca uma dificuldade na escolha da medida a ser utilizada na comparação de comunidades (MENDES et al., 2008; BECK; SCHWANGHART, 2010; CHAO et al., 2014). Para fugir desse problema, muitos trabalhos utilizam uma única medida de diversidade, geralmente escolhida por critérios arbitrários; por exemplo, pelo fato de ter sido muito utilizada em estudos anteriores; mas esse não é um argumento muito confiável, uma vez que ser mais popular não necessariamente significa ser melhor (MELO, 2008).

Além das situações citadas acima, para comparar a diversidade de comunidades de plantas é importante considerar o número, a forma e o tamanho das amostras que devem ser uniformes, uma vez que esses fatores influenciam na riqueza das espécies (MORENO et al., 2018); a escala de estudo (STEEGE et al., 2013; HUBBELL, 2013; SLIK et al., 2015); e, a complexidade da organização vertical (DO VALE et al., 2017).

A diversidade pode ser analisada em diferentes escalas, desde o nível do micro-habitat até o nível de grandes regiões biogeográficas (WHITTAKER, 1977). Os fatores que afetam a diversidade mudam nas diferentes escalas e existe uma interação entre elas. Enquanto no nível regional a imigração, a especiação e a extinção afetam mais fortemente a diversidade, no nível local as relações bióticas e a frequência e intensidade dos distúrbios antrópicos exercem um papel mais importante. A dispersão das sementes e os filtros ambientais interagem entre as escalas (STEEGE; ZAGT, 2002; LAMANNA et al., 2017; KEIL; CHASE, 2019; JAKOVAC et al., 2016; PERELMAN et al., 2017).

Por fim, as comunidades podem ou não apresentar diferentes estratos (DO VALE et al., 2017). A estratificação é ecologicamente importante porque leva em consideração as condições e recursos (p.ex., luz, umidade, temperatura) presentes nas diferentes fases

do desenvolvimento vegetacional (PUIG, 2008). Essas variações ambientais influenciam na independência da diversidade encontrada nos estratos verticais (WHITTAKER, 1972). Por isso é importante a comparação entre estratos similares.

Mesmo com todos os problemas já citados acima, a utilização de medidas de diversidade adequadas é útil para se realizar comparações entre comunidades (HUBÁLEK, 2000). Estas estimativas permitem gerar e testar teorias sobre a coexistência de espécies, revelar processos dinâmicos de ecossistemas, determinantes históricos e o impacto das atividades antrópicas (MORENO et al., 2011).

2. QUESTÕES- HIPÓTESES-OBJETIVOS

2.1. Questões

- a. Quais medidas de diversidade são mais adequadas para detectar as diferenças entre os tipos de uso da terra?
- b. As melhores medidas irão variar entre os estratos da vegetação, visto que os mesmos apresentam comunidades distintas?

2.2. Hipóteses

- a. H_0 - Todas as medidas de diversidade diferenciam os tipos de uso da terra em todos os estratos verticais estudados.

2.3. Objetivos

2.3.1. Objetivo geral

Avaliar medidas de diversidade a fim de diferenciar comunidades de plantas encontradas em tipos de uso da terra na Amazônia oriental.

2.3.1.1. Objetivos específicos

- a. Determinar a diversidade florística em tipos de uso da terra em três estratos verticais através de várias medidas;
- b. Identificar as medidas de diversidade que melhor diferenciam as comunidades de plantas encontradas nos tipos de uso da terra;
- c. Avaliar se as mesmas medidas de diversidade produzem resultados similares nos diferentes estratos da vegetação dos tipos de uso.

3. REVISÃO DE LITERATURA

3.1. Mudanças do uso da terra na Amazônia

As florestais tropicais são o epicentro da biodiversidade global, abrigando aproximadamente metade de todas as espécies descritas e uma porcentagem ainda maior de espécies desconhecidas (GARDNER et al., 2009; TOVO et al., 2017). Os principais fatores antropogênicos que influenciam essas florestas são: as mudanças no uso da terra, a extração de madeira, a caça e as mudanças climáticas (WRIGHT, 2010; GOMES et al., 2019). As mudanças do uso da terra pelo desmatamento e a conversão da floresta em outros tipos de cobertura vegetal afetam serviços ecossistêmicos como conservação da biodiversidade (LAURANCE et al., 2014), estocagem de carbono e manutenção do ciclo da água (FEARNSIDE, 2017).

Com as mudanças do uso da terra surgem paisagens modificadas compostas por complexas e dinâmicas áreas agrícolas e fragmentos de floresta, denominadas mosaicos agrícolas (GARDNER et al., 2009; DO VALE et al., 2017). Nesse contexto de transformações, a perda de habitat gerada pela fragmentação florestal antrópica possui os mais significativos efeitos de modo direto ou indireto sobre as espécies, que respondem a uma ampla gama de alterações das condições dentro e entre os habitats, gerando novas assembléias com diferentes biodiversidades (FAHRIG, 2003; TABARELLI; GASCON, 2005; BRIANT et al., 2010; MENDENHALL et al., 2014; LIU et al., 2018).

Nas paisagens agrícolas, a composição e a configuração de seus constituintes variam amplamente em seu grau de heterogeneidade espacial, pois são controladas, em parte, pelos padrões de uso da terra e pelos efeitos cumulativos das culturas (histórico de uso) e outras decisões tomadas individualmente pelos agricultores (FAHRIG et al., 2011).

3.2. Áreas agrícolas e conservação das espécies

Com altas taxas de desmatamento e degradação das florestas tropicais, há uma necessidade de se identificar padrões e processos associados à distribuição e manutenção da diversidade (FRICKER et al., 2015). A mesma necessidade deve ser aplicada às áreas antropizadas; visto suas mudanças ambientais e seus efeitos sobre a biodiversidade e outros serviços ecossistêmicos (OSZWALD et al., 2011; LE CLEC'H et al., 2018), especialmente devido às respostas frente a frequência e intensidade dos distúrbios (CHAZDON, 2012).

Com a intensificação e expansão das pressões antrópicas, as questões que permanecem são o grau em que a biodiversidade persiste, e estratégias de gestão eficazes em um cenário de rápidas mudanças (GARDNER et al., 2009). Em que são necessários esforços e incentivos coordenados, e as intervenções precisam ir além das propriedades individuais e, abordar paisagens e regiões (BARLOW et al., 2016), com grande heterogeneidade ambiental e tipos de perturbação (AGUILAR-SANTELISES; DEL CASTILLO, 2013).

Em um cenário em que o desmatamento na Amazônia pode causar entre 19 e 36% de perda na riqueza de espécies de árvores até 2050 (GOMES et al., 2019), os ambientes agrícolas têm grande importância para a manutenção da diversidade, com valores de conservação ainda não reconhecidos, em um contexto desafiador de conciliar conservação e produção (EKROOS et al., 2016; COLLINS; FAHRIG, 2017; SHUMI et al., 2018; BALMFORD et al., 2019). O melhor entendimento da diversidade nestas paisagens, pode auxiliar nas previsões de perda de espécies, contribuindo para questões relacionadas à conservação (HUBBELL, 2013; SIRAMI et al., 2019). A avaliação dos efeitos dos distúrbios antrópicos é essencial para a tomada de decisões sobre políticas ambientais capazes de conservar a biodiversidade e os processos ecológicos (AZEVEDO-SANTOS et al., 2017; MONCK-WHIPPI et al., 2018).

3.3. Biodiversidade

Os termos biodiversidade e diversidade biológica são utilizados como sinônimos e podem ser empregados alternadamente (MAGURRAN, 2013). Independente do termo, o fato é que o conceito abrange uma série de níveis de organização, e é importante especificar qual está sendo utilizado (HARPER; HAWKSWORTH, 1994). A diversidade biológica é dividida em três componentes: diversidade genética (diversidade intraespecífica), diversidade de espécies (diversidade interespecífica) e, diversidade ecológica (diversidade de comunidades). Este estudo foca sobre a diversidade de espécies, e esse componente, mesmo sendo amplamente utilizado, apresenta problemas conceituais, sua definição e quantificação geram controvérsias por mais de meio século; mas, os diferentes significados do termo podem ser úteis sob diferentes perspectivas (MORENO et al., 2011).

Em função da escala espacial utilizada, há uma distinção de níveis ou tipos de diversidade de espécies: diversidade alfa (α), diversidade beta (β), diversidade gama (γ) e diversidade épsilon (ϵ). Diversidade α (ou local) é a diversidade dentro de um habitat ou comunidade; diversidade β é a diversidade entre habitats ou outra variação ambiental definida, mede o quanto a composição de espécies varia de um lugar para outro, relacionada a uma paisagem; diversidade γ (ou regional) é a diversidade de uma grande área, como uma área de uma bacia hidrográfica ou ilha; diversidade ϵ é a diversidade relacionada com grandes áreas biogeográficas (WHITTAKER, 1972).

A diversidade alfa é afetada pelos padrões de distribuição das espécies, características biogeográficas (p.ex. isolamento ou fragmentação) da área, clima local (CONNOR; MCCOY, 2001; RICKLEFS; HE, 2016), por processos ecológicos como competição interespecífica, extinção aleatória e predação (STEEGE; ZAGT, 2002). Por variações ambientais como disponibilidade de nutrientes, tipos de solo, ph (potencial hidrogênico), sazonalidade da temperatura. Além disso, é afetada por distúrbios em pequena escala como queda de árvores, que permitem a coexistência de espécies com características diferentes de colonização (VALDÉS-CORRECHER et al., 2019; VEČEŘA et al., 2019; BAKER et al., 2016), com a frequência de perturbações como principal fator que impulsiona a diversidade local (STROPP et al., 2009).

A diversidade beta é influenciada pela regeneração natural, variando com as taxas de substituição ou manutenção das espécies, com processos associados a evolução divergente de plantas em comunidades de diferentes locais (ARROYO-RODRIGUES et al., 2017; GRUBB, 1977) e, outros fatores correlacionados, como a heterogeneidade de habitats, clima e topografia (AGUILAR-SANTELISES; DEL CASTILLO, 2013; ZELLWEGER et al., 2017; NIKOLOVA et al., 2019; RODRIGUES et al., 2019), limitação de dispersão e, padrões de distribuição espacial de espécies dominantes e raras (STEEGE; ZAGT, 2002; DRAPER et al., 2019). Em escala macro, a diversidade gama e épsilon são influenciadas principalmente por processos evolutivos como a especiação, extinção, imigração, fatores históricos como efeito da glaciação e estabilidade paleoclimática (WHITTAKER et al., 2001; STEEGE; ZAGT, 2002; STEEGE et al., 2003; STROPP et al., 2009).

Além dos fatores intrínsecos ao ambiente, as perturbações de ordem antrópicas podem afetar a diversidade em diferentes escalas no tempo e no espaço, como caça, extração madeireira, introdução de espécies invasoras e doenças epidêmicas, poluição e os efeitos diretos das mudanças climáticas (HAUTIER et al., 2015; ALROY 2017; LIU

et al., 2018). Os aspectos culturais, econômicos e políticos influenciam indiretamente a diversidade, pois provocam diferentes mudanças ambientais, atuando de forma dependente e, com efeitos sinérgicos, p.ex. florestas fragmentadas são mais propensas a incêndios (MALHI et al., 2014). Neste contexto de mudanças ambientais provocadas por ações humanas, o histórico de uso da terra (intensidade e frequência) influenciado por aspectos socioeconômicos para atender às necessidades de produção, é um fator determinante sobre a diversidade de tipos de uso da terra, como pastagens, plantios anuais ou permanentes, monodominantes ou mixtos, além de florestas secundárias em diferentes estágios de sucessão (KOCH et al., 2016; PHILLIPS et al., 2017).

Os fatores ambientais e não ambientais (antrópicos) precisam ser integrados para melhor se entender a diversidade (TRIPATHI et al., 2019) (Figura 1). Com importância relativa de qualquer dado fator se alterando em função da escala espacial abordada, e com grande dificuldade de se separar os efeitos dos fatores individualmente, sendo a diversidade um resultado de interações complexas entre os fatores que atuam nas diferentes escalas (AUERBACH; SHMIDA, 1987; RICKLEFS; HE, 2016; LAMANNA et al., 2017; KEIL; CHASE et al., 2019). Por este motivo, os padrões de diversidade vêm sendo medidos em variadas escalas espaciais (STEEGE et al., 2013; HUBBELL, 2013; SLIK et al., 2015; DO VALE et al., 2015, 2017, 2018).

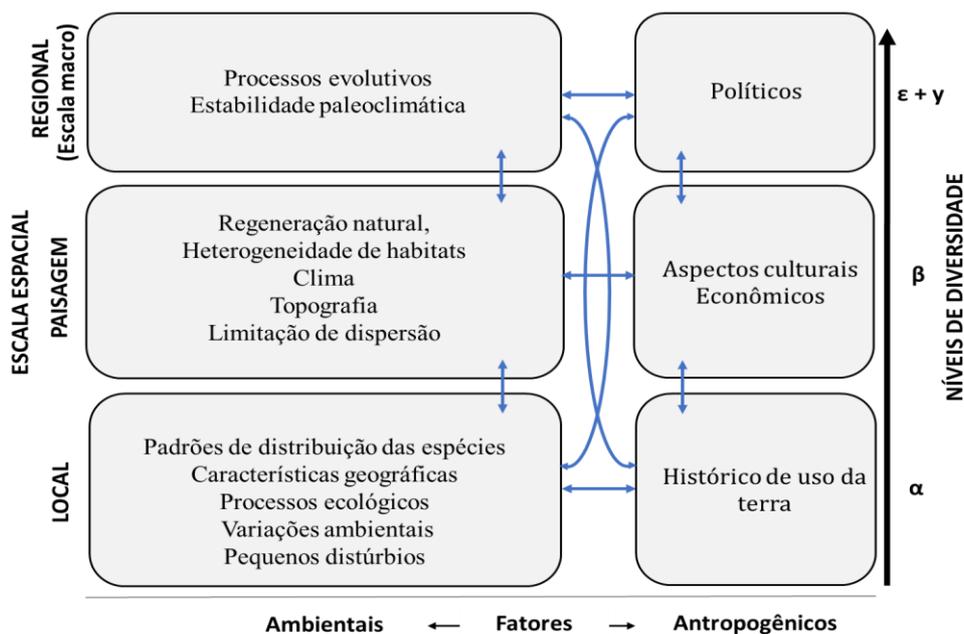


Figura 1. A diversidade de espécies (alfa, beta, gamma e épsilon) é influenciada por muitos fatores ambientais e antropogênicos, que interagem simultaneamente em múltiplas escalas espaciais (representado pelas setas em azul).

Um desafio que permanece na Ecologia é explicar a diversidade nas florestas tropicais (WIEGAND et al., 2007), e o mesmo desafio é aplicado a paisagens antropizadas. Algumas hipóteses estão relacionadas a este contexto, como a "hipótese da dominância de beta-diversidade" (TSCHARNTKE et al., 2012), que postula que os efeitos negativos das mudanças do uso da terra na diversidade α podem ser compensados pelo aumento da diversidade β , o que permite a manutenção da diversidade γ .

A "hipótese do transbordamento de habitats cruzados" postula que o intercâmbio de energia, recursos e organismos nos habitats da paisagem (tipos de uso da terra), inclusive entre ecossistemas naturais e manejados (p.ex. floresta e pastagem), influencia a estrutura e os processos associados (p.ex. biodiversidade) nas comunidades em toda a paisagem (BLITZER et al., 2012; TSCHARNTKE et al., 2012), devido ao aumento das respostas ecológicas das espécies que usam diferentes recursos em paisagens heterogêneas (FLETCHER JR et al., 2018),

E por fim a "hipótese moderada de concentração e diluição da paisagem" (THIES et al., 2008), que prediz que mudanças espaciais e temporais na composição da paisagem (como uso da terra) podem causar concentração ou diluição de populações (aumento ou diminuição da diversidade em determinada área) com consequências funcionais aos ecossistemas.

3.4. Medidas de diversidade

As medidas de diversidade são compostas por dois componentes: número de espécies (ou riqueza) e a abundância relativa (ou proporcional) das espécies, denominada uniformidade, que diz respeito a como os indivíduos são distribuídos entre as espécies. Uma comunidade com muitas espécies, mas, com uma espécie dominante, não é percebida intuitivamente como mais diversa do que uma comunidade com menos espécies, mas com os indivíduos distribuídos uniformemente entre as mesmas (MACRON, 2018) (Figura 2).

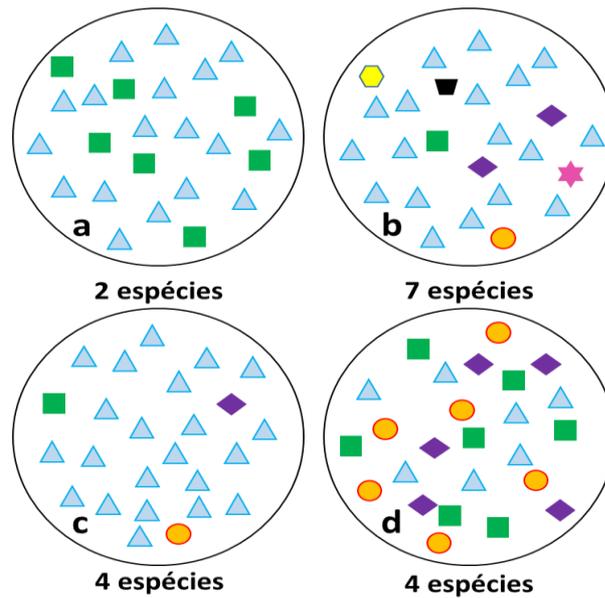


Figura 2. Importância dos componentes da diversidade: riqueza (acima) e uniformidade (abaixo). Todas as comunidades têm 25 indivíduos. Uma comunidade com sete espécies (b) parece mais diversa do que uma comunidade com duas espécies (a). Com igual riqueza uma comunidade menos uniforme (c) parece menos diversa que uma comunidade mais uniforme (d) e, uma comunidade menos rica (a) pode parecer mais diversa se for mais uniforme, em relação a comunidade (c), o mesmo vale para as comunidades d e b. Adaptado de Macron (2018).

3.4.1. Índices de diversidade

Em função da importância dada a cada um de seus componentes, surgiram várias medidas (índices) de diversidade (Tabela 1), que se diferenciam pela expressão matemática utilizada pelos diferentes autores (HUBÁLEK, 2000; JOST, 2006; GOTELLI; CHAO, 2013; MAGURRAN, 2013; CHAO; RICOTTA, 2019). Assim como existem diferentes medidas, existem também diferentes classificações das medidas de diversidade. A classificação mais básica é aquela que divide as medidas em: (a) medidas de riqueza de espécie, que se preocupam com o número de espécies definido em uma unidade de amostragem; e, (b) medidas de heterogeneidade, que combinam riqueza e uniformidade (MAGURRAN, 2013).

Tabela 1. Diferentes índices de diversidade.

Nº	Índice de diversidade	Descrição	Fórmula	Referência
1	Riqueza de espécies numérica	Contagem do número de espécies por número de indivíduos	S	McIntosh (1967)
2	Densidade de espécies	Número de espécies por área (metros quadrados, hectares, quilômetros ou outra unidade específica de coleta).	S/área	-
3	Índice de Simpson	Calcula a probabilidade de dois indivíduos escolhidos aleatoriamente de uma comunidade infinitamente grande, pertecerem a mesma espécie. Conforme D aumenta a diversidade diminui.	$D = \frac{\sum_{i=1}^S ni (ni - 1)}{N (N - 1)}$ Onde: ni = nº de ind. na i-ésima espécie; e N = nº total de ind.	Simpson (1949)
4	Índice de Simpson Recíproca	Varição da medida de Simpson, o valor da medida sobe com maior uniformidade na comunidade.	$N_2 = 1/D$	Simpson (1949)
5	Uniformidade de Simpson	Medida separada de uniformidade do Índice de Simpson, calculada por meio da forma recíproca. Varia de 0 a 1.	$E_{1/D} = \frac{(1/D)}{S}$	Williams (1964); Smith e Wilson (1996)
6	Simpson mod. por Pielou	Busca corrigir problemas de variância e, ser independente do tamanho da amostra.	$E_{-ln D} = \frac{-ln D}{ln S}$ Onde: ln = log neperiano.	Pielou (1977)
7	Índice de Gini-Simpson	Correspondente ao Simpson Complemento é, portanto, igual à probabilidade de dois ind. retirados aleatoriamente de uma comunidade infinitamente grande, pertecerem a espécies diferentes.	1-D	Simpson (1949); Hurlbert (1971)
8	Gini-Simpson uniformidade	Índice de uniformidade derivado de Gini-Simpson.	$E_{1-D} = \frac{(1-D)}{1-1/S}$	Simpson (1949); Smith Wilson (1996)
9	Uniformidade de Buzas & Gibson	É a proporção que o valor de “espécie-equivalente” representa em relação ao número de espécies da comunidade.	$E_{bg} = e^{H/S}$	Buzas e Gibson (1969)
10	Índice de Brillouin	Baseado na teoria da informação, quando a aleatoriedade da amostra não pode ser garantida. Calculado utilizando a aproximação de Stirling de fatoriais.	$HB = \frac{\ln N! - \sum \ln ni!}{N}$	Brillouin (1951)
11	Uniformidade de Brillouin	Índice de uniformidade extraído de Brillouin.	$HB_e = HB/HB_{max}$	Pielou (1969, 1975)
12	Brillouin máximo	Varição do Índice de Brillouin.	$HB_{max} = \frac{1}{N} \ln \{ (N!) / [(N/S)!^{S-r} \cdot ((N/S)+1)!^r] \}$ Onde: [N/S] = inteiro de N/S, e r = N-S [N/S].	Pielou (1969, 1975)

Nº	Índice de diversidade	Descrição	Fórmula	Referência
13	Índice de Menhinick	Índice que considera o número de espécies (S) e a raiz quadrada do número total de indivíduos.	$D_{mn} = \frac{S}{\sqrt{N}}$	Menhinick (1964)
14	Índice de Margalef	Índice que considera o número de espécies com uma modificação (S-1) e o logaritmo (base 10 ou natural) do número total de indivíduos.	$D_{mg} = \frac{S-1}{\ln N}$	Margalef (1958)
15	Índice de Gleason	Índice que considera o número de espécies (S) e o logaritmo (base 10 ou natural) do número total de indivíduos.	$D_g = \frac{S}{\ln N}$	Gleason (1922)
16	Quociente de Mistura Jenstch	Indica em média, o número de indivíduos de cada espécie que é encontrado na comunidade, quanto mais próximo de 1 mais diverso.	$QM = \frac{S}{N}$	Hosokawa (1981)
17	Equabilidade Bulla	Esse índice $O = \sum_{s=1}^S \text{minimum}(p_s, 1/S)$ foi usado como uma medida da comunidade de similaridade ou sobreposição de nicho. Bulla (1994) propôs usá-lo como uma medida de uniformidade.	$E = \frac{0 - 1/S}{1 - 1/S}$	Bulla (1994); Smith e Wilson (1996)
18	Uniformidade de Heip	Medida proposta com a intenção de obter um valor baixo em baixa uniformidade e, independente da riqueza de espécies.	$E_{Heip} = \frac{N-1}{S-1}$	Heip (1974)
19	Shannon K	Onde K equivale a uma escolha da unidade de medida (e é normalmente 1,0).	$H' = -K \sum_{i=1}^n p_i \log p_i$	-
20	Série geométrica Motomura	Baseado na abordagem de ajuste de curva, cuja inclinação é usada como um índice de diversidade.	$y = Ac^{(x-1)}$	Motomura (1932); Washington (1984)
21	Alfa de Fisher	Baseado no modelo da série logarítmica, onde o parâmetro α é utilizado como um índice, com α aproximadamente como o número de indivíduos representados por um indivíduo.	$\alpha = \frac{N(1-x)}{x}$ Onde: $S/N = [(1-x)/x][-\ln(1-x)]$	Fisher (1943)
22	Yules modificado "característica"	A "característica" de Yule era originalmente uma ferramenta lingüística, onde m1 e m2 são o primeiro e o segundo momento da distribuição. Modificado por Williams (1964), gerando um índice semelhante a Simpson.	$Y = \frac{(m1)^2}{m2-m1} = \frac{n^2}{\sum n(n-1)}$	Yule (1944); Washington (1984)
23	Estatística Q	Baseada na distribuição de abundância de espécies, mas não requer o ajuste de um modelo. $n = n^\circ$ total de espécies com abundância R; R1 e R2 = quartis 25% e 75%; nr1 = n° de espécies na classe que cai R1; e nr2 = n° de espécies na classe que cai R2.	$Q = \frac{0.5nR1 + \sum_{R1+1}^{R2-1} nR + 0.5R2}{\ln(R2/R1)}$	Kempton e Taylor (1976, 1978)

Nº	Índice de diversidade	Descrição	Fórmula	Referência
24	λ da lognormal	Baseado na abordagem de ajuste de curva, S^* = preditor de riqueza e, σ = desvio padrão da distribuição lognormal.	$\lambda = S^*/\sigma$	Preston (1948); Magurran (2013)
25	Uniformidade de σ da lognormal	Desvio padrão da distribuição lognormal.	-	Magurran (2013)
26	Medida de McIntosh	A comunidade é observada como um ponto em um hipervolume S-dimensional e que a distância euclidiana de uma assembléia a partir de sua origem poderia ser usado como uma medida. A distância é conhecida como $U = \sqrt{\sum_{i=1}^S n^2 i}$, não é formalmente um índice, mas é utilizada para calcular uma medida de diversidade.	$M_{ciD} = \frac{N-U}{N-\sqrt{N}}$	McIntosh (1967); Magurran (2013)
27	Uniformidade de McIntosh	Medida de uniformidade obtida do índice de McIntosh pela fórmula de Pielou.	$M_{ciE} = \frac{N-U}{N-N/\sqrt{N}}$	Pielou (1975)
28	Uniformidade de Camargo	Relação pares de espécies, inafetado por espécies raras.	$E_c = \sum_{i=1}^S \sum_{j=1+1}^S \left[\frac{p_i - p_j}{S} \right]$ Onde: p_i = proporção da espécie i na amostra; p_j = proporção da espécie j na amostra; e S = nº de espécies na amostra.	Camargo (1993)
29	Uniformidade de Nee, Harvey e Cotgreave	Medida baseada na inclinação (b) de uma curva raking/abundância (com dados logaritmizados), com 0 sendo a uniformidade perfeita.	$E_{NHC} = b$	Nee et al. (1992)
30	Uniformidade de Nee, Harvey e Cotgreave mod. por Smith e Wilson	Uniformidade de Nee, Harvey e Cotgreave que foi modificada por Smith e Wilson. Nesta medida rankings são escalonados antes que a regressão seja ajustada, a transformação situa a medida entre 0 (nenhuma uniformidade) e 1 (uniformidade perfeita).	$E_Q = -2/\pi \arctangente(b')$	Smith e Wilson (1996)
31	Índice de Shannon	Derivado da teoria da informação, assume que indivíduos são aleatoriamente amostrados de uma comunidade infinitamente grande, e que todas as espécies são representadas na amostra.	$H' = -\sum_{i=1}^S \frac{n_i}{n} \ln \frac{n_i}{n}$ Onde: n_i/n é a proporção da espécie em relação ao número total de espécies encontrados.	Shannon-Weaver (1949)
32	Índice de Shannon máximo	A diversidade máxima possível seria encontrada em uma situação na qual todas as espécies tivessem igual abundância.	$H_{m\acute{a}x} = \ln S$	Pielou (1969)
33	Uniformidade Shannon	Razão entre diversidade máxima e observada.	$J' = \frac{H}{H_{m\acute{a}x}}$	Pielou (1969)

Nº	Índice de diversidade	Descrição	Fórmula	Referência
34	Índice de Shannon mínimo	Valor inferior do Índice de Shannon proposto por Biesel e Moreteau, para dados na forma de contagem.	$H_{\min} = \frac{\ln(Q) - ((Q - S + 1) \ln(Q - S + 1))}{Q}$ S = riqueza de espécies. Q = número total de indivíduos.	Beisel e Moreteau (1997)
35	Redundância	Sugestão de Hurlbert que o complemento de redundância de Patten (1962) pode ser usada como um índice de uniformidade.	$E = \frac{H'_{\max} - H'}{H'_{\max} - H'_{\min}}$	Patten (1962); Hurlbert (1971)
36	Shannon exponencial	Antilogaritmo de Shannon.	$N1 = e^{H'}$ ou $\exp H'$	-
37	Shannon mod. por Hutcheson	Índice de Shannon ajustado pela correção Hutcheson.	H'adj	Hutcheson (1970)
38	Shannon mod. Por Zhang	Índice de Shannon modificado por Zhang.	$H_z = \sum_{u=1}^{n-1} \frac{1}{u} \left\{ n^{u+1} [n - (u+1)!] \sum_{s=1}^{s^n \neq 0} p_s \prod_{j=0}^{u-1} \left(1 - p_s - \frac{j}{n}\right) \right\}$	Zhang (2013)
39	Shannon mod. por Grassberger 1998	Uma abordagem alternativa, foi proposta por Grassberger, assumindo que todos $p_i < 1$, de modo que cada n_s é uma variável aleatória que deve seguir uma distribuição de Poisson.	$\tilde{H} = \sum_{s=1}^{s^n \neq 0} \frac{n_s}{n} \left(\ln(n) - \psi(n_s) - \frac{(-1)^{n_s}}{n_s + 1} \right)$	Grassberger (1988)
	Shannon mod. por Grassberger 2003	Modificação no Índice de Shannon realizada por Grassberger.	$\tilde{H} = \sum_{s=1}^{s^n \neq 0} \frac{n_s}{n} \left(\psi(n) - \psi(n_s) - (-1)^{n_s} \int_0^1 \frac{t^{n_s-1}}{1+t} dt \right)$	Grassberger (2003)
40	Shannon mod. por Schürmann	Correção da mod.de Grassberger2 por uma expansão em série integrada até a segunda ordem.	$\tilde{H} = \sum_{s=1}^{s^n \neq 0} \frac{n_s}{n} \left(\psi(n) - \psi(n_s) - (-1)^{n_s} \int_0^{\frac{1}{2}} \frac{t^{n_s-1}}{1+t} dt \right)$ $E_{\text{var}} = 1 - \frac{2}{\left[\pi \arctan \left\{ \frac{\sum_{i=1}^S (\ln ni - \sum_{j=1}^S nj/S)^2}{S} \right\} \right]}$	Schürmann (2004)
41	Índice de Smith e Wilson	Mede a variância na abundância de espécies, e divide esta variância pelo log da abundância para gerar diferenças proporcionais e para tornar o índice independente das unidades de mensuração.	$E_{\text{var}} = 1 - \frac{2}{\left[\pi \arctan \left\{ \frac{\sum_{i=1}^S (\ln ni - \sum_{j=1}^S nj/S)^2}{S} \right\} \right]}$ $n_i = \text{número de ind. na espécie } i; n_j = \text{número de ind. na espécie } j; \text{ e } S = n^\circ \text{ total de espécies.}$	Smith e Wilson (1996)
42	Índice de Berger Parker	Medida de dominância, que expressa a abundância proporcional da espécie mais abundante.	$d = N_{\max}/N$ Onde: N_{\max} = número de ind. da espécie mais abundante.	Berger-Parker (1970)
43	Berger Parker Complemento	Variação do Índice de Berger-Paker.	$1 - d$	-

Nº	Índice de diversidade	Descrição	Fórmula	Referência
44	Berger Parker Recíproca	Forma adotada para que um aumento no valor do índice acompanhe um aumento na diversidade e, uma redução na dominância.	$1/d$	Berger-Parker (1970)
45	Uniformidade de Tuomisto	Definição uniformidade em um sentido mais amplo, como a proporção de Hill. A uniformidade da ordem q é a razão da diversidade da ordem q na riqueza.	${}_qE = E_{q,0} = \frac{qD}{0D} = \frac{qD}{S}$	Macron (2018)
46	Uniformidade de Hill	Índice de uniformidade proposto por Hill (1973).	$E_{Hil} = N2/N1$	Hill (1973)
47	Uniformidade de Hill mod. Alatalo	Modificação do índice de uniformidade de Hill.	$E_{HiA} = (N2-1)/(N1-1)$	Alatalo (1981); Smith e Wison (1996)
48	Equidade Molinari	Molinari (1989) propõe esse índice para dar uma resposta a um conjunto de dados artificial de 2 espécies proposto por Alatalo (1981).	$G = E_{HiA} \cdot (\arcseno E_{HiA}/90)$ $G = (E_{HiA})^3$ Onde: Arcseno é assumido como fornecendo um ângulo em radianos.	Molinari (1989)
49	MacArthur	Baseado nos limites de distribuição de indivíduos que ocupam um lugar (r), o comprimento dos segmentos (S) por pontos (S-i), traçados aleatoriamente sobre uma reta, representam o número de indivíduos das (n) espécies.	$pr = \frac{1}{S} \sum_{i=1}^r \frac{1}{s-i-1}$	MacArthur (1957)
50	R100	Número esperado de espécies por 100 (n) indivíduos selecionados aleatoriamente de uma amostra de N indivíduos.	$R100 = \sum i \{1 - [(\frac{N-n_i}{n})(\frac{N}{n})]\}$	Sanders (1968); Hurlbert (1971)
51	R500	Número esperado de espécies por 100 (n) indivíduos selecionados aleatoriamente de uma amostra de N indivíduos.	$R500 = \sum i \{1 - [(\frac{N-n_i}{n})(\frac{N}{n})]\}$	Sanders (1968); Hurlbert (1971)
52	Índice de Odum	Número esperado de espécies por mil indivíduos porposto por Odum.	-	Washington (1984)
53	Hulbert PIE	Índice de "encontro" de Hurlbert, é a expectativa do número de espécies observado em uma amostra de tamanho k escolhida.	$PIE = \left(\frac{N}{N-1}\right) \left(1 - \sum_{i=1}^s p^2 i\right)$	Hurlbert (1971)
54	Deficit de espécies Kothé	Calculado pela diferença entre as espécies ocorrentes acima da descarga (A _i) em um local de amostragem não perturbado e o número de espécies que ocorrem a jusante das descargas (A _x). O produto é conhecido como déficit de espécies ou Artenfehlbetrag.	$\frac{A1-Ax}{A1} \times 100$	Kothé (1962); Washington (1984)

Nº	Índice de diversidade	Descrição	Fórmula	Referência
55	Cairns	Índice de Comparação Sequencial para avaliação de poluição. Baseado na teoria das corridas $DI_i = \frac{\sum_{n^{\circ} \text{ corridas}}^{n^{\circ} \text{ espécimes}}}{n^{\circ} \text{ vezes feito para ser estatisticamente significativa}}$	SCI = DIi x No. Taxa SCI (número de execuções) / (número de amostras).	Cairns Jr e Dickson (1971)
56	Keefe e Bergersen's TU	Baseado na Teoria das corridas, para diminuir a variabilidade do índice proposto por Cairns. Apresenta um fator de ponderação de taxa e, que o número médio de execuções da população por amostra pode ser considerado uma estimativa.	$TU = 1 - \left(\frac{n}{n-1} \right) \left\{ \sum_{i=1}^K p^{2i} - \frac{1}{n} \right\}$	Keefe e Bergersen (1976)
57	NMS	Número de movimentos por amostra, em que R _i é a classificação da i-ésima espécie na amostra ordenada das espécies mais abundantes às menos abundantes	NMS = Σi(Ripi-1)	Fager (1972); Húbalek (2000)
58	eHbc	Número efetivo de espécies controlado por viés.	e ^{Hbc}	Jost (2006)
59	Hbc	Quando o número de espécies é conhecido e relativamente pequeno, um estimador amplamente utilizado de H é o estimador de probabilidade máxima (MPE) = H = - Σ _{i=1} ^S r _i log($\frac{X_i}{n}$), com X _i /n = fração da amostra ou proporção da amostra. Entropia de Shannon controlada por viés (Hbc), foi derivada sob a assimilação de que S é conhecido e um requisito mínimo é n > S.	$Hbc = H - \frac{S-1}{2n} + O(n^{-2})$	Chao e Shen (2003)
60	Hfa	Entropia de Shannon a partir de Fisher modificado por Bulmer com base em distribuição de abundâncias.	$\Psi = \log \left(\alpha + \frac{1}{2} \right) + 0,577$ 0,577 = constante de Euler.	Bulmer (1974)
61	eHfa	Número efetivo estimado de espécies pelo expoente da entropia de Shannon com base em Fisher.	e ^Ψ	Jost (2006)
62	Uniformidade de Sheldon	S é o número observado de espécies e S' é o número teórico de espécies que produziram a diversidade observada de Shannon se suas abundâncias relativas seguissem o modelo de MacArthur (1957).	E _{she} = S' / S	Sheldon (1969)

As medidas de riqueza de espécies podem ser subdivididas em (a1) índices de riqueza, (a2) estimadores de riqueza (métodos de rarefação), (a3) métodos paramétricos e (a4) funções de acumulação. E, as medidas de heterogeneidade (b), chamadas de medidas estruturais, também podem ser subdivididas em (b1) métodos paramétricos (baseadas em um modelo de abundância de espécies), (b2) métodos não-paramétricos (que não fazem nenhuma pressuposição sobre a distribuição da abundância de espécies), e (b3) índices de abundância proporcional, que por sua vez se subdividem em (b3.1) índices de dominância e (b3.2) índices de equidade (MORENO, 2001).

Por fim, as medidas ainda podem ser classificadas em três tipos principais: (a) Índices de riqueza, baseados diretamente no número de espécies, (b) Índices de equitabilidade, com base na distribuição dos indivíduos entre as espécies e (c) Índices de heterogeneidade, com base em uma combinação de riqueza e equitabilidade (PEET, 1974). Os índices de heterogeneidade podem ainda serem divididos em dois tipos: (c1) aqueles sensíveis às espécies mais raras (p.ex. Shannon) e (c2) aquelas sensíveis às espécies mais abundantes (p.ex. Simpson complemento) (PEET, 1974).

A diversidade beta também pode ser medida de diferentes maneiras, sendo dividida em dois tipos principais: a) particionada em contribuições de espécies (grau de variação de indivíduos das espécies em toda a área de estudo) e, como contribuições locais (indicadores comparativos da exclusividade dos locais) (LEGENDRE; De CÁCERES, 2013).

3.4.2. Modelos de abundância de espécies

Alguns índices de diversidade, considerados estimadores paramétricos de diversidade, são derivados de modelos de abundância de espécies, como α da série logarítmica, λ da log normal e estatística Q. Os modelos de abundância de espécies, são modelos para se descrever matematicamente a relação entre o número máximo de indivíduos e espécies (Tabela 2), pela competição de recursos limitados da comunidade (MAGURRAN, 2013). Esses modelos possibilitam detectar padrões de dominância, raridade e uniformidade sobre a organização das espécies nas comunidades (HUBBEL, 2001; MAGURRAN, 2013) e podem fornecer informações sobre a diversidade; contudo, a desigualdade da riqueza e abundância de espécies existente entre diferentes comunidades impede sua comparação (MAGURRAN, 2013).

Tabela 2. Diferentes modelos de abundância de espécies.

Nº	Modelo de abundância	Descrição	Referência
1	Série geométrica	Baseada na utilização de recursos proporcionais a abundância de espécies.	Motomura (1932); Magurran (2013)
2	Série logarítmica de Fisher	É um ajuste simples, sendo uma das primeiras tentativas para descrever matematicamente a relação indivíduos e espécies, o ajuste é realizado pelo número de espécies esperado em cada classe de abundância, usando um teste de qualidade de ajuste, e comparando com o número de espécies observado.	Fisher et al. (1943)
3	Log-normal	A abundância de espécie é traçada usando log em qualquer base logarítmica, com classes resultantes denominadas oitavas, que representam duplicações na abundância de espécies.	Preston (1948)
4	Binomial negativo	É raramente ajustado a dados de abundância de espécies, mas é de potencial interesse uma vez que vem do mesmo conjunto de modelos da série logarítmica.	Anscombe (1950); Magurran (2013)
5	<i>Broken stick</i> (bastão quebrado)	Aplicado como hipótese nula contra qual outros padrões de divisão de nicho podem ser testados.	MacArthur (1957); Magurran (2013)
6	Zipf-Mandelbrot	Tem sua derivação da teoria da informação, tem sido interpretado como refletindo o processo sucessional.	Zipf (1965); Mandelbrot (1977)
7	<i>Random fraction</i>	Modelos baseados na repartição do nicho, com nicho escolhido ao acaso.	Tokeshi (1990)
8	<i>Power fraction</i>	Modelos baseados na repartição do nicho, com nicho escolhido ponderadamente ao acaso.	Tokeshi (1990)
9	<i>MacArthur fraction</i>	Modelos baseados na repartição do nicho, probabilidade de escolha do nicho proporcional ao seu tamanho.	Tokeshi (1990)
10	<i>Dominance pre-emption</i>	Modelos baseados na repartição do nicho, menor nicho escolhido.	Tokeshi (1990)
11	<i>Random assortment</i>	Modelos baseados na repartição do nicho, não é assumida nenhuma partição do nicho.	Tokeshi (1990)
12	<i>Composto</i>	Modelos baseados na repartição do nicho, partição do nicho de espécies raras e abundantes pelos modelos de Tokeshi acima.	Tokeshi (1990)
13	<i>Dominance decay</i>	Modelos baseados na repartição do nicho.	Tokeshi (1990)
14	Modelo neutro	Processos de especiação poderiam resultar em um padrão de riqueza de espécies através da deriva ecológica, a teoria neutra da biodiversidade.	Hubbel (2001)

Diferentes métodos gráficos podem ser utilizados para representar a distribuição de abundância espécies, como o diagrama de ranking/abundância (Figura 3a) e distribuição lognormal de Preston (Figura 3b).

