

**Universidade de São Paulo
Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”**

**Fatores abióticos condicionantes da distribuição de espécies arbóreas em
quatro formações florestais do Estado de São Paulo**

Simone Rodrigues de Magalhães

Tese apresentada para obtenção do título de Doutora em
Ciências, Programa: Recursos Florestais. Opção em
Conservação de Ecossistemas Florestais

**Piracicaba
2016**

Simone Rodrigues de Magalhães
Engenheira Florestal

**Fatores abióticos condicionantes da distribuição de espécies arbóreas em quatro
formações florestais do Estado de São Paulo**

versão revisada de acordo com a resolução CoPGr 6018 de 2011

Orientador:
Prof. Dr. **RICARDO RIBEIRO RODRIGUES**

Tese apresentada para obtenção do título de Doutora em
Ciências, Programa: Recursos Florestais. Opção em
Conservação de Ecossistemas Florestais

**Piracicaba
2016**

**Dados Internacionais de Catalogação na Publicação
DIVISÃO DE BIBLIOTECA - DIBD/ESALQ/USP**

Magalhães, Simone Rodrigues de

Fatores abióticos condicionantes da distribuição de espécies arbóreas em quatro formações florestais do Estado de São Paulo / Simone Rodrigues de Magalhães. - - versão revisada de acordo com a resolução CoPGr 6018 de 2011. - - Piracicaba, 2016. 145 p. : il.

Tese (Doutorado) - - Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz".

1. Análise de correspondência canônica 2. Árvores de regressão ampliadas 3. Solo
4. Topografia 5. Padrão de distribuição espacial 6. Habitat 7. Florestas Tropicais I. Título

CDD 634.9
M188f

“Permitida a cópia total ou parcial deste documento, desde que citada a fonte – O autor”

AGRADECIMENTOS

À Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de São Paulo (FAPESP), pelo apoio na concessão da bolsa de doutorado e bolsa de estágio em pesquisa no exterior.

Aos professores do programa pós-graduação em Recursos Florestais da Esalq/USP.

Ao meu orientador Ricardo Ribeiro Rodrigues, pelos ensinamentos e apoio na realização deste trabalho.

Ao Prof. Julian David Olden, por sua recepção e auxílio no período em que estive na *University of Washington*.

À Prof. Mayra Binoti, por sua amizade, auxílio e recepção na Universidade Federal dos Vales do Jequitinhonha e Mucuri.

À Giovana Monteiro, cuja disposição e apoio foram essenciais durante o meu processo de doutoramento.

Aos amigos do LERF por tornarem a caminhada mais divertida.

Aos amigos Andréia Alves Erdmann, Eduardo Zavaschi, Letícia Abreu Faria, Letícia Inoue e Thiago Oliveira pelo companheirismo e amizade.

Aos meus irmãos Ariadina Callegari Ferrari Fragoso, Carlos Antônio Nascimento, Juliana Maia Consolmagno, Tatiana Alves Rigamonte Fernandes e Vitor Dias Fernandes pelo suporte e motivação.

Aos meus irmãos Daniel Magalhães, João Paulo Magalhães e Marco Aurélio Magalhães pela amizade, carinho e enorme satisfação em poder tê-los presentes na minha vida.

Aos meus pais Elias Magalhães e Juliana Magalhães, por toda minha formação, pelo empenho e amor incondicional que me possibilitaram alcançar meus objetivos.

Ao Senhor, meu Pai, meu Deus, por tudo que sou e por onde Ele me permitiu chegar.

SUMÁRIO

RESUMO	7
ABSTRACT	9
1 INTRODUÇÃO.....	11
Referências	14
2 COMPOSIÇÃO E DISTRIBUIÇÃO DE ESPÉCIES ARBÓREAS AO LONGO DO GRADIENTE EDÁFICO E TOPOGRÁFICO EM QUATRO UNIDADES FITOGEOGRÁFICAS DO ESTADO DE SÃO PAULO.....	19
Resumo	19
Abstract.....	20
2.1 Introdução.....	20
2.2 Material e métodos	22
2.2.1 Área de estudo	22
2.2.1.1 Parque Estadual da Ilha do Cardoso (PEIC) / Floresta Ombrófila Densa de Terras Baixas	22
2.2.1.2 Parque Estadual de Carlos Botelho (PECB) / Floresta Ombrófila Densa Submontana.....	23
2.2.1.3 Estação Ecológica de Caetetus (EEC) / Floresta Estacional Semidecidual.....	23
2.2.1.4 Estação Ecológica de Assis (EEA) / Savana Florestada.....	24
2.2.2 Análises estatísticas	24
2.3 Resultados.....	25
2.4 Discussão	39
2.5 Conclusão	47
Referências	48
3 FATORES ABIÓTICOS NA PREVISIBILIDADE DE OCORRÊNCIA DE ESPÉCIES ARBÓREAS EM DIFERENTES UNIDADES FITOGEOGRÁFICAS.....	67
Resumo	67
Abstract.....	67
3.1 Introdução.....	68
3.2 Material e métodos	69
3.2.1 Área de estudo	69
3.2.1.1 Parque Estadual da Ilha do Cardoso (PEIC) / Floresta Ombrófila Densa de Terras Baixas	69