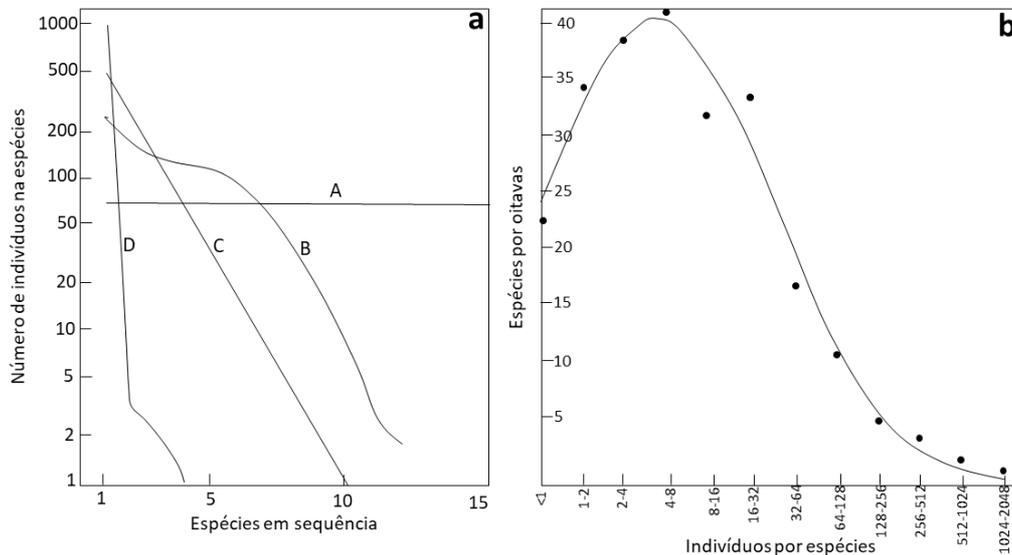


Figura 3. Métodos gráficos para representar a distribuição de abundância espécies. a - Curvas para ajustar relações de dominância-diversidade com quatro hipóteses: (A) modelo teórico de Whittaker; (B) distribuição lognormal; (C) séries geométricas de Motomura; (D) hipótese de nicho aleatório de MacArthur. O número de indivíduos nas espécies, nas ordenadas, é plotado contra o número de espécies na sequência das espécies da mais à menos abundante, na abcissa. Fonte: Whittaker (1965). b - Distribuição lognormal típica de número de indivíduos por espécies, dispostas em oitavas. Fonte: Preston (1980).

3.4.3. Estimadores de riqueza

Estimadores de riqueza são medidas que buscam registrar a biodiversidade da comunidade a partir das amostras inventariadas com base em dois tipos de dados utilizados: (1) dados de abundância e (2) dados de incidência (Tabela 3). Existem três métodos para se estimar a riqueza de espécies: (1) extrapolando as curvas de acumulação de espécies, (2) baseados na distribuição da abundância das espécies ajustando modelos paramétricos e, (3) por meio de métodos não-paramétricos a partir do número de espécies raras nas amostras (COLWELL; CODDINGTON, 1994; MAGURRAN, 2013).

À medida que mais indivíduos são amostrados, o número total de espécies registradas na amostra aumenta, e uma curva de acumulação é gerada por dados de incidência, a probabilidade do seu aumento dependerá do número completo de espécies na comunidade e de suas abundâncias relativas (GOTELLI; COLWELL, 2011). A

modelagem da curva para estimativas de riquezas pode ser dividida em abordagem assintótica e não assintótica. A abordagem assintótica extrapola a curva até sua assíntota (estabilização com taxa de acréscimo de espécies tendendo a zero), entre as funções assintóticas estão a exponencial negativa, Weibull, e a equação de Michaelis-Menten, essa abordagem não utiliza diretamente informações sobre as frequências de espécies comuns e raras, mas apenas dados de presença (COLWELL; CODDINGTON, 1994; CHAO; CHIU, 2014).

Tabela 3. Tipos de dados utilizados em estimadores de riqueza.

Tipos de dados	Descrição	Número total
Abundância	Cada espécie é registrada em cada amostra. Seja f_k o número de espécies representadas por exatamente k indivíduos em uma única amostra. Assim, f_0 é o número de espécies não detectadas (espécies presentes na comunidade, mas não incluídas na amostra), f_1 é o número de espécies <i>singleton</i> , f_2 é o número de espécies <i>doubletons</i> , etc.	O número total de indivíduos na amostra é $n = \sum_{k=1}^{S_{obs}} f_k$.
Incidência	Cada espécie detectada em uma amostra a partir de uma comunidade é simplesmente observada como estando presente. Seja q_k o número de espécies presentes em exatamente k amostras em um conjunto de amostras. Assim, q_0 é o número de espécies não detectadas (espécies presentes na comunidade, mas não incluídas no conjunto de amostras), q_1 é o número de espécies <i>unique</i> , q_2 é o número de espécies <i>duplicate</i> , etc.	O número total de amostras é $m = \sum_{k=1}^{S_{obs}} q_k$

Fonte: Gotelli e Colwell (2011). *Singletons* é número de espécies observadas representadas por um ind., *doubletons* é o nº de espécies observadas representadas por dois ind., *uniques* é o nº de espécies que ocorrem em uma única amostra e, *duplicates* é nº de espécies que ocorrem em duas amostras.

A abordagem não-assintótica não prevê um ponto de estabilização da curva e são úteis para prever o aumento do número de espécies com o esforço amostral, realizada por meio do método de rarefação proposto por Sanders (1968) e corrigido por Simberloff (1972); essa abordagem consiste em realizar todas as combinações possíveis de amostras, baseado em técnicas de reamostragens para a construção de uma curva média de acumulação de espécies. As curvas de rarefação, possibilitam comparações entre comunidades com diferente esforço de amostragem (CHAO; CHIU, 2014).

Alguns modelos de abundância de espécies paramétricos são ajustados para se alcançar uma estimativa de espécies em amostras maiores, como o modelo LogNormal de Preston, Poisson LogNormal e a série de Log de Fisher (COLWELL; CODDINGTON, 1994). Esses modelos são baseados em duas premissas: (i) a abundância das espécies é distribuída em uma série de registros e (ii) a comunidade de plantas é homogênea na escala da amostragem (SLIK et al., 2015). Seu uso exige conjuntos de dados com grande

riqueza observada, para melhor determinação do modelo (COLWELL; CODDINGTON, 1994).

Os métodos não-paramétricos são assim denominados por que não são baseados no parâmetro de um modelo de abundância de espécies que tenha sido previamente ajustado aos dados (MAGURRAN, 2013). Esses estimadores utilizam informações sobre as espécies raras em uma comunidade para ajustar o número de espécies presentes (GOTELLI; COLWELL, 2011). Vários métodos não-paramétricos foram desenvolvidos para estimar a riqueza de espécies (Tabela 4).

3.4.4. Perfis de diversidade

Embora aparentemente diferentes, os valores de muitas medidas se diferem basicamente no peso dado às espécies raras (MELO, 2008) e, é por isso que muitos índices levam a diferentes ordenações das comunidades ao compará-las, tais inconsistências são inevitáveis sempre que se tenta reduzir um conceito multidimensional (a interação entre riqueza e uniformidade) a um único número (resultado da medida); uma comunidade é uma entidade multidimensional e sua diversidade é uma quantidade escalar (PATIL; TAILLIE, 1979).

Nesse sentido, foram propostos métodos no qual não existe um número que representa a diversidade da comunidade, mas uma série de números, chamadas de perfis de diversidade. Liu et al. (2007) faz uma listagem de trezes perfis divididos em quatro grupos de métodos relacionados à informação, ao número esperado de espécies, índice de tipo rank e diversidade intrínseca (Tabela 5), tais como as séries de Hill, Renyi e Tssalis, nas quais se controla a importância relativa dada às espécies raras em uma dada comunidade através do parâmetro α ($\alpha = 0$, $\alpha \neq 1$), quanto maior alfa menos importância é dada as espécies raras e, conseqüentemente maior importância as espécies comuns (PATIL; TAILLIE, 1982). As séries de Renyi e Tssalis são variações da série de Hill, uma vez que são simples transformações do número de Hill (CHAO et al., 2014).

Tabela 4. Estimadores de riqueza não-paramétricos.

Nº	Estimador de riqueza	Descrição	Fórmula	Referência
1	Mao Tao	Número esperado de espécies em amostras agrupadas, dada a amostra de referência, utilizado para se realizar extrapolações.	S_{obs}	Colwell (2016)
2	Chao 1	Utiliza dados baseados em abundância, dependendo do número de espécies <i>singletons</i> (f_1) e <i>doubletons</i> (f_2), há variações de equações para se calcular esse estimador de riqueza de espécies, como a forma clássica, mas sem definição quando f_2 igual a zero (sem <i>doubletons</i>) (Equação 1), a forma corrigida de viés (Equação 2), e para $f_1 > 0$ e $f_2 > 0$ (Equação 3).	$S_{Chao1} = S_{obs} + \left(\frac{f_1^2}{2f_2}\right) \quad (\text{eq.1})$ $S_{Chao1} = S_{obs} + \left(\frac{f_1(f_1-1)}{2(f_2+1)}\right) \quad (\text{eq.2})$ $S_{Chao1} = f_2 \left[\frac{1}{2} \left(\frac{f_1}{f_2}\right)^2 + \left(\frac{f_1^2}{f_2}\right)^3 + \frac{1}{4} \left(\frac{f_1}{f_2}\right)^4 \right] \quad (\text{eq.3})$	Chao (1984, 1987)
3	Chao 2	Utiliza dados baseados em incidência (ou ocorrência) em função da distribuição das espécies <i>uniques</i> (q_1) e <i>duplicates</i> (q_2) entre as amostras, assim como Chao1 existem variações de equações para seu cálculo, com a forma clássica, mas que não está definida quando $q_2 = 0$ (sem <i>duplicates</i>) (Equação 4), a forma corrigida de viés (Equação 5), e para $q_1 > 0$ e $q_2 > 0$ (Equação 6).	$S_{Chao2} = S_{obs} + \left(\frac{q_1^2}{2q_2}\right) \quad (\text{eq.4})$ $S_{Chao2} = S_{obs} + \left(\frac{(m-1)q_1(q_1-1)}{2(q_2+1)}\right) \quad (\text{eq.5})$ $S_{Chao2} = q_2 \left[\frac{1}{2} \left(\frac{q_1}{q_2}\right)^2 + \left(\frac{q_1^2}{q_2}\right)^3 + \frac{1}{4} \left(\frac{q_1}{q_2}\right)^4 \right] \quad (\text{eq.6})$	Chao (1984, 1987); Colwell e Coddington (1994)
4	ACE (<i>abundance coverage estimator</i>)	Estimador de cobertura baseado em dados de abundância, é obtido pela Equação 7. A separação da abundância de espécies, que apresentam entre 1 e 10 indivíduos (raras) e aquelas representadas por > 10 indivíduos (comuns) foi baseada em Chao et al., (1993). A fórmula para ACE é indefinida quando todas as espécies raras são <i>singletons</i> ($f_1 = N_{rare}$, produzindo $C_{ACE} = 0$. Nesse caso, calcular a forma corrigida de viés de Chao1.	$S_{ACE} = S_{abund} + \frac{S_{rare}}{C_{ACE}} + \frac{f_1}{C_{ACE}} y^2_{ACE} \quad (\text{eq.7})$ $y^2_{ace} = \max \left[\frac{S_{rare} \sum_{k=1}^{10} k(k-1)fk}{C_{ace}(N_{rare})(N_{rare}-1)} - 1, 0 \right]$	Chazdon et al. (1998); Chao et al. (2000); Colwell, (2016)

S_{obs} é o nº de espécies na amostra; f_1 é o nº de espécies *singletons*; e f_2 é o nº de espécies *doubletons*.

q_1 é o nº de espécies *uniques*; e q_2 é nº de espécies *duplicates*.

$S_{rare} = \sum_{k=1}^{10} fk$ é o nº de espécies raras em uma amostra (cada uma com 10 ou menos ind.); $S_{abund} = \sum_{k=11}^{S_{obs}} fk$ é o nº de espécies abundantes em uma amostra (cada uma com mais de 10 ind.); $N_{rare} = \sum_{k=1}^{10} k$ é o nº total de ind. de espécies raras; $C_{ACE} = 1 - \left(\frac{f_1}{N_{rare}}\right)$, proporção de todos os indivíduos em espécies raras que não são *singletons*; e

y^2_{ACE} é o coeficiente de variação dos f_i 's.

Nº	Estimador de riqueza	Descrição	Fórmula	Referência
5	ICE (<i>incidence-based coverage estimator</i>)	Estimador de cobertura baseado em dados de incidência obtido pela Equação 8. A fórmula para o ICE é indefinida quando todas as espécies raras são <i>uniques</i> ($q_1 = N_{\text{infr}}$, produzindo $C_{\text{ICE}} = 0$. Nesse caso, calcular forma corrigida de viés de Chao2.	$S_{\text{ICE}} = S_{\text{freq}} + \frac{S_{\text{infr}}}{C_{\text{ICE}}} + \frac{q_1}{C_{\text{ICE}}} y^2_{\text{ICE}} \quad (\text{eq. 8})$ <p>$S_{\text{infr}} = \sum_{k=1}^{10} qk$ é o nº de espécies infrequentes (cada uma encontrada em 10 ou menos amostras); $S_{\text{freq}} = \sum_{k=11}^{S_{\text{obs}}} qk$ é o nº de espécies frequentes (cada uma encontrada em mais de 10 amostras); $N_{\text{infr}} = \sum_{k=1}^{10} kqk$ é o nº total de incidências nas espécies raras; minfr = número de amostras com no mínimo uma espécie infrequente; $C_{\text{ICE}} = 1 - \left(\frac{q_1}{N_{\text{infr}}}\right)$, a proporção de todas as incidências de espécies raras que são não <i>uniques</i>;</p> $y^2_{\text{ice}} = \max \left[\left(\frac{S_{\text{infr}}}{C_{\text{ice}}}\right) \left(\frac{\text{minfr}}{\text{minfr}-1}\right) \left(\frac{\sum_{k=1}^{10} k(k-1)qk}{(N_{\text{infr}})^2}\right) 1, 0 \right]$ <p>y^2_{ICE}, é o coeficiente de variação.</p>	Chazdon et al. (1998); Chao et al. (2000); Colwell, (2016)
6	Jacknife 1	Quando utilizados dados de abundância Jacknife 1 é um estimador de primeira ordem que emprega o número de espécies <i>singletons</i> para dados (Equação 9) e <i>doubletons</i> para dados de incidência (Equação 10)	$S_{\text{jackknife1a}} = S_{\text{obs}} + f_1 \quad (\text{eq.9})$ $S_{\text{jackknife1i}} = S_{\text{obs}} + 2f_1 - f_2 \quad (\text{eq.10})$	Burnham e Overton (1978; 1979)
7	Jacknife 2	Para dados de incidência Jacknife 2 é um estimador de segunda ordem que leva em consideração tanto as espécies <i>uniques</i> como <i>duplicates</i> .	$S_{\text{jackknife2a}} = S_{\text{obs}} + q_1 \left(\frac{m-1}{m}\right) \quad (\text{eq.11})$ $S_{\text{jackknife2i}} = S_{\text{obs}} + \left(\frac{q_1(2m-3)}{m} - \frac{q_2(m-2)^2}{m(m-1)}\right) \quad (\text{eq.12})$	Burnham e Overton (1978; 1979)
8	Bootstrap	Estima a riqueza total utilizando dados de todas as espécies, não se restringindo às espécies raras. Onde uma amostra aleatória de tamanho n é retirada dos dados obtidos, usando amostragem com reposição de 100 a 500 vezes. A estimativa de riqueza é então calculada pela Equação 13.	$S_{\text{boot}} = S_{\text{obs}} + \sum_{k=1}^{S_{\text{obs}}} qk(1-pk)^m \quad (\text{eq.13})$ <p>pk é a proporção das amostras m que contêm a espécie k</p>	Burnham e Overton (1979)

Tabela 5. Métodos de ordenação por perfis de diversidade listados por Liu et al. (2007).

Nº	Métodos de ordenação
1	Entropia generalizada Rényi
2	Número de diversidade de Hill ordem α
3	Entropia de Darócz
4	Números equivalentes
5	Índice de graus de diversidade β
6	Entropia generalizada Tsallis'
7	Índice de diversidade da família de Hulbert
8	Índice de Hurlbert-Smith-Grassle de ordem
9	Índice tipo ranking
10	Método da soma da cauda direita
11	Gráfico de dominancia logarítmica
12	Método de majoração
13	Gráfico de k-dominância

Para a Série de Hill (equação abaixo) são conhecidas relações com alguns índices de diversidade, quando $\alpha = 0$, a medida gerada corresponde riqueza de espécies (S); para $\alpha \approx 1$, a medida equivale a Shannon exponencial; para $\alpha = 2$, corresponde à recíproca do Índice de Dominância de Simpson e, para $\alpha = 3$, a medida é equivalente à diversidade de Berger-Parker (HILL, 1973). Seguindo esta ideia, pode-se calcular diferentes medidas de diversidade para $\alpha = 4, 5, 6...$ ou mesmo valores fracionários, medidas estas que foram pouco exploradas e não receberam denominações (MENDES et al., 2008; MAGURRAN, 2013).

$$N_{\alpha} = \left(\sum_{i=1}^S p_i^{\alpha} \right)^{1/(1-\alpha)} \quad (\text{Equação para a série de Hill})$$

onde: N_{α} = α a-ésima espécie "ordem" de diversidade quando p_n = abundância proporcional da n -ésima espécie.

O uso de séries, principalmente a de Hill, está se tornando comum para quantificar a diversidade, uma vez que, qualquer valor de N_{α} , pode ser usado como um índice, e sua ordenação, pode ser visualizada em um perfil que é uma curva de diversidade em forma gráfica para cada comunidade (Figura 4), e as mesmas podem ser mais facilmente comparadas (LIU et al. 2007; MAGURRAN, 2013; CHAO; RICOTTA, 2019).

3.5. Métodos de comparação das medidas de diversidade

Mesmo com todos as especificidades já citadas acima, a utilização de medidas de diversidade adequadas é útil para se realizar comparações entre comunidades (HUBÁLEK, 2000), pois pode gerar e testar teorias sobre a coexistência de espécies,

revelar processos dinâmicos de ecossistemas, determinantes históricos e o impacto das atividades antrópicas (MORENO et al., 2011).

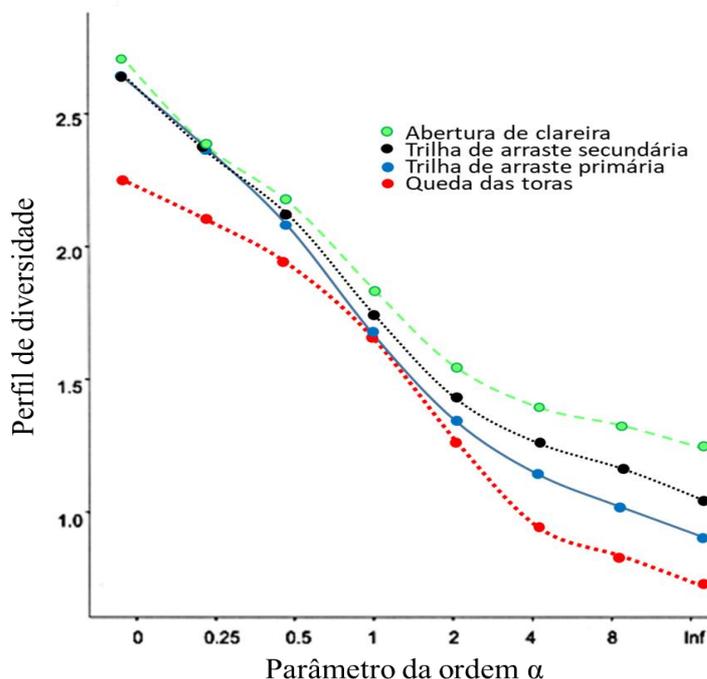


Figura 4. Exemplo de perfis de diversidade em diferentes categorias de distúrbios de exploração madeireira, em comunidades de lianas. Adaptado de Mesh et al. (2017).

Para diminuir as diferenças de fatores que podem influenciar a diversidade na comparação de comunidades são necessárias estabelecer iguais tamanhos e número de amostras, além da correta alocação na área a ser estudada (GOTELLI; COLWELL, 2001), uma vez que a riqueza de espécies é fortemente influenciada pelo esforço amostral (MAGURRAN, 2013). Contudo, mesmo com amostragem padronizada os resultados das comparações dependem dos pressupostos inerentes à medida de diversidade selecionada (WHITTAKER et al., 2001; LIU et al., 2007), o que torna a escolha da medida uma questão complicada (BUTTURI-GOMES et al., 2017).

Diferentes métodos são empregados para se comparar diversidades, ou a mesma medida de diversidade entre comunidades (p.ex. gradientes ambientais naturais ou antrópicos), ou na mesma comunidade em tempos distintos (MORENO et al., 2011). Em índices de diversidade a análise de variância (ANAVA) tem sido utilizada, seguido de diferentes testes a posteriori, como o teste Tukey HSD (LANE et al., 2011), teste de Dunnett (BUTTURI-GOMES et al., 2017), teste de Tukey-Kramer (LÓPEZ et al., 2009), ou LSD (mínima distância significativa) (MIRAZADI et al., 2017). A análise de Kruskal-

Wallis (K-W) também já foi utilizado por Iglesias-Rios, Mazzoni (2014) e Butturi-Gomes et al. (2017); esse último autor também utilizou os testes a posteriori de Dunn, Nemenyi e, Pallmann-Scherer.

Além dos testes mais tradicionais citados acima, outras estatísticas menos frequentes foram encontrados na literatura, como o uso do intervalo de confiança a 95% (SAMANIEGO-GAXIOLA; CHEW-MADINAVEITIA, 2007), teste de intervalo Wilcoxon emparelhado (CÓZATL-MANZANO; NARANJO-GARCÍA, 2007), teste T modificado por Hutcheson (MACIP-RÍOS; MUÑOZ-ALONSO, 2008) e, até mesmo o uso da GLM (modelo linear generalizado) (BHATTA et al., 2018) e GLMM (modelo linear generalizado de efeitos mistos) acompanhado pelo AIC (critério de informação Akaike) (MENDENHALL et al., 2014).

Em modelos de abundância, as inclinações das curvas (ranking), podem ser comparadas pelo teste de Kolmogorov-Smirnov para testar as diferenças significativas entre as comunidades (SOKAL; ROLF, 1995; MAGURRAN, 2013). Para estimadores de riqueza, a comparação por sobreposição de intervalos de confiança é o método mais comum; no caso de sobreposição, as comunidades são consideradas similares (GOTELLI; COLWELL, 2001); outros métodos são por barras de erros a 95% de probabilidade (ARELLANO et al., 2017), teste t e ANAVA (COLWELL, 2016). Para os perfis de diversidade, a comparação pode ser feita pela observação dos cruzamentos das linhas de diversidade geradas pelas comunidades, se houver cruzamento, a diversidade é considerada similar (PATIL; TAILLIE, 1982; TÓTH; KISS, 1999).

4. MATERIAL E MÉTODOS

4.1. Área de estudo

O estudo foi realizado na região do Vale do Rio Acará, que abrange os municípios de Acará, Bujaru, Tailândia e Tomé-açu, localizada no nordeste do estado do Pará, Brasil (Figura 5). Essa região é uma antiga área de colonização, com a origem dos municípios vinculada às expedições realizadas por portugueses no século XVIII (BRASIL, 2006), o que contribuiu para que seja considerada uma das regiões da Amazônia com maior alteração em sua vegetação original, com a perda da cobertura de floresta nativa entre 62% e 67% (DA SILVA et al., 2005; BARLOW et al., 2016).

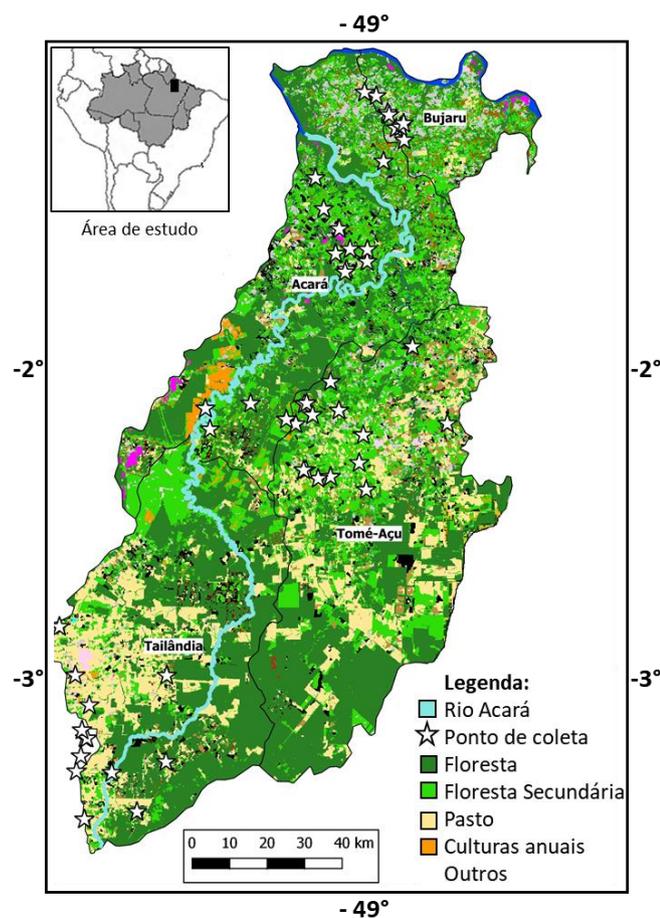


Figura 5. Região do Vale do Acará, no Estado do Pará, Brasil, abrangendo os municípios de Acará, Bujaru, Tailândia e Tome-Açu.

Atualmente a região é composta por uma paisagem em mosaico agrícola, com pastagens, plantios anuais, plantios permanentes, florestas secundárias e remanescentes de florestas ombrófilas densas (IBGE, 2012) que dominavam a região antes da colonização. Na região predomina o clima equatorial, caracterizado por temperaturas

constantemente acima de 18°C, e úmido, variando de áreas sem período de seca a outras áreas com até três meses sem chuvas (IBGE, 2002). O Latossolo Amarelo é predominante, mas há a presença de pequenas manchas de Gleissolo Háptico próximo a zonas suscetíveis a inundação de rios (IBGE, 2015). O relevo é do tipo de tabuleiros costeiros de topo plano e altitude baixa (IBGE, 2006).

4.2. Amostragem dos tipos de uso da terra

Na região do Vale do Rio Acará foram selecionadas 20 propriedades de pequenos produtores rurais familiares; em cada propriedade foram instaladas seis parcelas, uma para cada um dos seis principais tipos de usos da terra na região (pastagens, culturas anuais, plantio de dendê, sistemas agroflorestais, florestas secundárias e fragmentos de florestas maduras). Em algumas propriedades o agricultor não possuía todos esses tipos de uso da terra, então aquele ausente foi inventariado em uma propriedade adjacente (sete parcelas), e em caso da propriedade adjacente também não possuir o tipo de uso da terra, o mesmo não foi inventariado, o que resultou em apenas 15 parcelas de plantações de dende, enquanto os demais usos da terra totalizaram 20 parcelas (Tabela 6).

4.2.1. Tipos de usos da terra

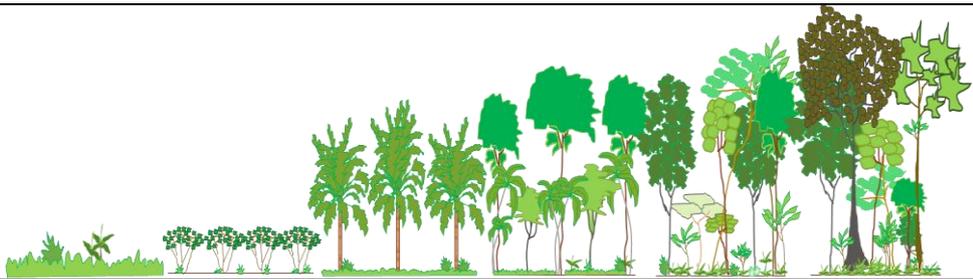
Cada um dos tipos de usos da terra representam uma área produtiva dentro da propriedade familiar. As florestas maduras (FLO) são áreas conservadas com estrutura vertical bem definida e sem indicação de perturbação humana, ou seja, não foi observado grandes clareiras nem áreas queimadas; embora essas áreas florestais sejam normalmente utilizadas dentro da agricultura familiar para colheira de produtos madeireiros e não madeireiros, elas foram consideradas áreas testemunhas. Entre 1991 e 2013 cerca de 47,7% dessas florestas foram convertidas para outros tipos de usos da terra, sendo que trinta por cento da floresta foi convertida em plantação de dendezeiros (DEN) como constatado por Almeida et al. (2020) que trabalharam na mesma região deste estudo.

Os plantios de dendê (DEN) são monoculturas de *Elaeis guineenses* Jacq. destinadas à produção de óleo de palma. Essas áreas cresceram 11% entre 1991 e 2013, sendo as principais responsáveis à crescente fragmentação, isolamento e redução na área de remanescentes florestais (ALMEIDA et al., 2020). As florestas secundárias, denominadas popularmente de capoeiras (CAP), são áreas de florestas sucessionais que surgiram após o abandono de áreas agrícolas. Não foi possível precisar a idade das florestas secundárias; no entanto, podemos inferir pelas características da cobertura vegetal que a maioria das parcelas inventariadas estavam no estágio avançado do processo

sucessional (Apêndice 1) conforme variáveis propostas por Salomão et al. (2012). Os sistemas agroflorestais (SAF) inventariados são áreas silviculturais com diferentes arranjos espaciais de Cacau (*Theobroma cacao* L.), Cupuaçu (*Theobroma grandiflorum* Willd. ex Spreng. K. Schum.), Açaí (*Euterpe oleraceae* Mart.) e outras espécies florestais não dominantes, tais como mogno (*Swietenia macrophylla* King) e andiroba (*Carapa guianensis* Aubl.). As áreas cultivos anuais, denominadas de roças (ROC) incluem cultivos de feijão (*Vigna* sp.), arroz (*Oryza* sp.), milho (*Zea mays* L.) e especialmente mandioca (*Manihot esculenta* Crantz). Essas áreas são importantes pois elas asseguram a alimentação para as famílias. As pastagens (PAS) são utilizadas para criação bovina e incluem áreas de *Urochloa brizantha* (Hochst. ex A. Rich.) R.D. Webster ou *Urochloa humidicola* (Rendle) Morrone & Zuloaga.

Tabela 6. Número de amostras dos principais tipos de uso da terra encontrados nas propriedades rurais familiares na região do Vale do Rio Acará, Pará, Brasil.

Tipos de uso da terra						
Sigla	PAS	ROC	DEN	SAF	CAP	FLO
Nº amostras	20	20	15	20	20	20
Total	115					



4.2.2. Levantamento da vegetação

Em cada parcela a vegetação foi inventariada em três estratos: uma parcela de 10 × 50 m (500 m²) foi estabelecida para inventariar o estrato superior (indivíduos com DAP ≥ 10 cm), uma sub-parcela de 5 × 50 m foi estabelecida para inventariar o estrato médio (indivíduos com DAP < 10 cm e altura ≥ 2,0m) e finalmente, 10 subparcelas de 1×1m foram regularmente distribuídas no centro da parcela para inventariar o estrato inferior (indivíduos com 2,0 m > altura ≥ 10 cm) (Figura 6).

A pré-identificação das espécies foi realizada por um parataxônomo e confirmada por comparação no Herbário João Murça Pires do Museu Paraense Emilio Goeldi. As plantas foram classificadas de acordo com o sistema Angiosperm Phylogeny Group III (APG III, 2009). As espécies foram classificadas quanto a forma de vida em liana, erva,

palmeira, arbusto ou árvore; e, em grupo ecológico como pioneiras ou tolerantes à sombra conforme Swaine e Whitmore (1988).

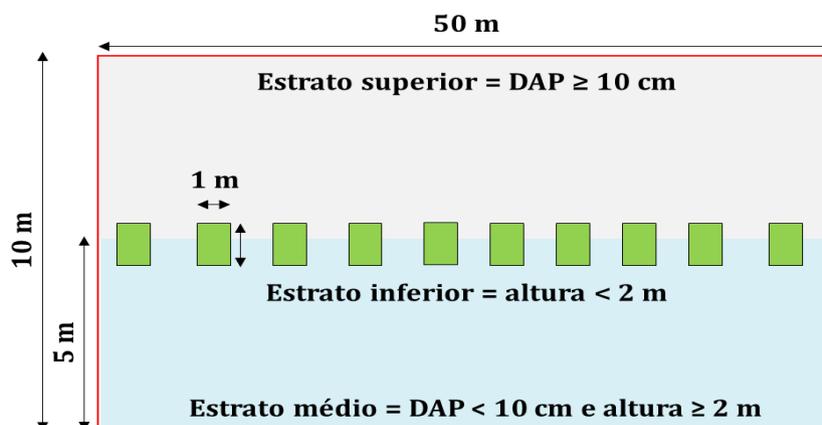


Figura 6. Esquema de parcela para o inventário da vegetação nos estratos superior, médio e inferior.

4.3. Análises estatísticas

Para a caracterização dos tipos de uso da terra foram utilizados os números de indivíduos e espécies por forma de vida e grupo ecológico, além das espécies pouco abundantes: *singletons* (com apenas um indivíduo) e *doubletons* (com apenas dois indivíduos), e espécies pouco frequentes: *uniques* (detectadas em apenas uma amostra), e *duplicates* (detectadas em apenas duas amostras). A caracterização dessas espécies é importante porque estão relacionadas a abundância e frequência das espécies, que influênciam no cálculo das medidas de diversidade.

Foram calculadas 36 medidas de diversidade, considerando quatro categorias: (1) seis medidas de riqueza (Alfa de Fisher, Densidade de espécies; Gleason; Margalef, Menhinick, e Riqueza numérica); (2) onze medidas de heterogeneidade (McIntosh, Brillouin, Simpson, Simpson recíproca, GiniSimpson, Berger-Parker, Berger Parker complemento, Berger Parker recíproca, Shannon, Shannon exponencial e Shannon máximo); e (3) onze medidas de uniformidade (McIntosh Unif., Smith Wilson, Simpson Unif., Ln Simpson, Gini Simpson Unif., Hill, Hill mod. Alatalo, Quociente de Mistura Jentsch, Buzas & Gibson, Unif. Pielou e Heip); e (4) oito estimadores de riqueza (Mao Tao, Chao 1, Chao 2, Jacknife 1, Jacknife 2, ACE, ICE e Bootstrap) (Figura 7). As 36 medidas foram classificadas conforme Peet (1974) e Moreno (2001).

Os três estratos foram analisados de forma independente e as 36 medidas de diversidade foram divididas em dois grupos que se distinguiram pela diferente forma de

análise: (1) as 28 primeiras medidas apresentadas acima, que foram chamadas de índices e (2) os oito estimadores de riqueza.

4.3.1. Índices de diversidade

Os 28 índices foram inicialmente analisados através da análise de variância (ANAVA). Os modelos gerados foram avaliados através dos pressupostos de homogeneidade, normalidade dos erros e heterocedasticidade pelos testes de Levene, Shapiro-Wilk e Durbin-Watson, respectivamente. Se necessário os dados foram transformados pelo método de box-cox de máxima verossimilhança (BOX; COX, 1964). Em caso de atendimento dos pressupostos da ANAVA, a mesma foi acompanhada pelo teste a posteriori de Fisher (LSD) para comparação múltipla, recomendado para situações com diferenças amostrais entre os grupos. Se os pressupostos da ANAVA não foram atendidos, então foi aplicado o teste de Kruskal-Wallis (K-W), seguido pelo teste a posteriori de Dunn (Figura 8).

A partir dos resultados da ANAVA ou K-W e dos testes a posteriori foi considerado quatro parâmetros para avaliar as medidas de diversidade: (1) Significância da ANAVA ou Kruskal-Wallis, os índices que não apresentaram diferenças significativas entre os usos da terra foram excluídos; (2) Número de grupos (NG) formados, que pode ser no máximo seis grupos (um grupo representando cada um dos seis tipos de uso da terra) para o estrato inferior e, três grupos nos estratos médio e superior, uma vez que esses estratos só estiveram presentes nos fragmentos florestais, capoeira e sistema agroflorestal. Quanto maior é o número de grupos formados, melhor a avaliação do índice de diversidade; (3) Número de sobreposição entre os grupos formados (NSG), podendo ocorrer grupos sem sobreposições, sobreposição simples entre dois grupos e sobreposição composta entre três ou mais grupos. Quanto menor o número de sobreposições melhor a avaliação do índice de diversidade; e, (4) Número de diferenças significativas (NDS), derivado das comparações entre os pares de tipos de uso da terra oriundas dos testes a posteriori. Assim como no parâmetro número de grupos, ocorreu uma variação no número de diferenças significativas entre os estratos da vegetação, sendo no máximo 15 para o estrato inferior, e três para os estratos médio e superior.

Os índices de diversidade foram calculados e analisados no programa Paleontological Statistics Software Package for Education and Data Analysis - PAST 3.25 (HAMMER et al., 2001) e na interface R 3.6.1 (R DEVELOPMENT CORE TEAM, 2019), utilizando os pacotes *adiv* (PAVOINE, 2018), *agricolae* (MENDIBURU, 2019),

car (FOX; WEISBERG, 2011), MASS (VENABLES; RIPLEY, 2002), vegan (OKSANEN et al., 2019) e PMCR (POHLERT, 2014).

4.3.2. Estimadores de Riqueza

Os oito estimadores de riqueza foram calculados com 100 simulações através do método de reamostragem. Como houve 15 amostras para o plantio de dende e 20 amostras para os demais tipos de usos, foi realizado a extrapolação da estimativa da riqueza por Mao Tao, de forma a homogeneizar o número de amostras e facilitar a comparação (COLWELL et al., 2012). Para analisar as estimativas de riqueza encontrada entre os tipos de usos da terra foi considerado a sobreposição dos intervalos de confiança a 95%; no caso de sobreposição dos intervalos, a riqueza estimada foi considerada similar, caso contrário foi considerada diferente (GOTELLI; COLWELL, 2001; DO VALE et al., 2017). Para avaliação dos estimadores de riqueza foi considerado dois parâmetros a partir dos intervalos de confiança: o número de grupos (NG) e o número de sobreposição entre os grupos (NSG). As estimativas de riqueza foram calculadas no programa EstimateS 9.1.0 (COLWELL, 2016). Todas as análises foram verificadas ao nível de 5% de probabilidade.

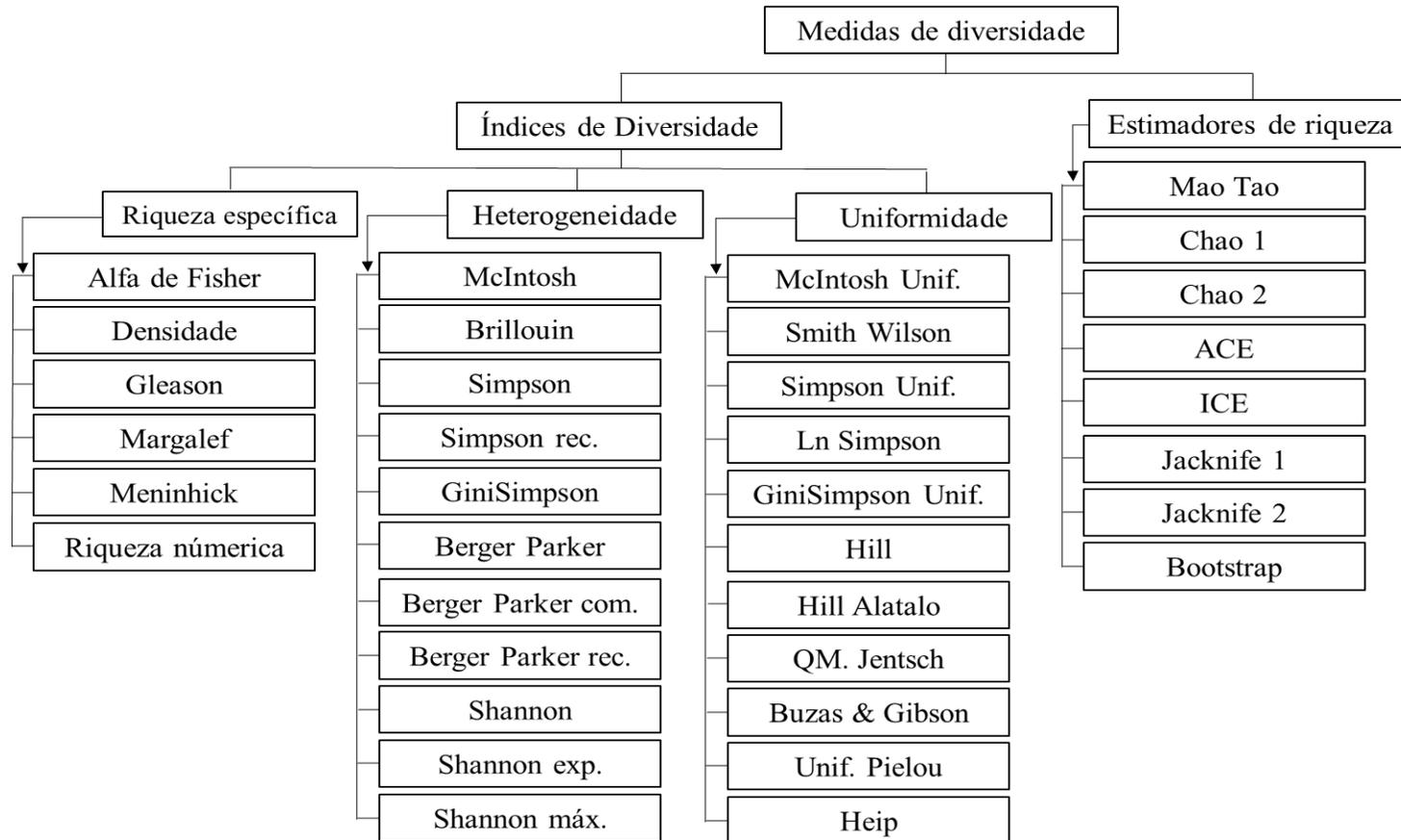


Figura 7. Medidas de diversidade separadas por grupos (riqueza, heterogeneidade, uniformidade e estimadores) utilizadas neste estudo.

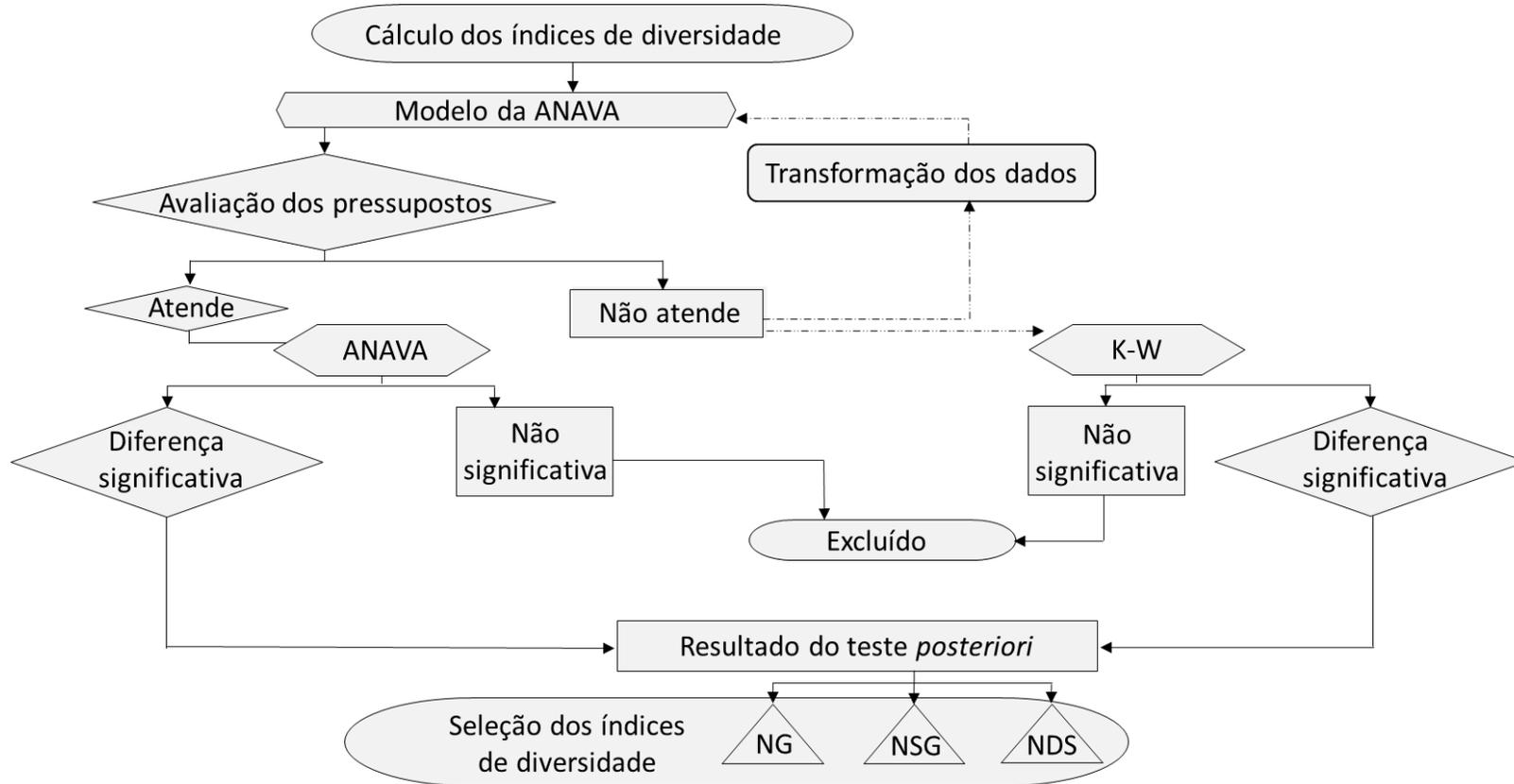


Figura 8. Fluxograma das análises realizadas e parâmetros considerados para se avaliar os índices de diversidade capazes de diferenciar os tipos de uso da terra na Amazônia Oriental, Brasil.

5. RESULTADOS

5.1. Diversidade florística nos tipos de usos da terra

Foram inventariados um total de 25.297 indivíduos pertencentes a 588 espécies; destas, 436, 330 e 241 espécies ocorreram nos estratos inferior, médio e superior, respectivamente. Houve uma diminuição do número de indivíduos entre o estrato inferior e superior nas florestas e capoeiras, porém o número de espécies foi maior no estrato médio. Já no SAF o número de indivíduos do estrato médio é menor que do superior e o número de espécies diminuiu entre o inferior e o superior. No estrato inferior, existente em todos os tipos de uso, o maior número de indivíduos foi encontrado nos tipos de uso agrícolas, onde as herbáceas pioneiras predominaram. Em geral, o número de espécies aumentou como um gradiente entre pasto, plantio de dendê, roça, SAF, capoeira e floresta (Tabela 7). Mais de 70% das espécies e indivíduos encontrados na floresta e capoeira, em todos os estratos, são tolerantes à sombra, e mais de 45% são árvores ou arbustos. As palmeiras representaram menos de 6% das espécies em todos os tipos de usos e foram todas tolerantes à sombra. O maior percentual de espécies de lianas foi encontrado nas roças (15,38%) e de indivíduos nas capoeiras (13,38%) no estrato inferior; as espécies cultivadas foram inferiores a 12% em todos os tipos de usos e estratos. (Tabela 7).

O percentual de espécies pouco abundantes (singletons e doubletons) no estrato inferior foi maior nas florestas e capoeiras (51,98 e 42,63%, respectivamente) e menor no plantio de dendê, roça, pasto e SAF (27,0; 30,07; 32,05 e 36,88%, respectivamente). Essa sequência não foi observada em relação às espécies únicas e duplicatas, pois todos os tipos de uso da terra apresentaram altas porcentagens de espécies que ocorrem em apenas uma ou duas parcelas inventariadas (entre 62 e 70% das espécies) (Tabela 7). No estrato médio, o SAF possui a maior proporção de espécies pouco abundantes (singletons + doubletons = 63,16%) e de espécies pouco frequentes (únicas + duplicatas = 89,47%); os percentuais nas capoeiras e florestas também foram altos e similares. No estrato superior, foi verificado percentuais igualmente altos de espécies pouco abundantes e pouco frequentes (Tabela 7).

Tabela 7. Número de indivíduos e espécies por estrato vertical da vegetação e tipo de uso da terra (FLO= floresta, CAP = Capoeira, SAF = Sistema Agroflorestal, ROC = Roça, DEN = Plantio de dendê e PAS = Pasto), classificadas por forma de vida, grupo ecológico (GE): TS = espécies tolerantes a sombra, P = espécies pioneiras, espécies exóticas foram consideradas como cultivadas; e raridade: espécies pouco abundantes (singletons, doubletons) e pouco frequentes (uniques e duplicates).

Forma de vida	GE	Estrato Inferior						Estrato médio			Estrato Superior		
		FLO	CAP	SAF	ROC	DEN	PAS	FLO	CAP	SAF	FLO	CAP	SAF
Número de indivíduos													
Herbácea	TS	182	280	53	25	17	-	-	-	-	-	-	-
	P	5	179	1441	2881	1929	2435	-	-	-	-	-	-
Liana	TS	34	63	23	15	2	1	-	-	-	-	-	-
	P	70	183	285	201	77	101	4	11	1	1	-	-
Palmeira	TS	58	85	31	8	-	2	27	41	201	5	7	198
	P	31	61	395	729	681	713	7	58	8	1	12	6
Árvore	TS	953	733	147	194	27	15	1061	901	141	556	488	291
	P	74	97	136	284	45	55	73	298	33	106	127	19
Total cultivadas		-	-	42	416	269	3060	-	-	28	-	-	54
Total de tolerantes		1423	1318	342	361	53	24	1149	1011	348	561	496	489
Total de pioneiras		180	520	2257	4095	2732	3304	84	367	42	108	139	25
Total de indivíduos		1603	1838	2641	4872	3054	6388	1233	1378	418	669	635	568
Número de espécies													
Herbácea	TS	9	8	9	6	2	-	-	-	-	-	-	-
	P	4	7	29	39	36	30	-	-	-	-	-	-
Liana	TS	8	7	8	6	2	1	-	-	-	-	-	-
	P	9	8	9	16	7	5	1	1	1	1	-	-
Palmeira	TS	4	5	3	3	-	1	4	3	3	2	3	3
	P	22	22	14	12	3	3	16	21	4	-	1	-

Forma de vida	GE	Estrato Inferior						Estrato Médio			Estrato Superior		
		FLO	CAP	SAF	ROC	DEN	PAS	FLO	CAP	SAF	FLO	CAP	SAF
Árvore	P	5	8	29	22	30	22	5	10	4	1	4	2
	TS	129	110	38	26	8	7	171	169	33	150	91	35
	P	12	15	15	10	6	7	23	31	9	18	15	7
Total cultivadas		-	-	6	3	6	2	-	-	3	-	-	6
Total de tolerantes		172	152	72	53	15	12	191	193	40	152	95	38
Total de pioneiras		30	38	82	87	79	64	29	42	14	20	19	9
Singletons		73	45	35	23	17	21	77	81	23	68	40	20
Doubletons		32	36	24	20	10	4	35	31	13	41	18	5
Uniques		100	84	79	66	47	43	94	122	43	87	54	33
Duplicates		38	43	31	24	15	11	41	33	8	36	22	7
Total de espécies		202	190	160	143	100	78	220	235	57	172	114	53

5.2. Índices de diversidade

Muitos índices não atenderam aos pressupostos da ANAVA, mesmo após a transformação dos dados. No estrato inferior, médio e superior, 28,57%, 89,29% e 75% dos índices foram comparadas pelo teste de Kruskal-Wallis, respectivamente (Tabela 8). Dos 28 índices avaliados apenas cinco índices (Uniformidade Pielou, Hill mod. Alatalo, Heip, Smith Wilson e Buzas & Gibson), no estrato médio, foram excluídos das análises subsequentes por não apresentaram diferenças significantes entre os tipos de uso da terra (Tabela 9, 10 e 11).

Tabela 8. Número de índices avaliados por Análise de Variância/Fisher e Kruskal-Wallis/Dunn, por estrato vertical da vegetação, em valores absolutos e em porcentagem (%).

Número de Índices	Estrato vertical da vegetação		
	Inferior	Médio	Superior
Transformados por box-cox	19 (67,86%)	28 (100%)	26 (92,86%)
Avaliados por ANAVA e Fisher	20 (71,43%)	03 (10,71%)	07 (25%)
Avaliados por K-W e Dunn	08 (28,57%)	25 (89,29%)	21 (75%)
Excluídos pela ANAVA	0 (0%)	05 (17,86%)	0 (0%)
Excluídos pelo K-W	0 (0%)	0 (0%)	0 (0%)

No estrato inferior o Quociente de Mistura de Jentsch e o Índice de Smith Wilson apresentaram menor número de sobreposições (NSG=0) e maior número de diferenças significativas (NDS=13), com a formação de quatro grupos: 1) floresta+capoeira; 2) SAF; 3) roça+dendê; e, 4) pasto (Figura 9a; Tabela 9). No estrato médio, Alfa de Fisher foi o único índice que mostrou a formação dos três grupos possíveis (Figura 9b; Tabela 10); já no estrato superior 20 índices apresentaram a formação dos três grupos possíveis: 1) SAF; 2) capoeira; e, 3) floresta (Figura 9c; Tabela 11).

Tabela 9. Parâmetros de seleção, para diferenciação dos tipos de usos da terra no estrato inferior, NG (número de grupos formados), NDS (número de diferenças significativas) e, NSG (número de sobreposição entre grupos) dos índices de diversidade por ordem alfabética.

Índices de diversidade Estrato Inferior	Avaliação dos pressupostos						ANOVA ou K-W		Lamda (λ)	Parâmetros do teste a posteriori		
	Shapiro –Wilk		Levene		Durbin-Watson		F ou K	P		NG	NSG	NDS
	W	p	F	p	D	p						
Alfa de Fisher*	0,985	0,255	0,875	0,500	2,466	0,050	51,53	<0,001	0,343	3	0	11
Berger Parker*	0,992	0,771	0,664	0,652	1,945	0,478	18,07	<0,001	-0,141	4	2	10
Berger Parker complemento*	0,986	0,279	1,276	0,279	2,023	0,794	19,18	<0,001	2	4	2	10
Berger Parker recíproca*	0,986	0,279	1,276	0,279	2,023	0,794	19,18	<0,001	0,141	4	2	10
Brillouin*	0,996	0,992	1,919	0,097	2,818	0,320	25,26	<0,001	1,919	4	2	10
Buzas & Gibson*	0,991	0,674	1,396	0,231	1,662	0,022	9,891	<0,001	-	4	3	09
Quociente Mistura Jentsh*	0,992	0,782	1,969	0,088	1,841	0,186	48,69	<0,001	-0,424	4	0	13
Densidade de espécies	0,996	0,984	3,704	0,004	2,305	0,208	43,84	<0,001	0,787	4	2	10
Uniformidade Pielou*	0,974	0,037	1,812	0,116	1,768	0,088	21,67	<0,001	2	4	2	07
GiniSimpson	0,931	<0,001	4,165	0,001	2,165	0,674	61,74	<0,001	2	4	1	12
GiniSimpson Unif.	0,917	<0,001	5,219	<0,001	1,969	0,538	57,41	<0,001	2	5	3	11
Gleason*	0,988	0,443	1,666	0,149	2,377	0,124	36,15	<0,001	-	3	0	11
Heip*	0,995	0,976	1,218	0,306	1,667	0,030	14,90	<0,001	-	5	3	11
Hill*	0,983	0,170	2,477	0,039	1,784	0,104	5,507	<0,001	-	4	4''	07
Hill Alatato*	0,988	0,450	1,944	0,093	1,669	0,02	6,839	<0,001	-	4	3	09
Ln Simpson*	0,985	0,236	1,126	0,351	2,083	0,938	30,05	<0,001	-	3	0	11
Margalef*	0,989	0,482	1,762	0,126	2,377	0,130	34,97	<0,001	-	3	0	11
McIntosh D	0,970	0,012	0,615	0,638	2,040	0,818	67,78	<0,001	2	3	0	11
McIntosh U	0,970	0,011	2,148	0,065	1,812	0,230	52,97	<0,001	2	5	3	11
Menhinick*	0,990	0,569	1,896	0,101	2,307	0,272	65,83	<0,001	-	4	1	13
Riqueza	0,996	0,984	3,704	0,004	2,305	0,244	43,84	<0,001	0,787	4	2	10

Shannon*	0,991	0,664	0,946	0,454	2,320	0,206	33,63	<0,001	1,798	4	0	12
Shannon exponencial*	0,982	0,129	1,936	0,0904	2,229	0,436	28,75	<0,001	-	4	0	12
Shannon máximo	0,995	0,965	4,272	0,001	2,385	0,100	43,84	<0,001	2	4	2	10
Simpson*	0,991	0,723	1,469	0,206	2,041	0,804	29,30	<0,001	-0,222	3	0	11
Simpson Uniformidade	0,994	0,917	0,850	0,517	1,666	0,02	25,69	<0,001	0,666	4	4	08
Simpson recíproca*	0,992	0,743	0,858	0,512	2,064	0,946	27,96	<0,001	0,303	3	0	11
Smith Wilson	0,987	0,336	1,177	0,325	2,051	0,824	33,78	<0,001	-	4	0	13

Legenda: * = medidas avaliadas por ANAVA, ” = sobreposição composta.

Tabela 10. Parâmetros de seleção para diferenciação dos tipos de uso da terra no estrato médio, NG (número de grupos formados), NDS (número de diferenças significativas) e, NSG (número de sobreposição entre grupos) dos índices de diversidade por ordem alfabética.

Índice de diversidade Estrato Médio	Avaliação dos pressupostos						ANAVA ou K-W		Lamda (λ)	Parâmetros do teste a posteriori		
	Shapiro –Wilk		Levene		Durbin-Watson		F ou K	P		NG	NSG	NDS
	W	p	F	p	D	p						
Alfa de Fisher*	0,969	0,135	1,845	0,167	2,466	0,096	111,5	<0,001	0,343	3	0	3
Berger Parker	0,986	0,744	0,277	0,759	2,797	0,004	37,65	<0,001	0,060	2	0	2
Berger Parker complemento	0,987	0,799	3,232	0,046	2,589	0,040	77,71	<0,001	2	2	0	2
Berger Parker recíproca	0,986	0,744	0,277	0,759	2,797	0,004	37,65	<0,001	-0,060	2	0	2
Brillouin	0,981	0,489	2,886	0,064	2,705	0,008	39,25	<0,001	1,353	2	0	2
Buzas & Gibson	0,959	0,045	6,908	0,002	2,207	0,572	5,4144	0,066	2	-	-	-
Quociente Mistura Jentsh	0,923	<0,001	10,03	<0,001	1,933	0,562	14,64	<0,001	-0,666	2	1	1
Densidade de espécies	0,967	0,081	3,923	0,025	2,536	0,062	39,44	<0,001	0,464	2	0	2
Uniformidade Pielou	0,880	<0,001	10,88	<0,001	2,260	0,454	3,853	0,146	2	-	-	-
GiniSimpson	0,923	<0,001	15,05	<0,001	2,458	0,126	39,49	<0,001	2	2	1	2
GiniSimpson Unif.	0,821	<0,001	13,54	<0,001	2,310	0,296	14,63	<0,001	2	2	1	2
Gleason*	0,985	0,685	5,584	0,006	2,473	0,142	137,0	<0,001	0,626	2	0	2

Heip	0,964	0,078	8,914	<0,001	2,272	0,422	2,271	0,321	2	-	-	-
Hill*	0,965	0,083	1,201	0,384	2,453	0,128	15,22	<0,001	2	2	0	2
Hill Alata	0,966	0,095	5,189	0,008	2,287	0,400	4,371	0,094	1,919	-	-	-
Ln Simpson	0,982	0,785	0,603	0,536	2,732	0,010	39,47	<0,001	1,111	2	0	2
Margalef	0,978	0,383	5,651	0,006	2,504	0,084	39,67	<0,001	0,626	2	0	2
McIntosh D	0,925	0,001	8,594	<0,001	1,882	0,448	27,98	<0,001	2	2	0	2
Mcintosh U	0,906	<0,001	12,24	<0,001	2,297	0,346	7,379	0,025	2	2	1	1
Menhinick	0,972	0,180	4,360	0,017	2,528	0,060	40,87	<0,001	0,828	2	0	2
Riqueza	0,972	0,191	3,689	0,031	2,549	0,058	39,45	<0,001	0,464	2	0	2
Shannon	0,970	0,131	2,878	0,064	2,694	0,010	39,64	<0,001	1,434	2	0	2
Shannon exponencial	0,971	0,156	2,557	0,086	2,714	0,004	39,64	<0,001	0,303	2	0	2
Shannon máximo	0,965	0,081	3,923	0,025	2,536	0,052	164,7	<0,001	1,838	2	0	2
Simpson	0,987	0,747	0,448	0,641	2,761	0,010	39,47	<0,001	-0,141	2	0	2
Simpson Uniformidade	0,965	0,079	4,479	0,016	2,261	0,428	8,762	0,012	0,989	2	1	1
Simpson recíproca	0,987	0,748	0,448	0,641	2,761	0,000	39,4	<0,001	0,141	2	0	2
Smith Wilson	0,966	0,094	19,78	<0,001	2,160	0,732	4,045	0,132	2	-	-	-

Legenda: * = medidas avaliadas por ANAVA.

Tabela 11. Parâmetros de seleção dos índices de diversidade por ordem alfabética, para diferenciação dos tipos de uso da terra no estrato superior, NG (número de grupos formados), NDS (número de diferenças significativas) e, NSG (número de sobreposição entre grupos).

Índice de diversidade Estrato Superior	Avaliação dos pressupostos						ANAVA ou K-W		Lamda (λ)	Parâmetros do teste a posteriori		
	Shapiro –Wilk		Levene		Durbin-Watson		F ou K	P		NG	NSG	NDS
	W	p	F	p	D	p						
Alfa de Fisher	0,975	0,262	2,551	0,088	2,613	0,026	41,65	<0,001	0,141	3	0	3
Berger Parker*	0,971	0,179	0,635	0,534	2,341	0,284	34,09	<0,001	-0,101	2	0	2

Berger Parker complemento	0,945	0,009	1,609	0,209	2,254	0,522	34,09	<0,001	2	2	0	2
Berger Parker recíproca*	0,971	0,179	0,635	0,534	2,341	0,298	34,09	<0,001	0,101	2	0	2
Brillouin	0,981	0,478	3,437	0,039	2,566	0,044	38,29	<0,001	1,717	3	0	3
Buzas & Gibson*	0,985	0,657	2,867	0,065	2,002	0,836	8,002	<0,001	2	2	0	2
Quociente Mistura Jentsh	0,947	0,012	2,331	0,106	2,462	0,108	39,78	<0,001	-0,828	3	0	3
Densidade de espécies	0,977	0,334	3,988	0,024	2,734	0,008	41,04	<0,001	0,666	3	0	3
Uniformidade Pielou	0,910	<0,001	9,001	<0,001	1,639	0,106	25,92	<0,001	2	3	0	3
GiniSimpson	0,913	<0,001	8,505	<0,001	1,971	0,702	37,61	<0,001	2	3	0	3
GiniSimpson Unif.	0,847	<0,001	8,561	<0,001	1,535	0,026	29,93	<0,001	2	3	0	3
Gleason	0,981	0,484	5,576	0,006	2,747	0,006	41,50	<0,001	0,747	3	0	3
Heip*	0,972	0,199	2,640	0,080	1,920	0,550	13,17	<0,001	2	2	0	2
Hill	0,977	0,313	1,511	0,229	2,701	0,008	17,23	<0,001	0,343	2	1	1
Hill Alata	0,823	<0,001	6,549	0,003	2,539	0,068	13,09	0,001	0,343	2	1	1
Ln Simpson*	0,963	0,066	2,639	0,080	2,389	0,208	61,84	<0,001	-	3	0	3
Margalef	0,988	0,359	5,515	0,006	2,729	0,012	41,50	<0,001	0,747	3	0	3
McIntosh D*	0,969	0,136	2,508	0,091	2,385	0,188	61,60	<0,001	2	3	0	3
McIntosh U	0,895	<0,001	5,336	0,008	1,734	0,182	26,18	<0,001	2	3	0	3
Menhinick	0,978	0,359	5,261	0,008	2,715	0,010	42,07	<0,001	0,787	3	0	3
Riqueza	0,978	0,334	3,979	0,024	2,733	0,012	40,57	<0,001	0,666	3	0	3
Shannon	0,976	0,293	4,192	0,020	2,662	0,012	39,04	<0,001	1,636	3	0	3
Shannon exponencial	0,980	0,463	3,723	0,030	2,733	0,012	39,40	<0,001	0,505	3	0	3
Shannon máximo	0,971	0,177	5,300	0,008	2,615	0,016	41,04	<0,001	2	3	0	3
Simpson	0,972	0,185	1,988	0,146	2,639	0,022	37,60	<0,001	-0,343	3	0	3
Simpson Uniformidade*	0,991	0,960	0,983	0,381	2,002	0,784	3,458	<0,001	-	2	1	1
Simpson recíproca	0,972	0,185	1,988	0,146	2,639	0,018	37,60	<0,001	0,343	3	0	3
Smith Wilson	0,968	0,120	7,653	0,001	1,990	0,780	22,48	<0,001	2	3	0	3

Legenda: * = medidas avaliadas por ANAVA.

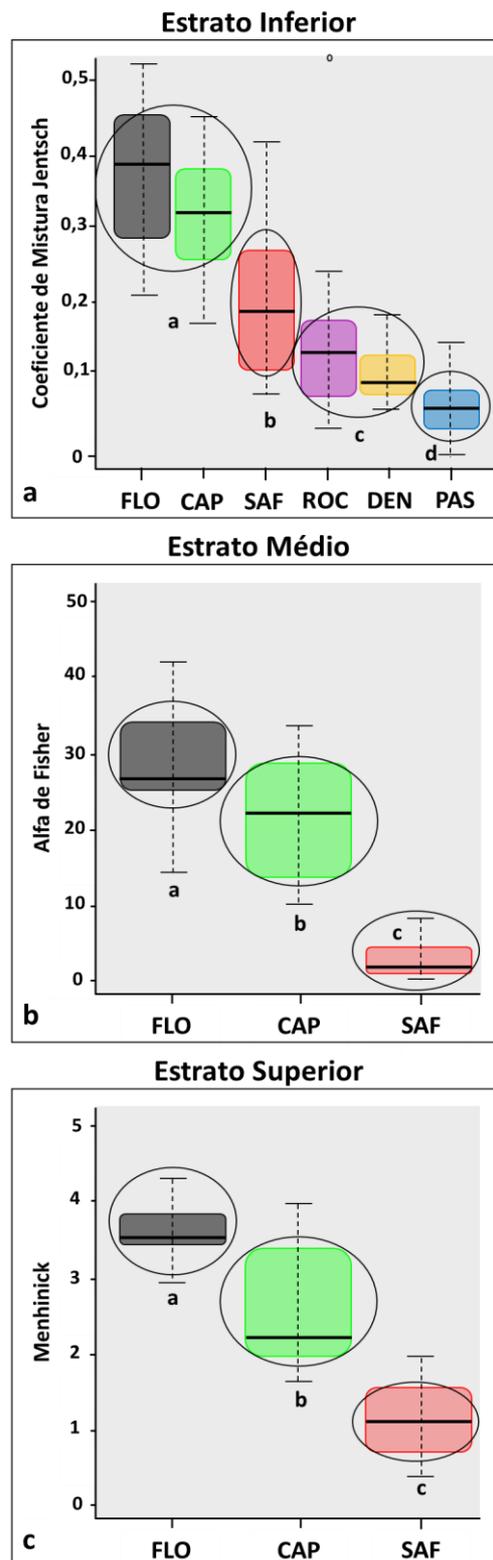


Figura 9. Box-plots com exemplos da diferenciação (formação de grupos e sobreposição) dos tipos de uso da terra: floresta (FLO), capoeira (CAP) sistema agroflorestal (SAF), roça (ROC), plantio de dendê (DEN) e, pasto (PAS); realizada pelos índices selecionados por estrato vertical da vegetação, na região do Vale do Rio Acará, Pará, Brasil, a - estrato inferior com Quociente de Mistura Jentsch; b - estrato médio com Alfa de Fisher e, c - estrato superior com Menhinick.

5.3. Estimadores de Riqueza

Foi observado diferenças significativas entre a riqueza estimada nos tipos de usos pela não sobreposição dos intervalos de confiança em todos os estratos da vegetação. No estrato inferior os estimadores de ACE e Bootstrap formaram cinco grupos cada e sem sobreposições entre grupos, mas, com distintas diferenciações dos tipos de uso entre esses estimadores; ACE diferenciou floresta e capoeira, agrupando plantio de dendê e pastagem, e para Bootstrap foi observado o inverso com floresta e capoeira agrupados, e plantio de dendê e pastagens diferentes. Sistemas agroflorestais e roças foram ordenados em grupos intermediários diferenciados dos demais e entre si em ambas as medidas (Figura 10). No estrato médio apenas o estimador de Jackknife 2 diferenciou totalmente os tipos de uso (Figura 11). Já no estrato superior, os estimadores Mao Tao, Bootstrap ACE, ICE, Jackknife 1 e Jackknife 2 (Figura 12), não apresentaram sobreposições entre os usos, com a diferenciação total da floresta, capoeira e SAF.

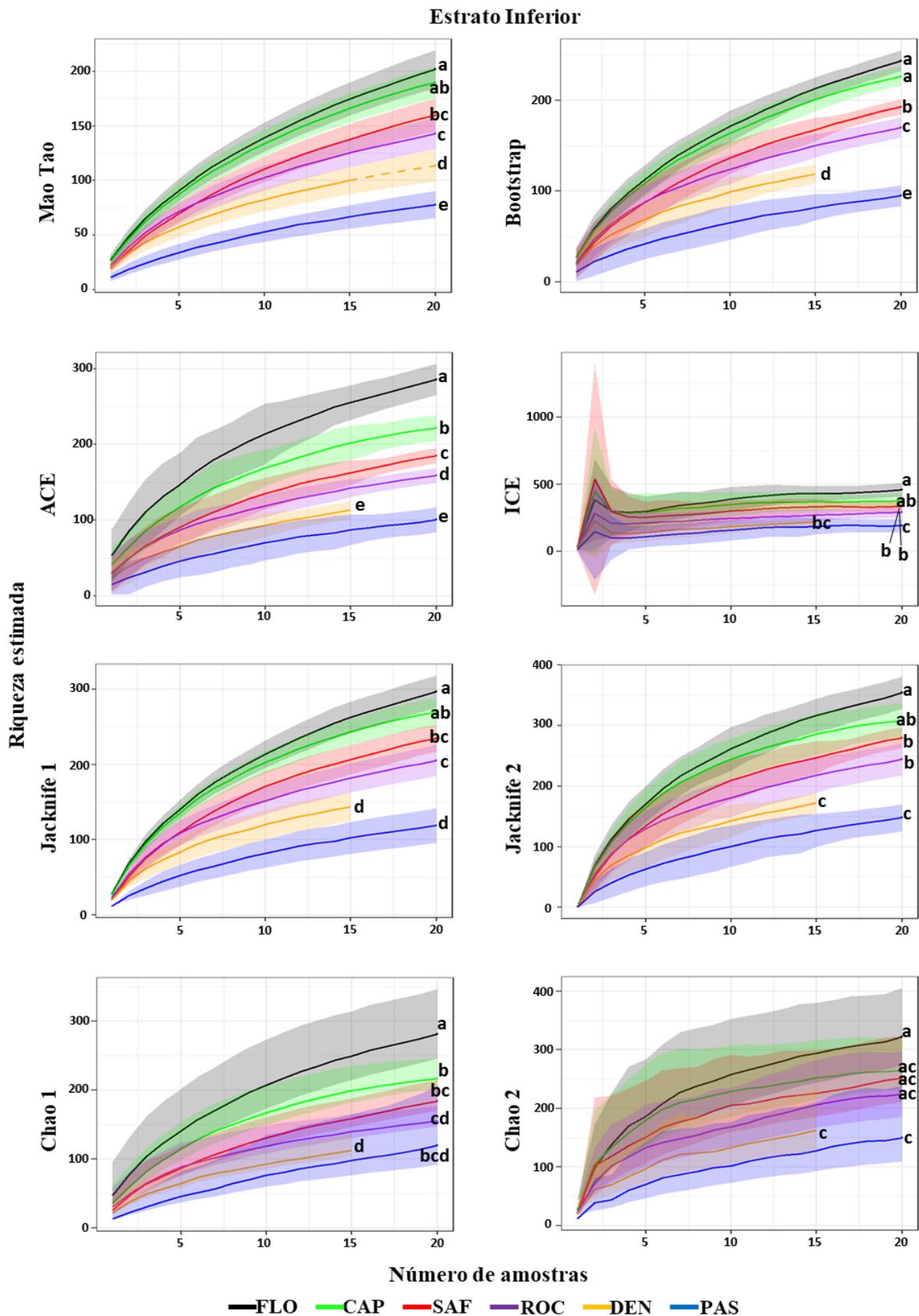


Figura 10. Riqueza estimada por diferentes métodos por tipos de uso da terra, para o estrato inferior da vegetação, na região do Vale do Rio Acará, Pará, Brasil. Linhas contínuas indicam interpolação e linhas tracejadas indicam extrapolação. Letras diferentes indicam diferença significativa entre tipos de uso da terra com intervalos de confiança a 95% (áreas sombreadas).

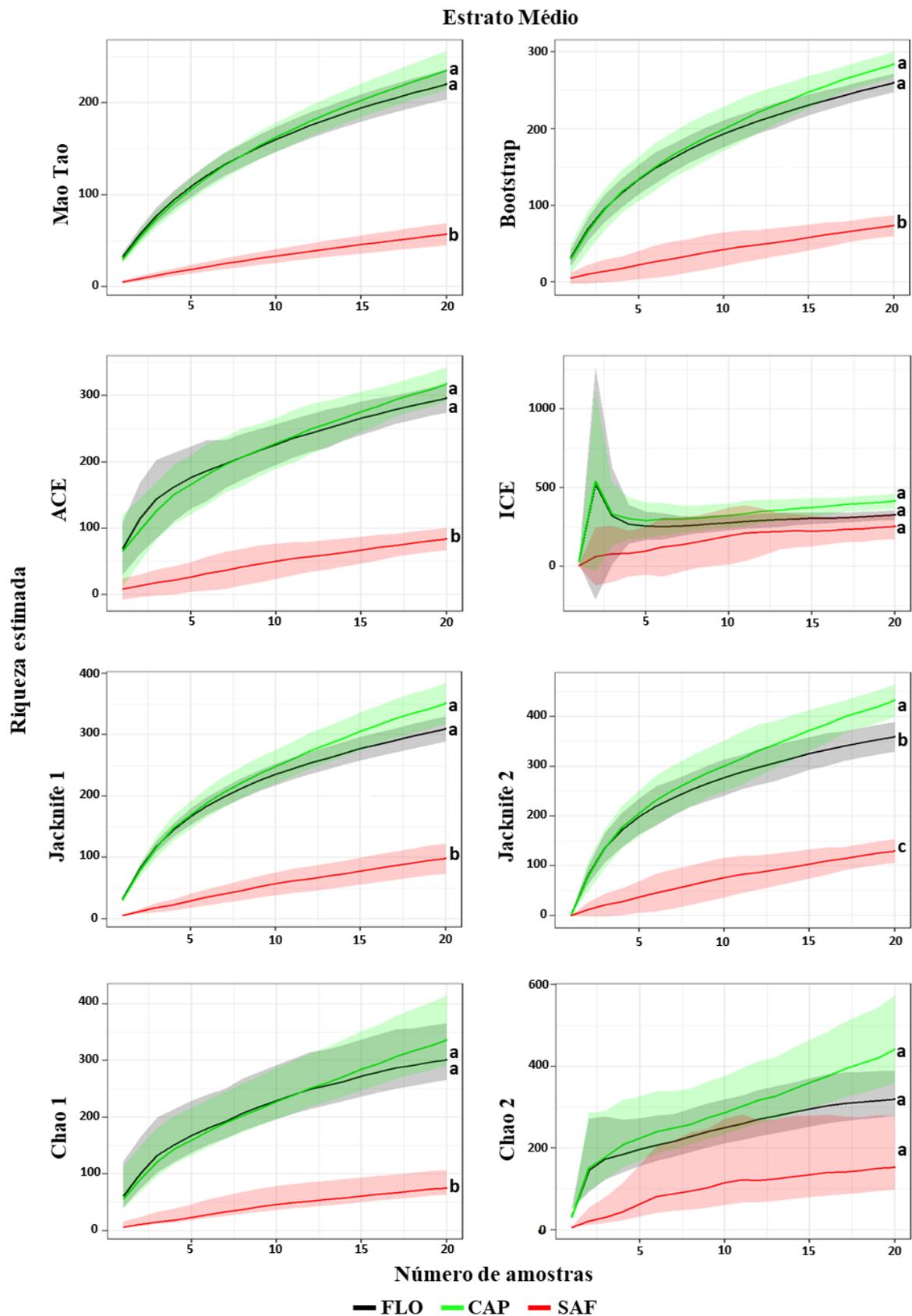


Figura 11. Riqueza estimada por diferentes métodos por tipos de uso da terra, para o estrato médio da vegetação, na região do Vale do Rio Acará, Pará, Brasil. Letras diferentes indicam diferença significativa entre tipos de uso da terra com intervalos de confiança a 95% (áreas sombreadas).

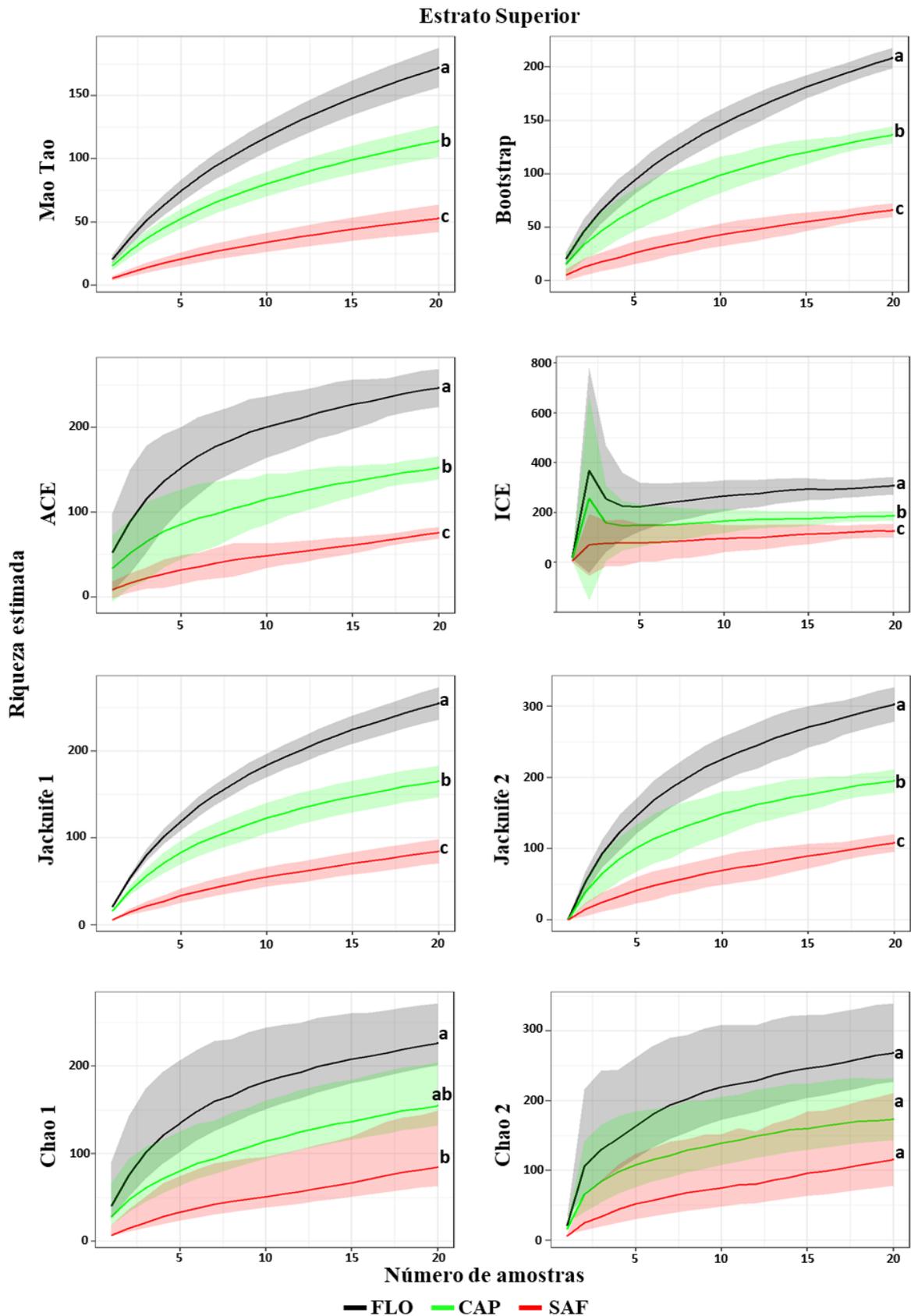


Figura 12. Riqueza estimada por diferentes métodos por tipos de uso da terra, para o estrato superior da vegetação, na região do Vale do Rio Acará, Pará, Brasil. Letras diferentes indicam diferença significativa entre tipos de uso da terra com intervalos de confiança a 95% (áreas sombreadas).

6. DISCUSSÃO

Nem todas as medidas de diversidade conseguem diferenciar as comunidades de plantas encontradas nos diferentes tipos de usos da terra, isso significa que alguns tipos de usos possuem a mesma diversidade; e, as medidas que conseguem diferenciar variam entre os estratos. Os estratos são considerados como comunidades distintas devido à variação dos fatores bióticos e abióticos ao longo do gradiente vertical da vegetação (ULYSHEN, 2011). Os fatores como a velocidade do vento, a temperatura e a quantidade de luz diminuem no sentido das copas das árvores para o chão, enquanto que para a umidade ocorre o inverso (PARKER, 1995) e podem ser afetadas pelas características da estrutura da vegetação (p. ex., tipo e quantidade de folhagem) (YOSHIDA et al., 2018). Essas variações são mais perceptíveis em florestas maduras dominadas por árvores tolerantes à sombra (CANHAM et al., 1994). As mudanças no microclima criam microhabitats complexos e por isso influenciam na biodiversidade (NAKAMURA, 2017).

A perda do dossel florestal (estrato superior) pode levar à redução de biodiversidade (BERENQUER et al., 2014; NAKAMURA, 2017), como ocorre em alguns tipos de usos da terra neste estudo, ainda assim algumas espécies florestais, do dossel ou do sub-bosque continuam no estrato inferior, mostrando grande resiliência ao permanecer em ambientes como pastagens e cultivos anuais, onde foram encontradas 53 e 12 espécies tolerantes à sombra, respectivamente; tais como, *Aegiphila integrifolia* (Jacq.) Moldenke, *Lecythis lurida* (Miers) S.A. Mori, *Myrcia eximia* DC., *Matayba guianensis* Aubl., *Annona exsucca* DC. ex Dunal., *Annona paludosa* Aubl. e *Caesaria arborea* (Rich.) Urb. Esse *pool* local de mudas e plântulas que sobrevivem à mudança de uso da terra confere uma vantagem competitiva durante os primeiros estágios de uma sucessão florestal (CHAZDON, 2012) conferindo o potencial de regeneração desses ambientes (MITJA; MIRANDA, 2010; DO VALE et al 2015, 2018; ARROYO-RODRIGUES et al., 2017; MESTRE et al., 2019), especialmente aqueles formados em áreas de pequenos agricultores familiares, onde a gestão da terra é mais adequada para o compartilhamento da produção de alimentos e a conservação da diversidade (FISCHER et al., 2017; PHALAN, 2018).