3.2.1.2 Parque Estadual de Carlos Botelho (PECB) / Floresta Ombrófila Densa Submontana	70
3.2.1.3 Estação Ecológica de Caetetus (EEC) / Floresta Estacional Semidecidual	70
3.2.1.4 Estação Ecológica de Assis (EEA) / Savana Florestada	71
3.2.2 Análises estatísticas.....	71
3.2.2.1 Análise exploratória	71
3.2.2.2 Árvores de regressão “ampliadas”	71
3.2.3 Seleção das espécies.....	73
3.3 Resultados	74
3.4 Discussão	87
3.5 Conclusão.....	92
Referências.....	92
4 IMPORTÂNCIA DO SOLO E TOPOGRAFIA NO PADRÃO DE DISTRIBUIÇÃO ESPACIAL DE ESPÉCIES ARBÓREAS	101
Resumo.....	101
Abstract	101
4.1 Introdução	102
4.2 Material e métodos.....	103
4.2.1 Área de estudo.....	103
4.2.3.2 Árvores de regressão “ampliadas”	105
4.2.3.3 Autocorrelação espacial (<i>G</i>).....	106
4.3 Resultados	107
4.4 Discussão	112
4.5 Conclusão.....	115
Referências.....	115
ANEXOS	123

RESUMO

Fatores abióticos condicionantes da distribuição de espécies arbóreas em quatro formações florestais do Estado de São Paulo

No estudo das comunidades florestais, estabelecer a importância relativa dos fatores que definem a composição e a distribuição das espécies é um desafio. Em termos de gradientes ambientais o estudo das respostas das espécies arbóreas são essenciais para a compreensão dos processos ecológicos e decisões de conservação. Neste sentido, para contribuir com a elucidação dos processos ecológicos nas principais formações florestais do Estado de São Paulo (Floresta Ombrófila Densa de Terras Baixas, Floresta Ombrófila Densa Submontana, Floresta Estacional Semidecidual e Savana Florestada) este trabalho objetivou responder as seguintes questões: (I) a composição florística e a abundância das espécies arbóreas, em cada unidade fitogeográfica, variam conforme o gradiente edáfico e topográfico?; (II) características do solo e topografia podem influenciar na previsibilidade de ocorrência de espécies arbóreas de ampla distribuição em diferentes tipos vegetacionais? (III) existe relação entre o padrão de distribuição espacial de espécies arbóreas e os parâmetros do solo e topografia? O trabalho foi realizado em parcelas alocadas em unidades de conservação (UC) que apresentaram trechos representativos, em termos de conservação e tamanho, das quatro principais formações florestais presentes no Estado de São Paulo. Em cada UC foram contabilizados os indivíduos arbóreos ($CAP \geq 15$ cm), topografia, dados de textura e atributos químicos dos solos em uma parcela de 10,24 ha, subdividida em 256 subparcelas. Análises de correspondência canônica foram aplicadas para estabelecer a correspondência entre a abundância das espécies e o gradiente ambiental (solo e topografia). O método TWINSpan modificado foi aplicado ao diagrama de ordenação da CCA para avaliar a influência das variáveis ambientais (solo e topografia) na composição de espécies. Árvores de regressão “ampliadas” (BRT) foram ajustadas para a predição da ocorrência das espécies segundo as variáveis de solo e topografia. O índice de Getis-Ord (G) foi utilizado para determinar a autocorrelação espacial das variáveis ambientais utilizadas nos modelos de predição da ocorrência das espécies. Nas unidades fitogeográficas analisadas, a correspondência entre o gradiente ambiental (solo e topografia) e a abundância das espécies foi significativa, especialmente na Savana Florestada onde observou-se a maior relação. O solo e a topografia também se relacionaram com a semelhança na composição florística das subparcelas, com exceção da Floresta Estacional Semicidual (EEC). As principais variáveis de solo e topografia relacionadas a flora em cada UC foram: (1) Na Floresta Ombrófila Densa de Terras Baixas (PEIC) - teor de alumínio na camada profunda (Al (80-100 cm)) que pode refletir os teor de Al na superfície, acidez do solo ($pH(H_2O)$ (5-25 cm)) e altitude, que delimitou as áreas alagadas; (2) Na Floresta Ombrófila Densa Submontana (PECB) – altitude, fator que, devido ao relevo acidentado, influencia a temperatura e incidência de sol no sub-bosque; (3) Na Savana Florestada (EEA) - fertilidade, tolerância ao alumínio e acidez do solo. Nos modelos de predição BRT, as variáveis químicas dos solos foram mais importantes do que a textura, devido à pequena variação deste atributo no solo nas áreas amostradas. Dentre as variáveis químicas dos solos, a capacidade de troca catiônica foi utilizada para prever a ocorrência das espécies nas quatro formações florestais, sendo particularmente importante na camada mais profunda do solo da Floresta Ombrófila Densa de Terras Baixas (PEIC). Quanto à topografia, a altitude foi inserida na maioria dos modelos e apresentou diferentes influências sobre as áreas de estudo. De modo geral, para presença das espécies de ampla distribuição observou-se uma mesma tendência quando à associação com os atributos dos solos, porém com amplitudes dos descritores edáficos que variaram de acordo com a área de estudo. A ocorrência de *Guapira opposita* e *Syagrus romanzoffiana*, cujo padrão variou conforme a escala, foi

explicada por variáveis com padrões espaciais agregados que somaram entre 30% e 50% de importância relativa no modelo BRT. A presença de *A. anthelmia*, cujo padrão também apresentou certo nível de agregação, foi associada apenas a uma variável com padrão agregado, a altitude (21%), que pode ter exercido grande influência na distribuição da espécie ao delimitar áreas alagadas. *T. guianensis* se associou a variáveis ambientais preditoras com padrão espacial agregado que somaram cerca de 70% de importância relativa, o que deve ter sido suficiente para estabelecer o padrão agregado em todas as escalas. No entanto, a influência dos fatores ambientais no padrão de distribuição da espécie não depende apenas do ótimo ambiental da espécie, mas um resultado da interação espécie-ambiente. Concluiu-se que: (I) características edáficas e topográficas explicaram uma pequena parcela da composição florística, em cada unidade fitogeográfica, embora a ocorrência de algumas espécies tenha se associado ao gradiente edáfico e topográfico; (II) a partir de características dos solos e da topografia foi possível prever a presença de espécies arbóreas, que apresentaram particularidades em relação a sua associação com o solo de cada fitofisionomia; (III) a partir de associações descritivas o solo e a topografia influenciam o padrão de distribuição espacial das espécies, na proporção em que contribuem para a presença das mesmas.