O aumento do número de medidas que diferenciam a diversidade dos tipos de usos a partir do estrato inferior para o estrato superior, indica a maior facilidade na diferenciação do estrato superior, onde a composição florística é mais estável pois representa um estágio mais avançado da sucessão (CHAZDON, 2012), com número de espécies maior. Exemplo dessa estabilidade é a predominância de uma forma de vida (árvores) e de um grupo ecológico (as

tolerantes à sombra). A população de árvores tolerantes à sombra aumenta de 64, 58 e 24% das espécies no estrato inferior para 87, 80 e 66% no superior da floresta, capoeira e SAF, respectivamente. Já no estrato inferior, as práticas de manejo nas áreas agrícolas contribuem com altas taxas de mudanças na composição florística (DO VALE et al., 2018), o que dificulta a diferenciação da diversidade neste estrato. Os resultados obtidos no estrato médio contribuem com esse argumento, pois o mesmo representa uma situação intermediária entre os estratos inferior e superior; contudo, sua estrutura ainda está longe de alcançar a estabilidade, embora as árvores tolerantes à sombra também predominam nas florestas e capoeiras, a existência do maior número de indivíduos e espécies nas capoeiras aumentou a complexidade (CHAZDON et al., 2016) dificultando a diferenciação da diversidade entre os tipos de usos, isso resultou em poucas medidas capazes de diferenciar a diversidade entre os tipos de usos (apenas duas medidas diferenciaram a diversidade no estrato médio contra 26 medidas que diferenciou no estrato superior).

Nenhuma medida foi capaz de diferenciar totalmente os tipos de usos nos três estratos da vegetação, mas, algumas medidas merecem destaque por terem realizado a diferenciação em dois estratos, como as medidas de Alfa de Fisher e Jacknife 2 que diferenciou a diversidade dos tipos de usos nos estratos médio e superior. Alfa de Fisher pode ser interpretado como o número de novas espécies descobertas quando o número dos indivíduos amostrados é multiplicado pela inclinação da curva da série logarítmica (MACRON, 2018), sua presença em dois estratos (médio e superior) ocorre devido as maiores diferenças no número de indivíduos e espécies nas amostras, que influencia significativamente nos valores dos parâmetros x e α (p. ex., duas amostras, uma de capoeira e outra de floresta, ambas com 36 indivíduos, com 14 e 19 espécies possuem valores de α respectivamente de 8,42 e 16,29). Nas florestas, os valores de Alfa de Fisher nos estratos inferior, médio e superior foram de 15,74; 29,13 e 26,53, enquanto que nas capoeiras foram de 13,16; 22,16 e 13,92. Alfa de Fisher é recomendado por ser pouco influenciado pelo tamanho da amostra (KEMPTON; TAYLOR, 1976). Jacknife 2 é baseado em espécies pouco frequentes (uniques e duplicates), e os valores absolutos dessas espécies foram importantes para diferenciar a diversidade principalmente entre floresta e capoeira, com diferenças mais pronunciadas para as espécies uniques; no estrato médio ocorreram 94 e 122 espécies uniques na floresta e capoeira, respectivamente; já no estrato superior foram 87 e 54 espécies, respectivamente.

A importância da escolha da medida de diversidade não está apenas na diferenciação entre os tipos de usos, mas também na ordenação das comunidades de plantas encontradas

nesses usos. Por exemplo, no estrato inferior as medidas capazes de diferenciar os tipos de usos da terra formaram o mesmo número de grupos, mas, com distintas ordenações dos usos. Alfa de Fisher ordenou floresta com maior diversidade seguido por capoeira e sistema agroflorestal, enquanto Jackknife 2 inverteu a ordem, colocando a capoeira com maior diversidade do que a floresta. O sistema agroflorestal foi ordenado em ambas as medidas como o tipo de uso com menor diversidade, devido ao baixo número de espécies neste estrato (53).

No estrato superior, embora mais fácil de diferenciar a diversidade, dez medidas não conseguiram essa diferenciação, pois resultaram em similar diversidade entre floresta, capoeira e SAF, por exemplo a medida de Chao 2 que uniu estes três tipos de uso; das 26 medidas detectadas como capazes de diferenciar os tipos de uso, todas ordenaram os tipos de uso de forma igual, com a diversidade da floresta > capoeiras > SAF. Como esperado, a diversidade florística de comunidades de florestas maduras e florestas secundárias é maior que nas comunidades encontradas nas áreas agrícolas (NEWBOLD et al., 2015; DO VALE et al., 2017, 2018). Contudo, essa ordenação entre floresta, capoeira e SAF ocorreu nos estratos superior e médio, mas não no estrato inferior, onde as medidas de Smith Wilson, Quociente de Mistura Jentsch e Bootstrap agrupou as florestas e capoeiras; apenas a medida ACE as diferenciaram. A similar diversidade entre floresta e capoeira no estrato inferior confirma o estágio avançado na qual foram classificadas (Apêndice 1); esse resultado também indica o bom estado de conservação das capoeiras da região. As capoeiras constituem o principal habitat, após as florestas maduras, capazes de manter muitas espécies florestais e sua importância tem sido destacada na literatura (DO VALE et al., 2018; LENNOX et al., 2018; ROZENDAAL et al., 2019).

O SAF foi o único tipo de uso que não se agrupou com nenhum outro, além de ser, em todos os estratos, ordenado como um grupo de diversidade inferior às florestas e capoeiras e superior aos demais usos da terra. Os SAF buscam reproduzir a estrutura de ambientes florestais com a implantação de um maior número de espécies e permanência destas espécies na área, o que promove o estabelecimento de outras plantas (DA ROCHA et al., 2016; VALENCIA et al., 2016; MARCONI; ARMENGOT, 2020); e, funcionam como zonas tampão eficientes em paisagens agrícolas (CORDEIRO et al., 2018; BRUNING et al., 2018). Além disso, a disponibilidade de espécies arbóreas úteis nos SAF pode aliviar o uso de recursos nas áreas de vegetação nativa (BHAGWAT et al., 2008; BRUNING et al., 2018).

Na maioria das medidas a diversidade das roças foi similar à diversidade encontrada no plantio de dendê, e maior que a diversidade das pastagens, sendo diferenciada apenas pelos

estimadores ACE e Bootstrap, que são baseados em proporções de frequências das espécies nas amostras. Contrário aos resultados encontrados neste trabalho, Do Vale et al. (2017, 2018) mostrou que as roças no assentamento de Palmares II (município de Parauapebas, sudeste do estado do Pará) possuem uma diversidade similar às pastagens. Contudo, existe uma dificuldade em separar a diversidade dos tipos de usos agrícolas devido aos fatores relacionados ao histórico e intensidade de uso, além das práticas de manejo, pois esses fatores afetam o estabelecimento das espécies na área (VIEIRA; PROCTOR, 2007; PERES et al., 2010; MUKUL; HERBOHN, 2016).

A diversidade do dendê além de ser similar à diversidade das roças, pelas medidas de QM Jentsch e de Smith Wilson, também foi similar à diversidade das pastagens, pelo estimador de ACE, fato que para nós ordena a diversidade do dendê como menor que as roças. Nas plantações de dendê os efeitos sobre a biodiversidade, depende da intensidade de preparo da área e práticas de manejo, como roçagens e aplicações de herbicidas (FITZHERBERT et al., 2008). Uma variedade de impactos negativos e ameaças à biodiversidade dos ecossistemas resultantes da conversão de floresta para dendezeiro foram relatados para diferentes táxons (FAYLE et al., 2010; BARNETT et al., 2013; DRESCHER ET AL., 2016; LUIZA-ANDRADE et al., 2017; DISLICH et al., 2017). A similar diversidade do dendê com as pastagens é devido a alto número de indivíduos de herbáceas pioneiras no dendê, como *Rhynchospora ciliata* (Vahl) Kuk., *Spermacoce verticillata* (L.) G. Mey., *Scleria pterota* C. Presl, *Rolandra argentea* Rottb., *Steinchisma laxa* (Sw.) Zuloaga. Por sua vez, a diversidade das pastagens só foi diferenciada pelo estimador Bootstrap e os índices de Quociente de Mistura de Jentsch, e de Smith Wilson; a diferenciação por essas medidas foi devido aos menores valores de número de espécies e maior número de indivíduos nestes ambientes, ocorrendo uma menor uniformidade que é a base dessas medidas (SMITH; WILSON, 1996).

6.1. Implicações para a conservação

A escolha da medida de diversidade pode definir a avaliação sobre perdas de espécies e consequentemente o potencial de conservação de um tipo de uso da terra; pois, os resultados da diversidade mudam em função da medida utilizada. Por exemplo, no estrato superior, o estrato mais utilizado nos estudos de plantas, ao usar a medida de Alfa de Fisher, floresta, capoeira e SAF, apresentaram resultados equivalentes a 26,54; 13,93 e 2,46, respectivamente; ao usar Shannon, um índice muito comum na literatura, os resultados foram 2,82; 2,39 e 1,19, respectivamente. Utilizando regra de três simples, Alfa de Fisher indicaria uma perda de 47,5 e

90,7% na diversidade da capoeira e do SAF frente à diversidade da floresta, enquanto Shannon indicaria uma perda bem menor, de 15,0 e 57,8%. A variação nas avaliações de perda de espécies é grande em todos os estratos; por exemplo, a perda de espécies no estrato superior da capoeira pode variar de 4,3 a 47,5%, ou até sinalizar um ganho de 20,5% no estrato médio (Tabela 12).

Tabela 12. Perdas de diversidade por diferentes medidas dos tipos de usos da terra em porcentagem (%) em relação à floresta por estrato vertical da vegetação, classificadas por riqueza (em laranja), heterogeneidade (em amarelo), uniformidade (em verde) e estimadores (em roxo); na região do Vale do Rio Acará, Pará, Brasil.

Estrato vertical	Medidas de diversidade	Porcentual de perda por tipo de uso da terra				
		CAP	SAF	ROC	DEN	PAS
Inferior	ACE	22,44	35,25	55,60	55,56	64,84
	Bootstrap	7,040	20,76	30,13	44,14	60,97
Médio	Alfa de Fisher	23,91	90,51			
	Jacknife 2	+ 20,51	70,01			
Superior	Alfa de Fisher	47,51	90,74			
	Densidade de espécies	25,49	72,41			
	Gleason	24,70	70,62			
	Margalef	26,05	74,75			
	Menhinick	24,12	69,52			
	Riqueza	25,49	72,41			
	Brillouin	13,47	55,31			
	GiniSimpson	6,460	37,70			
	McIntosh	10,69	47,71			
	Shannon	15,07	57,80			
	Shannon exponencial	11,16	46,46			
	Shannon máximo	29,96	77,89			
	Simpson	43,56	81,83			
	Simpson recíproca	11,49	18,37			
	Equabilidade Pielou	5,050	23,40			
	GiniSimpson Unif.	4,280	25,05			
	Quociente Mistura Jentsh	22,64	65,00			
	Ln Simpson	17,79	62,22			
	Mcintosh U	6,28	28,88			
	Smith Wilson	32,10	78,56			
	ACE	38,08	69,28			
	Bootstrap	34,48	68,36			
ICE	39,15	59,21				
Jacknife 1	35,09	66,88				
Jacknife 2	35,44	64,24				
Mao Tao	33,72	69,19				

Legenda: + = ganhos de diversidade na capoeira do estrato médio.

Perdas locais maiores que 20% podem comprometer a contribuição da biodiversidade para a função e os serviços do ecossistema e, portanto, para o bem-estar humano (NEWBOLD et al., 2015), por isso a importância da medida de diversidade no momento da avaliação das perdas.

A diferença entre os estratos pode ser comparada com diferenças entre grupos taxonômicos, como também foi considerado por Schulze et al. (2004), uma vez que os grupos de espécies presentes em cada estrato são diferentes, embora algumas espécies sejam similares, porém estão em estágios de vida distintas (PUIG, 2008). É imperativo a maior diversidade das florestas frente aos demais tipos de usos, por isso a floresta foi colocada como referência para se comparar a diversidade, como recomendado por Phalan (2018), que também destacou a importância da medida de diversidade utilizada, no sentido de conseguir expressar as mudanças no tamanho das populações. A diversidade analisada neste trabalho engloba todas as espécies presentes na área, e algumas dessas espécies não possuem valor para conservação, como a maioria das espécies herbáceas pioneiras (apesar de apresentar valor ecológico durante a sucessão) que são dominantes no plantio de dendê, roças e pastagens. As densidades dessas espécies variam muito, não só entre os tipos de usos, mas também entre as amostras de um mesmo tipo de uso (LACERDA et al., 2013).

Apesar de apresentar o menor percentual de perdas (apresentando até ganhos), as capoeiras podem ser composicionalmente distintas das florestas (VILLA et al., 2018; ROZENDAAL et al., 2019). Contudo, vale destacar o significativo grupo de espécies tolerantes à sombra; essas espécies merecem um estudo mais detalhado sobre sua abrangência geográfica e como podem iniciar as modificações do habitat para facilitar o estabelecimento das demais plantas (TSCHARNTKE et al., 2011). As florestas secundárias podem ter importante função no planejamento da conservação devido ao seu valor na biodiversidade (BARLOW et al., 2007), o que reforça a adoção de uma estratégia dupla, do papel da manutenção de florestas primárias e secundárias, para a conservação da biodiversidade e prestação de outros serviços ecossistêmicos em paisagens tropicais modificadas pelo homem (SOLAR et al., 2016; ARROYO-RODRÍGUEZ et al., 2017; PHILLIPS et al., 2017; BERENGUER et al., 2018a; ROZENDAAL et al., 2019).

Compreender as respostas no nível do ecossistema às pressões antropogênicas crescentes pode ajudar a prever suas consequências e abrir oportunidades para mitigar seus efeitos (BERENGUER et al., 2018b), a utilização de uma medida de diversidade adequada para diferenciação dos tipos de uso levando em consideração os estratos da vegetação, pode

contribuir com estratégias que conciliem produção e a correta valoração da conservação indicando quais tipos de usos são capazes de conservar mais diversidade. Algumas medidas dão maior peso ao componente riqueza da diversidade, mas, possuem uma alta variação em suas abordagens, o Índice Alfa de Fisher utiliza a proporção S/N, além de um parâmetro x ; o estimador de ACE é baseado em dados de abundância de espécies com uma divisão de raras e comuns, Jackknife 2 utiliza espécies pouco frequentes, e Bootstrap não se limita a espécie raras. Considerando a diferenciação dos usos da terra e as medidas com maiores percentuais de perdas de diversidade, ACE se destaca no estrato inferior e Alfa de Fisher nos estratos médio e superior.

7. CONCLUSÃO

Os valores de diversidade têm alta variação em função da medida utilizada, com a perda de estratos verticais por mudanças no uso da terra levando à perda de diversidade. Apenas 27,78% das medidas conseguem diferenciar a cobertura vegetal dos tipos de usos da terra, mas, nenhuma medida é capaz de diferenciar totalmente os tipos de usos nos três estratos da vegetação. O número de medidas de diversidade que conseguem diferenciar os tipos de usos varia entre os estratos, com um aumento a partir do estrato inferior para o estrato superior.

Algumas medidas se destacam por realizar uma maior diferenciação em dois estratos, como as medidas de ACE, Alfa de Fisher, Bootstrap e Jacknife 2. Essas medidas deveriam ser utilizadas nos estudos voltados para a avaliação da diversidade em áreas agrícolas. A diferenciação e ordenação dos tipos de uso levando em consideração os estratos da vegetação, por meio de uma medida de diversidade adequada pode contribuir com estratégias que conciliem produção e a correta valoração da conservação indicando quais tipos de usos da terra são capazes de conservar mais diversidade.

REFERÊNCIAS

- AGUILAR-SANTELISES, R.; DEL CASTILLO, R.F. Factors affecting woody plant species diversity of fragmented seasonally dry oak forests in the Mixteca Alta, Oaxaca, Mexico. *Revista Mexicana de Biodiversidad*, v. 84, n. 2, p. 575-590, 2013.
- ALATALO, R.V. Problems in the measurement of evenness in ecology. *Oikos*, v. 37, n. 2, p. 199-204, 1981.
- ALMEIDA, A.S.; VIEIRA, I.C.G.; FERRAZ, S.F.B. Long-term assessment of oil palm expansion and landscape change in the eastern Brazilian Amazon. *Land Use Policy*, v. 90, p. 104321, 2020.
- ALROY, J. Effects of habitat disturbance on tropical forest biodiversity. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, v. 114, n. 23, p. 6056-6061, 2017.
- ANSCOMBE, F.J. Sampling theory of the negative binomial and logarithmic series distributions. *Biometrika*, v. 37, n. 3/4, p. 358-382, 1950.
- APG III. An update of the Angiosperm Phylogeny Group classification for the orders and families of flowering plants. APG III. *Bot. J. Linnean Soc.*, v. 161, p. 105–121, 2009.
- ARELLANO, P. et al. Plant family-specific impacts of petroleum pollution on biodiversity and leaf chlorophyll content in the Amazon rainforest of Ecuador. *PloS one*, v. 12, n. 1, p. e0169867, 2017.
- ARROYO-RODRÍGUEZ, V. et al. Multiple successional pathways in human-modified tropical landscapes: new insights from forest succession, forest fragmentation and landscape ecology research. *Biological Reviews*, v. 92, n. 1, p. 326-340, 2017.
- AUERBACH, M.; SHMIDA, A. Spatial scale and the determinants of plant species richness. *Trends in Ecology & Evolution*, v. 2, n. 8, p. 238-242, 1987.
- AZEVEDO-SANTOS, V.M. et al. Removing the abyss between conservation science and policy decisions in Brazil. *Biodiversity and Conservation*, v. 26, n. 7, p. 1745 -1752, 2017.
- BAKER, R.T. et al. Consistent, small effects of treefall disturbances on the composition and diversity of four Amazonian forests. *Journal of Ecology*. v. 104, n. 2, p. 497–506, 2016.
- BALMFORD, B. et al. How imperfect can land sparing be before land sharing is more favourable for wild species?. *Journal of applied ecology*, v. 56, n. 1, p. 73-84, 2019.
- BARLOW, J. et al. Quantifying the biodiversity value of tropical primary, secondary, and plantation forests. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, v. 104, n. 47, p. 18555-18560, 2007.
- BARLOW, J. et al. Anthropogenic disturbance in tropical forests can double biodiversity loss from deforestation, *Nature*, v. 535, n.7610, p. 144-160, 2016.

- BARNETT, J. B. et al. Abundance and diversity of anurans in a regenerating former oil palm plantation in Selangor, Peninsular Malaysia. *Herpetological Bulletin*, v. 125, p. 1-9, 2013.
- BECK, J.; SCHWANGHART, W. Comparing measures of species diversity from incomplete inventories: an update. *Methods in Ecology and Evolution*, v. 1, n. 1, p. 38-44, 2010.
- BEISEL, J-N.; MORETEAU, J-C. A simple formula for calculating the lower limit of Shannon's diversity index. *Ecological Modelling*, v. 99, n. 2-3, p. 289-292, 1997.
- BERENGUER, E. et al. A large-scale field assessment of carbon stocks in human-modified tropical forests. *Global change biology*, v. 20, n. 12, p. 3713-3726, 2014.
- BERENGUER, E. et al. Seeing the woods through the saplings: Using wood density to assess the recovery of human-modified Amazonian forests. *Journal of Ecology*, v. 106, n. 6, p. 2190-2203, 2018a.
- BERENGUER, E. et al. Tree growth and stem carbon accumulation in human-modified Amazonian forests following drought and fire. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, v. 373, n. 1760, p. 20170308. 2018b.
- BERGER, W.H.; PARKER, F.L. Diversity of planktonic Foraminifera in deep sea sediments. *Science*, v. 168, n. 3967, p. 1345-1347, 1970.
- BHAGWAT, S.A. et al. Agroforestry: a refuge for tropical biodiversity?. *Trends in ecology & evolution*, v. 23, n. 5, p. 261-267, 2008.
- BHATTA, K.P.; GRYTNES, J.; VETAAS, O.R. Scale sensitivity of the relationship between alpha and gamma diversity along an alpine elevation gradient in central Nepal. *Journal of biogeography*, v. 45, n. 4, p. 804-814, 2018.
- BLITZER, E.J. et al. Functionally important spillover of organisms across the managed system-natural habitat interface a review. *Agriculture Ecosystems and Environment*, v. 146, n. 1, p. 34-43, 2012.
- BOX, G.E.P; COX, D.R. An analysis of transformations. *Journal of the Royal Statistical Society: Series B (Methodological)*, v. 26, n. 2, p. 211-243, 1964.
- BRASIL. Ministério do Desenvolvimento Agrário [MDA]. Secretaria de Desenvolvimento Territorial [SDT], Fundação Socioambiental do Nordeste Paraense [FANEP]. *Diagnóstico e Planejamento de Desenvolvimento do Território Rural do Nordeste Paraense*. Capanema, p. 1-133. 2006.
- BRIANT, G.; GOND, V.; LAURANCE, S.G.W. Habitat fragmentation and the desiccation of forest canopies: a case study from eastern Amazonia. *Biological Conservation*, v. 143, n. 11, p. 2763-2769, 2010.
- BRILLOUIN, L. Maxwell's demon cannot operate: Information and entropy. I and II. *J Journal of Applied Physics*, v. 3, n. 22, p. 334-343, 1951.

- BRUNING, L. Z. et al. Land-use heterogeneity by small-scale agriculture promotes amphibian diversity in montane agroforestry systems of northeast Colombia. *Agriculture, ecosystems & environment*, v. 264, p. 15-23, 2018.
- BULLA, L. An index of evenness and its associated diversity measure. *Oikos*, p. 167-171, 1994.
- BULMER, M.G. On fitting the Poisson lognormal distribution to species-abundance data. *Biometrics*, p. 101-110, 1974.
- BURNHAM, K.P.; OVERTON W.S. Estimation of the size of a closed population when capture probabilities vary among animals. *Biometrika*, v. 65, n. 3, p. 623-633, 1978.
- BURNHAM, K.P.; OVERTON, W.S. Robust estimation of population size when capture probabilities vary among animals. *Ecology*, v. 60, n. 5, p. 927-936, 1979.
- BUTTURI-GOMES, D. et al. Statistical performance of a multicomparison method for generalized species diversity indices under realistic empirical scenarios. *Ecological indicators*, n. 72, p. 545-552, 2017.
- BUZAS, M.A.; GIBSON, T.G. Species diversity: benthonic foraminifera in western North Atlantic. *Science*, v. 163, n. 3862, p. 72-75, 1969.
- CAIRNS JR, J.; DICKSON, K.L. A simple method for the biological assessment of the effects of waste discharges on aquatic bottom-dwelling organisms. *Journal (Water Pollution Control Federation)*, n. 43, p. 755-772, 1971.
- CAMARGO, J. A. Must dominance increase with the number of subordinate species in competitive interactions?. *Journal Theory Biology*, v. 161, p. 537-542, 1993.
- CANHAM, C.D. et al. Causes and consequences of resource heterogeneity in forests: interspecific variation in light transmission by canopy trees. *Canadian Journal of Forest Research*, v. 24, n. 2, p. 337-349, 1994.
- CARRARA, E. et al. Impact of landscape composition and configuration on forest specialist and generalist bird species in the fragmented Lacandona rainforest, Mexico. *Biological Conservation*, v. 184, p. 117-126, 2015.
- CHAO, A. Estimating the population size for capture-recapture data with unequal catchability. *Biometrics*, n. 43, p. 783-791, 1987.
- CHAO, A. et al. Rarefaction and extrapolation with Hill numbers: a framework for sampling and estimation in species diversity studies. *Ecological monographs*, v. 84, n. 1, p. 45-67, 2014.
- CHAO, A. Nonparametric estimation of the Number of Classes in a population. *Scandinavian Journal of statistics*, p. 265-270, 1984.
- CHAO, A., et al. Estimating the number of shared species in two communities. *Statistica Sinica*, n. 10, p. 227-246, 2000.

- CHAO, A.; CHIU, C.H. Species richness: estimation and comparison. *Wiley StatsRef: Statistics Reference Online*. p. 1-26, 2014.
- CHAO, A.; RICOTTA, C. Quantifying evenness and linking it to diversity, beta diversity, and similarity. *Ecology*, v. 100, n. 12, p. e02852, 2019.
- CHAO, A.; SHEN, T. Nonparametric estimation of Shannon's index of diversity when there are unseen species in sample. *Environmental and ecological statistics*, v. 10, n. 4, p. 429-443, 2003.
- CHAO, A.; YANG, M.C.K. Stopping rules and estimation for recapture debugging with unequal failure rates. *Biometrika*, v. 80, n.1, p. 193-201, 1993.
- CHAZDON, R.L. et al. *Statistical methods for estimating species richness of woody regeneration in primary and secondary rain forests of northeastern Costa Rica*. No. Man and the Biosphere Series no. v. 20, 1998.
- CHAZDON, R.L. et al. When is a forest a forest? Forest concepts and definitions in the era of forest and landscape restoration. *Ambio*, v. 45, n. 5, p. 538-550, 2016.
- CHAZDON, R.L. Regeneração de florestas tropicais. *Boletim Museu Paraense Emílio Goeldi de Ciências Naturais*, v. 7, n.3, p. 195-218, 2012.
- COLLINS, S.J.; FAHRIG, L. Responses of anurans to composition and configuration of agricultural landscapes. *Agriculture, ecosystems & environment*, v. 239, p. 399-409, 2017.
- COLWELL, R.K. EstimateS: statistical estimation of species richness and shared species from samples. Version 9. User's Guide and application. 2016. Disponível em: <<http://purl.oclc.org/estimates>>. Acesso em: 17 de maio de 2019.
- COLWELL, R.K. et al. Models and estimators linking individual-based and sample-based rarefaction, extrapolation, and comparison of assemblages. *Journal of Plant Ecology*. v. 5, n.1, p. 3-21, 2012.
- COLWELL, R.K.; CODDINGTON, J.A. Estimating terrestrial biodiversity through extrapolation. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London. Series B: Biological Sciences*, v. 345, n. 1311, p. 101-118, 1994.
- CONNOR, E.F.; MCCOY, E.D. Species-area relationships. *Encyclopedia of biodiversity*, v. 5, p. 397-411, 2001.
- CORDEIRO, A.A.C. et al. Agroforestry systems reduce invasive species richness and diversity in the surroundings of protected areas. *Agroforestry systems*, v. 92, n. 6, p. 1495-1505, 2018.
- CÓZATL-MANZANO, R.; NARANJO-GARCÍA, E. First records of freshwater molluscs from the ecological reserve El Edén, Quintana Roo, Mexico. *Revista Mexicana de Biodiversidad*, v. 78, n. 2, p. 303-310, 2007.

- DA ROCHA, W.D. et al. Epiphytic bromeliads as key components for maintenance of ant diversity and ant–bromeliad interactions in agroforestry system canopies. *Forest ecology and management*, v. 372, p. 128-136, 2016.
- DA SILVA, J.M.C.; RYLANDS, A.B.; DA FONSECA, G.A.B. The fate of the Amazonian areas of endemism. *Conservation Biology*, v. 19, n. 3, p. 689-694, 2005.
- DISLICH, C. et al. A review of the ecosystem functions in oil palm plantations, using forests as a reference system. *Biological Reviews*, v. 92, n. 3, p. 1539-1569, 2017.
- DO VALE, I.G. et al. Riqueza de plantas em mosaicos rurais na região do «arco do desmatamento», Amazônia Oriental, Brasil. *Espacios*, v. 38, n. 36, 2017.
- DO VALE, I.G. et al. Successional processes in agricultural mosaics in the eastern Amazon. *Agriculture, ecosystems & environment*, v. 256, p. 51-60, 2018.
- DO VALE, I.G. et al. Tree regeneration under different land-use mosaics in the Brazilian Amazon's "Arc of Deforestation". *Environmental management*, v. 56, n. 2, p. 342-354, 2015.
- DRAPER, F.C. et al. Dominant tree species drive beta diversity patterns in western Amazonia. *Ecology*, v. 100, n. 4, p. e02636, 2019.
- DRESCHER, J., et al. (2016). Ecological and socio-economic functions of tropical lowland rainforest transformation systems: an integrative approach. *Philosophical Transactions of the Royal Society B* 371, 20150275. doi: 10.1098/rstb.2015.0275, 2016.
- EKROOS, J. et al. Sparing land for biodiversity at multiple spatial scales. *Frontiers in Ecology and Evolution*, v. 3, p. 145, 2016.
- FAGER, E.W. Diversity: a sampling study. *The American Naturalist*, v. 106, n. 949, p. 293-310, 1972.
- FAHRIG, L. Effects of habitat fragmentation on biodiversity. *Annual review of ecology, evolution, and systematics*, v. 34, n. 1, p. 487-515, 2003.
- FAHRIG, L. et al. Functional landscape heterogeneity and animal biodiversity in agricultural landscapes. *Ecology letters*, v. 14, n. 2, p. 101-112, 2011.
- FARAH, F.T. et al. Integrating plant richness in forest patches can rescue overall biodiversity in human-modified landscapes. *Forest ecology and management*, v. 397, p. 78-88, 2017.
- FAYLE, T.M. et al. Oil palm expansion into rain forest greatly reduces ant biodiversity in canopy, epiphytes and leaf-litter. *Basic and Applied Ecology*, v. 11, n. 4, p. 337-345, 2010.
- FEARNSIDE, P.M. Deforestation of the Brazilian Amazon. In: Shugart, H. (Ed.), *Oxford Research Encyclopedia of Environmental Science*, New York: Oxford University Press 2017. p. 1–53.

- FISCHER, J.; MEACHAM, M.; QUEIROZ, C. A plea for multifunctional landscapes. *Frontiers in Ecology and the Environment*, v. 15, n. 2, p. 59–59, 2017.
- FISHER, R.A.; CORBET, A.S.; WILLIAMS, C.B. The relation between the number of species and the number of individuals in a random sample of an animal population. *The Journal of Animal Ecology*. v. 12, p. 42-58, 1943.
- FITZHERBERT, E.B. et al. How will oil palm expansion affect biodiversity?. *Trends in ecology & evolution*, v. 23, n. 10, p. 538-545, 2008.
- FLETCHER JR, R.J. et al. Is habitat fragmentation good for biodiversity?. *Biological Conservation*, v. 226, p. 9-15, 2018.
- FOX, J.; WEISBERG, S. An {R} Companion to Applied Regression, Second Edition. Thousand Oaks CA: Sage. URL: <http://socserv.socsci.mcmaster.ca/jfox/Books/Companion>. 2011.
- FRICKER, G.A. et al. Predicting spatial variations of tree species richness in tropical forests from high-resolution remote sensing. *Ecological Applications*, v. 25, n. 7, p. 1776-1789, 2015.
- GARDNER, T.A. et al. Prospects for tropical forest biodiversity in a human-modified world. *Ecology Letters*, v. 12, n. 6, p. 561-582, 2009.
- GIBSON, L. et al. Primary forests are irreplaceable for sustaining tropical biodiversity. *Nature*, v. 478, n. 7369, p. 378-381, 2011.
- GLEASON, H.A. On the relation between species and area. *Ecology*, v. 3, n. 2, p. 158-162, 1922.
- GOMES, V. H. et al. Amazonian tree species threatened by deforestation and climate change. *Nature Climate Change*, v. 9, n. 7, p. 547, 2019.
- GOTELLI, N.J.; CHAO, A. Measuring and estimating species richness, species diversity, and biotic similarity from sampling data.. In: Levin S.A. (ed.) *Encyclopedia of Biodiversity*. Waltham, MA: Academic Press. 2013. p. 195-211
- GOTELLI, N.J.; COLWELL, R.K. Estimating species richness. In: Magurran, A. E.; McGill, B.J. (Eds.). *Biological diversity: frontiers in measurement and assessment*. Oxford: University Press, 2011. p. 39-54.
- GOTELLI, N.J.; COLWELL, R.K. Quantifying biodiversity: procedures and pitfalls in the measurement and comparison of species richness. *Ecology letters*, v. 4, n. 4, p. 379-391, 2001.
- GRASSBERGER, P. Entropy estimates from insufficient samplings. *arXiv preprint physics/0307138*, 2003.
- GRASSBERGER, P. Finite sample corrections to entropy and dimension estimates. *Physics Letters A*, v. 128, n. 6-7, p. 369-373, 1988.

- GRUBB, P.J. The maintenance of species-richness in plant communities: the importance of the regeneration niche. *Biological reviews*, v. 52, n. 1, p. 107-145, 1977.
- HAMMER Ø, HARPER D.A.T.; RYAN, P.D. PAST: Paleontological Statistics Software Package for Education and Data Analysis. *Palaeontologia Electronica*, v. 4, n. 1, p. 9, 2001.
- HARPER, J.L.; HAWKSWORTH, D.L. Biodiversity: measurement and estimation. Preface. *Philosophical Transactions of the Royal Society B, Biological Sciences*, v. 345, n. 1311, p. 5-12, 1994.
- HAUTIER, Y. et al. Anthropogenic environmental changes affect ecosystem stability via biodiversity. *Science*, v. 348, n. 6232, p. 336-340, 2015.
- HEIP, C. A new index measuring evenness. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, v. 54, n. 3, p. 555-557, 1974.
- HILL, M.O. Diversity and Evenness: A Unifying Notation and Its Consequences. *Ecology*, v. 54, n. 2, p. 427-432, 1973.
- HOSOKAWA, R.T. *Manejo de Florestas Tropicais Úmidas em regime de rendimento sustentado*. Curitiba: UFPR. Relatório. 1981. p. 1-125.
- HÚBALEK, Z. Measures of species diversity in ecology: an evaluation. *FOLIA ZOOLOGICA-PRAHA-*, n. 49, v.4, p. 241-260, 2000.
- HUBBELL, S.P. Tropical rain forest conservation and the twin challenges of diversity and rarity. *Ecology and evolution*, v. 3, n. 10, p. 3263-3274, 2013.
- HUBBELL, S.P. *The unified neutral theory of biodiversity and biogeography (MPB-32)*. Princeton University Press, 2001. 375 p.
- HURLBERT, S. H. The nonconcept of species diversity: a critique and alternative parameters. *Ecology*, v. 52, n. 4, p. 577-586, 1971.
- HUTCHESON, K. A test for comparing diversities based on the Shannon formula. *Journal of theoretical Biology*, v. 29, n. 1, p. 151-154, 1970.
- IBGE. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (BR). Manual técnico da vegetação brasileira. *Manuais técnicos em geociências*, v. 1, Rio de Janeiro (Brasil): Governo Federal do Brasil 2012.
- IBGE. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (BR). Manual Técnico de Pedologia, 3rd ed. Rio de Janeiro (Brasil): Governo Federal do Brasil. 2015.
- IBGE. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (BR). Mapa de Clima do Brasil. 2nd ed. Rio de Janeiro (Brasil): Governo Federal do Brasil. 2002.
- IBGE. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (BR). Mapa de unidades de relevo do Brasil. 2nd ed. Rio de Janeiro (Brasil): Governo Federal do Brasil. 2006.

- IGLESIAS-RIOS, R.; MAZZONI, R. Measuring diversity: looking for processes that generate diversity. *Natureza & Conservação*, v. 12, n. 2, p. 156-161, 2014.
- JAKOVAC, C.C. et al. Land use as a filter for species composition in Amazonian secondary forests. *Journal of vegetation science*, v. 27, n. 6, p. 1104-1116, 2016.
- JOST, L. 2006. *Entropy and diversity*. *Oikos*. n. 113, p. 363–375, 2006.
- KEEFE T.J.; BERGERSEN E.P. A simplified alternative to the sequential comparison index based on the theory of runs. *Report to U.S. Bureau of Reclamation*. 1976.
- KEIL, P.; CHASE, J.M. Global patterns and drivers of tree diversity integrated across a continuum of spatial grains. *Nature ecology & evolution*, v. 3, n. 3, p. 390, 2019.
- KEMPTON, R. A.; TAYLOR, L. R. Models and statistics for species diversity. *Nature*, v. 262, n. 5571, p. 818–820, 1976.
- KEMPTON, R. A.; TAYLOR, L. R. The Q-statistic and the diversity of floras. *Nature*, v. 275, p. 252–25, 1978.
- KENNEDY, C.M. et al. A global quantitative synthesis of local and landscape effects on wild bee pollinators in agroecosystems. *Ecology letters*, v. 16, n. 5, p. 584-599, 2013.
- KOCH, C. et al. Management intensity and temporary conversion to other land-use types affect plant diversity and species composition of subtropical grasslands in southern Brazil. *Applied vegetation science*, v. 19, n. 4, p. 589-599, 2016.
- KOK, M.T.J. et al. Pathways for agriculture and forestry to contribute to terrestrial biodiversity conservation: A global scenario-study. *Biological conservation*, v. 221, p. 137-150, 2018.
- KOTHÉ, P. Der ‘Artenfehlbetrag’ ein einfaches Gütekriterium und seine Anwendung bei biologischen Vorfluteruntersuchungen. *Dt. Gewässerkundl. Mitt*, v. 6, p. 60-65, 1962.
- LACERDA, F. et al. Weed dynamics during the change of a degraded pasture to agroforestry system. *Agroforestry systems*, v.87, n.4, p. 909-91, 2013.
- LAMANNA, J.A. et al. Plant diversity increases with the strength of negative density dependence at the global scale. *Science*, v. 356, n. 6345, p. 1389-1392, 2017.
- LAMBIN, E.F.; MEYFROIDT, P. Global land use change, economic globalization, and the looming land scarcity. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, v. 108, n. 9, p. 3465-3472, 2011.
- LANE, V.R. et al. Plant community responses to a gradient of site preparation intensities in pine plantations in the Coastal Plain of North Carolina. *Forest Ecology Management*. n. 262, p. 370–378, 2011.
- LAURANCE, W.F. et al. Averting biodiversity collapse in tropical forest protected areas. *Nature*, v. 489, n. 7415, p. 290-294, 2012.

- LAURANCE, W.F.; SAYER, J.; CASSMAN, K.G. Agricultural expansion and its impacts on tropical nature. *Trends in ecology & evolution*, v. 29, n. 2, p. 107-116, 2014.
- LE CLEC'H, S. et al. Mapping ecosystem services at the regional scale: the validity of an upscaling approach. *International Journal of Geographical Information Science*, v. 32, n. 8, p. 1593-1610, 2018.
- LEGENDRE, P.; DE CÁCERES, M. Beta diversity as the variance of community data: dissimilarity coefficients and partitioning. *Ecology letters*, v. 16, n. 8, p. 951-963, 2013.
- LENNOX, G.D., et al. Second rate or a second chance? Assessing biomass and biodiversity recovery in regenerating Amazonian forests. *Global Change Biology*. doi:10.1111/gcb.14443, 2018.
- LIU, C. et al. Unifying and distinguishing diversity ordering methods for comparing communities. *Population Ecology*, v. 49, n. 2, p. 89-100, 2007.
- LIU, J. et al. How does habitat fragmentation affect the biodiversity and ecosystem functioning relationship?. *Landscape ecology*, v. 33, n. 3, p. 341-352, 2018.
- LÓPEZ, J. A. et al. Mamíferos terrestres de la zona lagunar del istmo de Tehuantepec, Oaxaca, México. *Revista Mexicana de Biodiversidad*, v. 80, n. 2, p. 491-505, 2009.
- LUIZA-ANDRADE, A. et al. Influence of oil palm monoculture on the taxonomic and functional composition of aquatic insect communities in eastern Brazilian Amazonia. *Ecological indicators*, v. 82, p. 478-483, 2017.
- MACARTHUR, R.H. On the relative abundance of bird species. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, v. 43, n. 3, p. 293, 1957.
- MACIP-RÍOS, R.; MUÑOZ-ALONSO, A. Diversidad de lagartijas en cafetales y bosque primario en el Soconusco chiapaneco. *Revista Mexicana de Biodiversidad*, v. 79, n. 1, p. 185-195, 2008.
- MACRON, E. "Mesures de la biodiversité." v. 12. 2018. 283 p.
- MAGURRAN, A.E. *Measuring biological diversity*. John Wiley & Sons. 2013. 264 p.
- MALHI, Y. et al. Tropical forests in the Anthropocene. *Annual Review of Environment and Resources*, v. 39. 2014.
- MANDELBROT, B.B. *Fractals: form, chance, and dimension*. San Francisco: *WH Freeman Co.* 1977.
- MARCONI, L.; ARMENGOT, L. Complex agroforestry systems against biotic homogenization: The case of plants in the herbaceous stratum of cocoa production systems. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, v. 287, p. 106664, 2020.
- MARGALEF, R. Information theory in ecology. *General Systems Yearbook*, v. 3 p. 36-71, 1958.

- MCINTOSH, R. P. An index of diversity and the relation of certain concepts to diversity. *Ecology*, v. 48, n. 3, p. 392-404, 1967.
- MELO, A.S. O que ganhamos 'confundindo' riqueza de espécies e equabilidade em um índice de diversidade?. *Biota Neotropica*. v. 8, n. 3, p. 21-27, 2008.
- MENDENHALL, C.D. et al. Predicting biodiversity change and averting collapse in agricultural landscapes. *Nature*, v. 509, n. 7499, p. 213, 2014.
- MENDES, R.S. et al. A unified index to measure ecological diversity and species rarity. *Ecography*, v. 31, n. 4, p. 450-456, 2008.
- MENDIBURU, F. agricolae: Statistical Procedures for Agricultural Research. R package version 1.3-1. <https://CRAN.R-project.org/package=agricolae>. 2019.
- MENHINICK, E.P. A comparison of some species individuals diversity indices applied to samples of lcid insects. *Ecology*, v. 45, n. 4, p. 859-861, 1964.
- MESH, S. et al. Logging impacts on liana regeneration and diversity in Belize. *Journal of Tropical Forest Science*, p. 343-348, 2017.
- MESTRE, M.C.V.; FERGUSON, B.G.; VANDERMEER, J. Syndromes of production and tree-cover dynamics of Neotropical grazing land. *Agroecology and Sustainable Food Systems*, v. 43, n. 4, p. 362-385, 2019.
- MIRAZADI, Z.; PILEHVAR, B.; VAJARI, K.A. Diversity indices or floristic quality index: Which one is more appropriate for comparison of forest integrity in different land uses?. *Biodiversity and conservation*, v. 26, n. 5, p. 1087-1101, 2017.
- MITJA, D.; MIRANDA, I. S. Weed community dynamics in two pastures grown after clearing Brazilian Amazonian rainforest. *Weed research*, v. 50, n. 2, p. 163-173, 2010.
- MOLINARI, J. A calibrated index for the measurement of evenness. *Oikos*, n. 56, 319-326, 1989.
- MONCK-WHIPPLE, L. et al. Farmland heterogeneity benefits bats in agricultural landscapes. *Agriculture, ecosystems & environment*, n. 253, p. 131-139, 2018.
- MORENO, C. E. et al. Measuring species diversity in the tropics: a review of methodological approaches and framework for future studies. *Biotropica*, v. 50, n. 6, p. 929-941, 2018.
- MORENO, C. E. *M&T-Manuales y Tesis SEA: Métodos para medir la biodiversidad*. Zaragoza: Programa Iberoamericano de Ciencia y Tecnología para el Desarrollo. 2001. 84 p.
- MORENO, C.E.; BARRAGÁN, F.; PINEDA, E.; PAVÓN, N.P. Reanálisis de la diversidad alfa: alternativas para interpretar y comparar información sobre comunidades ecológicas. *Revista mexicana de biodiversidad*, v. 82, n. 4, p. 1249-1261, 2011.
- MOTOMURA, I. A statistical treatment of ecological communities. *Zoological Magazine*, v. 44, p. 379-383, 1932.

- MUKUL, S.A.; HERBOHN, J. 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*, v. 55, p. 167-177, 2016.
- NAKAMURA, A.; et al. Forests and their canopies: achievements and horizons in canopy science. *Trends in ecology & evolution*, v. 32, n. 6, p. 438-451, 2017.
- NEE, S.; HARVEY, P.H.; COTGREAVE, P. Population persistence and the natural relationship between body size and abundance. *Conservation of biodiversity for sustainable development*, p. 124-136, 1992.
- NEWBOLD, T. et al. Global effects of land use on local terrestrial biodiversity. *Nature*, v. 520, n. 7545, p. 45, 2015.
- NIKOLOVA, P.S. et al. Tree species dynamics in Swiss forests as affected by site, stand and management: A retrospective analysis. *Forest Ecology and Management*, v. 448, p. 278-293, 2019.
- OKSANEN, J. et al. *vegan: Community Ecology Package*. R package version 2.5-6. <https://CRAN.R-project.org/package=vegan>. 2019.
- OSZWALD, J. et al. Identification d'indicateurs de changement d'occupation du sol pour le suivi des mosaïques paysagères. *Bois & Forêts des Tropiques*, v. 307, n. 307, p. 7-21, 2011.
- PARKER, G.G. Structure and microclimate of forest canopies. In: LOWMAN, M.D; NADKARNI N.M. (Eds.). *Forest canopies*. New York: Academic Press. 1995. p. 73-106.
- PATIL, G.P.; TAILLIE, C. An overview of diversity. In: Grassle, J.F.; PATIL, G.P.; SMITH, W.; TAILLIE, C. (Eds.) *Ecological Diversity in Theory and Practice.*, Fairland, MD: International Cooperative Publishing House. 1979. p. 3-27.
- PATIL, G.P.; TAILLIE, C. Diversity as a concept and its measurement. *Journal of the American statistical Association*, v. 77, n. 379, p. 548-561, 1982.
- PATTEN, B.C. Species diversity in net Phytoplakton of Raritan Bay. *Journal of Marine Research*, v. 20, p. 57-75, 1962.
- PAVOINE, S. *adiv: Analysis of Diversity*. R package version 1.2. <https://CRAN.R-project.org/package=adiv>. 2018.
- PEET, R.K. The measurement of species diversity. *Annual review of ecology and systematics*, v. 5, n. 1, p. 285-307, 1974.
- PERELMAN, S.B. et al. Climatic and land-use drivers along a latitudinal gradient: species diversity in temperate grasslands on agricultural soils. *Journal of vegetation science*, v. 28, n. 6, p. 1230-1239, 2017.
- PERES, Carlos A. et al. Biodiversity conservation in human-modified Amazonian forest landscapes. *Biological Conservation*, v. 143, n. 10, p. 2314-2327, 2010.

- PERFECTO, I.; VANDERMEER, J. The agroecological matrix as alternative to the land-sparing/agriculture intensification model. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, v. 107, n. 13, p. 5786-5791, 2010.
- PHALAN, B. What have we learned from the land sparing-sharing model? *Sustainability*, v. 10, n. 6, p. 1760, 2018.
- PHILLIPS, H.R.P.; NEWBOLD, T.; PURVIS, A. Land-use effects on local biodiversity in tropical forests vary between continents. *Biodiversity and Conservation*, v. 26, n. 9, p. 2251-2270, 2017.
- PIELOU, E.C. An Introduction to Mathematical Ecology. Wiley, New York. *An Introduction to Mathematical Ecology*, 1969.
- PIELOU, E.C. Ecological Diversity. Wiley, New York. 1975.
- POHLERT, T. _The Pairwise Multiple Comparison of Mean Ranks Packag (PMCMR). R package, <URL: <https://CRAN.R-project.org/package=PMCMR>>. 2014.
- PRESTON, F.W. Noncanonical distributions of commonness and rarity. *Ecology*, v. 61, n. 1, p. 88-97, 1980.
- PRESTON, F.W. The commonness, and rarity, of species. *Ecology*, v. 29, n. 3, p. 254-283, 1948.
- PUIG, H. *A floresta tropical úmida*. São Paulo: Editora UNESP: Imprensa Oficial do Estado de São Paulo; França: Institut de Recherche pour le Développement. 2008. 375 p.
- R CORE TEAM R. A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL <https://www.R-project.org/>. 2019.
- RICKLEFS, R.E.; HE, F. Region effects influence local tree species diversity. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, v. 113, n. 3, p. 674-679, 2016.
- RODRIGUES, A.C.; VILLA, P.M.; NERI, A.V. Fine-scale topography shape richness, community composition, stem and biomass hyperdominant species in Brazilian Atlantic forest. *Ecological Indicators*, v. 102, p. 208-217, 2019.
- ROZENDAAL, D.M.A. et al. Biodiversity recovery of Neotropical secondary forests. *Science advances*, v. 5, n. 3, p. eaau3114, 2019.
- SALOMÃO, R. de P. et al. Capoeira Class System: a proposal of classification system of successional stages of secondary forests for Pará state. *Boletim do Museu Paraense Emílio Goeldi, Ciências Naturais*, v. 7, n. 3, p. 297-317, 2012.
- SAMANIEGO-GAXIOLA, J. A.; Y. CHEW-MADINAVEITIA. Diversidad de géneros de hongos del suelo en 3 campos con diferente condición agrícola en La Laguna, México. *Revista Mexicana de Biodiversidad*, v. 78, n. 2, p. 383-390, 2007.

- SANDERS, H.L. Marine benthic diversity: a comparative study. *The American Naturalist*, v. 102, n. 925, p. 243-282, 1968.
- SCHULZE, C.H. et al. Biodiversity indicator groups of tropical land-use systems: comparing plants, birds, and insects. *Ecological applications*, v. 14, n. 5, p. 1321-1333, 2004.
- SCHÜRMAN, T. Bias analysis in entropy estimation. *Journal of Physics A: Mathematical and General*, v. 37, n. 27, p. 295, 2004.
- SHANNON, C.E.; WEAVER, W. *The Mathematical Theory of Communication*. Urbana: The University of Illinois Press, v. 5, 1949.
- SHELDON, A.L. Equitability indices: dependence on the species count. *Ecology*, v. 50, n. 3, p. 466-467, 1969.
- SHUMI, G. et al. Land use legacy effects on woody vegetation in agricultural landscapes of south-western Ethiopia. *Diversity and Distributions*, v. 24, n. 8, p. 1136-1148, 2018.
- SIMBERLOFF, D. Properties of the rarefaction diversity measurement. *The American Naturalist*, v. 106, n. 949, p. 414-418, 1972.
- SIMPSON, E.H. Measurement of diversity. *Nature*, v. 163, n. 4148, p. 688, 1949.
- SIRAMI, C. et al. Increasing crop heterogeneity enhances multitrophic diversity across agricultural regions. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, v. 116, n. 33, p. 16442-16447, 2019.
- SLIK, J.F. et al. An estimate of the number of tropical tree species. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, v. 112, n. 24, p. 7472-7477, 2015.
- SMITH, B.; WILSON, J. B. A consumer's guide to evenness indices. *Oikos*, n. 76, p. 70-82, 1996.
- SOKAL, R.R.; ROLF, F.J. Randomization tests. *Biometry: The Principles and Practice of Statistics in Biological Research*. WH Freeman and Company, p. 803-819, 1995.
- SOLAR, R.R.C. et al. Biodiversity consequences of land-use change and forest disturbance in the Amazon: A multi-scale assessment using ant communities. *Biological Conservation*, v. 197, p. 98-107, 2016.
- SOLAR, R.R.C. et al. How pervasive is biotic homogenization in human-modified tropical forest landscapes?. *Ecology Letters*, v. 18, n. 10, p. 1108-1118, 2015.
- STEEGE, H.T. et al. A spatial model of tree α -diversity and tree density for the Amazon. *Biodiversity & Conservation*, v. 12, n. 11, p. 2255-2277, 2003.
- STEEGE, H.T. et al. Hyperdominance in the Amazonian tree flora. *Science*, v. 342, n. 6156, p. 1243092, 2013.
- STEEGE, H.T.; ZAGT, R. Ecology: density and diversity. *Nature*, v. 417, n. 6890, p. 698, 2002.

- STEEGE, H.T. et al. Estimating the global conservation status of more than 15,000 Amazonian tree species. *Science advances*, v.1, n. 10, e1500936, 2015.
- STROPP, J.; STEEGE, T. H.; MALHI, Y. Disentangling regional and local tree diversity in the Amazon. *Ecography*, v. 32, n. 1, p. 46-54, 2009.
- SWAINE, M. D.; WHITMORE, T. C. On the definition of ecological species groups in tropical rain forests. *Vegetatio*, v. 75, n. 1-2, p. 81-86, 1988.
- TABARELLI, M.; GASCON, C. Lessons from fragmentation research: improving management and policy guidelines for biodiversity conservation. *Conservation Biology*, v. 19, n. 3, p. 734-739, 2005.
- THIES, C.; STEFFAN-DEWENTER, I.; TSCHARNTKE, T. Interannual landscape changes influence plant–herbivore–parasitoid interactions. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, v. 125, n. 1-4, p. 266-268, 2008.
- TOKESHI, M. Niche apportionment or random assortment: species abundance patterns revisited. *The Journal of animal ecology*, p. 1129-1146, 1990.
- TÓTH, F.; KISS, J. Comparative analyses of epigeic spiderassemblages in northern hungarian winter wheat fields and their adjacent margins. *The Journal of Arachnology*. v. 27, n. 1, p. 241-248. 1999.
- TOVO, A. et al. Upscaling species richness and abundances in tropical forests. *Science Advances*, v. 3, n. 10, p. e1701438, 2017.
- TRIPATHI, P.; BEHERA, M.D.; ROY, P.S. Spatial heterogeneity of climate explains plant richness distribution at the regional scale in India. *PloS one*, v. 14, n. 6, p. e0218322, 2019.
- TSCHARNTKE, T. et al. Landscape moderation of biodiversity patterns and processes-eight hypotheses. *Biological Reviews*, v. 87, n. 3, p. 661-685, 2012.
- TSCHARNTKE, T. et al. Multifunctional shade-tree management in tropical agroforestry landscapes—a review. *Journal of Applied Ecology*, v. 48, n. 3, p. 619-629, 2011.
- ULYSHEN, M. D. Arthropod vertical stratification in temperate deciduous forests: implications for conservation-oriented management. *Forest Ecology and Management*, v. 261, n. 9, p. 1479-1489, 2011.
- VALDÉS-CORRECHER, E. et al. Herbivore dung quality affects plant community diversity. *Scientific reports*, v. 9, n.1, p. 5675, 2019.
- VALENCIA, V. et al. Conservation of tree species of late succession and conservation concern in coffee agroforestry systems. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, v. 219, p. 32-41, 2016.
- VEČEŘA, M. et al. Alpha diversity of vascular plants in European forests. *Journal of Biogeography*, v. 46, n. 9, p. 1919-1935, 2019.

- VENABLES, W.N.; RIPLEY, B.D. *Modern Applied Statistics with S*. Fourth Edition. Springer, New York. ISBN 0-387-95457-0. 2002.
- VIEIRA, I.C.G.; PROCTOR, J. Mechanisms of plant regeneration during succession after shifting cultivation in eastern Amazonia. *Plant Ecology*, v. 192, n. 2, p. 303-315, 2007.
- VILLA, P.M. et al. Woody species diversity as an indicator of the forest recovery after shifting cultivation disturbance in the northern Amazon. *Ecological indicators*, v. 95, n. 1, p. 687-694, 2018.
- WASHINGTON, H. G. Diversity, biotic and similarity indices: a review with special relevance to aquatic ecosystems. *Water research*, v. 18, n. 6, p. 653-694, 1984.
- WHITTAKER, R. J.; WILLIS, K. J.; FIELD, R. Scale and species richness: towards a general, hierarchical theory of species diversity. *Journal of biogeography*, v. 28, n. 4, p. 453-470, 2001.
- WHITTAKER, R.H. Dominance and diversity in land plant communities: numerical relations of species express the importance of competition in community function and evolution. *Science*, v. 147, n. 3655, p. 250-260, 1965.
- WHITTAKER, R.H. Evolution of species diversity in land communities. *Evol. Biol*, v. 10, p. 1-67, 1977.
- WHITTAKER, R.J. Evolution and measurement of species diversity. *Taxon*, p. 213-25, 1972.
- WIEGAND, T. et al. How individual species structure diversity in tropical forests. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, v. 104, n. 48, p. 19029-19033, 2007.
- WILLIAMS, C.B. et al. Patterns in the balance of nature and related problems of quantitative ecology. *Patterns in the balance of nature and related problems of quantitative ecology*, 1964.
- WRIGHT, S.J. The future of tropical forests. *Annals of the New York Academy of Sciences*, v. 1195, n. 1, p. 1-27, 2010.
- YOSHIDA, T.; BAN, Y.; NAKAMURA, A. Vertical stratification of invertebrate assemblages in water-filled treeholes of a temperate deciduous forest. *Basic and applied ecology*, v. 27, p. 61-70, 2018.
- YULE, G.U. *The Statistical Study of Literary Vocabulary*. Cambridge University Press, London. 1944. 306p.
- ZELLWEGER, F.; ROTH, T.; BUGMANN, H.; BOLLMANN, K. Beta diversity of plants, birds and butterflies is closely associated with climate and habitat structure. *Global ecology and biogeography*, n. 26, v.8, p. 898-906, 2017.
- ZERMEÑO-HERNÁNDEZ, I. et al. Ecological disturbance regimes caused by agricultural land uses and their effects on tropical forest regeneration. *Applied vegetation science*, v.18, n. 3, p. 443-455. 2015.

ZHANG, Z. Asymptotic normality of an entropy estimator with exponentially decaying bias.
In: *IEEE Transactions on Information Theory*, v. 59, n.1, p. 504-508, 2013.

ZIPF, G.K. *Human Behavior and the Principle of Least Effort*. Cambridge, Mass., 1949. *MK Petrov's non-linear thinking model as social sciences gnoseology crisis overcoming project*, 1965.

APÊNDICES

Apêndice 1. Classificação do estágio sucessional das capoeiras adaptada da metodologia proposta por Salomão et al. (2012), definido pelo maior número de variáveis presentes em uma mesma classe de sucessão (inicial, intermediário e avançado).

Amostra	Altura média (DAP \geq 10 cm)	Número de ind./ha com DAP \geq 10 cm	Altura média (DAP \geq 5 cm)	DAP médio (DAP \geq 5 cm)	Biomassa (Mg/ha)	Estágio sucessional
CAP 1	14,58 \pm 2,36	720	13,22 \pm 3,58	17,1 \pm 9,5	177,11	Avançado
CAP 2	13,39 \pm 1,34	560	11,74 \pm 3,37	13,9 \pm 8,0	102,43	Avançado
CAP 3	16,97 \pm 4,00	680	14,89 \pm 4,65	15,1 \pm 9,6	163,89	Avançado
CAP 4	12,50 \pm 2,28	440	9,54 \pm 3,53	10,1 \pm 5,6	53,30	Intermediário
CAP 5	14,50 \pm 2,53	520	13,25 \pm 3,61	18,1 \pm 9,2	133,30	Avançado
CAP 6	17,47 \pm 4,71	640	16,23 \pm 5,10	17,9 \pm 10,2	173,05	Avançado
CAP 7	17,97 \pm 5,82	620	16,38 \pm 6,73	15,7 \pm 7,1	100,98	Avançado
CAP 8	14,43 \pm 2,60	560	12,41 \pm 3,89	14,8 \pm 9,1	124,96	Avançado
CAP 9	14,03 \pm 2,10	900	12,65 \pm 3,27	15,3 \pm 7,9	165,84	Avançado
CAP 10	15,91 \pm 3,88	540	13,59 \pm 4,85	17,6 \pm 11,8	195,17	Avançado
CAP 11	12,84 \pm 0,93	620	10,87 \pm 2,69	12,0 \pm 5,5	74,92	Avançado
CAP 12	15,87 \pm 4,01	600	14,23 \pm 4,68	16,3 \pm 9,9	146,85	Avançado
CAP 13	14,83 \pm 2,85	600	13,02 \pm 3,78	12,2 \pm 6,5	78,60	Avançado
CAP 14	15,32 \pm 2,67	680	12,46 \pm 4,74	16,9 \pm 11,2	226,61	Avançado
CAP 15	19,40 \pm 9,90	860	16,46 \pm 9,53	16,6 \pm 10,2	240,73	Avançado
CAP 16	13,50 \pm 2,40	560	12,08 \pm 3,23	17,0 \pm 10,2	154,88	Avançado
CAP 17	15,19 \pm 2,19	840	13,79 \pm 3,46	13,6 \pm 6,0	110,22	Avançado
CAP 18	17,26 \pm 5,12	760	15,49 \pm 5,61	18,0 \pm 10,6	226,10	Avançado
CAP 19	15,76 \pm 3,59	420	12,65 \pm 4,30	11,9 \pm 7,4	73,36	Avançado
CAP 20	14,72 \pm 2,66	580	11,57 \pm 4,63	13,2 \pm 12,8	206,05	Avançado

Legenda: DAP = diâmetro a altura do peito (1,30m do solo).

Apêndice 2. Estimadores de riqueza: Mao Tao (Mao), Chao 1 (Ch1), Chao 2 (Ch2), ACE (Ace), ICE (Ice), Jacknife 1 (Jk1), Jacknife 2 (Jk2) e Boostrap (Boo), baseados em amostras por usos da terra: floresta (FLO), capoeira (CAP) sistema agroflorestal (SAF), plantio de dendê (DEN), roça (ROC), e, pasto (PAS), para o estrato inferior da vegetação, na região do Vale do Rio Acará, Brasil. Ind = indivíduos, M = média, DP = desvio-padrão, ICI e ICS = intervalos de confiança inferior e superior respectivamente.

Estrato Inferior																				
Estimador de Mao Tao																				
Nº amostra	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20
FLOInd	80,15	160,30	240,45	320,60	400,75	480,90	561,05	641,20	721,35	801,50	881,65	961,80	1041,9	1122,1	1202,2	1282,4	1362,5	1442,7	1522,8	1603
MaoFLOM	27,50	48,06	64,75	78,80	90,85	102,45	113,27	122,47	130,87	139,24	146,84	154,50	161,53	168,64	174,79	180,62	186,03	191,58	196,91	202,00
MaoFLODP	2,48	3,64	4,35	4,88	5,30	5,66	5,97	6,24	6,50	6,73	6,96	7,17	7,38	7,58	7,78	7,97	8,17	8,37	8,58	8,79
MaoFLOICI	22,95	41,00	56,10	69,25	81,03	91,78	101,97	110,44	118,84	126,69	134,05	140,98	147,51	153,68	159,53	165,09	170,36	175,39	180,19	184,78
MaoFLOICS	32,67	55,26	73,17	88,37	101,81	113,96	125,36	134,90	144,30	153,08	161,33	169,09	176,43	183,40	190,02	196,35	202,40	208,21	213,81	219,22
CAPInd	91,90	183,80	275,70	367,60	459,50	551,40	643,30	735,20	827,10	919,00	1010,9	1102,8	1194,7	1286,6	1378,5	1470,4	1562,3	1654,2	1746,1	1838
MaoCAPM	26,33	45,93	62,01	75,81	87,54	99,03	109,01	117,53	126,09	133,79	140,89	148,01	154,29	160,32	166,39	171,60	176,80	181,55	186,09	190,00
MaoCAPDP	2,24	3,31	3,97	4,44	4,81	5,11	5,36	5,57	5,77	5,95	6,12	6,27	6,42	6,56	6,70	6,84	6,98	7,13	7,28	7,43
MaoCAPICI	22,02	39,69	54,57	67,54	79,10	89,61	99,44	107,61	115,63	123,06	129,98	136,43	142,45	148,09	153,38	158,35	163,01	17,40	171,54	175,43
MaoCAPICS	30,82	52,67	70,13	84,95	97,96	109,64	120,44	129,46	138,25	146,39	153,95	161,01	167,61	173,82	179,66	185,17	190,39	195,35	200,07	204,57
SAFInd	132,05	264,10	396,15	528,20	660,25	792,30	924,35	1056,4	1188,4	1320,5	1452,5	1584,6	1716,6	1848,7	1980,7	2112,8	2244,8	2376,9	2508,9	2641
MaoSAFM	19,95	35,34	48,61	59,79	69,72	79,07	87,98	96,31	103,63	110,56	116,71	122,68	127,89	132,82	137,67	142,61	147,24	151,85	156,16	160,00
MaoSAFDP	1,86	2,91	3,61	4,13	4,55	4,90	5,20	5,46	5,70	5,92	6,12	6,31	6,50	6,68	6,85	7,02	7,20	7,37	7,55	7,74
MaoSAFICI	16,52	30,38	42,31	52,84	62,31	70,96	79,15	85,96	92,69	98,96	104,82	110,33	115,51	120,39	125,01	129,39	133,54	137,49	141,25	144,84
MaoSAFICS	23,81	41,79	56,45	69,02	80,14	90,17	99,54	107,36	115,02	122,15	128,82	135,08	140,98	146,56	151,86	156,92	161,75	166,39	170,85	175,16
DENInd	203,60	407,20	610,80	814,40	1018,0	1221,6	1425,2	1628,8	1832,4	2036,0	2239,6	2443,2	2646,8	2850,4	3054,0	<u>3257,6</u>	<u>3461,2</u>	<u>3664,8</u>	<u>3868,4</u>	<u>4072</u>
MaoDENM	20,16	33,58	42,93	50,88	57,69	63,70	69,09	73,99	78,48	82,64	86,51	90,15	93,59	96,87	100,00	<u>103,00</u>	<u>105,86</u>	<u>108,60</u>	<u>111,23</u>	<u>113,73</u>
MaoDENDP	2,33	3,33	3,86	4,22	4,50	4,74	4,95	5,14	5,32	5,49	5,66	5,83	6,01	6,19	6,38	<u>6,58</u>	<u>6,79</u>	<u>7,02</u>	<u>7,25</u>	<u>7,49</u>
MaoDENICI	15,60	27,05	35,36	42,61	48,87	54,41	59,39	63,92	68,06	71,87	75,42	78,72	81,82	84,73	87,49	<u>90,09</u>	<u>92,55</u>	<u>94,85</u>	<u>97,02</u>	<u>99,05</u>
MaoDENICS	24,72	40,11	50,51	59,16	66,52	72,99	78,80	84,07	88,91	93,40	97,61	101,58	105,37	109,00	112,51	<u>115,90</u>	<u>119,18</u>	<u>122,36</u>	<u>125,43</u>	<u>128,42</u>
ROCInd	243,60	487,20	730,80	974,40	1218,0	1461,6	1705,2	1948,8	2192,4	2436,0	2679,6	2923,2	3166,8	3410,4	3654,0	3897,6	4141,2	4384,8	4628,4	4872,0
MaoROCM	22,47	38,59	51,82	63,06	71,81	79,29	85,57	91,73	97,43	102,57	107,90	112,83	116,92	121,26	125,39	129,02	132,65	136,05	139,28	143,00
MaoROCDP	2,39	3,35	3,98	4,43	4,78	5,07	5,30	5,50	5,68	5,84	5,99	6,14	6,28	6,43	6,57	6,71	6,86	7,01	7,17	7,33

MaoROCICI	17,97	31,57	42,68	52,13	60,39	67,78	74,68	80,35	85,90	91,03	95,81	100,29	104,50	108,48	112,26	115,85	119,27	122,53	125,65	128,63
MaoROCICS	27,32	44,71	58,28	69,50	79,13	87,64	95,46	101,90	108,15	113,93	119,31	124,36	129,14	133,67	138,01	142,16	146,16	150,02	153,76	157,37
PASInd	319,40	638,80	958,20	1277,6	1597,0	1916,4	2235,8	2555,2	2874,6	3194,0	3513,4	3832,8	4152,2	4471,6	4791,0	5110,4	5429,8	5749,2	6068,6	6388
MaoPASM	11,29	18,47	24,00	29,56	34,07	38,50	42,11	45,97	49,72	52,97	56,26	59,58	61,96	64,01	67,07	69,38	71,56	73,52	75,72	78,00
MaoPASDP	1,82	2,56	3,00	3,34	3,62	3,87	4,10	4,29	4,48	4,65	4,82	4,98	5,14	5,30	5,46	5,62	5,78	5,95	6,11	6,28
MaoPASICI	7,82	14,02	19,20	23,73	27,80	31,54	35,14	38,11	41,09	43,89	46,53	49,04	51,43	53,72	55,91	58,01	60,04	61,99	63,87	65,69
MaoPASICS	14,97	24,06	30,97	36,82	42,00	46,71	51,19	54,93	58,63	62,12	65,43	68,58	71,60	74,51	77,32	80,05	82,71	85,30	87,83	90,31

Estimador de Chao 1

N° amostra	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20
Ch1FLOM	47,35	78,64	103,96	123,99	140,51	157,05	171,00	184,31	196,49	207,08	217,13	226,56	234,92	243,11	249,22	257,32	263,25	269,03	274,96	281,59
Ch1FLODP	13,85	16,94	19,18	20,48	21,22	22,10	22,39	23,28	24,02	24,25	24,66	24,82	24,85	24,76	24,45	24,91	24,82	24,66	24,61	24,85
Ch1FLOICI	33,34	59,22	80,61	98,21	113,14	127,93	141,01	152,78	163,63	173,64	182,89	191,90	200,02	208,12	214,54	221,85	227,80	233,70	239,60	245,77
Ch1FLOICS	95,97	132,56	162,06	184,32	201,74	219,66	233,56	248,74	262,41	273,14	283,93	293,41	301,54	309,11	314,18	323,32	328,79	333,99	339,62	346,71
Ch1CAPM	36,08	60,40	82,00	99,31	114,61	128,36	140,78	150,25	158,96	167,51	174,61	181,74	188,10	194,15	199,45	203,56	207,68	211,03	214,07	216,74
Ch1CAPDP	7,50	9,03	10,99	11,91	12,90	13,35	13,85	13,98	13,76	13,86	13,70	13,50	13,37	13,24	12,86	12,42	11,98	11,46	10,94	10,52
Ch1CAPICI	28,93	50,67	69,35	85,05	98,73	111,59	123,07	132,23	141,07	149,36	156,59	163,88	170,33	176,49	182,25	186,94	191,63	195,69	199,46	202,72
Ch1CAPICS	63,66	90,58	116,86	135,91	153,37	167,80	181,09	190,64	198,41	207,00	213,47	219,88	225,69	231,26	235,45	238,28	241,15	243,07	244,69	246,23
Ch1SAFM	25,95	47,23	63,69	75,61	86,85	97,57	106,89	115,44	123,52	130,73	137,30	143,96	149,45	153,94	158,90	164,10	169,11	174,53	179,42	183,79
Ch1SAFDP	5,57	8,77	9,84	9,61	9,82	10,08	9,95	9,82	9,96	9,90	9,96	10,12	10,13	9,87	9,86	9,91	10,00	10,23	10,41	10,59
Ch1SAFICI	21,29	38,66	53,34	65,11	75,77	85,90	95,18	103,74	111,52	118,69	125,11	131,48	136,89	141,67	146,61	151,71	156,55	161,61	166,23	170,34
Ch1SAFICS	48,47	78,88	97,23	107,43	118,52	129,39	137,88	145,73	153,95	160,76	167,34	174,28	179,66	183,35	188,21	193,46	198,63	204,59	209,90	214,74
Ch1DENM	21,89	38,06	49,26	57,53	64,86	73,22	79,04	83,50	87,73	92,64	97,26	100,94	104,54	108,49	112,36					
Ch1DENDP	3,05	4,99	5,74	6,17	6,37	7,20	7,22	7,16	7,24	7,02	7,22	7,19	7,32	7,50	7,95					
Ch1DENICI	19,76	33,95	44,19	51,93	58,92	66,29	71,93	76,40	80,46	85,52	89,85	93,50	96,90	100,61	103,90					
Ch1DENICS	35,45	58,41	71,58	81,03	88,64	99,45	104,94	109,04	113,33	117,24	122,29	125,75	129,63	134,02	139,17					
Ch1ROCM	30,52	49,78	65,26	78,01	88,33	95,32	101,79	108,04	113,52	118,38	123,93	127,85	131,90	135,58	139,91	142,85	145,97	149,11	151,88	155,05
Ch1ROCDP	7,23	8,76	9,65	9,97	10,53	9,87	9,72	9,68	9,39	9,14	9,15	8,50	8,41	8,02	8,04	7,68	7,41	7,23	6,99	6,71
Ch1ROCICI	24,32	41,53	55,65	67,64	77,09	84,59	91,06	97,30	103,02	108,10	113,57	118,19	122,30	126,41	130,66	134,03	137,47	140,79	143,85	147,35
Ch1ROCICS	59,11	82,25	99,54	112,27	123,78	128,08	133,67	139,67	143,96	147,92	153,31	155,07	158,73	161,15	165,44	167,26	169,52	172,04	174,07	176,37
Ch1PASM	13,29	22,39	30,72	38,62	45,85	51,47	56,90	64,56	69,66	76,67	80,64	86,25	89,70	93,18	97,77	101,64	105,22	109,43	114,12	119,99
Ch1PASDP	2,51	4,10	6,26	7,92	9,71	10,22	11,39	13,81	14,33	16,63	16,78	17,92	18,47	19,20	19,81	20,64	21,35	22,66	24,09	26,02

Ch1PASICI	11,67	19,30	25,54	31,70	37,01	41,89	46,05	51,09	55,40	59,86	63,49	67,68	70,46	73,05	76,76	79,63	82,34	85,08	88,14	91,74
Ch1PASICS	24,66	39,94	56,15	69,60	82,68	89,47	98,72	114,38	120,58	135,06	139,06	147,93	153,06	158,70	164,76	171,13	176,85	185,26	194,53	206,35

Estimador de Chao 2

Nº amostra	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20
Ch2FLOM	27,50	98,53	137,51	169,89	186,86	208,88	227,67	237,98	246,81	257,72	265,79	272,72	280,59	289,36	294,35	300,08	306,08	309,87	313,95	322,58
Ch2FLODP	0,00	24,53	30,81	36,00	35,21	37,07	38,34	37,51	36,58	36,48	35,80	34,89	34,61	34,52	33,82	33,50	33,45	32,63	32,01	32,73
Ch2FLOICI	43,50	68,57	97,59	122,03	138,73	157,30	173,64	184,59	194,28	204,94	213,64	221,61	229,67	238,34	244,21	250,29	256,28	261,15	266,06	273,50
Ch2FLOICS	43,50	172,65	226,08	271,17	283,52	309,10	330,18	337,37	342,95	353,00	358,73	362,83	369,61	377,78	380,76	385,49	391,21	392,71	395,03	405,34
Ch2CAPM	26,33	104,81	133,47	158,22	179,94	198,11	210,35	215,40	222,34	228,86	234,34	237,13	242,27	246,51	252,20	255,21	259,22	261,78	262,88	265,27
Ch2CAPDP	0,00	29,80	30,85	32,48	34,55	35,10	34,42	32,24	30,71	29,72	28,75	26,92	26,32	25,54	25,17	24,39	23,91	23,21	22,20	21,77
Ch2CAPICI	41,65	69,06	93,82	114,96	133,05	149,56	162,06	169,72	178,39	186,06	192,72	197,95	203,87	209,14	215,27	219,35	224,02	227,58	230,17	233,18
Ch2CAPICS	41,65	196,21	222,76	249,44	275,40	293,48	302,71	301,18	303,31	306,78	309,41	307,08	310,48	312,53	317,09	318,01	320,71	321,41	319,90	321,20
Ch2SAFM	19,95	101,76	118,10	136,18	151,18	167,37	177,11	184,31	196,33	205,25	207,65	212,98	219,72	222,39	225,73	230,57	235,57	241,86	247,88	251,47
Ch2SAFDP	0,00	36,57	34,23	33,64	33,75	34,74	33,27	31,52	32,49	32,29	30,38	29,62	29,76	28,68	27,92	27,60	27,48	27,72	28,03	27,82
Ch2SAFICI	31,56	60,07	76,60	93,34	107,15	121,12	131,93	140,87	151,22	160,01	164,79	170,95	177,34	181,38	185,69	190,86	195,92	201,75	207,23	211,06
Ch2SAFICS	31,56	218,95	222,23	234,37	247,65	264,99	268,99	270,23	284,31	291,98	288,76	291,67	298,50	298,09	299,21	302,98	307,50	314,23	320,89	323,85
Ch2DENM	30,48	43,28	53,12	63,57	73,41	84,04	91,92	95,67	99,29	105,45	111,18	115,47	119,78	124,50	129,54					
Ch2DENDP	30,48	113,52	112,98	134,23	154,47	177,93	190,94	187,91	187,71	195,16	204,91	210,20	216,85	223,63	234,59					
Ch2DENICI	19,27	61,67	69,74	83,71	96,99	111,82	121,75	123,77	126,45	133,29	140,48	145,22	150,42	155,99	163,06					
Ch2DENICS	0,00	16,17	13,99	16,61	19,15	22,27	23,58	22,02	21,15	21,51	22,50	22,77	23,36	23,88	25,33					
Ch2ROCM	22,47	73,76	101,70	117,60	133,58	141,68	148,09	154,65	163,35	168,22	175,87	184,88	191,49	199,32	205,82	211,68	216,33	220,06	221,00	224,51
Ch2ROCDP	0,00	18,73	23,88	23,80	25,72	25,11	24,46	24,03	24,82	24,32	24,83	26,04	26,73	27,74	28,28	28,83	28,94	28,76	27,68	27,30
Ch2ROCICI	35,55	51,87	72,37	87,15	100,05	108,51	115,43	122,27	129,73	135,09	141,87	149,10	154,66	160,98	166,59	171,57	175,95	179,81	182,11	186,01
Ch2ROCICS	35,55	132,45	173,59	186,74	207,13	212,67	216,61	221,47	232,02	235,19	243,95	256,03	264,35	274,75	282,45	289,62	294,38	297,37	295,20	297,46
Ch2PASM	11,29	38,75	43,53	59,93	70,55	81,69	87,10	92,06	98,49	102,17	109,96	114,75	119,71	122,42	127,93	135,44	140,46	144,01	145,06	149,49
Ch2PASDP	0,00	12,65	12,77	18,83	21,73	24,62	24,69	24,32	24,77	24,30	26,07	26,18	27,18	27,12	27,86	29,98	30,88	31,29	30,32	30,80
Ch2PASICI	17,86	25,30	30,14	39,57	46,55	53,85	58,64	63,48	68,85	72,71	78,11	82,44	86,04	88,62	92,99	97,69	101,37	104,23	106,27	109,84
Ch2PASICS	17,86	81,68	87,23	122,77	141,79	160,94	165,35	167,95	174,64	176,06	188,69	193,15	200,86	203,01	210,25	223,76	231,00	235,43	233,16	238,50

Estimador de ACE

Nº amostra	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20
AceFLOM	52,91	85,32	110,75	130,63	147,52	165,23	179,87	192,40	203,56	214,16	223,36	231,89	240,05	249,12	255,18	261,76	267,74	273,60	279,57	285,72

AceFLODP	17,89	19,67	22,09	22,82	21,32	22,55	19,97	18,95	19,91	20,48	17,23	15,70	14,44	12,21	11,72	11,32	10,49	10,49	10,49	10,49
AceFLOICI	17,85	46,77	67,45	85,90	105,73	121,03	140,73	155,26	164,54	174,02	189,59	201,12	211,75	225,19	232,21	239,57	247,18	253,04	259,01	265,16
AceFLOICS	87,97	123,87	154,05	175,36	189,31	209,43	219,01	229,54	242,58	254,30	257,13	262,66	268,35	273,05	278,15	283,95	288,30	294,16	300,13	306,28
AceCAPM	40,81	64,86	86,16	102,89	117,27	130,88	143,18	151,74	160,71	169,14	176,12	183,15	189,97	196,43	202,10	206,60	211,28	215,28	218,73	221,60
AceCAPDP	11,63	10,62	13,12	13,22	14,96	14,79	16,64	15,41	14,04	12,50	11,48	11,62	11,80	12,02	11,43	10,48	8,68	8,68	8,68	8,68
AceCAPICI	18,02	44,04	60,44	76,98	87,95	101,89	110,57	121,54	133,19	144,64	153,62	160,37	166,84	172,87	179,70	186,06	194,27	198,27	201,72	204,59
AceCAPICS	63,60	85,68	111,88	128,80	146,59	159,87	175,79	181,94	188,23	193,64	198,62	205,93	213,10	219,99	224,50	227,14	228,29	232,29	235,74	238,61
AceSAFM	28,96	49,40	66,38	79,09	90,60	101,40	111,15	119,46	127,63	135,07	141,41	147,92	153,34	157,92	162,50	167,48	172,13	177,00	181,31	185,01
AceSAFDP	11,47	12,79	12,91	14,00	13,10	12,05	11,69	11,31	11,53	10,59	10,25	9,75	9,64	9,18	8,43	6,23	5,13	5,13	5,13	5,13
AceSAFICI	6,48	24,33	41,08	51,65	64,92	77,78	88,24	97,29	105,03	114,31	121,32	128,81	134,45	139,93	145,98	155,27	162,08	166,95	171,26	174,96
AceSAFICS	51,44	74,47	91,68	106,53	116,28	125,02	134,06	141,63	150,23	155,83	161,50	167,03	172,23	175,91	179,02	179,69	182,18	187,05	191,36	195,06
AceDENM	23,78	39,23	50,06	58,35	65,48	73,26	79,42	83,90	88,13	93,46	98,13	101,98	105,69	109,58	113,39					
AceDENDP	10,33	11,33	9,64	9,87	10,53	10,14	10,14	9,27	8,47	8,30	7,00	5,90	5,90	5,90	5,90					
AceDENICI	3,53	17,02	31,17	39,00	44,84	53,39	59,55	65,73	71,53	77,19	84,41	90,42	94,13	98,02	101,83					
AceDENICS	44,03	61,44	68,95	77,70	86,12	93,13	99,29	102,07	104,73	109,73	111,85	113,54	117,25	121,14	124,95					
AceROCM	30,88	50,12	64,63	77,11	86,93	94,92	101,56	107,38	113,40	118,60	124,26	129,10	133,49	137,80	142,32	145,68	149,06	152,48	155,55	158,85
AceROCDP	12,84	12,27	11,11	9,57	8,56	9,23	8,61	7,69	7,17	7,63	7,08	7,12	6,81	6,58	6,00	5,29	4,97	4,97	4,97	4,97
AceROCICI	5,71	26,07	42,85	58,35	70,15	76,83	84,68	92,31	99,35	103,65	110,38	115,14	120,14	124,90	130,56	135,31	139,32	142,74	145,81	149,11
AceROCICS	56,05	74,17	86,41	95,87	103,71	113,01	118,44	122,45	127,45	133,55	138,14	143,06	146,84	150,70	154,08	156,05	158,80	162,22	165,29	168,59
AcePASM	14,83	24,06	31,24	39,06	45,70	51,17	55,69	61,31	65,57	70,21	73,70	77,93	80,60	83,16	86,93	89,82	92,43	94,65	97,04	100,45
AcePASDP	6,86	11,15	9,81	10,05	10,67	12,34	12,28	12,24	12,62	11,69	11,46	11,11	10,92	11,24	10,22	8,84	8,29	8,29	8,29	8,29
AcePASICI	1,38	2,21	12,01	19,36	24,79	26,98	31,62	37,32	40,83	47,30	51,24	56,15	59,20	61,13	66,90	72,49	76,18	78,40	80,79	84,20
AcePASICS	28,28	45,91	50,47	58,76	66,61	75,36	79,76	85,30	90,31	93,12	96,16	99,71	102,00	105,19	106,96	107,15	108,68	110,90	113,29	116,70

Estimador de ICE

N° amostra	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20
IceFLOM	27,50	309,22	238,37	233,48	239,66	257,73	274,89	284,04	296,59	311,43	324,04	332,25	338,99	345,37	344,36	345,02	349,16	354,68	360,28	367,54
IceFLODP	5,36	123,08	76,54	58,18	43,86	41,55	40,74	35,90	37,15	36,47	33,06	31,92	27,96	24,36	23,41	22,04	20,42	20,42	20,42	20,42
IceFLOICI	16,99	67,98	88,35	119,45	153,69	176,29	195,04	213,68	223,78	239,95	259,24	269,69	284,19	297,62	298,48	301,82	309,14	314,66	320,26	327,52
IceFLOICS	38,01	550,46	388,39	347,51	325,63	339,17	354,74	354,40	369,40	382,91	388,84	394,81	393,79	393,12	390,24	388,22	389,18	394,70	400,30	407,56
IceCAPM	26,33	360,36	235,34	226,93	234,41	245,59	256,95	262,06	272,24	280,70	287,08	291,61	293,88	294,11	296,50	294,88	296,22	298,69	299,91	302,36
IceCAPDP	3,44	191,90	70,39	55,89	58,06	49,07	50,82	42,76	40,93	36,01	34,28	31,65	28,27	27,45	26,63	24,85	19,92	19,92	19,92	19,92