Palavras-chave: Análise de correspondência canônica; Árvores de regressão ampliadas; Solo; Topografia; Padrão de distribuição espacial; Habitat; Florestas Tropicais

ABSTRACT

Abiotic factors determining spatial distribution of tree species in four forest formations of the State of São Paulo

In the study of forest communities, establish the relative importance of the factors that define the composition and distribution of species is a challenge. In terms of environmental gradients study the responses of tree species are essential to the understanding of ecological processes and conservation decisions. In this regard, to contribute to the elucidation of ecological processes in the main forest formations of São Paulo (Dense Ombrophylous Forest of Lowlands, Submontane Dense Ombrophylous Forest, Semideciduous Forest and Savanna Woodland) this study aimed to answer the following questions: (I) floristic composition and tree species abundance in each phytogeographic unit change according to edaphic and topographic gradient?; (II) soil characteristics and topography can influence the occurrence of predictability of tree species widely distributed in different types of vegetation? (III) there is a relationship between spatial distribution pattern of tree species and the soil parameters and topography? The work was carried out in allocated plots in protected areas (PA) with the four main forest formations in terms of conservation and size of Sao Paulo. In each PA was sampled individual trees, topography, texture data and chemical properties of the soil on a plot of 10.24 ha, subdivided into 256 subplots. Canonical corresponding analyzes (CCA) were applied to establish the correspondence between the abundance of species and environmental gradient (soil and topography). The modified TWINSpan method was applied to CCA ordination diagram to evaluate the influence of environmental variables (soil and topography) on species composition. Boosted Regression Trees (BRT) were adjusted for predicting the occurrence of the species according to soil variables and topography. The Getis Ord-index (G) was used to determine the spatial autocorrelation of environmental variables used in the BRT models. In analyzed phytogeographic units, correspondence between the environmental gradient (soil and topography) and abundance of species was significant, especially in Savanna Woodland. The soil and topography also correlated with the floristic composition similarity of the subplots, with the exception of Semiciduous Seasonal Forest (EEC). The main soil and topography variables related to floristic in each PA were: (1) Dense Ombrophylous Forest of Lowlands (PEIC) - aluminium content in the deep layer (Al (80-100 cm)) which may reflect the Al content at the surface, soil acidity (pH (H₂O) (5-25 cm)) and altitude, which outlined the flooded areas; (2) Submontane Dense Ombrophylous Forest (PECB) – elevation, due to the rugged terrain influences the temperature and light incidence in the understory; (3) Savanna Woodland (EEA) - fertility, tolerance to aluminum and soil acidity. In BRT prediction models, the chemical soil variables were more important than the texture due to small variation of this soil attribute in the sampled area. Among the soil chemical variables, cation exchange capacity was used to predict the species occurrence in four forest formations and particularly important in the soil deepest layer on the Dense Ombrophylous Forest of Lowlands (PEIC). In relation to topography, elevation was included in most models and had different influences on the study areas. Overall, the species widely distributed showed the same trend as the association with the attributes of the soil, but with amplitudes of edaphic descriptors that change according to the study area. The occurrence of the *Guapira opposita* and *Syagrus romanzoffiana*, whose pattern change according to the scale, was explained by variables with aggregated spatial patterns that amounted to between 30% and 50% relative importance in the BRT model. The presence of *A. anthelmia*, which defaults also presented certain level of aggregation, was associated only with one aggregate variable, elevation (21%), which may have exerted great influence on the species distribution to delimit

wetlands. *T. guianensis* was related with the predictive environmental variables of aggregate spatial pattern which totaled to about 70% relative importance, what must have been enough to establish the aggregate pattern at all scales. However, the influence of environmental factors (soil and topography) on the species distribution pattern depends not only on the environmental optimum of the species, but a result of species-environment interaction. We concluded that: (I) soil and topographical characteristics explain a small portion of the floristic composition in each phytogeographic unit, although the occurrence of some species have been associated to the soil and topographic gradient; (II) from soil characteristics and topography it was possible to predict the presence of tree species, which showed particular in relation to its association with the soil of each vegetation type; (III) from descriptive associations soil and topography influence the spatial distribution pattern of the species, to the extent that contribute to the presence of the same.

Keywords: Canonical correspondence analysis; Boosted regression trees; Soil; Topography; Spatial distribution pattern; Habitat; Tropical Forests

1 INTRODUÇÃO

A composição e a distribuição das espécies florestais é determinada tanto por processos demográficos, ou seja, as forças estocásticas evidenciadas por Hubbel (2001), quanto por forças deterministas, sendo uma questão de importância relativa (GEWIN, 2006). Para as plantas, a dispersão e longevidade são características fundamentais na compreensão da dinâmica espaço-temporal, devido ao hábito séssil (GROENENDAEL; EHRLÉN; SVENSSON, 2000). Entretanto, a presença do propágulo não garante o sucesso da colonização, uma vez que as condições do local atuam como um filtro ecológico para o estabelecimento (LEBRIJA-TREJOS et al., 2010, SANTOS et al., 2015). Neste sentido, os princípios da teoria neutra atuam na chegada do propágulo e a teoria de nichos na sua capacidade de desenvolvimento (GRAVEL et al., 2006, FRAAIJE et al., 2015).

Uma recente teoria prevê que os efeitos de diluição estocásticos podem resultar em comunidades ricas em espécies com distribuições espaciais estatisticamente independentes, mesmo que os processos ecológicos subjacentes, que estruturam a comunidade, sejam movidos por diferenças de nicho. A diluição estocástica é uma consequência da geometria estocástica da biodiversidade, onde as identidades dos vizinhos mais próximos de indivíduos de uma dada espécie são bastante imprevisíveis. Sob tais circunstâncias, o resultado de interações determinísticas entre espécies pode variar muito entre os indivíduos de uma dada espécie. Consequentemente, os padrões não aleatórios na vizinhança de espécies, tais como a convivência ou teoria da comunidade (por exemplo, os indivíduos de uma dada espécie são circundados por espécies filogeneticamente semelhantes), são enfraquecidas ou não emergem, resultando em independência estatística de distribuições espaciais de espécies. Assim, mesmo com os processos determinísticos de nicho em vigor, as distribuições espaciais das espécies em comunidades ricas podem ser independentes de sua vizinhança biótica (WANG et al., 2016).

Na literatura, observa-se claramente que a competição, a facilitação, a dispersão, o tamanho do nicho e a distribuição das condições ambientais no espaço e no tempo, desempenham algum papel na determinação das distribuições de espécies em relação ao habitat adequado (BULLERI et al., 2015, PETERSON; PAPEŞ; SOBERÓN, 2015, LAYEGHIFARD; MAKARENKO; PERES-NETO, 2015, COPENHAVER-PARRY; CANNON, 2016, WANG et al., 2016). As espécies, entretanto, podem estar ausentes no habitat adequado e presentes no habitat inadequado, o que depende, em parte, da escala de resolução. Para a resolução em escala muito fina, como da ordem de arbustos individuais na floresta sub-bosque, um local desocupado pode ser tão apropriado como outro ocupado há

alguns centímetros de distância, e, nessa escala, pode haver pouca ou nenhuma relação entre distribuição e adequação. No outro extremo, de regiões biogeográficas inteiras, uma espécie pode estar presente na única região que proporciona condições adequadas, resultando em uma perfeita correspondência entre as condições de distribuição e a adequação. Por outro lado, na escala da paisagem, onde a largura média de manchas de habitat é aproximadamente uma ordem de grandeza ou duas maior do que as distâncias de dispersão, os propágulos dispersantes atingem frequentemente habitats inadequados, enquanto algumas manchas adequadas não são colonizadas (PULLIAM, 2000).

No estudo das comunidades florestais, estabelecer a importância relativa dos fatores que definem a composição e a distribuição das espécies é um desafio. As entidades ecológicas, tais como indivíduos, populações, espécies e comunidades, exibem padrões complexos de variação no espaço. Esta variação espacial é muitas vezes gerada por uma combinação de mecanismos endógenos, como limitação de dispersão, reprodução e interações de espécies, bem como por fatores exógenos, como o ambiente local e o clima regional (ambientes espacialmente e não-espacialmente estruturados), os quais impõem padrões de distribuição por meio de filtragem habitat (PERES-NETO; LEGENDRE, 2010, DRAY et al., 2012, LAYEGHIFARD; MAKARENKOV; PERES-NETO, 2015). Desta forma, mesmo sob idênticas condições abióticas locais a composição e a distribuição espacial das espécies nas comunidades vegetais podem nunca ser as mesmas (LEDUC et al., 1992; GROENENDAEL, EHRLÉN, SVENSSON, 2000).

Em termos de gradientes ambientais o estudo das respostas das espécies de plantas e pesquisas que exploram as consequências da mudança global para a ocorrência de espécies são essenciais para decisões de conservação (MICHAELIS; PANNEK; DIEKMANN, 2016). Assim, a quantificação de nichos das espécies é considerada de importância fundamental para a ecologia básica e aplicada (RUSHTON; ORMEROD; KERBY, 2004). Enquanto variáveis climáticas são conhecidas por influenciar a ocorrência de espécies de plantas em escalas grandes, propriedades do solo são importantes para suas distribuições de pequena escala. A inclusão de variáveis do solo não só contribui significativamente para a definição de espaço de nicho e distribuição de espécies, mas também permite encontrar corredores e refúgios para as espécies em face da mudança climática (COUDUN et al. 2006, BERTRAND; PEREZ; GÉGOUT, 2012).

Com a contínua mudança de habitat, a reintrodução de espécies raras e limitadas em dispersão tornou-se um importante práticas na conservação da natureza. O restabelecimento da espécie, no entanto, muitas vezes não é possível, provavelmente, devido ao conhecimento

insuficiente sobre os requisitos edáficas da espécie alvo (MASCHINSKI; HASKINS, 2012). A partir do ponto de vista de conservação, a quantificação das curvas de resposta à variáveis do solo, tais como a umidade, pH e nutrientes, especialmente de espécies raras, é urgentemente necessária para avaliar a relação entre as condições de presença da espécie e dos locais de populações restantes para melhorar a taxa de sucesso de futuras reintroduções. Outra consequência da contínua mudanças ambientais é que muitas espécies já no presente, e cada vez mais no futuro, podem ser forçadas a viver em ambientes que estão mais perto de seus limites fisiológicos ou ecológicos do que o seu ótimo, o que levaria a relações espécie-habitat distorcidas (MICHAELIS; PANNEK; DIEKMANN, 2016).