IceCAPICI	19,59	-15,76	97,38	117,39	120,61	149,41	157,34	178,25	192,02	210,12	219,89	229,58	238,47	240,31	244,31	246,17	257,18	259,65	260,87	263,32
IceCAPICS	33,07	736,48	373,30	336,47	348,21	341,77	356,56	345,87	352,46	351,28	354,27	353,64	349,29	347,91	348,69	343,59	335,26	337,73	338,95	341,40
IceSAFM	19,95	429,78	235,46	206,49	202,05	211,39	218,10	223,59	231,33	241,88	246,56	254,21	261,23	264,73	266,46	267,59	265,21	264,41	266,30	269,76
IceSAFDP	8,03	350,83	99,23	61,80	48,13	48,88	42,56	35,56	33,14	32,51	29,45	25,48	26,27	24,71	23,42	19,10	16,23	16,23	16,23	16,23
IceSAFICI	4,21	- 257,85	40,97	85,36	107,72	115,59	134,68	153,89	166,38	178,16	188,84	204,27	209,74	216,30	220,56	230,15	233,40	232,60	234,49	237,95
IceSAFICS	35,69	1117,4	429,95	327,62	296,38	307,19	301,52	293,29	296,28	305,60	304,28	304,15	312,72	313,16	312,36	305,03	297,02	296,22	298,11	301,57
IceDENM	19,27	185,24	109,99	107,70	112,30	122,83	131,09	135,43	138,91	147,45	154,04	159,05	163,97	169,59	174,90					
IceDENDP	7,33	116,51	35,48	26,20	26,65	25,07	24,89	22,35	19,78	18,70	15,03	11,27	11,27	11,27	11,27					
IceDENICI	4,90	-43,12	40,45	56,35	60,07	73,69	82,31	91,62	100,14	110,80	124,58	136,96	141,88	147,50	152,81					
IceDENICS	33,64	413,60	179,53	159,05	164,53	171,97	179,87	179,24	177,68	184,10	183,50	181,14	186,06	191,68	196,99					
IceROCM	22,47	229,08	168,45	163,90	170,71	175,55	179,66	185,57	192,67	198,82	200,45	205,10	207,82	211,85	216,83	220,66	223,63	227,10	230,32	233,95
IceROCDP	7,80	111,88	46,54	32,28	32,38	31,30	26,53	25,51	22,97	22,53	20,24	21,08	19,72	19,17	17,00	15,73	15,04	15,04	15,04	15,04
IceROCICI	7,18	9,80	77,23	100,63	107,25	114,20	127,66	135,57	147,65	154,66	160,78	163,78	169,17	174,28	183,51	189,83	194,15	197,62	200,84	204,47
IceROCICS	37,76	448,36	259,67	227,17	234,17	236,90	231,66	235,57	237,69	242,98	240,12	246,42	246,47	249,42	250,15	251,49	253,11	256,58	259,80	263,43
IcePASM	11,29	119,30	80,90	80,54	88,22	97,39	103,68	110,53	120,10	126,40	134,51	141,68	144,86	145,90	149,74	153,25	155,56	153,07	151,49	153,13
IcePASDP	5,35	147,93	65,92	35,47	32,44	32,35	33,13	31,77	33,16	30,11	30,57	29,24	30,14	28,85	23,98	22,66	20,42	20,42	20,42	20,42
IcePASICI	0,80	- 170,64	-48,30	11,02	24,64	33,98	38,75	48,26	55,11	67,38	74,59	84,37	85,79	89,35	102,74	108,84	115,54	113,05	111,47	113,11
IcePASICS	21,78	409,24	210,10	150,06	151,80	160,80	168,61	172,80	185,09	185,42	194,43	198,99	203,93	202,45	196,74	197,66	195,58	193,09	191,51	193,15

Estimador de Jacknife 1

N° amostra	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20
Jk1FLOM	27,50	68,16	97,71	121,33	140,74	159,34	176,11	189,47	201,69	213,89	224,77	235,19	244,88	254,88	262,64	269,96	276,71	283,63	290,20	297,00
Jk1FLODP	0,00	3,10	4,93	5,54	6,34	7,08	7,71	8,30	8,85	9,29	9,67	10,07	10,32	10,65	10,69	10,83	10,80	10,85	10,91	10,94
Jk1FLOICI	27,50	62,08	88,05	110,47	128,31	145,46	161,00	173,20	184,34	195,68	205,82	215,45	224,65	234,01	241,69	248,73	255,54	262,36	268,82	275,56
Jk1FLOICS	27,50	74,24	107,37	132,19	153,17	173,22	191,22	205,74	219,04	232,10	243,72	254,93	265,11	275,75	283,59	291,19	297,88	304,90	311,58	318,44
Jk1CAPM	26,33	65,66	94,04	117,08	135,86	153,82	168,72	180,60	192,64	203,14	212,31	221,35	229,17	236,51	244,12	250,01	256,15	261,36	265,92	269,80
Jk1CAPDP	0,00	1,90	3,36	4,17	4,97	5,69	6,25	6,69	7,08	7,56	7,74	8,03	8,25	8,48	8,68	8,87	9,08	9,22	9,31	9,41
Jk1CAPICI	26,33	61,94	87,45	108,91	126,12	142,67	156,47	167,49	178,76	188,32	197,14	205,61	213,00	219,89	227,11	232,62	238,35	243,29	247,67	251,36
Jk1CAPICS	26,33	69,38	100,63	125,25	145,60	164,97	180,97	193,71	206,52	217,96	227,48	237,09	245,34	253,13	261,13	267,40	273,95	279,43	284,17	288,24
Jk1SAFM	19,95	51,00	74,94	94,02	110,12	124,96	138,42	150,40	161,03	171,08	179,12	187,25	194,30	200,42	206,38	212,79	218,64	224,84	230,51	235,05
Jk1SAFDP	0,00	5,08	7,20	8,05	8,80	9,51	9,77	9,92	10,05	10,21	10,05	10,13	10,09	10,10	9,97	10,02	9,89	9,77	9,50	9,30

Jk1SAFICI	19,95	41,04	60,83	78,24	92,87	106,32	119,27	130,96	141,33	151,07	159,42	167,40	174,52	180,62	186,84	193,15	199,26	205,69	211,89	216,82
Jk1SAFICS	19,95	60,96	89,05	109,80	127,37	143,60	157,57	169,84	180,73	191,09	198,82	207,10	214,08	220,22	225,92	232,43	238,02	243,99	249,13	253,28
Jk1DENM	19,27	45,76	61,90	73,50	83,55	94,05	102,24	108,17	113,23	120,22	125,94	130,65	134,92	139,71	143,87					
Jk1DENDP	0,00	4,55	6,90	7,73	8,40	9,15	9,65	9,86	9,84	9,85	10,00	9,94	10,01	9,95	9,93					
Jk1DENICI	19,27	36,84	48,38	58,35	67,09	76,12	83,33	88,84	93,94	100,91	106,34	111,17	115,30	120,21	124,41					
Jk1DENICS	19,27	54,68	75,42	88,65	100,01	111,98	121,15	127,50	132,52	139,53	145,54	150,13	154,54	159,21	163,33					
Jk1ROCM	22,47	54,37	77,16	95,13	108,83	119,71	128,53	136,97	144,82	151,57	158,75	165,50	170,88	176,69	182,39	187,25	191,97	196,58	200,68	205,70
Jk1ROCDP	0,00	4,33	6,81	7,88	8,44	8,64	8,96	9,26	9,23	9,20	9,33	9,59	9,71	9,74	9,86	9,95	10,09	10,22	10,39	10,60
Jk1ROCI	22,47	45,88	63,81	79,69	92,29	102,78	110,97	118,82	126,73	133,54	140,46	146,70	151,85	157,60	163,06	167,75	172,19	176,55	180,32	184,92
Jk1ROCICS	22,47	62,86	90,51	110,57	125,37	136,64	146,09	155,12	162,91	169,60	177,04	184,30	189,91	195,78	201,72	206,75	211,75	216,61	221,04	226,48
Jk1PASM	11,29	25,83	35,43	44,75	52,20	59,31	64,84	70,74	76,65	81,57	86,61	91,63	95,01	97,87	102,44	106,12	109,46	112,24	115,32	118,85
Jk1PASDP	0,00	2,86	5,08	6,60	7,22	7,85	8,29	8,65	9,16	9,46	9,88	10,21	10,39	10,50	10,85	11,17	11,34	11,38	11,57	11,72
Jk1PASICI	11,29	20,22	25,47	31,81	38,05	43,92	48,59	53,79	58,70	63,03	67,25	71,62	74,65	77,29	81,17	84,23	87,23	89,94	92,64	95,88
Jk1PASICS	11,29	31,44	45,39	57,69	66,35	74,70	81,09	87,69	94,60	100,11	105,97	111,64	115,37	118,45	123,71	128,01	131,69	134,54	138,00	141,82

Estimador de Jacknife 2

N° amostra	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20
Jk2FLOM	0,00	50,60	88,67	115,91	141,53	163,40	184,56	201,97	213,81	225,86	242,23	253,75	268,47	282,17	289,37	296,64	305,15	312,35	319,35	328,00
Jk2FLODP	0,00	85,72	135,91	174,35	200,37	227,30	248,66	263,71	280,81	297,76	306,83	318,55	325,75	334,89	343,93	352,22	358,35	365,55	372,55	381,20
Jk2FLOICI	0,00	68,16	112,29	145,13	170,95	195,35	216,61	232,84	247,31	261,81	274,53	286,15	297,11	308,53	316,65	324,43	331,75	338,95	345,95	354,60
Jk2FLOICS	0,00	8,96	12,05	14,91	15,01	16,30	16,35	15,75	17,09	18,34	16,48	16,53	14,61	13,45	13,92	14,18	13,57	13,57	13,57	13,57
Jk2CAPM	0,00	65,66	108,27	139,97	164,64	187,73	205,90	219,46	233,27	244,98	254,62	263,45	271,24	278,39	286,16	291,40	297,59	302,13	305,33	308,74
Jk2CAPDP	0,00	6,42	9,86	12,88	15,96	15,89	18,08	18,68	18,52	16,90	17,41	17,10	17,08	17,17	17,42	17,32	14,47	14,47	14,47	14,47
Jk2CAPICI	0,00	53,08	88,94	114,73	133,36	156,59	170,46	182,85	196,97	211,86	220,50	229,93	237,76	244,74	252,02	257,45	269,23	273,77	276,97	280,38
Jk2CAPICS	0,00	78,24	127,60	165,21	195,92	218,87	241,34	256,07	269,57	278,10	288,74	296,97	304,72	312,04	320,30	325,35	325,95	330,49	333,69	337,10
Jk2SAFM	0,00	51,00	86,85	113,48	134,73	153,87	170,47	184,63	197,54	209,59	217,93	227,03	235,06	241,22	247,36	254,47	260,91	268,21	274,84	279,72
Jk2SAFDP	0,00	12,61	15,19	18,60	18,36	17,62	17,32	17,13	17,52	17,13	16,40	14,54	14,94	14,38	13,62	10,34	8,91	8,91	8,91	8,91
Jk2SAFICI	0,00	26,28	57,08	77,02	98,74	119,33	136,52	151,06	163,20	176,02	185,79	198,53	205,78	213,04	220,66	234,20	243,45	250,75	257,38	262,26
Jk2SAFICS	0,00	75,72	116,62	149,94	170,72	188,41	204,42	218,20	231,88	243,16	250,07	255,53	264,34	269,40	274,06	274,74	278,37	285,67	292,30	297,18
Jk2DENM	0,00	45,76	69,83	85,51	98,58	112,20	122,72	129,25	134,97	143,07	150,14	155,59	160,78	166,72	172,53					
Jk2DENDP	0,00	11,11	12,37	14,43	16,90	16,84	17,10	15,93	14,54	13,84	11,42	8,93	8,93	8,93	8,93					
Jk2DENICI	0,00	23,98	45,58	57,23	65,46	79,19	89,20	98,03	106,47	115,94	127,76	138,09	143,28	149,22	155,03					

Jk2DENICS	0,00	67,54	94,08	113,79	131,70	145,21	156,24	160,47	163,47	170,20	172,52	173,09	178,28	184,22	190,03						
Jk2ROCM	0,00	54,37	88,21	112,40	130,32	143,54	154,23	163,94	173,41	180,83	189,27	197,66	204,30	211,47	218,26	224,16	229,57	234,83	238,93	244,64	
Jk2ROCDP	0,00	11,82	13,93	13,58	14,88	15,24	14,86	15,87	14,86	16,03	15,39	15,31	14,99	15,24	14,63	13,62	13,40	13,40	13,40	13,40	
Jk2ROCI	0,00	31,20	60,91	85,78	101,16	113,67	125,10	132,83	144,28	149,41	159,11	167,65	174,92	181,60	189,59	197,46	203,31	208,57	212,67	218,38	
Jk2ROCICS	0,00	77,54	115,51	139,02	159,48	173,41	183,36	195,05	202,54	212,25	219,43	227,67	233,68	241,34	246,93	250,86	255,83	261,09	265,19	270,90	
Jk2PASM	0,00	25,83	40,35	53,17	63,26	72,69	79,71	87,06	94,60	100,72	107,26	113,43	117,62	121,17	126,90	131,96	136,47	140,05	143,59	148,17	
Jk2PASDP	0,00	9,49	12,26	13,81	14,22	15,79	16,82	17,30	18,41	17,32	17,10	16,04	16,10	16,21	13,88	12,52	11,42	11,42	11,42	11,42	
Jk2PASICI	0,00	7,23	16,32	26,10	35,39	41,74	46,74	53,15	58,52	66,77	73,74	81,99	86,06	89,40	99,70	107,42	114,09	117,67	121,21	125,79	
Jk2PASICS	0,00	44,43	64,38	80,24	91,13	103,64	112,68	120,97	130,68	134,67	140,78	144,87	149,18	152,94	154,10	156,50	158,85	162,43	165,97	170,55	

Estimador de Bootstrap

N° amostra	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20
BooFLOM	27,50	58,11	79,82	97,62	112,60	127,00	140,26	151,22	161,27	171,30	180,33	189,27	197,51	205,92	212,89	219,47	225,55	231,81	237,77	243,56
BooFLODP	5,36	7,59	7,62	8,36	8,06	8,66	8,29	8,01	8,37	8,96	8,08	7,86	7,25	6,55	6,38	6,21	5,81	5,81	5,81	5,81
BooFLOICI	16,99	43,23	64,88	81,23	96,80	110,03	124,01	135,52	144,86	153,74	164,49	173,86	183,30	193,08	200,39	207,30	214,16	220,42	226,38	232,17
BooFLOICS	38,01	72,99	94,76	114,01	128,40	143,97	156,51	166,92	177,68	188,86	196,17	204,68	211,72	218,76	225,39	231,64	236,94	243,20	249,16	254,95
BooCAPM	26,33	55,80	76,64	94,11	108,68	122,81	134,88	144,91	155,03	164,02	172,13	180,29	187,40	194,17	201,04	206,74	212,47	217,60	222,39	226,42
BooCAPDP	3,44	5,33	6,12	6,92	7,49	7,42	7,60	7,89	7,98	7,40	7,40	7,28	6,90	6,83	6,40	6,19	5,30	5,30	5,30	5,30
BooCAPICI	19,59	45,35	64,64	80,55	94,00	108,27	119,98	129,45	139,39	149,52	157,63	166,02	173,88	180,78	188,50	194,61	202,08	207,21	212,00	216,03
BooCAPICS	33,07	66,25	88,64	107,67	123,36	137,35	149,78	160,37	170,67	178,52	186,63	194,56	200,92	207,56	213,58	218,87	222,86	227,99	232,78	236,81
BooSAFM	19,95	43,17	60,59	74,87	87,30	98,89	109,71	119,63	128,36	136,63	143,73	150,69	156,73	162,30	167,73	173,36	178,58	183,89	188,80	192,99
BooSAFDP	8,03	10,72	10,83	12,19	11,85	11,17	10,64	10,18	10,29	9,07	8,49	8,02	7,58	7,18	6,49	4,87	4,14	4,14	4,14	4,14
BooSAFICI	4,21	22,16	39,36	50,98	64,07	77,00	88,86	99,68	108,19	118,85	127,09	134,97	141,87	148,23	155,01	163,81	170,47	175,78	180,69	184,88
BooSAFICS	35,69	64,18	81,82	98,76	110,53	120,78	130,56	139,58	148,53	154,41	160,37	166,41	171,59	176,37	180,45	182,91	186,69	192,00	196,91	201,10
BooDENM	19,27	39,27	51,56	60,66	68,72	77,02	83,54	88,67	93,10	99,00	103,79	107,88	111,54	115,58	118,92					
BooDENDP	7,33	9,47	8,46	9,09	9,92	9,76	9,73	9,13	8,45	8,29	6,87	5,41	5,41	5,41	5,41					
BooDENICI	4,90	20,71	34,98	42,84	49,28	57,89	64,47	70,78	76,54	82,75	90,32	97,28	100,94	104,98	108,32					
BooDENICS	33,64	57,83	68,14	78,48	88,16	96,15	102,61	106,56	109,66	115,25	117,26	118,48	122,14	126,18	129,52					
BooROCM	22,47	46,48	63,44	77,38	88,12	97,05	104,40	111,57	118,17	124,05	130,18	135,84	140,45	145,37	150,15	154,27	158,36	162,26	165,91	170,17
BooROCDP	7,80	10,10	10,25	9,43	9,31	9,29	8,93	8,80	8,16	8,32	7,62	7,46	7,32	7,24	6,60	5,91	5,60	5,60	5,60	5,60
BooROCI	7,18	26,68	43,35	58,90	69,87	78,84	86,90	94,32	102,18	107,74	115,24	121,22	126,10	131,18	137,21	142,69	147,38	151,28	154,93	159,19
BooROCICS	37,76	66,28	83,53	95,86	106,37	115,26	121,90	128,82	134,16	140,36	145,12	150,46	154,80	159,56	163,09	165,85	169,34	173,24	176,89	181,15

BooPASM	11,29	22,15	29,26	36,30	41,96	47,45	51,84	56,55	61,18	65,13	69,12	73,15	75,94	78,31	82,00	84,81	87,42	89,70	92,28	95,05
BooPASDP	5,35	7,88	8,27	8,74	8,44	8,96	9,27	9,44	9,88	9,39	9,04	8,55	8,31	8,30	7,36	6,32	5,79	5,79	5,79	5,79
BooPASICI	0,80	6,71	13,05	19,17	25,42	29,89	33,67	38,05	41,82	46,73	51,40	56,39	59,65	62,04	67,57	72,42	76,07	78,35	80,93	83,70
BooPASICS	21,78	37,59	45,47	53,43	58,50	65,01	70,01	75,05	80,54	83,53	86,84	89,91	92,23	94,58	96,43	97,20	98,77	101,05	103,63	106,40

Para plantio de dendê a partir da 16ª amostra foi extrapolado o número de indivíduos e espécies por Mao Tao (número em itálicos e sublinhados),

Apêndice 3. Estimadores de riqueza: Mao Tao (Mao), Chao 1 (Ch1), Chao 2 (Ch2), ACE (Ace), ICE (Ice), Jacknife 1 (Jk1), Jacknife 2 (Jk2) e Boostrap (Boo), baseados em amostras por usos da terra: floresta (FLO), capoeira (CAP) sistema agroflorestal (SAF), para o estrato médio da vegetação, na região do Vale do Rio Acará, Brasil, Ind = indivíduos, M = média, DP = desvio-padrão, ICI e ICS = intervalos de confiança inferior e superior respectivamente.

Estrato Médio																				
Estimador de Mao Tao																				
Nº amostra	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20
FLOInd	61,65	123,3	184,95	246,6	308,25	369,9	431,55	493,2	554,85	616,5	678,15	739,8	801,45	863,1	924,75	986,4	1048,0	1109,7	1171,3	1233
MaoFLOM	32,17	56,98	77,14	94,1	108,65	121,47	133,13	142,67	151,84	160,22	167,96	175,15	181,88	188,2	194,18	199,85	205,24	210,39	215,3	220
MaoFLODP	2,32	3,64	4,51	5,13	5,6	5,96	6,24	6,47	6,67	6,84	7	7,15	7,29	7,43	7,58	7,72	7,87	8,03	8,19	8,36
MaoFLOICI	27,61	49,84	68,3	84,04	97,68	109,79	120,89	129,99	138,77	146,81	154,24	161,14	167,59	173,64	179,33	184,72	189,82	194,66	199,25	203,62
MaoFLOICS	36,72	64,12	85,98	104,16	119,63	133,15	145,36	155,36	164,91	173,64	181,68	189,17	196,17	202,77	209,03	214,98	220,67	226,12	231,35	236,38
CAPInd	68,90	137,80	206,70	275,60	344,50	413,40	482,30	551,20	620,10	689,00	757,90	826,80	895,70	964,60	1033,5 0	1102,4 0	1171,3 0	1240,2 0	1309,1 0	1378,0 0
MaoCAPM	29,91	53,75	73,68	90,84	105,97	119,52	132,22	142,69	152,94	162,47	171,39	179,78	187,73	195,29	202,53	209,47	216,16	222,63	228,90	235,00
MaoCAPDP	2,30	3,71	4,70	5,45	6,06	6,57	7,00	7,36	7,69	7,99	8,27	8,54	8,80	9,05	9,30	9,55	9,80	10,06	10,32	10,59
MaoCAPICI	25,41	46,49	64,48	80,15	94,09	106,65	118,51	128,27	137,88	146,81	155,17	163,04	170,49	177,56	184,30	190,75	196,95	202,92	208,68	214,25
MaoCAPICS	34,41	61,01	82,89	101,53	117,85	132,39	145,94	157,11	168,01	178,13	187,60	196,52	204,97	213,03	220,75	228,18	235,37	242,34	249,13	255,75
SAFInd	20,9	41,8	62,7	83,6	104,5	125,4	146,3	167,2	188,1	209	229,9	250,8	271,7	292,6	313,5	334,4	355,3	376,2	397,1	418
MaoSAFM	4,85	8,79	12,32	15,65	18,84	21,92	25,08	27,75	30,54	33,25	35,89	38,46	40,97	43,42	45,8	48,14	50,42	52,66	54,85	57
MaoSAFDP	0,98	1,46	1,8	2,1	2,39	2,68	2,97	3,23	3,5	3,76	4,01	4,26	4,5	4,74	4,97	5,21	5,44	5,67	5,9	6,13
MaoSAFICI	2,92	5,93	8,8	11,53	14,14	16,66	19,25	21,41	23,69	25,89	28,04	30,12	32,15	34,13	36,06	37,93	39,76	41,55	43,29	44,99
MaoSAFICS	6,78	11,65	15,85	19,77	23,53	27,18	30,91	34,08	37,39	40,61	43,75	46,81	49,79	52,7	55,55	58,34	61,08	63,77	66,41	69,01
Estimador de Chao 1																				
Nº amostra	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20
Ch1FLOM	61,37	101,05	132,69	151,57	168,1	181,3	192,56	207,28	218,29	229,33	239,75	249,66	255,89	263,68	272,01	279,8	287,37	291,11	296,73	301,21
Ch1FLODP	18,38	21,33	23,36	22,58	22,21	21,74	21,4	22,49	22,73	23,27	23,84	24,6	24,24	24,27	24,74	25,26	25,7	25,03	24,93	24,63
Ch1FLOICI	41,47	74,81	102,37	121,36	137,86	151,38	162,91	175,91	186,41	196,53	205,99	214,73	221,36	228,96	236,51	243,45	250,29	254,91	260,57	265,41
Ch1FLOICS	122,58	165,1	199,74	214,75	229,29	240,65	250,6	267,94	279,29	291,53	303,19	314,97	320,04	327,7	337,08	346,1	354,65	356,47	361,67	365,24
Ch1CAPM	56,48	91,56	121,55	144,53	159,49	175,39	189,64	202,60	214,28	227,55	239,20	250,99	260,97	272,51	284,33	294,48	306,87	316,24	325,26	336,18
Ch1CAPDP	16,81	18,93	20,37	20,39	20,11	20,38	20,46	20,84	21,15	22,27	22,74	23,13	23,54	24,51	25,54	26,19	27,46	28,30	29,25	30,38
Ch1CAPICI	38,58	69,03	95,69	117,72	132,59	147,74	161,57	173,79	184,83	196,38	207,16	218,20	227,46	237,48	247,68	256,76	267,18	275,21	282,77	291,88

Ch1CAPICS	113,29	150,08	181,16	202,41	215,77	231,74	245,63	259,24	271,44	287,45	300,01	312,47	323,35	337,22	351,51	363,16	378,62	389,98	401,34	414,96
Ch1SAFM	6,54	10,94	15,33	18,56	23,43	28,63	33,13	37,69	41,97	45,98	49,6	52,15	54,98	57,96	61,09	64,34	67,07	70,08	73,03	75,03
Ch1SAFDP	2,07	2,98	4,18	4,78	5,57	6,82	7,59	8,33	8,82	9,23	9,43	9,73	9,76	9,9	9,85	9,99	9,85	9,95	10,02	9,94
Ch1SAFICI	5,22	8,9	12,2	14,82	18,84	22,66	26,18	29,79	33,34	36,72	39,9	42,02	44,67	47,35	50,35	53,29	56,03	58,8	61,55	63,57
Ch1SAFICS	16,01	24,36	33,4	38,72	46,13	55,38	61,9	68,47	73,79	78,63	82,33	85,57	88,15	91,17	93,73	97,03	99	102,02	104,92	106,47

Estimador de Chao 2

Nº amostra	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20
Ch2FLOM	31,73	144,89	173,05	184,36	196,62	207,38	215,65	228,49	240,2	250,51	259,17	270,04	278,62	286,99	295,89	303,89	309,37	312,98	316,29	318,87
Ch2FLODP	0	42,16	37,33	31,49	28,91	27,29	25,81	26,11	26,56	26,81	26,87	27,91	28,35	28,57	29,2	29,78	29,59	28,91	28,15	27,32
Ch2FLOICI	50,2	92,97	123,15	140,48	155,56	168,19	178,31	190,52	201,45	211,26	219,73	229,04	236,9	244,84	252,74	259,81	265,5	270,01	274,36	278,09
Ch2FLOICS	50,2	271,46	277,55	269,36	273,35	279,12	283,05	296,36	309,04	319,79	328,45	341,91	351,54	360,31	370,7	380,1	384,94	386,69	387,91	388,26
Ch2CAPM	29,95	151,06	177,62	208,23	223,59	240,05	248,72	258,29	273,60	286,33	301,81	316,73	327,45	344,24	359,98	374,78	392,72	406,53	420,17	441,23
Ch2CAPDP	0,00	45,24	40,35	40,11	38,49	37,59	34,85	33,58	34,60	35,11	36,48	37,43	37,76	39,86	41,64	43,30	45,72	47,53	49,48	53,16
Ch2CAPICI	47,38	95,24	124,07	152,68	169,24	186,10	198,00	209,02	222,56	234,31	247,55	260,81	270,86	284,34	297,23	309,38	323,52	334,46	345,06	360,44
Ch2CAPICS	47,38	286,85	291,32	317,12	326,28	338,91	339,26	344,88	362,41	376,08	394,74	411,72	422,97	444,81	464,80	483,57	507,34	525,51	543,91	574,06
Ch2SAFM	4,94	21,37	30,29	43,73	62,79	81,79	88,27	95,37	102,65	114,76	121,76	120,44	124,3	130,25	134,69	139,64	141,75	144,38	150,38	152,32
Ch2SAFDP	0	9,15	13,69	20,07	28,38	37,01	39,03	42,72	43,81	48,16	49,64	46,48	46,13	47,16	46,49	46,48	44,84	43,57	44,08	43,1
Ch2SAFICI	7,81	12,37	16,95	23,19	32,61	41,63	45,85	49,32	54,57	61,22	65,98	67,43	71,05	75,28	79,62	83,91	87,19	90,61	95,31	97,92
Ch2SAFICS	7,81	54,51	80,01	113,96	159,16	205,36	218,3	238,24	247,14	271,94	282,38	269,05	270,34	278,4	278,81	282,32	277,69	274,89	281,06	279

Estimador de Ace

Nº amostra	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20
AceFLOM	68,98	114,57	144,27	161,85	176,46	187,41	196,56	207,58	217,3	226,34	235,79	243,27	250,36	258,3	265,91	272,47	279,11	284,76	290,86	295,94
AceFLODP	20,15	27,2	30,2	26,54	23,96	23,26	18,37	17,54	16,32	15,68	14,74	14,54	14,68	13,23	12,76	12,12	10,93	10,93	10,93	10,93
AceFLOICI	29,486	61,258	85,078	109,83	129,49	141,82	160,55	173,20	185,31	195,60	206,89	214,77	221,58	232,36	240,90	248,71	257,68	263,33	269,43	274,51
AceFLOICS	108,47	167,88	203,46	213,86	223,42	232,99	232,56	241,95	249,28	257,07	264,68	271,76	279,13	284,23	290,91	296,22	300,53	306,18	312,28	317,36
AceCAPM	65,36	97,00	126,01	150,94	165,93	181,66	195,57	207,25	217,76	228,15	238,40	249,22	257,46	266,61	275,84	284,20	293,95	301,70	308,47	317,54
AceCAPDP	27,92	24,35	22,17	22,69	22,68	23,30	21,49	22,24	20,13	19,53	20,08	19,37	17,83	16,57	15,25	14,47	12,90	12,90	12,90	12,90
AceCAPICI	10,64	49,27	82,56	106,47	121,48	135,99	153,45	163,66	178,31	189,87	199,04	211,25	222,51	234,13	245,95	255,84	268,67	276,42	283,19	292,26
AceCAPICS	120,08	144,73	169,46	195,41	210,38	227,33	237,69	250,84	257,21	266,43	277,76	287,19	292,41	299,09	305,73	312,56	319,23	326,98	333,75	342,82
AceSAFM	7,85	12,99	17,64	21,08	26,17	31,7	36,19	41,35	45,7	50,03	54,03	56,8	59,75	63,28	66,92	70,7	74,15	77,64	81,03	83,53
AceSAFDP	8,2	8,6	9,98	11,02	11,44	13,05	14,34	13,98	14,22	13,6	12,66	11,59	11,38	10,63	10,29	9,69	8,6	8,6	8,6	8,6

AceSAFICI	-8,22	-3,86	-1,92	-0,51	3,7476	6,12	8,08	13,94	17,82	23,37	29,21	34,08	37,44	42,44	46,75	51,70	57,29	60,78	64,17	66,67
AceSAFICS	23,92	29,84	37,20	42,67	48,59	57,27	64,29	68,75	73,57	76,68	78,84	79,51	82,05	84,11	87,08	89,69	91,01	94,49	97,88	100,38

Estimador de Ice

N° amostra	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20
IceFLOM	31,73	526,58	321,9	268,94	257,45	255,09	256,81	263,65	270,98	278,2	285,08	291,23	296,61	301,97	305,5	307,45	311,22	315,73	321,52	327,11
IceFLODP	5,47	376,7	157,48	63,26	46,05	42,28	32,65	27,17	27,1	24,92	23,25	23,34	22,56	20,02	18,68	17,56	15,75	15,75	15,75	15,75
IceFLOICI	21,01	-211,7	13,239	144,95	167,19	172,22	192,81	210,39	217,86	229,35	239,51	245,48	252,39	262,73	268,88	273,03	280,35	284,86	290,65	296,24
IceFLOICS	42,45	1264,9	630,56	392,92	347,70	337,95	320,80	316,90	324,09	327,04	330,65	336,97	340,82	341,20	342,11	341,86	342,09	346,6	352,39	357,98
IceCAPM	29,95	541,68	331,91	305,33	293,39	299,85	301,54	305,73	316,82	325,58	337,31	349,73	357,58	367,72	375,59	382,94	393,63	400,35	407,49	415,39
IceCAPDP	9,58	291,91	101,85	68,22	57,39	53,19	44,79	41,71	40,23	38,94	40,93	38,78	34,39	32,61	31,22	27,00	23,75	23,75	23,75	23,75
IceCAPICI	11,17	-30,46	132,28	171,62	180,91	195,60	213,75	223,98	237,97	249,26	257,09	273,72	290,18	303,80	314,40	330,02	347,08	353,80	360,94	368,84
IceCAPICS	48,73	1113,8 2	531,54	439,04	405,87	404,10	389,33	387,48	395,67	401,90	417,53	425,74	424,98	431,64	436,78	435,86	440,18	446,90	454,04	461,94
IceSAFM	4,94	63,31	80,8	82,86	98,45	123,64	137,41	154,47	173,75	194,06	212,33	218,98	222,76	226,59	225,19	228,71	236,3	239,26	249,22	254,98
IceSAFDP	3,75	93,5	91,96	74,17	77,05	95,37	88,86	84,97	86,98	92,09	90,15	76,48	59,27	53,73	49,41	44,38	41,34	41,34	41,34	41,34
IceSAFICI	-2,41	-119,9	-99,44	-62,51	-52,56	-63,28	-36,75	-12,07	3,26	13,56	35,63	69,07	106,59	121,27	128,34	141,72	155,27	158,23	168,19	173,95
IceSAFICS	12,29	246,57	261,04	228,23	249,46	310,56	311,57	321,01	344,23	374,55	389,02	368,88	338,92	331,90	322,03	315,69	317,32	320,28	330,24	336,00

Estimador de Jacknife 1

N° amostra	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20
Jk1FLOM	31,73	81,03	117,79	144,5	166,5	184,14	198,82	212,7	224,51	235,28	244,75	253,31	261,33	269,78	277,43	284,09	290,73	297,01	303,45	309,3
Jk1FLODP	0	2,73	4,56	5,63	6,74	7,31	7,96	8,59	8,84	9,00	9,15	9,24	9,42	9,6	9,74	9,95	10,05	10,14	10,35	10,51
Jk1FLOICI	31,73	75,67	108,85	133,46	153,28	169,81	183,21	195,86	207,18	217,64	226,81	235,19	242,86	250,96	258,33	264,58	271,03	277,13	283,16	288,70
Jk1FLOICS	31,73	86,38	126,72	155,53	179,71	198,46	214,42	229,53	241,83	252,92	262,68	271,42	279,79	288,59	296,52	303,59	310,42	316,88	323,73	329,89
Jk1CAPM	29,95	78,65	116,36	147,82	169,04	189,42	207,06	221,92	235,68	248,03	260,34	273,29	283,87	294,68	305,44	315,42	326,08	334,33	341,81	350,90
Jk1CAPDP	0,00	5,44	8,74	10,42	11,72	12,22	12,81	13,29	13,74	14,11	14,41	14,87	15,13	15,30	15,72	15,94	16,20	16,47	16,62	16,88
Jk1CAPICI	29,95	67,99	99,23	127,40	146,07	165,47	181,95	195,87	208,75	220,37	232,10	244,14	254,22	264,69	274,63	284,18	294,33	302,05	309,23	317,82
Jk1CAPICS	29,95	89,31	133,49	168,24	192,01	213,37	232,17	247,97	262,61	275,69	288,58	302,44	313,52	324,67	336,25	346,66	357,83	366,61	374,39	383,98
Jk1SAFM	4,94	12,19	17,87	22,47	29,17	35,16	40,58	46,24	51,72	56,97	61,93	65,04	69,13	73,11	77,78	82,18	86,39	90,46	94,69	97,85
Jk1SAFDP	0	1,89	3,75	4,69	5,81	6,63	7,38	8,2	8,89	9,52	10,08	10,34	10,64	10,9	11,22	11,53	11,81	12,04	12,33	12,43
Jk1SAFICI	4,94	8,48	10,52	13,27	17,78	22,16	26,11	30,16	34,29	38,31	42,17	44,77	48,25	51,74	55,78	59,58	63,24	66,86	70,52	73,48
Jk1SAFICS	4,94	15,89	25,22	31,66	40,55	48,15	55,04	62,31	69,14	75,62	81,68	85,30	89,98	94,47	99,77	104,77	109,53	114,05	118,85	122,21

Estimador de Jacknife 2																				
N° amostra	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20
Jk2FLOM	0	81,03	135,88	172,14	199,48	219,91	236,24	252,23	265,49	277,56	288,1	298,08	307,21	316,7	325,63	333,46	340,74	347,09	353,41	358,94
Jk2FLODP	0	9,16	14,96	17,68	18,22	20,26	18,11	17,31	17,99	18,46	17,62	18,39	18,6	17,52	16,8	16,87	15,09	15,09	15,09	15,09
Jk2FLOICI	0	63,07	106,55	137,48	163,76	180,20	200,74	218,30	230,22	241,37	253,56	262,03	270,75	282,36	292,70	300,39	311,16	317,51	323,83	329,36
Jk2FLOICS	0	98,98	165,20	206,79	235,19	259,61	271,73	286,15	300,75	313,74	322,63	334,12	343,66	351,03	358,55	366,52	370,31	376,66	382,98	388,51
Jk2CAPM	0,00	78,65	134,69	177,86	205,75	231,51	252,36	269,70	286,40	300,90	315,77	331,50	344,16	358,22	371,97	384,71	398,82	409,69	419,69	432,56
Jk2CAPDP	0,00	15,54	19,67	21,92	23,20	25,27	24,92	25,93	25,31	25,92	27,34	26,30	23,62	22,63	21,26	19,10	16,60	16,60	16,60	16,60
Jk2CAPICI	0,00	48,19	96,14	134,90	160,28	181,98	203,52	218,88	236,79	250,10	262,18	279,95	297,86	313,87	330,30	347,27	366,28	377,15	387,15	400,02
Jk2CAPICS	0,00	109,11	173,24	220,82	251,22	281,04	301,20	320,52	336,01	351,70	369,36	383,05	390,46	402,57	413,64	422,15	431,36	442,23	452,23	465,10
Jk2SAFM	0	12,19	20,89	27,83	37,22	45,78	53,36	61,26	68,75	75,96	82,63	86,74	92,06	97,32	103,46	109,32	114,58	119,86	125,62	129,73
Jk2SAFDP	0	7,36	11,52	13,62	16,32	19,17	20,13	20,16	20,52	20,49	18,94	17,56	16,57	15,63	15,05	13,86	11,99	11,99	11,99	11,99
Jk2SAFICI	0	-2,23	-1,68	1,13	5,23	8,20	13,90	21,74	28,53	35,79	45,50	52,32	59,58	66,68	73,96	82,15	91,079	96,35	102,11	106,22
Jk2SAFICS	0	26,61	43,46	54,52	69,20	83,35	92,81	100,77	108,96	116,12	119,75	121,15	124,53	127,95	132,95	136,48	138,08	143,36	149,12	153,23
Estimador de Bootstrap																				
N° amostra	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20
BooFLOM	31,73	68,72	95,69	116,24	134	148,9	161,61	173,54	183,94	193,45	201,93	209,58	216,74	224,25	230,97	236,88	242,83	248,54	254,31	259,65
BooFLODP	5,47	7,63	9,01	9,54	9,74	10,22	9,48	9,13	9,1	8,88	8,44	8,4	8,35	7,47	6,87	6,64	6,15	6,15	6,15	6,15
BooFLOICI	21,01	53,76	78,03	97,54	114,90	128,86	143,02	155,64	166,10	176,04	185,38	193,11	200,37	209,60	217,50	223,86	230,77	236,48	242,25	247,59
BooFLOICS	42,451	83,674	113,34	134,93	153,09	168,93	180,19	191,43	201,72	210,85	218,47	226,04	233,10	238,89	244,43	249,89	254,88	260,59	266,36	271,70
BooCAPM	29,95	66,57	94,17	117,97	134,51	150,67	165,29	177,78	189,16	199,62	209,96	220,80	229,81	238,61	247,43	255,66	264,19	270,84	276,91	284,00
BooCAPDP	9,58	13,15	13,72	14,07	14,68	15,70	15,09	15,62	15,04	14,49	14,48	13,66	12,45	11,39	10,72	9,43	8,46	8,46	8,46	8,46
BooCAPICI	11,17	40,80	67,28	90,39	105,74	119,90	135,71	147,16	159,68	171,22	181,58	194,03	205,41	216,29	226,42	237,18	247,61	254,26	260,33	267,42
BooCAPICS	48,73	92,34	121,06	145,55	163,28	181,44	194,87	208,40	218,64	228,02	238,34	247,57	254,21	260,93	268,44	274,14	280,77	287,42	293,49	300,58
BooSAFM	4,94	10,31	14,33	17,55	22,42	26,7	30,63	34,74	38,75	42,6	46,26	48,6	51,7	54,72	58,24	61,55	64,81	67,94	71,09	73,52
BooSAFDP	3,75	6,1	7,47	8,12	9,34	10,69	11,15	11,1	11,35	11,3	10,58	9,85	9,39	9,04	8,58	8,16	6,95	6,95	6,95	6,95
BooSAFICI	-2,41	-1,64	-0,31	1,63	4,11	5,74	8,77	12,98	16,50	20,45	25,52	29,29	33,29	37,00	41,42	45,55	51,18	54,31	57,46	59,89
BooSAFICS	12,29	22,26	28,97	33,46	40,72	47,65	52,48	56,49	60,99	64,74	66,99	67,90	70,10	72,43	75,05	77,54	78,43	81,56	84,71	87,14

Apêndice 4. Estimadores de riqueza: Mao Tao (Mao), Chao 1 (Ch1), Chao 2 (Ch2), ACE (Ace), ICE (Ice), Jacknife 1 (Jk1), Jacknife 2 (Jk2) e Boostrap (Boo), baseados em amostras por usos da terra: floresta (FLO), capoeira (CAP) sistema agroflorestal (SAF), para o estrato superior da vegetação, na região do Vale do Rio Acará, Brasil, Ind = indivíduos, M = média, DP = desvio-padrão, ICI e ICS = intervalos de confiança inferior e superior respectivamente.