Embora esta complexa relação entre a distribuição de espécies e os fatores abióticos tenha sido investigada em vários estudos (OLIVEIRA FILHO; MARTINS, 1986, SILVA JUNIOR, 1987, FURLEY; RATTER, 1988, OLIVEIRA FILHO et al., 1997, HOOPER et al., 2000, BENITES et al., 2003, TOPPA, 2004; SPERA et al., 2005; WARDLE, 2005, PENA, 2009, VALENTE, 2009, BRANCALION et al., 2012), o conhecimento acumulado ainda é insuficiente para explicar a importância relativa destes fatores na composição e na distribuição de espécies florestais, o que dificulta o avanço das hipóteses sobre a ação conjunta de fatores abióticos e bióticos nos processos ecológicos (GANDOLFI et al., 1995; SALIS et al., 1995; TORRES et al., 1997; RODRIGUES, SHEPHERD, 2000; HARTLMEIER et al., 2014; MA et al., 2014). Neste sentido, a fim de contribuir para a elucidação dos processos ecológicos, este trabalho visou estabelecer as relações entre a espacialização de populações florestais, a topografia e as variáveis do solo. Os objetivos foram responder, em cada capítulo da tese, às seguintes questões: (I) a composição florística e a abundância das espécies arbóreas, em cada unidade fitogeográfica, variam conforme o gradiente edáfico e topográfico?; (II) características do solo e da topografia podem influenciar na ocorrência de uma mesma espécie arbórea em diferentes unidades fitogeográficas? (III) existe relação entre o padrão de distribuição espacial de espécies arbóreas com os parâmetros do solo e da topografia?

Referências

BENITES, V.M.; CAIAFA, A.N.; MENDONÇA, E.S.; SCHAEFER, C.E.; KER, J.C. Solos e vegetação nos Complexos Rupestres de Altitude da Mantiqueira e do Espinhaço. **Revista Floresta e Ambiente**, Seropédica, v. 10, n. 1, p. 76-85, jan./jul. 2003.

BERTRAND, R.; PEREZ, V. ; GÉGOUT, J.C. Disregarding the edaphic dimension in species distribution models leads to the omission of crucial spatial information under climate change: the case of *Quercus pubescens* in France. **Global Change Biology**, Oxford, v. 18, p. 2648-2660, 2012.

BRANCALION, P.H.S.; VIDAL, E.; LAVORENTI, N.A.; BATISTA, J.L.F.; RODRIGUES, R.R. Soil-mediated effects on potential *Euterpe edulis* (Arecaceae) fruit and palm heart sustainable management in the Brazilian Atlantic Forest. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v. 284, p.78-85, Nov. 2012.

BULLERI, F.; BRUNO, J.F.; SILLIMAN, B.R.; STACHOWICZ, J.J. Facilitation and the niche: implications for coexistence, range shifts and ecosystem functioning. **Functional Ecology**, Oxford, v. 30, v. 70–78, 2016.

COPENHAVER-PARRY, P.E.; CANNON, E. The relative influences of climate and competition on tree growth along montane ecotones in the Rocky Mountains. **Oecologia**, Berlin, p.1-13, Feb. 2016.

COUDUN, C.; GÉGOUT, J.C.; PIEDALLU, C.; RAMEAU, J.C. Soil nutritional factors improve models of plant species distribution: an illustration with *Acer campestre* (L.) in France. **Journal of Biogeography**, Oxford, v. 33, p. 1750–1763, 2006.

DRAY, S.; PÉLISSIER, R.; COUTERON, P.; FORTIN, M.J.; LEGENDRE, P.; PERESNETO, P.R.; BELLIER, E.; BIVAND, R.; BLANCHET, F.G.; DE CÁCERES, M.; DUFOUR, A.B.; HEEGAARD, E.; JOMBART, T.; MUNOZ, F.; OKSANEN, J.; THIOULOUSE, J.; WAGNER, H. Community ecology in the age of multivariate multiscale spatial analysis. **Ecological Monographs**, Lawrence, v. 82, 257–275, 2012.

FRAAIJE, R.G.A., TER BRAAK, C.J.F., VERDUYN, B., VERHOEVEN, J.T.A., SOONS, M.B. Dispersal *versus* environmental filtering in a dynamic system: drivers of vegetation patterns and diversity along stream riparian gradients. **Journal of Ecology**, Oxford, p. 1365-2745, 2015. In Press

FURLEY, P.A.; RATTER, J.A. Soil resources and plant communities of the central Brazilian cerrado and their development. **Journal of Biogeography**, Oxford, v. 15, n. 1, p. 97-108, Jan. 1988.

GANDOLFI, S.; LEITÃO FILHO, H.F.; BEZERRA, C.L.F. Levantamento florístico e caráter sucessional das espécies arbustivo-arbóreas de uma floresta semidecídua no município de Guarulhos, SP. **Revista Brasileira de Biologia**, Rio de Janeiro, v. 55, p. 753-767, nov. 1995.

GEWIN, V. Beyond neutrality: ecology finds its niche. **Plos Biology**, Cambridge, v. 4, n. 8, p. 1306-1310, Aug. 2006.

GRAVEL, D.; CANHAM, C. D.; BEAUDET, M.; MESSIER, C. Reconciling niche and neutrality: the continuum hypothesis. **Ecology Letters**, Oxford, v. 9, p. 399–409, 2006.

GROENENDAEL, J.V.; EHRLÉN, J.; SVENSSON, B.M. Dispersal and persistence: population processes and community dynamics. **Folia Geobotanica**, Praha, v. 35, p. 107-114, June 2000.

HARTL-MEIER, C.; DITTMAR, C.; ZANG, C. ROTHE, A. Mountain forest growth response to climate change in the Northern Limestone Alps. **Trees: structure and function**, Berlin, v. 28, n. 3, p. 819-829, June 2014.

HOOPER, D.U.; BIGNELL, D.E.; BROWN, V.K.; BRUSSAARD, L.; DANGERFIELD, J.M.; WALL, D.H.; WARDLE, D.A.; COLEMAN, D.C.; GILLER, K.E.; LAVELLE, P.; PUTTEN, W.H.; RUITER, P.C.; RUSEK, J.; SILVER, W.L.; TIEDJE, J.M.; WOLTERS, V.; Interactions between aboveground and belowground biodiversity in terrestrial ecosystems: patterns, mechanisms and feedbacks. **BioScience**, Washington, v. 50, p. 1049-1061, Dec. 2000.

HUBBELL, S.P. **The unified neutral theory of biodiversity and biogeography**. Princeton: Princeton University Press, 2001. 375 p.

LAYEGHIFARD, M.; MAKARENKOV, V.; PERES-NETO, P. R. Spatial and species compositional networks for inferring connectivity patterns in ecological communities. **Global Ecology and Biogeography**, Oxford, v. 24, p. 718–727, June. 2015.

LEBRIJA-TREJOS, E.; PÉREZ-GARCÍA, E.A.; MEAVE, J.A.; BONGERS, F.; POORTER, L. Functional traits and environmental filtering drive community assembly in a species-rich tropical system. **Ecology**, Tempe, v. 91, n. 2, p. 386-398, 2010.

LEDUC, A.; DRAPEAU, P.; BERGERON, Y.; LEGENDRE, P. Study of spatial components of forest cover using partial Mantel tests and path. **Journal of Vegetation Science**, Knivsta, v. 3, n. 1, p. 69-78, Feb. 1992.

MA, L.; CHEN, C.; SHEN, Y.; WU, L.F.; HUANG, Z.L.; CAO, H.L. Determinants of tree survival at local scale in a sub-tropical forest. **Ecological Research**, Tsukuba, v. 29, n. 1, p. 69-80, Jan. 2014.

MASCHINSKI, J.; HASKINS, K.E. **Plant reintroduction in a changing climate - Promises and perils**. Washington: Island Press, 2012, 432p.

MICHAELIS, J.; PANNEK, A.; DIEKMANN, M. Soil pH limits of forest vascular plants determine range size and threat level. **Journal of Vegetation Science**, Knivsta, v. 27, p. 535–544, 2016.

OLIVEIRA FILHO, A.T.; CURI, N.; VILELA, E.A.; CARVALHO, D.A. Tree species distribution along soil catenas in a riverside semideciduous forest in the southeastern Brazil. **Flora**, Jena, v. 192, n. 1, p. 47-64, 1997.

OLIVEIRA FILHO, A.T.; MARTINS, F.R. Distribuição, caracterização e composição florística das formações vegetais da região da Salgadeira, na Chapada dos Guimarães (MT). **Revista Brasileira de Botânica**, São Paulo, v. 9, p. 207-223, 1986.

PENA, M.A. **Florística de afloramentos rochosos na Serra do Cipó, Minas Gerais, Brasil**. 2009. 80 p. Dissertação (Mestrado em Ciências Biológicas) – Instituto de Biociências, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2009.

PERES-NETO, P.R.; LEGENDRE, P. Estimating and controlling for spatial structure in the study of ecological communities. **Global Ecology and Biogeography**, Oxford, v. 19, 174-184, 2010.

PETERSON, T.; PAPEŞ, M.; SOBERÓN, J. Mechanistic and Correlative Models of Ecological Niches. **European Journal of Ecology**, Cambridge, v. 2, p. 28-38, 2015.

PULLIAM, H.R. On the relationship between niche and distribution. **Ecology Letters**, Oxford, v. 3, p. 349-361, 2000.

RODRIGUES, R.R.; SHEPHERD, G.J. Fatores condicionadores de matas ciliares. In: RODRIGUES, R.R.; H.F.; LEITÃO FILHO, H.F. (Ed.). **Matas ciliares: uma abordagem interdisciplinar**. São Paulo: EDUSP, 2004. p. 101-107.

RUSHTON, S.P.; ORMEROD, S.J.; KERBY, G. . New paradigms for modelling species distributions? **Journal of Applied Ecology**, Oxford, v. 41, p. 193–200, 2004.

SALIS, S.M.; SHEPHERD, G.J.; JOLY, C.A. Floristic comparison on mesophytic semideciduous forest of the interior of the state of São Paulo, Southeast of Brazil. **Vegetatio**, Dordrecht, v. 119, p. 155-164, Aug. 1995.

SANTOS, A.S.; SARAIVA, D.D.; MÜLLER, S.C.; OVERBECK, G.E. Interactive effects of environmental filtering predict beta-diversity patterns in a subtropical forest metacommunity, **Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics**, Jena, v. 17, n. 2, p. 96-106, April 2015.

SILVA JUNIOR, M. C. Relações entre parâmetros do solo e da vegetação do cerrado na Estação Florestal de Experimentação de Paraopeba, MG. **Revista Brasileira de Botânica**, São Paulo, v. 10, p. 125-137, 1987.

SPERA, S.T.; MARTINS, E.S.; CORREIA, J. R. Atributos físicos de solos e distribuição das fitofisionomias de cerrado na Bacia Hidrográfica do Rio Jardim, DF. **Boletim de Pesquisas e Desenvolvimento**, Planaltina, n. 146, 18 p. 2005.

TOPPA, R.H. **Estrutura e diversidade florística das diferentes fisionomias de Cerrado e suas correlações com o solo na Estação Ecológica do Jataí, Luiz Antônio, SP**. 2004. 149 p. Tese (Doutorado em Ecologia e Recursos Naturais) – Universidade Federal de São Carlos, São Carlos, 2004.

TORRES, R.B.; MARTINS, F.R.; KINOSHITA, L.S. Climate, soil and tree flora relationships in forest in the state of São Paulo, southeastern Brasil. **Revista Brasileira de Botânica**, São Paulo, v. 20, p. 41-49, jun. 1997.