Estrato Superior																				
Estimador de Mao Tao																				
Nº amostra	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20
FLOInd	33,45	66,90	100,35	133,80	167,25	200,70	234,15	267,60	301,05	334,50	367,95	401,40	434,85	468,30	501,75	535,20	568,65	602,10	635,55	669,00
MaoFLOM	20,60	37,22	51,29	63,61	74,65	84,73	94,26	102,21	110,07	117,42	124,30	130,78	136,90	142,69	148,18	153,40	158,37	163,11	167,65	172,00
MaoFLODP	1,80	2,87	3,59	4,13	4,57	4,93	5,25	5,52	5,78	6,01	6,23	6,43	6,63	6,82	7,01	7,19	7,38	7,57	7,75	7,95
MaoFLOICI	17,06	31,60	44,26	55,51	65,70	75,07	83,97	91,39	98,75	105,64	112,10	118,17	123,90	129,32	134,44	139,30	143,90	148,28	152,45	156,42
MaoFLOICS	24,13	42,84	58,33	71,70	83,60	94,40	104,54	113,03	121,39	129,19	136,51	143,39	149,90	156,06	161,92	167,50	172,83	177,94	182,85	187,58
CAPInd	31,75	63,5	95,25	127	158,75	190,5	222,25	254	285,75	317,5	349,25	381	412,75	444,5	476,25	508	539,75	571,5	603,25	635
MaoCAPM	15,36	27,19	36,98	45,38	52,75	59,37	65,52	70,61	75,57	80,17	84,46	88,48	92,27	95,85	99,24	102,47	105,54	108,49	111,3	114
MaoCAPDP	1,67	2,55	3,15	3,6	3,94	4,22	4,46	4,65	4,83	4,99	5,14	5,28	5,41	5,55	5,68	5,81	5,95	6,08	6,22	6,37
MaoCAPICI	12,09	22,18	30,8	38,33	45,02	51,09	56,79	61,49	66,11	70,4	74,39	78,14	81,66	84,97	88,11	91,08	93,89	96,56	99,1	101,52
MaoCAPICS	18,64	32,19	43,15	52,43	60,48	67,65	74,25	79,72	85,04	89,95	94,53	98,83	102,88	106,72	110,37	113,86	117,2	120,41	123,5	126,48
SAFInd	28,4	56,8	85,2	113,6	142	170,4	198,8	227,2	255,6	284	312,4	340,8	369,2	397,6	426	454,4	482,8	511,2	539,6	568,00
MaoSAFM	5,45	10,02	14	17,57	20,83	23,86	26,8	29,26	31,74	34,08	36,31	38,44	40,48	42,44	44,33	46,16	47,94	49,66	51,35	53,00
MaoSAFDP	0,93	1,55	2,00	2,36	2,68	2,95	3,21	3,43	3,64	3,84	4,02	4,2	4,38	4,55	4,72	4,88	5,05	5,22	5,39	5,56
MaoSAFICI	3,62	6,98	10,08	12,94	15,59	18,07	20,51	22,54	24,6	26,56	28,42	30,2	31,89	33,52	35,08	36,59	38,04	39,44	40,79	42,11
MaoSAFICS	7,28	13,05	17,93	22,2	26,08	29,65	33,09	35,98	38,87	41,6	44,2	46,68	49,06	51,35	53,57	55,73	57,83	59,89	61,91	63,89
Estimador de Chao 1																				
Nº amostra	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20
Ch1FLOM	40,48	75,18	101,10	120,63	135,16	148,60	159,94	166,52	175,88	182,91	188,44	192,84	199,51	204,14	208,33	211,35	215,23	219,21	223,10	226,16
Ch1FLODP	14,30	21,29	24,22	24,98	25,16	25,02	24,88	23,39	23,24	22,77	21,90	21,06	20,85	20,25	19,62	18,89	18,43	18,07	17,71	17,25
Ch1FLOICI	26,21	50,92	71,67	88,93	102,45	115,33	126,35	134,51	143,75	151,20	157,77	163,23	170,04	175,42	180,43	184,44	188,93	193,37	197,75	201,45
Ch1FLOICS	91,14	143,24	174,58	193,72	207,26	218,93	228,98	230,69	239,06	244,41	247,30	249,24	255,11	257,96	260,35	261,36	263,94	266,90	269,76	271,59
Ch1CAPM	28,32	47,39	60,86	71,45	80,67	89,01	94,44	101,71	107,54	114,61	119,41	124,93	129,36	134,08	136,78	141,09	145,13	149,23	151,55	154,99
Ch1CAPDP	10,26	13,36	14,33	14,1	14,4	14,67	14,24	14,94	15,12	15,71	15,94	16,29	16,41	16,59	16,33	16,71	17,03	17,21	17,03	17,24
Ch1CAPICI	18,85	33,62	45,12	55,29	63,75	71,45	77,19	83,43	88,9	95,03	99,46	104,42	108,58	112,96	115,92	119,66	123,21	126,98	129,49	132,59

Ch1CAPICS	67,01	93,71	108,16	116,35	125,66	134,08	137,8	146,79	152,87	161,32	166,61	172,88	177,46	182,46	184,3	189,55	194,34	198,81	200,52	204,39
Ch1SAFM	7,27	14,79	21,21	28,01	33,73	37,74	42,68	45,54	48,42	50,89	54,11	56,69	60,28	63,51	66,8	71,11	75,47	78,88	81,55	84,61
Ch1SAFDP	2,42	5,04	7,22	9,69	10,75	11,68	12,56	12,72	12,82	12,62	13,1	13,53	14,2	14,63	15,32	16,71	18,06	18,63	18,74	19,52
Ch1SAFICI	5,83	11,11	15,41	19,59	24,02	27,09	30,8	33,45	36,13	38,62	41,19	43,23	45,97	48,55	50,98	53,68	56,44	59	61,32	63,38
Ch1SAFICS	18,81	36,91	51,09	66,08	74,87	82,02	89,11	92,29	95,17	96,44	100,92	104,75	110,19	114,39	119,7	128,34	136,83	141,53	144,02	149,29

Estimador de Chao 2

N° amostra	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20
Ch2FLOM	20,50	105,77	130,25	146,02	163,54	180,55	193,86	202,24	212,56	220,02	224,20	228,03	236,34	242,27	246,43	249,39	254,49	259,41	264,97	268,05
Ch2FLODP	0,00	35,38	37,45	34,24	34,86	35,41	35,35	34,14	33,97	33,38	31,74	30,52	30,61	30,29	29,48	28,64	28,44	28,25	28,25	27,71
Ch2FLOICI	32,43	64,11	84,14	101,52	117,13	132,39	145,00	154,47	164,56	172,53	178,70	184,07	192,02	198,26	203,43	207,51	212,80	217,90	223,37	227,19
Ch2FLOICS	32,43	216,18	242,68	244,18	261,50	278,19	289,97	294,06	303,16	308,47	307,79	308,06	316,24	321,06	322,87	323,49	327,91	332,18	337,61	339,18
Ch2CAPM	15,58	65,68	84,02	98,31	108,33	115,6	121,24	129,12	133,1	139,52	143,11	149,58	153,51	158,26	160,08	163,89	167,43	170,26	170,9	173,11
Ch2CAPDP	0	23,13	25,68	26,03	25,65	24,7	24,01	24,43	23,52	23,53	23,11	23,65	23,53	23,6	22,97	23,05	23,14	22,76	21,93	21,64
Ch2CAPICI	24,65	40,35	54,33	66,88	76,45	84,25	90,41	97,35	102,25	108,38	112,4	117,97	121,96	126,47	129,05	132,65	136,01	139,25	140,97	143,5
Ch2CAPICS	24,65	142,05	165,19	177,73	184,74	187,92	190,81	199,14	200,03	205,94	208,09	215,77	219,2	223,88	223,77	227,65	231,32	232,9	231,16	232,43
Ch2SAFM	5,51	24,78	33,95	44,06	52	57,09	63,01	68,14	71,78	74,67	79,81	79,97	86,13	90,31	96,07	98,49	102,66	107,38	111,55	115,7
Ch2SAFDP	0,01	10,6	14,36	18,42	20,81	22,03	23,2	23,27	24,21	23,78	25,11	23,67	25,56	26,32	28,1	27,91	28,66	29,66	30,32	31,37
Ch2SAFICI	8,69	14,45	19,73	25,29	30,44	34,01	38,24	42,5	45,16	48,1	51,53	53,01	56,82	59,93	63,44	65,78	68,79	72,05	75,14	77,83
Ch2SAFICS	8,76	63,24	85,3	108,58	123,8	132,32	141,08	144,63	151,41	151,89	160,86	155,67	167,48	173,6	184,54	185,73	191,62	198,8	204,39	211,35

Estimador de Ace

N° amostra	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20
AceFLOM	52,34	88,60	115,66	136,67	152,47	166,15	177,84	185,75	194,50	200,80	206,37	211,37	217,93	222,82	227,62	230,95	235,67	240,02	244,18	246,51
AceFLODP	23,78	31,33	32,31	28,18	24,75	23,47	20,88	20,11	20,07	18,41	17,91	16,59	15,64	15,74	14,82	13,34	11,48	11,48	11,48	11,48
AceFLOICI	5,73	27,19	52,33	81,44	103,96	120,15	136,92	146,33	155,16	164,72	171,27	178,85	187,28	191,97	198,57	204,80	213,17	217,52	221,68	224,01
AceFLOICS	98,95	150,01	178,99	191,90	200,98	212,15	218,76	225,17	233,84	236,88	241,47	243,89	248,58	253,67	256,67	257,10	258,17	262,52	266,68	269,01
AceCAPM	33,59	51,42	65,74	77,4	85,67	93,1	97,85	104,41	109,48	115,76	120,01	124,78	129,04	133,5	136,38	140,01	143,52	147,07	149,23	152,63
AceCAPDP	20,06	20,29	23,63	21,62	20,9	20,46	19,66	17,53	15,42	15,2	13,04	12,34	11,77	10,65	9,46	8,41	6,89	6,89	6,89	6,89
AceCAPICI	-5,72	11,65	19,42	35,02	44,70	52,99	59,31	70,05	79,25	85,96	94,45	100,59	105,97	112,62	117,83	123,52	130,01	133,56	135,72	139,12
AceCAPICS	72,90	91,18	112,05	119,77	126,63	133,20	136,38	138,76	139,70	145,55	145,56	148,96	152,10	154,37	154,92	156,49	157,02	160,57	162,73	166,13
AceSAFM	8,42	16,43	22,17	27,45	32,18	35,63	39,73	43,63	46,24	48,77	51,36	53,36	56,12	58,85	61,22	64,09	67,06	70,23	73,22	75,74
AceSAFDP	5,11	5,7	6,4	8,43	8,77	8,28	9,15	9,98	8,76	7,33	6,83	6,55	5,87	5,58	5,09	4,41	3,58	3,58	3,58	3,58

AceSAFICI	-1,59	5,25	9,62	10,92	14,99	19,40	21,79	24,06	29,07	34,40	37,97	40,52	44,61	47,91	51,24	55,44	60,04	63,21	66,20	68,72
AceSAFICS	18,43	27,60	34,71	43,97	49,36	51,85	57,66	63,19	63,40	63,13	64,74	66,19	67,62	69,78	71,19	72,73	74,07	77,24	80,23	82,75
Estimador de Ice																				
Nº amostra	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20
IceFLOM	20,50	368,05	254,75	225,53	222,89	232,23	242,69	249,59	259,12	266,78	272,65	276,37	285,18	290,17	293,66	292,57	294,98	298,08	303,27	307,48
IceFLODP	3,29	209,80	108,93	68,33	49,44	42,86	38,79	36,71	33,58	31,68	29,16	27,87	25,78	24,25	22,43	21,20	18,28	18,28	18,28	18,28
IceFLOICI	14,05	-43,16	41,25	91,60	125,99	148,22	166,66	177,64	193,30	204,69	215,50	221,74	234,65	242,64	249,70	251,02	259,15	262,25	267,44	271,65
IceFLOICS	26,95	779,26	468,25	359,46	319,79	316,24	318,72	321,54	324,94	328,87	329,80	331,00	335,71	337,70	337,62	334,12	330,81	333,91	339,10	343,31
IceCAPM	15,58	257,93	157,86	146,76	148,57	149,81	151,64	157,4	159,87	166,56	169,04	172,72	172,52	175,1	176,16	179,15	181,29	183,87	185,31	187,11
IceCAPDP	5,07	210,41	77,66	51,08	42,88	38,52	34,91	30,43	25,76	25,42	20,59	18,59	16,36	16,59	14,28	12,88	9,89	9,89	9,89	9,89
IceCAPICI	5,64	-154,4	5,64	46,64	64,52	74,31	83,21	97,75	109,38	116,73	128,68	136,28	140,45	142,58	148,17	153,90	161,90	164,48	165,92	167,72
IceCAPICS	25,51 2	670,33	310,07	246,87	232,61	225,30	220,06	217,04	210,35	216,38	209,39	209,15	204,58	207,61	204,14	204,39	200,67	203,25	204,69	206,49
IceSAFM	5,51	70,43	76,18	78,49	78,2	80,09	83,44	87,07	92,61	95,42	98,71	99,94	105,06	109,7	112,99	116,37	120,19	124,02	126,26	125,41
IceSAFDP	2,83	62,85	47,1	47,22	39,14	38,28	34,42	34,91	32,46	27,88	26,72	25,49	24,27	21,47	20,37	17,27	13,81	13,81	13,81	13,81
IceSAFICI	-0,03	-52,75	-16,13	-14,06	1,48	5,06	15,97	18,64	28,98	40,77	46,33	49,97	57,49	67,61	73,06	82,52	93,12	96,95	99,19	98,34
IceSAFICS	11,05	193,61	168,49	171,04	154,91	155,11	150,90	155,49	156,23	150,06	151,08	149,90	152,62	151,78	152,91	150,21	147,25	151,08	153,32	152,47
Estimador de Jacknife 1																				
Nº amostra	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20
Jk1FLOM	20,50	53,78	80,19	101,77	119,26	135,66	149,91	162,10	173,69	183,64	193,07	201,00	209,90	217,48	224,76	230,78	237,14	243,23	249,40	254,65
Jk1FLODP	0,00	1,91	3,59	4,53	5,23	5,79	6,16	6,48	6,64	6,97	7,31	7,63	7,89	8,07	8,28	8,49	8,72	8,95	9,18	9,48
Jk1FLOICI	20,50	50,04	73,15	92,89	109,01	124,31	137,84	149,40	160,68	169,98	178,74	186,05	194,44	201,66	208,53	214,14	220,05	225,69	231,41	236,07
Jk1FLOICS	20,50	57,52	87,23	110,65	129,51	147,01	161,98	174,80	186,70	197,30	207,40	215,95	225,36	233,30	240,99	247,42	254,23	260,77	267,39	273,23
Jk1CAPM	5,51	14,91	21,66	27,23	33,68	38,31	43,08	47,23	51,47	55,17	58,52	61	64,49	67,76	70,72	73,42	76,29	79,22	82,16	84,35
Jk1CAPDP	0,00	1,84	2,85	3,55	4,23	4,66	5,04	5,28	5,61	5,76	5,98	6,07	6,23	6,42	6,56	6,68	6,84	6,93	7,03	7,07
Jk1CAPICI	5,51	11,30	16,07	20,27	25,38	29,17	33,20	36,88	40,47	43,88	46,79	49,10	52,27	55,17	57,86	60,32	62,88	65,63	68,38	70,49
Jk1CAPICS	5,51	18,51	27,24	34,18	41,97	47,44	52,95	57,57	62,46	66,45	70,24	72,89	76,70	80,34	83,57	86,51	89,69	92,80	95,93	98,20
Jk1SAFM	15,58	39,48	56,36	71,47	83,34	93,44	101,46	109,15	115,81	122,97	128,16	134,07	138,76	143,78	147,35	151,33	155,07	159,16	162,05	165,3
Jk1SAFDP	0,00	2,80	4,5	6,13	6,81	7,49	7,9	8,47	8,79	9,04	9,21	9,27	9,19	9,33	9,25	9,33	9,35	9,33	9,26	9,26
Jk1SAFICI	15,58	33,99	47,54	59,45	69,99	78,75	85,97	92,54	98,58	105,25	110,10	115,90	120,74	125,49	129,22	133,04	136,74	140,87	143,90	147,15
Jk1SAFICS	15,58	44,96	65,18	83,48	96,68	108,12	116,94	125,75	133,03	140,68	146,21	152,23	156,77	162,06	165,48	169,61	173,39	177,44	180,19	183,44
Estimador de Jacknife 2																				

N° amostra	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20
Jk2FLOM	0,00	53,78	93,09	122,93	146,29	167,70	185,76	200,38	214,45	225,92	236,15	244,40	254,78	263,01	270,66	276,50	283,49	289,99	296,91	302,26
Jk2FLODP	0,00	7,31	10,08	12,73	12,61	14,18	14,16	14,86	15,33	15,79	15,59	16,46	16,25	16,20	14,75	14,20	12,29	12,29	12,29	12,29
Jk2FLOICI	0,00	39,45	73,33	97,98	121,57	139,91	158,01	171,25	184,40	194,97	205,59	212,14	222,93	231,26	241,75	248,67	259,40	265,90	272,82	278,17
Jk2FLOICS	0,00	68,11	112,85	147,88	171,01	195,49	213,51	229,51	244,50	256,87	266,71	276,66	286,63	294,76	299,57	304,33	307,58	314,08	321,00	326,35
Jk2CAPM	0,00	39,48	65,04	85,78	101,38	113,92	123,44	132,94	140,32	148,76	154,58	161,76	166,77	172,34	175,99	180,54	184,76	189,11	191,66	195,14
Jk2CAPDP	0,00	8,78	14,03	15,79	16,84	17,67	18,68	17,04	16,18	16,14	13,84	13,22	12,91	12,66	11,57	10,48	8,25	8,25	8,25	8,25
Jk2CAPICI	0,00	22,27	37,54	54,83	68,37	79,28	86,82	99,54	108,60	117,12	127,45	135,84	141,46	147,52	153,31	159,99	168,59	172,94	175,49	178,97
Jk2CAPICS	0,00	56,68	92,53	116,72	134,38	148,55	160,05	166,33	172,03	180,39	181,70	187,67	192,07	197,15	198,66	201,08	200,93	205,28	207,83	211,31
Jk2SAFM	0,00	14,91	25,2	33,23	41,93	48,14	54,34	59,64	65,28	69,95	74,16	77,12	81,63	85,77	89,75	93,12	96,98	100,93	104,88	108,08
Jk2SAFDP	0,00	4,82	6,87	8,18	9,45	10,22	9,8	10,19	9,92	10,39	10,97	10,8	10,24	9,56	8,81	7,8	6,45	6,45	6,45	6,45
Jk2SAFICI	0,00	5,46	11,73	17,19	23,40	28,10	35,13	39,66	45,83	49,58	52,65	55,95	61,55	67,03	72,482	77,83	84,33	88,28	92,23	95,43
Jk2SAFICS	0,00	24,35	38,66	49,26	60,45	68,17	73,54	79,61	84,72	90,31	95,66	98,28	101,70	104,50	107,01	108,40	109,62	113,57	117,52	120,72
Estimador de Bootstrap																				
N° amostra	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20
BooFLOM	20,50	45,54	64,72	80,90	94,27	106,98	118,17	128,11	137,55	145,86	153,97	161,00	168,47	175,11	181,52	187,09	192,71	198,13	203,58	208,45
BooFLODP	3,29	5,99	6,26	7,00	6,62	7,34	7,13	7,16	7,37	7,30	7,19	7,24	6,78	6,21	5,50	5,28	4,80	4,80	4,80	4,80
BooFLOICI	14,05	33,80	52,45	67,18	81,29	92,59	104,20	114,08	123,10	131,55	139,88	146,81	155,18	162,94	170,74	176,74	183,30	188,72	194,17	199,04
BooFLOICS	26,95	57,28	76,99	94,62	107,25	121,37	132,14	142,14	152,00	160,17	168,06	175,19	181,76	187,28	192,30	197,44	202,12	207,54	212,99	217,86
BooCAPM	15,58	33,51	45,82	57,24	66,42	74,55	81,18	87,43	93,18	99,15	103,68	108,61	112,8	117,16	120,46	123,94	127,25	130,91	133,67	136,57
BooCAPDP	5,07	7,36	9,20	9,56	9,97	10,44	10,63	9,45	8,78	8,77	7,88	7,80	7,42	6,65	5,91	5,06	4,01	4,01	4,01	4,01
BooCAPICI	5,64	19,08	27,78	38,50	46,87	54,08	60,34	68,90	75,97	81,96	88,23	93,32	98,25	104,12	108,87	114,02	119,39	123,05	125,81	128,71
BooCAPICS	25,51	47,93	63,85	75,97	85,96	95,01	102,01	105,95	110,38	116,33	119,12	123,89	127,34	130,19	132,04	133,85	135,10	138,76	141,52	144,42
BooSAFM	5,51	12,58	17,43	21,47	26,32	29,85	33,52	36,75	39,99	42,9	45,57	47,63	50,36	52,95	55,28	57,47	59,71	62,00	64,28	65,95
BooSAFDP	2,83	4,02	4,49	4,93	5,42	5,69	5,29	5,42	5,19	5,41	5,58	5,51	5,13	4,97	4,49	4,02	3,31	3,31	3,31	3,31
BooSAFICI	-0,03	4,70	8,62	11,80	15,69	18,69	23,15	26,12	29,81	32,29	34,63	36,83	40,30	43,20	46,47	49,59	53,22	55,51	57,79	59,46
BooSAFICS	11,05	20,45	26,23	31,13	36,94	41,00	43,88	47,37	50,16	53,50	56,50	58,42	60,41	62,69	64,08	65,34	66,19	68,48	70,76	72,43

Apêndice 5. Lista de espécies (nome científico) das plantas inventariadas por ordem alfabética da família, com classificação por forma de vida e grupo ecológico nos tipos de uso da terra na região do Vale do Rio Acará, Brasil.

Família	Espécie	Forma de vida	G.E	Tipo de uso da terra					
				FLO	CAP	SAF	ROC	DEN	PAS
Acanthaceae	<i>Justicia</i> sp1	Erva	TS			X			
Achariaceae	<i>Lindackeria paludosa</i> (Benth.) Gilg	Árvore	TS	X					
Amaranthaceae	<i>Amaranthus viridis</i> L.	Erva	TS			X			
Amaranthaceae	<i>Chenopodium spicatum</i> Schult	Erva	P						X
Amaranthaceae	<i>Cyathula prostrata</i> (L.) Blume	Erva	TS			X		X	
Anacardiaceae	<i>Anacardium giganteum</i> W. Hancock ex Engl.	Árvore	TS	X					
Anacardiaceae	<i>Anacardium occidentale</i> L.	Árvore	TS			X			
Anacardiaceae	<i>Astronium gracile</i> Engl.	Árvore	TS		X				
Anacardiaceae	<i>Mangifera indica</i> L.	Árvore	Cultivada			X			
Anacardiaceae	<i>Spondias mombin</i> L.	Árvore	TS			X			
Anacardiaceae	<i>Tapirira guianensis</i> Aubl.	Árvore	P	X	X	X			
Anacardiaceae	<i>Thyrsodium paraense</i> Huber	Árvore	TS	X	X				
Annonaceae	<i>Annona exsucca</i> DC. ex Dunal	Árvore	TS	X	X	X	X	X	
Annonaceae	<i>Annona paludosa</i> Aubl.	Árvore	TS		X	X	X		
Annonaceae	<i>Bocageopsis multiflora</i> (Mart.) R.E. Fr.	Árvore	TS	X					
Annonaceae	<i>Duguetia</i> A. St.-Hil.	Árvore	TS		X				
Annonaceae	<i>Duguetia cadaverica</i> Huber	Árvore	TS	X	X				
Annonaceae	<i>Duguetia pycnastera</i> Sandwith	Árvore	TS	X					
Annonaceae	<i>Fusaea longifolia</i> (Aubl.) Saff.	Árvore	TS	X	X				
Annonaceae	<i>Guatteria poeppigiana</i> Mart.	Árvore	TS	X	X	X	X		
Annonaceae	<i>Guatteria schomburgkiana</i> Mart.	Árvore	TS	X	X				

Annonaceae	<i>Onychopetalum amazonicum</i> R.E. Fr.	Árvore	TS	X					
Annonaceae	<i>Rollinia exsucca</i> (DC.) A.DC.	Árvore	TS			X	X		
Annonaceae	<i>Unonopsis guatterioides</i> (A.DC.) R.E.Fr.	Árvore	TS	X		X			X
Annonaceae	<i>Xylopia nitida</i> Dunal	Árvore	TS	X	X	X			
Apocynaceae	<i>Ambelania acida</i> Aubl.	Árvore	TS	X	X				
Apocynaceae	<i>Anartia fluvicans</i> (Willd. ex Roem. & Schult) Miers	Árbusto	P	X			X		X
Apocynaceae	<i>Aspidosperma desmanthum</i> Benth. ex Müll. Arg.	Árvore	TS	X					
Apocynaceae	<i>Aspidosperma excelsum</i> Benth.	Árvore	TS	X	X				
Apocynaceae	<i>Aspidosperma ser</i> Nitida. Woodson	Árvore	TS	X					
Apocynaceae	<i>Couma macrocarpa</i> Barb. Rodr.	Árvore	TS	X	X				
Apocynaceae	<i>Himatanthus sukuuba</i> (Spruce ex Müll. Arg.) Woodson	Árvore	P	X	X	X			
Apocynaceae	<i>Lacmellea aculeata</i> (Ducke) Monach.	Árvore	TS	X	X	X			
Apocynaceae	<i>Mandevilla hirsuta</i> (Rich.) K. Schum.	Liana	P			X	X	X	X
Apocynaceae	<i>Mandevilla scabra</i> (Hoffmanns. ex Roem. & Schult.) K.Schum.	Liana	P				X		
Apocynaceae	<i>Rauvolfia pentaphylla</i> Ducke	Árvore	TS	X					
Apocynaceae	<i>Rauvolfia paraensis</i> Ducke	Árvore	TS	X					
Apocynaceae	<i>Tabernaemontana angulata</i> Mart. ex Müll. Arg.	Árbusto	TS	X	X	X	X		
Apocynaceae	<i>Tabernaemontana aurantiaca</i> Gaudich.	Árbusto	TS	X					
Araliaceae	<i>Schefflera morototoni</i> (Aubl.) Maguire, Steyerem. & Frodin	Árvore	TS	X	X	X			
Arecaceae	<i>Astrocaryum aculeatum</i> Wallace	Palmeira	TS			X	X		
Arecaceae	<i>Astrocaryum giganteum</i> Barb. Rodr.	Palmeira	TS			X			
Arecaceae	<i>Astrocaryum gynacanthum</i> Mart.	Palmeira	TS	X	X	X	X		X
Arecaceae	<i>Attalea maripa</i> (Aubl.) Mart.	Palmeira	TS	X	X		X		
Arecaceae	<i>Bactris coccinea</i> Barb. Rodr.	Palmeira	TS	X	X				
Arecaceae	<i>Bactris gasipaes</i> Kunth	Palmeira	TS			X			
Arecaceae	<i>Cocos nucifera</i> L.	Palmeira	Cultivada			X			
Arecaceae	<i>Elaeis guineensis</i> Jacq.	Palmeira	Cultivada						X
Arecaceae	<i>Euterpe oleracea</i> Mart.	Palmeira	TS	X	X	X			

Arecaceae	<i>Geonoma baculifera</i> (Poit.) Kunth	Palmeira	TS	X						
Arecaceae	<i>Oenocarpus bacaba</i> Mart.	Palmeira	TS	X	X	X				
Asteraceae	<i>Bidens bipinnata</i> L.	Arbusto	P			X				
Asteraceae	<i>Conyza bonariensis</i> (L.) Cronquist	Erva	P				X	X		
Asteraceae	<i>Eclipta alba</i> (L.) Hassk.	Erva	P				X			
Asteraceae	<i>Elephantopus mollis</i> Kunth	Erva	P			X	X	X	X	
Asteraceae	<i>Emilia sonchifolia</i> (L.) DC.	Arbusto	P			X	X	X		
Asteraceae	<i>Eupatorium conyzoides</i> Mill.	Erva	P			X	X	X	X	
Asteraceae	<i>Eupatorium foliatum</i> Hieron.	Erva	P				X			
Asteraceae	<i>Mikania congesta</i> DC.	Liana	P					X		
Asteraceae	<i>Rolandra argentea</i> Rottb.	Erva	P			X	X	X	X	
Asteraceae	<i>Tilesia baccata</i> (L.) Pruski	Arbusto	P			X	X	X	X	
Asteraceae	<i>Unxia camphorata</i> L. f.	Erva	P				X			
Asteraceae	<i>Vernonia scorpioides</i> (Lam.) Pers.	Arbusto	P				X	X		
Bignoniaceae	<i>Adenocalymma flavidum</i> Miers	Liana	P	X	X	X	X	X	X	X
Bignoniaceae	<i>Adenocalymma validum</i> L.G.Lohmann	Liana	P	X						
Bignoniaceae	<i>Adenocalymma magnificum</i> Mart. ex DC.	Liana	P	X	X	X	X	X	X	X
Bignoniaceae	<i>Anemopaegma foetidum</i> Bureau & K.Schum.	Liana	TS			X				
Bignoniaceae	<i>Arrabidaea cinnamomea</i> (A. DC.) Sandwith	Liana	TS	X	X	X				X
Bignoniaceae	<i>Bignonia aequinocialis</i> L.	Liana	TS			X	X			
Bignoniaceae	<i>Handroanthus serratifolius</i> (Vahl) S. O. Grose	Árvore	TS	X	X	X	X			
Bignoniaceae	<i>Jacaranda copaia</i> (Aubl.) D. Don	Árvore	P	X	X	X				
Bignoniaceae	<i>Mansoa standleyi</i> (Steerm.) A.H. Gentry	Liana	P			X				
Bignoniaceae	<i>Melochia hirsuta</i> Cav.	Liana	P			X	X			X
Bignoniaceae	<i>Memora flavida</i> (DC.) Bureau & K. Schum.	Liana	P	X			X			
Bignoniaceae	<i>Pleonotoma jasminifolia</i> (Kunth) Miers	Liana	TS	X	X	X	X	X		
Boraginaceae	<i>Cordia bicolor</i> A. DC.	Árvore	TS	X						
Boraginaceae	<i>Cordia exaltata</i> Lam.	Árvore	P	X	X	X			X	

Boraginaceae	<i>Cordia goeldiana</i> Huber	Árvore	TS			X			
Boraginaceae	<i>Cordia multispicata</i> Cham.	Árvore	P			X	X	X	X
Boraginaceae	<i>Cordia nodosa</i> Lam.	Árvore	P	X	X				
Boraginaceae	<i>Cordia scabrida</i> Mart.	Árvore	P	X	X				
Boraginaceae	<i>Cordia scabrifolia</i> A. DC.	Árvore	P	X	X		X		
Boraginaceae	<i>Cordia sellowiana</i> Cham.	Árvore	TS		X				
Boraginaceae	<i>Heliotropium indicum</i> L.	Erva	P			X	X	X	X
Boraginaceae	<i>Varronia multispicata</i> (Cham) Cham.	Arbusto	P			X	X	X	
Burseraceae	<i>Crepidospermum goudotianum</i> (Tul.) Triana & Planch.	Árvore	TS	X					
Burseraceae	<i>Maytenus myrsinoides</i> Reissek	Árvore	TS	X	X				
Burseraceae	<i>Protium altsonii</i> Sandwith	Árvore	TS	X	X				
Burseraceae	<i>Protium apiculatum</i> Swart	Árvore	TS	X	X				
Burseraceae	<i>Protium decandrum</i> (Aubl.) Marchand	Árvore	TS	X	X				
Burseraceae	<i>Protium krukoffii</i> Swart	Árvore	TS	X	X				
Burseraceae	<i>Protium pallidum</i> Cuatrec.	Árvore	TS	X	X	X			
Burseraceae	<i>Protium pilosum</i> (Cuatrec.) D.C. Daly	Árvore	TS	X	X				
Burseraceae	<i>Protium robustum</i> (Swart) D. M. Porter	Árvore	TS	X					
Burseraceae	<i>Protium sagotianum</i> Marchand	Árvore	TS	X	X	X			
Burseraceae	<i>Protium spruceanum</i> (Benth.) Engl.	Árvore	TS	X	X				
Burseraceae	<i>Protium subserratum</i> (Engl.) Engl.	Árvore	TS		X				
Burseraceae	<i>Protium tenuifolium</i> (Engl.) Engl.	Árvore	TS	X	X				
Burseraceae	<i>Protium trifoliolatum</i> Engl.	Árvore	TS	X	X	X			
Burseraceae	<i>Tetragastris altissima</i> (Aubl.) Swart	Árvore	TS	X	X				
Burseraceae	<i>Trattinnickia burserifolia</i> Mart.	Árvore	TS	X	X				
Burseraceae	<i>Trattinnickia rhoifolia</i> Willd.	Árvore	TS	X	X	X			
Caryocaraceae	<i>Caryocar glabrum</i> Pers.	Árvore	TS	X	X	X			
Caryocaraceae	<i>Caryocar villosum</i> (Aubl.) Pers.	Árvore	TS	X	X	X			
Chrysobalanaceae	<i>Couepia guianensis</i> Aubl.	Árvore	TS	X	X				

Chrysobalanaceae	<i>Hirtella bicornis</i> Mart. & Zucc.	Árvore	TS		X			
Chrysobalanaceae	<i>Hirtella eriandra</i> Benth.	Árvore	TS	X	X			
Chrysobalanaceae	<i>Hirtella glandulosa</i> Spreng.	Árvore	TS	X	X			
Chrysobalanaceae	<i>Hirtella racemosa</i> Lam.	Árvore	TS		X			
Chrysobalanaceae	<i>Hirtella</i> sp1	Árvore	TS	X				
Chrysobalanaceae	<i>Hirtella triandra</i> Sw.	Árvore	TS		X			
Chrysobalanaceae	<i>Licania apetala</i> (E. Mey.) Fritsch	Árvore	TS	X	X			
Chrysobalanaceae	<i>Licania canescens</i> Benoist	Árvore	TS	X	X			
Chrysobalanaceae	<i>Licania egleri</i> Prance	Árvore	TS	X				
Chrysobalanaceae	<i>Licania heteromorpha</i> Benth.	Árvore	TS	X				
Chrysobalanaceae	<i>Licania membranacea</i> Sagot ex Laness.	Árvore	TS	X	X			
Chrysobalanaceae	<i>Licania octandra</i> (Hoffmanns. ex Roem. & Schult.) Kuntze	Árvore	TS	X	X			
Chrysobalanaceae	<i>Parinari excelsa</i> Sabine	Árvore	TS	X	X			
Chrysobalanaceae	<i>Parinari montana</i> Aubl.	Árvore	TS	X				
Clusiaceae	<i>Clusia grandiflora</i> Splitg.	Árvore	P		X	X		
Clusiaceae	<i>Garcinia macrophylla</i> Mart.	Árvore	P	X	X	X		
Clusiaceae	<i>Platonia insignis</i> Mart.	Árvore	P			X	X	
Clusiaceae	<i>Symphonia globulifera</i> L. f.	Árvore	TS	X	X	X		
Clusiaceae	<i>Tovomita brasiliensis</i> (Mart.) Walp.	Árvore	P	X				
Clusiaceae	<i>Tovomita brevistaminea</i> Engl.	Árvore	P	X	X			
Clusiaceae	<i>Tovomita fructipendula</i> (Ruiz & Pov.) Combus	Árvore	P	X				
Combretaceae	<i>Buchenavia oxycarpa</i> (Mart.) Eichler	Árvore	TS		X			
Combretaceae	<i>Commelina benghalensis</i> L.	Erva	P					X
Combretaceae	<i>Terminalia argentea</i> Mart.	Árvore	P	X				
Connaraceae	<i>Bernardinia fluminensis</i> (Gardner) Planch.	Arbusto	P			X	X	X
Connaraceae	<i>Connarus erianthus</i> Benth. ex Baker	Arbusto	TS	X	X	X		
Connaraceae	<i>Connarus perrottetii</i> (DC.) Planch.	Árvore	TS		X			
Connaraceae	<i>Rourea doniana</i> Baker	Liana	TS				X	

Convolvulaceae	<i>Herremia</i> sp1	Liana	P					X	
Convolvulaceae	<i>Merremia macrocalyx</i> (Ruiz & Pav.) O'Donell	Liana	P					X	
Costaceae	<i>Costus arabicus</i> L.	Erva	TS	X	X	X			
Cyperaceae	<i>Cyperus laxus</i> Lam.	Erva	P					X	
Cyperaceae	<i>Cyperus luzulae</i> (L.) Rottb. ex Retz.	Erva	P			X	X	X	
Cyperaceae	<i>Cyperus simplex</i> Kunth	Erva	P			X	X	X	
Cyperaceae	<i>Cyperus surinamensis</i> Rottb.	Erva	P					X	X
Cyperaceae	<i>Fimbristylis annua</i> (All.) Roem. & Schult.	Erva	P				X		X
Cyperaceae	<i>Rhynchospora ciliata</i> (Vahl) Kuk.	Erva	P			X	X	X	X
Cyperaceae	<i>Scleria pterota</i> C. Presl	Erva	P	X	X	X	X	X	X
Cyperaceae	<i>Scoparia dulcis</i> L.	Erva	P				X		X
Dichapetalaceae	<i>Dichapetalum rugosum</i> (Vahl) Prance	Liana	TS	X	X	X	X		
Dichapetalaceae	<i>Tapura amazonica</i> Poepp.	Árvore	TS	X					
Dichapetalaceae	<i>Tapura singularis</i> Ducke	Árvore	TS		X				
Dilleniaceae	<i>Davilla kunthii</i> A. St.-Hil.	Liana	P					X	
Dilleniaceae	<i>Davilla rugosa</i> Poir.	Liana	P		X	X	X		
Dilleniaceae	<i>Doliocarpus dentatus</i> (Aubl.) Standl.	Liana	P	X	X	X	X	X	X
Ebenaceae	<i>Diospyros mellinonii</i> (Hiern) A.C. Sm.	Árvore	TS	X					
Ebenaceae	<i>Diospyros vestita</i> Benoist	Árvore	TS	X					
Elaeocarpaceae	<i>Sloanea egensis</i> Radlk.	Árvore	TS		X				
Elaeocarpaceae	<i>Sloanea floribunda</i> Spruce ex Benth.	Árvore	TS	X	X				
Elaeocarpaceae	<i>Sloanea garckeana</i> K.Schum.	Árvore	TS		X				
Elaeocarpaceae	<i>Sloanea grandiflora</i> Sm.	Árvore	TS	X	X				
Elaeocarpaceae	<i>Sloanea guianensis</i> (Aubl.) Benth.	Árvore	TS	X					
Erythroxylaceae	<i>Erythroxylum macrophyllum</i> Cav.	Árvore	TS	X	X				
Euphorbiaceae	<i>Acalypha poiretii</i> Spreng.	Arbusto	P				X		X
Euphorbiaceae	<i>Astraea lobata</i> (L.) Klotzsch	Erva	P						X

Euphorbiaceae	<i>Cochlospermum orinocense</i> (Kunth) Steud.	Árvore	TS		X	X			
Euphorbiaceae	<i>Conceveiba guianensis</i> Aubl.	Árvore	TS	X					
Euphorbiaceae	<i>Croton lobatus</i> L.	Arbusto	P			X		X	
Euphorbiaceae	<i>Croton matourensis</i> Aubl.	Arbusto	P		X				
Euphorbiaceae	<i>Croton trinitatis</i> Millsp.	Arbusto	P			X	X	X	X
Euphorbiaceae	<i>Dodecastigama integrifolium</i> (Lanj.) Lanj. & Sandw.	Árvore	TS	X	X				
Euphorbiaceae	<i>Hevea guianensis</i> Aubl.	Árvore	TS	X	X	X			
Euphorbiaceae	<i>Mabea</i> Aubl.	Árvore	TS	X					
Euphorbiaceae	<i>Mabea caudata</i> Pax & K. Hoffm.	Árvore	TS	X	X				
Euphorbiaceae	<i>Mabea subsessilis</i> Pax & K. Hoffm.	Árvore	TS	X	X				
Euphorbiaceae	<i>Manihot esculenta</i> Crantz	Arbusto	Cultivada					X	
Euphorbiaceae	<i>Maprounea guianensis</i> Aubl.	Árvore	TS	X	X				
Euphorbiaceae	<i>Microstachys corniculata</i> (Vahl) Griseb.	Arbusto	TS			X	X	X	X
Euphorbiaceae	<i>Phyllanthus niruri</i> L.	Erva	P			X	X	X	X
Euphorbiaceae	<i>Sagotia racemosa</i> Baill.	Árvore	TS	X	X				
Euphorbiaceae	<i>Sapium lanceolatum</i> (Müll. Arg.) Huber	Árvore	TS		X	X			
Euphorbiaceae	<i>Sapium marmieri</i> Huber	Árvore	TS		X				
Euphorbiaceae	<i>Aparisthium cordatum</i> Baill.	Árvore	P	X	X				
Fabaceae	<i>Abarema mataybifolia</i> (Sadwith) Barneby & J. W. Grimes	Árvore	P				X		
Fabaceae	<i>Abrus fruticosus</i> Wight & Arn.	Erva	P	X	X				
Fabaceae	<i>Acacia mangium</i> Willd.	Árvore	Cultivada				X		
Fabaceae	<i>Alexa grandiflora</i> Ducke	Árvore	TS	X					
Fabaceae	<i>Apuleia molaris</i> Spruce ex Benth.	Árvore	TS	X					
Fabaceae	<i>Balizia pedicellaris</i> (DC.) Barneby & J.W.Grimes	Árvore	TS	X					
Fabaceae	<i>Batesia floribunda</i> Spruce ex Benth.	Árvore	TS		X				
Fabaceae	<i>Bauhinia acreana</i> Harms	Arbusto	TS		X				
Fabaceae	<i>Bauhinia guianensis</i> Aubl.	Arbusto	TS	X	X		X		
Fabaceae	<i>Bauhinia splendens</i> Kunth	Arbusto	TS	X	X	X			

Fabaceae	<i>Bowdichia nitida</i> Spr. ex Benth.	Árvore	TS		X					
Fabaceae	<i>Calliandra surinamensis</i> Benth.	Arbusto	P		X					
Fabaceae	<i>Calopogonium mucunoides</i> Desv.	Erva	P							X
Fabaceae	<i>Cassia fastuosa</i> Willd. ex Benth.	Arbusto	P		X					X
Fabaceae	<i>Cassia leiandra</i> Benth.	Arbusto	P				X			X
Fabaceae	<i>Cassia lucens</i> Vogel	Arbusto	P				X			
Fabaceae	<i>Cassia multijuga</i> Rich.	Arbusto	P		X	X	X			X
Fabaceae	<i>Cassia quinquangulata</i> Rich.	Arbusto	P				X	X	X	
Fabaceae	<i>Chamaecrista flexuosa</i> (L.) Greene	Erva	P					X	X	X
Fabaceae	<i>Chamaesyce hyssopifolia</i> (L.) Smals.	Erva	P				X	X	X	
Fabaceae	<i>Copaifera duckei</i> Dwyer	Árvore	TS	X						
Fabaceae	<i>Derris floribunda</i> (Benth.) Ducke	Liana	TS		X	X	X			
Fabaceae	<i>Derris utilis</i> (A.C.Sm.) Ducke	Liana	TS	X						
Fabaceae	<i>Desmodium barbatum</i> (L.) Benth.	Erva	P		X	X	X	X	X	X
Fabaceae	<i>Desmodium canum</i> Schinz & Thell.	Erva	P		X	X	X	X	X	X
Fabaceae	<i>Desmoncus orthacanthos</i> Mart.	Erva	P	X		X				
Fabaceae	<i>Dialium guianense</i> Steud.	Árvore	TS	X						
Fabaceae	<i>Dimorphandra macrostachya</i> Benth.	Árvore	TS	X						
Fabaceae	<i>Dinizia excelsa</i> Ducke	Árvore	TS	X						
Fabaceae	<i>Diplotropis martiusii</i> Benth.	Árvore	TS	X	X					
Fabaceae	<i>Dipteryx odorata</i> (Aubl.) Willd.	Árvore	TS	X	X	X				
Fabaceae	<i>Eperua bijuga</i> Mart. ex Benth.	Árvore	TS	X						
Fabaceae	<i>Hymenaea courbaril</i> L.	Árvore	TS	X	X	X				
Fabaceae	<i>Hymenolobium petraeum</i> Ducke	Árvore	TS	X		X				
Fabaceae	<i>Inga alba</i> (Sw) Willd.	Árvore	TS	X	X	X				
Fabaceae	<i>Inga auristellae</i> Harms	Árvore	TS	X	X					
Fabaceae	<i>Inga capitata</i> Desv.	Árvore	TS	X	X					
Fabaceae	<i>Inga cayennensis</i> Sagot ex Benth.	Árvore	TS	X	X					

Fabaceae	<i>Inga disticha</i> Benth.	Árvore	TS	X	X				
Fabaceae	<i>Inga edulis</i> Mart.	Árvore	TS	X	X	X			
Fabaceae	<i>Inga gracilis</i> Jungh. Ex Miq.	Árvore	TS		X				
Fabaceae	<i>Inga grandifolia</i> Pittier	Árvore	TS	X	X			X	
Fabaceae	<i>Inga heterophylla</i> Willd.	Árvore	TS	X	X	X		X	
Fabaceae	<i>Inga paraensis</i> Ducke	Árvore	TS	X	X				
Fabaceae	<i>Inga rubiginosa</i> (Rich.) DC.	Árvore	TS	X	X	X			
Fabaceae	<i>Inga stipularis</i> DC.	Árvore	TS	X	X				
Fabaceae	<i>Inga thibaudiana</i> DC.	Árvore	TS	X	X	X			
Fabaceae	<i>Inga titiribiana</i> Britton & Killip	Árvore	TS		X				
Fabaceae	<i>Inga umbellifera</i> (Vahl) Steud.	Árvore	TS	X	X				
Fabaceae	<i>Inga velutina</i> Willd.	Árvore	TS		X				
Fabaceae	<i>Inga ulei</i> Harms	Árvore	TS	X					
Fabaceae	<i>Libidibia ferrea</i> (Mart. Ex Tul.) L.P. Queiroz	Árvore	P			X			
Fabaceae	<i>Machaerium ferox</i> (Mart. ex Benth.) Ducke	Liana	P					X	
Fabaceae	<i>Machaerium madeirense</i> Pittier	Liana	P	X	X	X		X	X
Fabaceae	<i>Macrolobium multijugum</i> (DC.) Benth.	Árvore	TS	X	X				
Fabaceae	<i>Mimosa pudica</i> L.	Árbusto	P			X		X	X
Fabaceae	<i>Mimosa sensibilis</i> Griseb.	Árbusto	P					X	X
Fabaceae	<i>Ormosia coutinhoi</i> Ducke	Árvore	TS	X					
Fabaceae	<i>Ormosia nobilis</i> Tul.	Árvore	TS	X	X				
Fabaceae	<i>Parkia gigantocarpa</i> Ducke	Árvore	TS	X	X				
Fabaceae	<i>Parkia pendula</i> (Willd.) Benth. ex Walp.	Árvore	TS	X					
Fabaceae	<i>Parkia ulei</i> (Harms) Kuhlm.	Árvore	TS	X	X				
Fabaceae	<i>Parkia multijuga</i> Benth.	Árvore	TS			X			
Fabaceae	<i>Parkia nitida</i> Miq.	Árvore	TS	X	X				
Fabaceae	<i>Peltogyne venosa</i> subsp. densiflora (Spruce ex Benth.)	Árvore	TS		X				
Fabaceae	<i>Platymiscium filipes</i> Benth.	Árvore	TS	X					

Fabaceae	<i>Poecilanthe effusa</i> (Huber) Ducke	Árvore	TS	X	X				
Fabaceae	<i>Pseudopiptadenia psilostachya</i> (DC.) G. P. Lewis & M. P. Lima	Árvore	TS	X	X				
Fabaceae	<i>Pseudopiptadenia suaveolens</i> (Miq.) J.W. Grimes	Árvore	TS	X	X	X			
Fabaceae	<i>Pterocarpus rohrii</i> Vahl	Árvore	TS	X					X
Fabaceae	<i>Pueraria phaseoloides</i> Benth.	Erva	Cultivada			X			X
Fabaceae	<i>Pueraria</i> sp1	Erva	Cultivada						X
Fabaceae	<i>Senna multijuga</i> (Rich.) H.S.Irwin & Barneby	Arbusto	P						X
Fabaceae	<i>Senna reticulata</i> (Willd.) H.S. Irwin & Barneby	Arbusto	P						X
Fabaceae	<i>Senna quinqueangulata</i> (Rich.) H.S.Irwin & Barneby	Arbusto	P			X	X	X	X
Fabaceae	<i>Stryphnodendron guianense</i> (Aubl.) Benth.	Árvore	TS		X				
Fabaceae	<i>Stryphnodendron pulcherrimum</i> (Willd.) Hochr.	Árvore	TS	X	X				
Fabaceae	<i>Swartzia longiflora</i> (Tussac) Britton & P. Wilson	Árvore	TS				X		
Fabaceae	<i>Swartzia acuminata</i> Willd. ex Vogel	Árvore	TS	X					
Fabaceae	<i>Swartzia arborescens</i> (Aubl.) Pittier	Árvore	TS	X	X				
Fabaceae	<i>Swartzia brachyrachis</i> Hams	Árvore	TS	X	X				
Fabaceae	<i>Swartzia racemosa</i> Benth.	Árvore	TS	X					
Fabaceae	<i>Tachigali glauca</i> Tul.	Árvore	P	X	X				
Fabaceae	<i>Tachigali myrmecophila</i> (Ducke) Ducke	Árvore	P	X	X				
Fabaceae	<i>Tachigali paniculata</i> Aubl.	Árvore	P		X				
Fabaceae	<i>Tachigali paraensis</i> (Huber) Barneby	Árvore	P	X	X				
Fabaceae	<i>Tachigali vulgaris</i> L.G.Silva & H.C.Lima	Árvore	P	X					
Fabaceae	<i>Taralea oppositifolia</i> Aubl.	Árvore	TS		X				
Fabaceae	<i>Vatairea erythrocarpa</i> (Ducke) Ducke	Árvore	TS	X	X				
Fabaceae	<i>Vouacapoua americana</i> Aubl.	Árvore	TS	X	X				
Fabaceae	<i>Zornia diphylla</i> (L.) Pers.	Arbusto	P				X	X	X
Fabaceae	<i>Zygia racemosa</i> (Ducke) Barneby & J.W. Grimes	Árvore	TS	X	X				
Flacourtiaceae	<i>Banara guianensis</i> Aubl.	Árvore	P	X	X	X	X	X	X
Flacourtiaceae	<i>Casearia arborea</i> (Rich.) Urb.	Árvore	TS		X	X	X		

Flacourtiaceae	<i>Casearia grandiflora</i> Cambess.	Árvore	TS		X		X		
Flacourtiaceae	<i>Casearia javitensis</i> Kunth	Árvore	TS	X	X		X		
Flacourtiaceae	<i>Casearia pitumba</i> Sleumer	Árvore	TS	X	X				X
Flacourtiaceae	<i>Casearia puberula</i> Guillaumin	Árvore	TS		X				
Flacourtiaceae	<i>Casearia sylvestris</i> Sw.	Árvore	TS				X		
Flacourtiaceae	<i>Casearia ulmifolia</i> Vahl ex Vent.	Árvore	TS	X	X				
Flacourtiaceae	<i>Laetia procera</i> (Poepp.) Eichler	Árvore	TS	X	X	X			
Gentianaceae	<i>Chelonanthus acutangulus</i> (Ruiz & Pav.) Gilg	Erva	TS	X					
Gentianaceae	<i>Chelonanthus alatus</i> (Aubl.) Pulle	Erva	P			X	X		X
Gentianaceae	<i>Coutoubea spicata</i> Aubl.	Erva	P				X	X	X
Gentianaceae	<i>Coutoubea ramosa</i> Aubl.	Erva	P				X	X	X
Gentianaceae	<i>Potalia amara</i> Aubl.	Arbusto	TS	X	X				
Goupiaceae	<i>Goupia glabra</i> Aubl.	Árvore	P	X	X				
Heliconiaceae	<i>Heliconia acuminata</i> Rich.	Erva	TS		X	X			
Heliconiaceae	<i>Heliconia bihai</i> (L.) L.	Erva	TS	X	X				
Heliconiaceae	<i>Heliconia psittacorum</i> L. f.	Erva	TS	X	X	X			X
Hippocrateaceae	<i>Chaunochiton kappleri</i> (Sagot. ex Engl.) Ducke	Árvore	TS	X					
Hippocrateaceae	<i>Salacia impressifolia</i> (Miers) A.C. Sm.	Liana	TS	X					
Humiriaceae	<i>Endopleura uchi</i> (Huber) Cuatrec.	Árvore	TS	X		X			
Humiriaceae	<i>Hebepetalum humiriifolium</i> (Planch.) Benth	Árvore	TS	X	X				
Humiriaceae	<i>Sacoglottis guianensis</i> Benth.	Árvore	TS	X					
Humiriaceae	<i>Vantanea compacta</i> (Schnizl.) Cuatrec.	Árvore	TS						X
Humiriaceae	<i>Vantanea parviflora</i> Lam.	Árvore	TS	X	X				
Hypericaceae	<i>Vismia guianensis</i> (Aubl.) Choisy	Árvore	P		X	X	X	X	X
Lacistemataceae	<i>Abarema cochleata</i> (Willd) Barneby & J. W. Grimes	Árvore	P	X	X				
Lacistemataceae	<i>Abarema jupunba</i> (Willd.) Britton & Killip	Árvore	P	X	X	X			X
Lacistemataceae	<i>Lacistema aggregatum</i> (P.J. Bergius) Rusby	Árvore	P	X	X				
Lacistemataceae	<i>Lacistema pubescens</i> Mart.	Árvore	P		X	X	X		X

Lamiaceae	<i>Aegiphila integrifolia</i> (Jacq.) Moldenke	Arbusto	TS			X	X	X	X
Lamiaceae	<i>Hyptis atrorubens</i> Poit.	Arbusto	P			X	X	X	X
Lamiaceae	<i>Hyptis mutabilis</i> (Rich.) Briq.	Arbusto	P			X	X	X	X
Lauraceae	<i>Aniba hostmanniana</i> (Nees) Mez	Árvore	TS	X	X				
Lauraceae	<i>Aniba parviflora</i> (Meisn.) Mez	Árvore	TS	X					
Lauraceae	<i>Aniba williamsii</i> O.C.Schmidt.	Árvore	TS	X	X				
Lauraceae	<i>Endlicheria</i> Nees	Árvore	TS		X				
Lauraceae	<i>Licaria rigida</i> (Kosterm.) Kosterm.	Árvore	TS	X					
Lauraceae	<i>Mezilaurus itauba</i> (Meisn.) Taub. ex Mez	Árvore	TS	X					
Lauraceae	<i>Nectandra cuspidata</i> Nees	Árvore	TS	X	X	X			X
Lauraceae	<i>Ocotea canaliculata</i> (Rich.) Mez	Árvore	TS	X					
Lauraceae	<i>Ocotea caudata</i> (Nees) Mez	Árvore	TS	X	X			X	
Lauraceae	<i>Ocotea glomerata</i> (Nees) Mez	Árvore	TS		X				
Lauraceae	<i>Ocotea guianensis</i> Aubl.	Árvore	TS	X	X	X			
Lauraceae	<i>Ocotea longifolia</i> Kunth	Árvore	TS	X	X	X			
Lecythidaceae	<i>Bertholletia excelsa</i> Bonpl.	Árvore	TS	X	X	X			
Lecythidaceae	<i>Couratari guianensis</i> Aubl.	Árvore	TS	X	X			X	
Lecythidaceae	<i>Couratari tenuicarpa</i> A.C. Sm.	Árvore	TS		X				
Lecythidaceae	<i>Eschweilera apiculata</i> (Miers) A.C. Sm.	Árvore	TS	X					
Lecythidaceae	<i>Eschweilera collina</i> Eyma	Árvore	TS	X	X				
Lecythidaceae	<i>Eschweilera coriacea</i> (DC.) S.A. Mori	Árvore	TS	X	X				
Lecythidaceae	<i>Eschweilera ovata</i> (Cambess.) Miers	Árvore	TS				X		
Lecythidaceae	<i>Eschweilera pedicellata</i> (Rich.) S.A. Mori	Árvore	TS	X	X				
Lecythidaceae	<i>Eschweilera grandiflora</i> (Aubl.) Sandwith	Árvore	TS	X					
Lecythidaceae	<i>Gustavia augusta</i> L.	Árvore	TS		X				
Lecythidaceae	<i>Lecythis lurida</i> (Miers) S.A. Mori	Árvore	TS	X	X	X	X		X
Lecythidaceae	<i>Lecythis pisonis</i> Cambess.	Árvore	TS	X	X	X			
Linaceae	<i>Roucheria punctata</i> (Ducke) Ducke	Árvore	TS	X	X				

Loganiaceae	<i>Spigelia anthelmia</i> L.	Erva	P			X			
Loganiaceae	<i>Spigelia guianensis</i> (Aubl.) Lemée	Erva	P			X		X	
Malpighiaceae	<i>Byrsonima crispera</i> A. Juss.	Árvore	TS		X	X	X		
Malpighiaceae	<i>Byrsonima densa</i> (Poir.) DC.	Árvore	TS	X	X				
Malpighiaceae	<i>Byrsonima</i> Rich. ex Kunth	Árvore	TS			X			
Malpighiaceae	<i>Stigmaphyllon sinuatum</i> (DC.) A. Juss.	Árvore	P		X	X	X	X	X
Malvaceae	<i>Ceiba pentandra</i> (L.) Gaertn.	Árvore	TS			X			
Malvaceae	<i>Eriotheca globosa</i> (Aubl.) A. Robyns	Árvore	TS	X					
Malvaceae	<i>Eriotheca longipedicellata</i> (Ducke) A. Robyns	Árvore	TS	X					
Malvaceae	<i>Lueheopsis duckeana</i> Burret	Árvore	TS		X				
Malvaceae	<i>Pavonia macrophylla</i> E. Mey. ex Harv.	Erva	P				X		
Malvaceae	<i>Pseudobombax munguba</i> (Mart. & Zucc.) Dugand	Árvore	TS			X			
Malvaceae	<i>Quararibea guianensis</i> Aubl.	Árvore	TS	X					
Malvaceae	<i>Sida linifolia</i> Juss. ex. Cav.	Arbusto	P					X	
Malvaceae	<i>Sida rotundifolia</i> Lam. ex Cav.	Arbusto	P			X	X	X	X
Malvaceae	<i>Sida cordifolia</i> L.	Arbusto	P						X
Malvaceae	<i>Sterculia pruriens</i> (Aubl.) K. Schum.	Árvore	P	X	X				
Malvaceae	<i>Theobroma cacao</i> L.	Árvore	TS			X	X		
Malvaceae	<i>Theobroma grandiflorum</i> (Willd. ex Spreng.) K.Schum.	Árvore	TS		X	X			
Malvaceae	<i>Theobroma speciosum</i> Willd. ex Spreng.	Árvore	TS	X	X	X			
Malvaceae	<i>Theobroma subincanum</i> Mart.	Árvore	TS	X		X			
Malvaceae	<i>Waltheria americana</i> L.	Erva	P				X	X	X
Maranthaceae	<i>Ischnosiphon gracilis</i> (Rudge) Körn.	Erva	TS	X	X	X	X		
Maranthaceae	<i>Ischnosiphon obliquus</i> (Rudge) Körn.	Erva	P		X		X		
Maranthaceae	<i>Calathea ovata</i> (Nees & Mart.) Lindl.	Erva	TS	X	X		X		
Maranthaceae	<i>Calathea oblonga</i> (Mart.) Körn.	Erva	TS	X					
Maranthaceae	<i>Monotagma laxum</i> (Poepp. & Endl.) Schum.	Arbusto	TS	X			X		
Melastomataceae	<i>Bellucia grossularioides</i> (L.) Triana	Árvore	P		X	X			

Melastomataceae	<i>Clidemia hirsuta</i> Griseb.	Arbusto	P				X			
Melastomataceae	<i>Clidemia hirta</i> (L.) D. Don	Arbusto	P				X	X	X	X
Melastomataceae	<i>Clidemia novemnervia</i> (DC.) Triana	Arbusto	P						X	
Melastomataceae	<i>Henriettea triflora</i> (Vahl) A. H. Liogier	Arbusto	P				X			
Melastomataceae	<i>Miconia affinis</i> DC.	Arbusto	P	X	X	X	X		X	
Melastomataceae	<i>Miconia alata</i> (Aubl.) DC.	Arbusto	P		X	X	X		X	
Melastomataceae	<i>Miconia ceramicarpa</i> (DC.) Cogn.	Arbusto	P	X	X	X	X			
Melastomataceae	<i>Miconia dispar</i> Benth.	Arbusto	P	X	X					
Melastomataceae	<i>Miconia gratissima</i> Benth. ex Triana	Arbusto	TS	X	X					
Melastomataceae	<i>Miconia holosericea</i> (L.) DC.	Arbusto	P	X						
Melastomataceae	<i>Miconia minutiflora</i> (Bonpl.) DC.	Arbusto	P		X	X				X
Melastomataceae	<i>Miconia multiflora</i> Cogn.	Arbusto	P			X	X			
Melastomataceae	<i>Miconia nervosa</i> (Sm.) Triana	Arbusto	TS	X						
Melastomataceae	<i>Miconia pisinniflora</i> Wurdack	Arbusto	P	X						
Melastomataceae	<i>Miconia pyrifolia</i> Naudin	Arbusto	P		X	X				
Melastomataceae	<i>Mouriri brachyanthera</i> Ducke	Árvore	TS		X					
Melastomataceae	<i>Myriaspora egensis</i> Mart. ex DC.	Arbusto	TS	X	X					
Melastomataceae	<i>Nepsera aquatica</i> (Aubl.) Naudin	Erva	P				X		X	
Melastomataceae	<i>Tococa guianensis</i> Aubl.	Árvore	TS	X	X					
Meliaceae	<i>Carapa guianensis</i> Aubl.	Árvore	TS	X			X			
Meliaceae	<i>Cedrela odorata</i> L.	Árvore	TS				X			
Meliaceae	<i>Guarea guidonia</i> (L.) Sleumer	Árvore	TS	X	X					
Meliaceae	<i>Guarea kunthiana</i> A.Juss.	Árvore	TS	X	X					
Meliaceae	<i>Swietenia macrophylla</i> King	Árvore	TS				X			
Meliaceae	<i>Trichilia micrantha</i> Benth.	Árvore	TS	X	X					
Meliaceae	<i>Trichilia quadrijuga</i> Kunth	Árvore	TS	X	X					
Menispermaceae	<i>Abuta grandifolia</i> (Mart.) Sandwith	Arbusto	TS	X	X					
Menispermaceae	<i>Cissampelos andromorpha</i> DC.	Liana	TS				X			

Metteniusaceae	<i>Dendrobangia boliviana</i> Rusby	Árvore	TS	X	X		
Metteniusaceae	<i>Poraqueiba guianensis</i> Aubl.	Árvore	TS	X			
Monimiaceae	<i>Siparuna amazonica</i> Mart. ex A. DC.	Árvore	TS	X	X		
Monimiaceae	<i>Siparuna decipiens</i> (Tul.) A. DC.	Árvore	TS		X		
Monimiaceae	<i>Siparuna guianensis</i> Aubl.	Árvore	TS	X	X	X	
Moraceae	<i>Artocarpus heterophyllus</i> Lam.	Árvore	TS				X
Moraceae	<i>Bagassa guianensis</i> Aubl.	Árvore	TS		X	X	
Moraceae	<i>Brosimum acutifolium</i> Huber	Árvore	TS		X		
Moraceae	<i>Brosimum guianense</i> (Aubl.) Huber	Árvore	TS	X	X	X	
Moraceae	<i>Brosimum lactescens</i> (S. Moore) C.C. Berg	Árvore	TS	X			
Moraceae	<i>Brosimum potabile</i> Ducke	Árvore	TS		X		
Moraceae	<i>Clarisia ilicifolia</i> (Spreng.) Lanj. & Rossberg	Árvore	TS	X	X		X
Moraceae	<i>Clarisia racemosa</i> Ruiz & Pav.	Árvore	TS	X	X	X	
Moraceae	<i>Ficus catappifolia</i> Kunth & Bouché	Árvore	TS		X		
Moraceae	<i>Ficus guianensis</i> Desv. ex Ham.	Árvore	TS		X		
Moraceae	<i>Ficus maxima</i> Mill.	Árvore	TS				X
Moraceae	<i>Ficus nymphoides</i> Thunb.	Árvore	TS	X			
Moraceae	<i>Helicostylis tomentosa</i> (Poepp. & Endl.) Rusby	Árvore	TS	X	X		
Moraceae	<i>Maquira guianensis</i> Aubl.	Árvore	TS	X	X	X	
Moraceae	<i>Pseudolmedia laevigata</i> Trécul	Árvore	TS	X			
Moraceae	<i>Pseudolmedia murure</i> Standl.	Árvore	TS	X	X		
Myristicaceae	<i>Compsonaura ulei</i> Warb. ex Pilg.	Árvore	TS	X	X		
Myristicaceae	<i>Iryanthera juruensis</i> Warb.	Árvore	TS	X	X		
Myristicaceae	<i>Virola calophylla</i> (Spruce) Warb.	Árvore	TS	X	X		
Myristicaceae	<i>Virola elongata</i> (Benth.) Warb.	Árvore	TS	X			
Myristicaceae	<i>Virola michelii</i> Heckel	Árvore	TS	X	X		
Myristicaceae	<i>Virola sebifera</i> Aubl.	Árvore	TS	X	X		
Myristicaceae	<i>Virola surinamensis</i> (Rol. ex Rottb.) Warb.	Árvore	TS		X		

Myrtaceae	<i>Eugenia brachypoda</i> DC.	Árbusto	TS	X	X				
Myrtaceae	<i>Eugenia coffeifolia</i> DC.	Árbusto	TS	X					
Myrtaceae	<i>Eugenia flavescens</i> DC.	Árbusto	TS	X	X	X			
Myrtaceae	<i>Eugenia omissa</i> McVaugh	Árvore	TS	X	X				
Myrtaceae	<i>Eugenia patrisii</i> Vahl	Árvore	TS	X	X				
Myrtaceae	<i>Eugenia tapacumensis</i> O. Berg	Árvore	TS	X	X				
Myrtaceae	<i>Marlierea umbraticola</i> (Kunth) O.Berg.	Árvore	TS	X	X			X	
Myrtaceae	<i>Myrcia cuprea</i> (O.Berg) Kiaersk.	Árbusto	TS					X	
Myrtaceae	<i>Myrcia deflexa</i> (Poir.) DC.	Árbusto	TS				X		
Myrtaceae	<i>Myrcia eximia</i> DC.	Árbusto	TS		X	X	X	X	X
Myrtaceae	<i>Myrcia paivae</i> O. Berg	Árbusto	TS	X					
Myrtaceae	<i>Myrcia sylvatica</i> (G. Mey.) DC.	Árbusto	TS	X	X	X	X		
Myrtaceae	<i>Myrcia bracteata</i> (Rich.) DC.	Árbusto	TS	X	X	X	X		
Myrtaceae	<i>Myrcia splendens</i> (Sw.) DC.	Árbusto	TS	X	X	X	X		
Myrtaceae	<i>Myrciaria floribunda</i> (H. West ex Willd.) O. Berg	Árbusto	P		X				
Myrtaceae	<i>Myrciaria tenella</i> (DC.) O. Berg	Árbusto	TS	X	X	X	X		
Myrtaceae	<i>Psidium guajava</i> L.	Árbusto	Cultivada				X		X
Myrtaceae	<i>Psidium guianense</i> Pers.	Árbusto	P				X	X	X
Myrtaceae	<i>Psidium laruotteanum</i> Cambess.	Árbusto	P						X
Myrtaceae	<i>Syzygium cumini</i> (L.) Skeels	Árvore	Cultivada				X		
Nyctaginaceae	<i>Guapira noxia</i> (Netto) Lundell	Árvore	TS	X					
Nyctaginaceae	<i>Guapira opposita</i> (Vell.) Reitz	Árvore	P	X					
Nyctaginaceae	<i>Guapira venosa</i> (Choisy) Lundell	Árvore	TS	X	X				
Ochnaceae	<i>Ouratea castaneifolia</i> (DC.) Engl.	Árvore	TS	X	X			X	
Ochnaceae	<i>Ouratea paraensis</i> Huber	Árvore	TS	X					
Ochnaceae	<i>Ouratea racemiformis</i> Ule	Árvore	TS						X
Ochnaceae	<i>Sauvagesia erecta</i> L.	Erva	P					X	X
Olacaceae	<i>Dulacia candida</i> (Poepp.) Kuntze	Árvore	TS	X	X				

Olacaceae	<i>Heisteria acuminata</i> (Humb. & Bonpl.) Engl.	Árvore	TS	X	X				
Olacaceae	<i>Heisteria ovata</i> Benth.	Árvore	P						X
Olacaceae	<i>Minuartia guianensis</i> Aubl.	Árvore	TS	X	X				
Olacaceae	<i>Ptychopetalum olacoides</i> Benth.	Árvore	TS			X			
Onagraceae	<i>Ludwigia hyssopifolia</i> (G.Don) Exell	Arbusto	P						X
Opiliaceae	<i>Agonandra brasiliensis</i> Miers	Árvore	P	X					
Passifloraceae	<i>Passiflora acuminata</i> DC.	Liana	P	X	X			X	
Passifloraceae	<i>Passiflora vetulina</i> DC.	Liana	P	X					
Phyllanthaceae	<i>Margaritaria nobilis</i> L. f.	Árvore	TS	X					
Piperaceae	<i>Piper aduncum</i> L.	Arbusto	P			X	X		
Piperaceae	<i>Piper hostmannianum</i> (Miq.) C. DC.	Arbusto	P	X	X	X			
Piperaceae	<i>Piper</i> sp1	Arbusto	P	X					
Piperaceae	<i>Piper</i> sp2	Arbusto	P				X		
Piperaceae	<i>Piper nigrum</i> L.	Arbusto	P				X		
Plantaginaceae	<i>Bacopa serpyllifolia</i> (Benth.) Pennell	Erva	P				X		
Plantaginaceae	<i>Bacopa sessiliflora</i> (Benth.) Edwall	Erva	P				X	X	
Plantaginaceae	<i>Conobea scoparioides</i> (Cham. & Schltld.) Benth.	Erva	P					X	
Poaceae	<i>Andropogon bicornis</i> L.	Erva	TS				X	X	
Poaceae	<i>Andropogon leucostachyus</i> Kunth	Erva	TS					X	
Poaceae	<i>Axonopus purpusii</i> (Mez) Chase	Erva	P						X X
Poaceae	<i>Eragrostis uniolooides</i> (Retz.) Nees ex Steud.	Erva	P						X
Poaceae	<i>Ichnanthus nemoralis</i> (Schrad.) Hitchc. & Chase	Erva	P						X
Poaceae	<i>Olyra latifolia</i> L.	Erva	TS	X	X	X	X		
Poaceae	<i>Panicum laxum</i> Sw.	Erva	P						X
Poaceae	<i>Panicum pilosum</i> Sw.	Erva	P					X	X
Poaceae	<i>Panicum</i> sp1	Erva	P						X
Poaceae	<i>Pariana campestris</i> Aubl.	Erva	P	X	X	X	X		
Poaceae	<i>Paspalum conjugatum</i> P.J. Bergius	Erva	P				X		X X

Poaceae	<i>Paspalum millegrana</i> Schrad.	Erva	P		X	X		
Poaceae	<i>Paspalum pilosum</i> Lam.	Erva	P			X		
Poaceae	<i>Paspalum repens</i> P.J. Bergius	Erva	P				X	
Poaceae	<i>Paspalum virgatum</i> L.	Erva	P		X	X	X	
Poaceae	<i>Pennisetum clandestinum</i> Hochst. ex Chiov.	Erva	P					X
Poaceae	<i>Reimarochloa acuta</i> (Flüggé) Hitchc.	Erva	P			X	X	X
Poaceae	<i>Sacciolepis vilvoides</i> (Trin.) Chase	Erva	P				X	
Poaceae	<i>Steinchisma laxa</i> (Sw.) Zuloaga	Erva	P		X	X	X	X
Poaceae	<i>Urochloa brizantha</i> (A.Rich.) R.D.Webster	Erva	Cultivada			X	X	X
Poaceae	<i>Urochloa humidicola</i> (Rendle) Morrone & Zuloaga	Erva	Cultivada				X	X
Polygonaceae	<i>Coccoloba mollis</i> Casar.	Árvore	TS		X			
Polygonaceae	<i>Moutabea guianensis</i> Aubl.	Árvore	TS		X			
Putranjivaceae	<i>Drypetes variabilis</i> Uittien	Árvore	TS		X			
Quiinaceae	<i>Lacunaria crenata</i> (Tul.) A.C. Sm.	Árvore	TS	X	X			
Quiinaceae	<i>Lacunaria jenmanii</i> (Oliv.) Ducke	Árvore	TS	X				
Rapataceae	<i>Rapatea paludosa</i> Aubl.	Erva	TS	X				
Rhabdodendraceae	<i>Rhabdodendron amazonicum</i> (Spruce ex Benth.) Huber	Árvore	P		X			
Rhamnaceae	<i>Gouania pyrifolia</i> Reissek	Liana	P		X	X	X	X
Rhizophoraceae	<i>Cassipourea guianensis</i> Aubl.	Arbusto	TS		X			
Rosaceae	<i>Eriobotrya japonica</i> (Thunb.) Lindl.	Árvore	Cultivada				X	
Rubiaceae	<i>Amaioua guianensis</i> Aubl.	Árvore	P	X	X			
Rubiaceae	<i>Chimarrhis turbinata</i> DC.	Árvore	TS	X	X			
Rubiaceae	<i>Coffea</i> sp.	Arbusto	Cultivada			X		
Rubiaceae	<i>Cordia myrciifolia</i> Spruce ex Schumann	Arbusto	P		X			
Rubiaceae	<i>Coussarea surinamensis</i> Bremek.	Arbusto	P		X			
Rubiaceae	<i>Faramea subsessilis</i> (Riuz & Pav.) Standl.	Árvore	TS	X				
Rubiaceae	<i>Ferdinandusa elliptica</i> (Pohl) Pohl	Árvore	P		X			
Rubiaceae	<i>Genipa americana</i> L.	Árvore	TS			X		

Rubiaceae	<i>Palicourea guianensis</i> Aubl.	Arbusto	TS	X	X					
Rubiaceae	<i>Posoqueria latifolia</i> (Rudge) Roem. & Schult.	Arbusto	TS	X						
Rubiaceae	<i>Posoqueria longiflora</i> Aubl.	Arbusto	TS		X					
Rubiaceae	<i>Psychotria barbiflora</i> DC.	Arbusto	TS		X					
Rubiaceae	<i>Psychotria poeppigiana</i> Müll. Arg.	Arbusto	TS				X			
Rubiaceae	<i>Psychotria racemosa</i> Rich.	Arbusto	TS	X	X	X				
Rubiaceae	<i>Psychotria</i> sp1	Arbusto	TS		X					
Rubiaceae	<i>Psychotria colorata</i> (Willd. ex Schult.) Müll.Arg.	Arbusto	TS		X	X				
Rubiaceae	<i>Sipanea pratensis</i> Aubl.	Erva	P							X
Rubiaceae	<i>Spermacoce latifolia</i> (Aubl.) K. Schum.	Erva	P		X	X	X	X	X	X
Rubiaceae	<i>Spermacoce verticillata</i> (L.) G. Mey.	Erva	P			X	X	X	X	X
Rutaceae	<i>Citrus limon</i> (L.) Burm. f.	Arbusto	Cultivada				X			
Rutaceae	<i>Citrus sinensis</i> (L.) Osbeck	Arbusto	Cultivada				X			
Rutaceae	<i>Metrodorea flavida</i> K. Krause	Árvore	TS		X					
Rutaceae	<i>Neoraputia paraensis</i> (Ducke) Emmerich	Árvore	TS	X						
Rutaceae	<i>Zanthoxylum regnellianum</i> Engl.	Árvore	TS		X					
Rutaceae	<i>Zanthoxylum rhoifolium</i> Lam.	Árvore	TS		X	X	X	X	X	X
Salicaceae	<i>Hasseltia floribunda</i> H.B.K.	Árvore	TS		X					
Salicaceae	<i>Neoptychocarpus apodanthus</i> (Kuhl.) Buchheim	Arbusto	TS	X	X					
Sapindaceae	<i>Alibertia edulis</i> (Rich.) A. Rich. ex DC.	Arbusto	TS		X	X	X			
Sapindaceae	<i>Cupania diphylla</i> Vahl	Árvore	TS		X	X	X			
Sapindaceae	<i>Cupania scrobiculata</i> L.C.Rich.	Árvore	TS	X	X		X	X	X	
Sapindaceae	<i>Matayba guianensis</i> Aubl.	Árvore	TS	X	X	X				X
Sapindaceae	<i>Matayba elegans</i> Radlk.	Árvore	TS	X	X					
Sapindaceae	<i>Paullinia pinnata</i> L.	Liana	TS	X	X				X	
Sapindaceae	<i>Pseudima frutescens</i> (Aubl.) Radlk.	Árvore	TS	X	X		X			X
Sapindaceae	<i>Serjania paucidentata</i> DC.	Liana	TS	X	X	X				
Sapindaceae	<i>Talisia longifolia</i> (Benth.) Radlk.	Arbusto	TS	X	X					

Sapindaceae	<i>Talisia microphylla</i> Uittien	Arbusto	TS	X		
Sapindaceae	<i>Talisia mollis</i> Kunth ex Cambess.	Arbusto	TS	X	X	
Sapindaceae	<i>Talisia veraluciana</i> Guarim	Arbusto	TS	X	X	
Sapotaceae	<i>Chrysophyllum cuneifolium</i> (Rudge) A.DC.	Árvore	TS	X		
Sapotaceae	<i>Ecclinusa abbreviata</i> Ducke	Árvore	TS	X	X	
Sapotaceae	<i>Ecclinusa guianensis</i> Eyma	Árvore	TS	X	X	
Sapotaceae	<i>Manilkara amazonica</i> (Huber) A. Chev.	Árvore	TS	X		
Sapotaceae	<i>Manilkara huberi</i> (Ducke) Standl.	Árvore	TS	X	X	
Sapotaceae	<i>Micropholis guyanensis</i> (A.DC.) Pierre	Árvore	TS	X		
Sapotaceae	<i>Micropholis venulosa</i> (Mart. & Eichler ex Miq.) Pierre	Árvore	TS	X	X	
Sapotaceae	<i>Pouteria anibifolia</i> (A.C. Sm.) Baehni	Árvore	TS	X		
Sapotaceae	<i>Pouteria caimito</i> (Ruiz & Pav.) Radlk.	Árvore	TS	X		X
Sapotaceae	<i>Pouteria decorticans</i> T.D. Penn.	Árvore	TS	X	X	
Sapotaceae	<i>Pouteria elegans</i> (A. DC.) Baehni	Árvore	TS	X	X	
Sapotaceae	<i>Pouteria gongrijpii</i> Eyma	Árvore	TS	X	X	
Sapotaceae	<i>Pouteria guianensis</i> Aubl.	Árvore	TS	X	X	X
Sapotaceae	<i>Pouteria heterosepala</i> Pires	Árvore	TS	X		
Sapotaceae	<i>Pouteria hispida</i> Eyma	Árvore	TS	X	X	
Sapotaceae	<i>Pouteria macrophylla</i> (Lam.) Eyma	Árvore	TS	X	X	
Sapotaceae	<i>Pouteria manaosensis</i> (Aubrév. & Pellegr.) T.D. Penn.	Árvore	TS	X		X
Sapotaceae	<i>Pouteria opposita</i> (Ducke) T.D. Penn.	Árvore	TS	X		
Sapotaceae	<i>Pouteria reticulata</i> (Engl.) Eyma	Árvore	TS	X		
Sapotaceae	<i>Pouteria venosa</i> (Mart.) Baehni	Árvore	TS	X	X	
Sapotaceae	<i>Pouteria bangii</i> (Rusby) T.D.Penn.	Árvore	TS	X		
Sapotaceae	<i>Pouteria krukovii</i> (A.C.Sm.) Baehni	Árvore	TS	X		
Selaginellaceae	<i>Selaginella</i> P. Beauv.	Erva	P			X
Simaroubaceae	<i>Simaba cedron</i> Planch.	Árvore	TS	X		X
Simaroubaceae	<i>Simaba guianensis</i> Aubl.	Arbusto	TS		X	

Simaroubaceae	<i>Simarouba amara</i> Aubl.	Árvore	TS	X	X				
Smilacaceae	<i>Smilax campestris</i> Griseb.	Liana	TS	X	X		X		
Smilacaceae	<i>Smilax syphilitica</i> A.DC.	Liana	P	X	X		X		
Solanaceae	<i>Solanum asperum</i> Rich.	Arbusto	P				X		
Solanaceae	<i>Solanum crinitum</i> Lam.	Arbusto	P				X		X
Solanaceae	<i>Solanum rugosum</i> Dunal	Arbusto	P					X	
Solanaceae	<i>Solanum stramonifolium</i> Jacq.	Arbusto	P			X	X	X	X
Solanaceae	<i>Solanum styracifolium</i> Roem. & Schult.	Arbusto	P					X	
Solanaceae	<i>Solanum subenervium</i> Dunal	Arbusto	P		X				X
Strelitziaceae	<i>Phenakospermum guianensis</i> Aubl.	Erva	TS		X		X		
Tiliaceae	<i>Apeiba burchellii</i> Sprague	Árvore	TS	X	X				
Tiliaceae	<i>Apeiba echinata</i> Gaertn.	Árvore	TS	X	X				
Tiliaceae	<i>Apeiba tibourbou</i> Aubl.	Árvore	TS	X	X				
Ulmaceae	<i>Ampelocera edentula</i> Kuhlm.	Árvore	TS	X	X				
Ulmaceae	<i>Trema micrantha</i> (L.) Blume	Árvore	P	X		X	X		
Urneraceae	<i>Turnera ulmifolia</i> L.	Erva	P			X		X	X
Urticaceae	<i>Cecropia distachya</i> Huber	Árvore	P	X	X	X	X	X	
Urticaceae	<i>Cecropia obtusa</i> Trécul	Árvore	P	X	X				
Urticaceae	<i>Cecropia palmata</i> Willd.	Árvore	P		X	X	X		
Urticaceae	<i>Cecropia sciadophylla</i> Mart.	Árvore	P	X	X				
Urticaceae	<i>Pourouma mollis</i> Trécul	Árvore	P	X	X	X			
Urticaceae	<i>Urena lobata</i> L.	Arbusto	P				X	X	X
Verbenaceae	<i>Lantana camara</i> L.	Arbusto	P			X		X	X
Verbenaceae	<i>Vitex triflora</i> Vahl	Árvore	P	X	X	X			
Violaceae	<i>Hybanthus calceolaria</i> (L.) Oken	Erva	P				X		
Violaceae	<i>Paypayrola grandiflora</i> Tul.	Árvore	TS	X	X				
Violaceae	<i>Rinorea guianensis</i> Aubl.	Árvore	TS	X	X				
Violaceae	<i>Rinorea neglecta</i> Sandwith	Árvore	TS	X	X		X		

Violaceae	<i>Rinorea passoura</i> Kuntze	Árvore	TS	X	X		
Violaceae	<i>Rinorea racemosa</i> (Mart.) Kuntze	Árvore	TS	X	X		
Violaceae	<i>Rinorea riana</i> Kuntze	Árvore	TS	X	X		
Vitaceae	<i>Cissus erosa</i> Rich.	Erva	P			X	X
Vochysiaceae	<i>Vochysia inundata</i> Ducke	Árvore	TS	X	X		
Vochysiaceae	<i>Vochysia vismiifolia</i> Spruce ex Warm.	Árvore	TS	X			
Vochysiaceae	<i>Qualea albiflora</i> Warm.	Árvore	TS	X	X		
Vochysiaceae	<i>Qualea retusa</i> Spruce ex Warm.	Árvore	TS		X		