VALENTE, E.L. **Relações solo-vegetação no Parque Nacional da Serra do Cipó, Espinhaço Meridional, Minas Gerais**. 2009. 157 p. Tese (Doutorado em Solos e Nutrição de Plantas) – Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, 2009.

WARDLE, D.A. How plant communities influence decomposer communities. In: BARDGETT, R.D.; USHER, M.D.; HOPKINS, D.W. (Ed.). **Biological diversity and function in soils**. Cambridge: Cambridge University Press, 2005. p. 119–138.

WANG, X.; WIEGAND, T.; KRAFT, N.J.B.; SWENSON, N.G.; DAVIES, S.J.; HAO, Z.; HOWE, R.; LIN, Y.; MA, K.; MI, X.; SU, S.H.; SUN, I.F.; WOLF, A. Stochastic dilution effects weaken deterministic effects of niche-based processes in species rich forests. **Ecology**, Tempe, v. 97, p. 347–360, 2016.

2 COMPOSIÇÃO E DISTRIBUIÇÃO DE ESPÉCIES ARBÓREAS AO LONGO DO GRADIENTE EDÁFICO E TOPOGRÁFICO EM QUATRO UNIDADES FITOGEOGRÁFICAS DO ESTADO DE SÃO PAULO

Resumo

Em florestas tropicais a filtragem ambiental é um processo fundamental na composição da comunidade. Portanto, avaliou neste estudo a importância do solo e da topografia na distribuição de espécies arbóreas nas principais formações florestais do Estado de São Paulo (Floresta Ombrófila Densa de Terras Baixas, Floresta Ombrófila Densa Submontana, Floresta Estacional Semidecidual e Savana Florestada). Objetivou-se responder as seguinte questão: a composição florística e abundância das espécies, em cada unidade fitogeográfica, variam conforme o gradiente edáfico e topográfico? O estudo foi realizado em parcelas permanentes alocadas em unidades de conservação (UC) que apresentaram trechos representativos, em termos de conservação e tamanho, das quatro principais formações florestais presentes no Estado de São Paulo. Em cada UC foram contabilizados os indivíduos arbóreos ($CAP \geq 15$ cm), topografia, dados de textura e atributos químicos dos solos em uma parcela de 10,24 ha, subdividida em 256 subparcelas. Para estabelecer a correspondência entre as matrizes das variáveis ambientais (solo e topografia) e a abundância relativa das espécies, em cada unidade fitogeográfica, foram aplicadas análises de correspondência canônica (CCA). O método TWINSPLAN modificado foi utilizado para classificar os conjuntos de subparcelas em grupos com composição florística semelhantes, sendo os resultados projetados no diagrama de ordenação da CCA. Nas unidades fitogeográficas analisadas, a correspondência entre o gradiente ambiental e abundância das espécies foi significativa, especialmente na Savana Florestada onde observou-se a maior relação. O solo e a topografia também se relacionaram com a semelhança da composição florística das subparcelas, com exceção da Floresta Estacional Semicidual (EEC). As principais variáveis relacionadas a flora em cada UC foram: (1) Na Floresta Ombrófila Densa de Terras Baixas (PEIC) - teor de alumínio na camada profunda (Al (80-100 cm)) que pode refletir os teor de Al na superfície, acidez do solo (pH(H₂O) (5-25 cm)) e altitude, que delimitou as áreas alagadas; (2) Na Floresta Ombrófila Densa Submontana (PECB) – altitude, fator que, devido ao relevo acidentado, influencia a temperatura e a incidência de sol no sub-bosque; (3) Na Savana Florestada (EEA) - fertilidade, tolerância ao alumínio e acidez do solo. Concluiu-se que características edáficas e topográficas explicaram uma pequena parcela da composição florística, em cada unidade fitogeográfica, especialmente na Floresta Estacional

Semidecidual. No entanto, a ocorrência de algumas espécies foi associada ao gradiente edáfico e topográfico, possibilitando identificar o ambiente onde devem ser encontradas em maior abundância.

Palavras-chave: Correspondência canônica; Solo; Topografia; Habitat

Abstract

In tropical forests environmental filtering is a fundamental process in community composition. Therefore, this study evaluated the importance of soil and topography on the distribution of tree species in the main forest formations of São Paulo (Dense Ombrophylous Forest of Lowlands, Submontane Dense Ombrophylous Forest, Semideciduous Forest and Savanna Woodland). We aimed to answer the following question: the floristic composition and abundance of species in each phytogeographic unit, is associated with soil and topography? The study was conducted in allocated permanent plots in protected areas (PA) with the main forest formations in terms of conservation and size of the four main forest formations present in the State of São Paulo. In each PA was recorded individual trees, topography, texture data and chemical properties of the soil on a plot of 10.24 ha, subdivided into 256 subplots. To establish the correspondence between the environmental variables matrices (soil and topography) and species abundance in each phytogeographic unit, canonical correspondence analysis (CCA) was applied. The modified TWINSpan method was used to classify the subplots sets into groups with similar floristic composition, and the results projected in the CCA ordination diagram. In analyzed phytogeographic units, correspondence between the environmental gradient and abundance of species was significant, especially in Savanna Woodland where there was the highest relation. The soil and topography also correlated with the similarity in floristic composition of the subplots, with the exception of Semideciduous Seasonal Forest (EEC). The main variables related to flora in each PA were: (1) Dense Ombrophylous Forest of Lowlands (PEIC) - Aluminium content in the deep layer (Al (80-100 cm)) which may reflect the Al content at the surface, soil acidity (pH (H₂O) (5-25 cm)) and altitude, which outlined the flooded areas; (2) Submontane Dense Ombrophylous Forest (PECB) - altitude factor, due to the rugged terrain, influences the temperature and incidence of sun in the understory; (3) Savanna Woodland (EEA) - fertility, tolerance to aluminum and soil acidity. We that soil and topographical characteristics explain a small portion of the floristic composition in each phytogeographic unit, especially in the Semideciduous Forest. However, the occurrence of some related to the soil and were topographical gradient, allowing to identify the environment where it should be found in greatest abundance.

Keywords: Canonical correspondence; Soil; Topography; Habitat

2.1 Introdução

Na ecologia e biogeografia, um dos principais objetivos é entender as causas dos gradientes de diversidade taxonômicos (FIELD et al., 2009). Estes gradientes ocorrem em escalas espaciais que podem variar em poucos metros (FÉRET; ASNER, 2014, MAGNAGO, et al., 2015), ou milhares de quilômetros (HILLEBRAND, 2004, RICKLEFS; RENNER,

2012). A natureza, a forma e a estrutura de dados que quantificam a diversidade taxonômica e seus correlatos ecológicos ou evolutivos são muito diferentes entre as grandes e pequenas escalas (MOLOFSKY; AUGSPURGER, 1992, FARLEY; FITTER, 1999, KOLLMANN, 2000, VAN GROENENDAEL, EHRLÉN, SVENSSON, 2000, WHITTAKER; WILLIS; FIELD, 2003, ROSSETO; SANTOS, 2007, FIELD et al., 2009, CASSEMIRO; DINIZ-FILHO, 2010).

A análise de gradientes interpreta as variações estruturais da comunidade, com base em padrões distribucionais, através de três aspectos interligados: os fatores ambientais, as populações de diferentes espécies e as características da comunidade (WHITTAKER, 1967). Portanto, o estudo dos fatores que influenciam a distribuição das espécies, a diversidade e a dinâmica das florestas tropicais e subtropicais é um desafio, seja pela escala temporal do ciclo de vida das espécies arbóreas envolvidas, seja pela imensidão de espécies vegetais e animais existentes, ou ainda pela complexa e intrincada rede de interações bióticas e abióticas (DORNELAS et al.; 2009, EISENLOHR et al., 2013).

Em florestas tropicais a filtragem ambiental é um processo fundamental na composição da comunidade (LEBRIJA-TREJOS et al. 2010). Dentro dos tipos florestais, a heterogeneidade do meio físico local pode alterar a composição e o comportamento das espécies (GIVNISH, 2002, PEREIRA; OLIVEIRA FILHO; LEMOS FILHO, 2007, VIANI et al., 2011, BRANCALION et al., 2012). Nesta escala, a heterogeneidade ambiental está associada aos microsítios que favorecem a germinação e o estabelecimento de espécies vegetais (HUTCHINGS, 1989; BRIGGS, VANDER WALL, JENKINS, 2009; BORN et al., 2015). Isto por que, alguns fatores abióticos que influenciam a germinação das sementes e estabelecimento da espécie, tais como umidade do solo e disponibilidade de nutrientes, têm sido frequentemente associados com a microtopografia (KOLLMANN, 2000; SCHWARZ; FAHEY; McCULLOCH, 2003; AIBA; KITAYAMA; TAKYU, 2004; KUBOTA; MURATA; KIKUZAWA, 2004; PALMER, 2005; BORN et al., 2015).

Estabelecer associações entre as distribuições das espécies de árvores e variação edáfica e topográfica é, portanto, uma das chaves mais importantes para a compreensão da diversidade de espécies em florestas tropicais (MIYAMOTO, et al., 2003). No intuito de contribuir com a elucidação dos fatores que influenciam a distribuição das espécies nas principais formações florestais do Estado de São Paulo, este trabalho objetivou responder as seguinte questão: (1) a abundância das espécies varia conforme o gradiente ambiental edáfico e topográfico?.

2.2 Material e métodos

2.2.1 Área de estudo

Os dados trabalhados foram originados do Projeto BIOTA/FAPESP (1999/09635-0). Foram amostradas unidades de conservação que apresentaram trechos representativos, em termos de conservação e tamanho, das quatro principais unidades fitogeográficas presentes no Estado de São Paulo. Em cada unidade fitogeográfica está alocada uma parcela permanente de 320 x 320 m, totalizando 10,24 ha, subdividida em 256 subparcelas contíguas de 20 x 20 m (400 m²), onde foram realizados: medidas da vegetação (censo dos indivíduos com circunferência à altura do peito (1,30 m) (CAP) \geq 15 cm, caracterização planialtimétrica (altitude e declividade), análise de solo de acordo com a EMBRAPA (1997) de amostras coletadas em cada subparcela. As amostras de solo nas subparcelas foram feitas em um ponto amostral, no canto superior esquerdo com o uso de trado, sendo amostradas três profundidades (0-5 cm, 5-25 cm e 80-100 cm), com exceção do Parque Estadual de Carlos Botelho (apenas 0-5 cm e 5-25 cm), cujos solos rasos impediram a amostragem da camada profunda. Para cada amostra de solo foram quantificadas as seguintes variáveis: textura (percentual de areia, silte e argila), atributos químicos (pH em H₂O, Al (mmol_c/dm³), Ca (mmol_c/dm³), Mg (mmol_c/dm³), K (mmol_c/dm³), P (mmol_c/dm³), Na (mmol_c/dm³), teor de matéria orgânica (MO) (g/Kg) e índices compostos (saturação por bases (V) (%), saturação por alumínio (m) (%) e capacidade de troca catiônica (CTC) (mmol_c/dm³)). Os parâmetros topográficos altitude e declividade, utilizados neste estudo, referem-se aos valores médios obtidos em cada subparcela (RODRIGUES, 2006).

2.2.1.1 Parque Estadual da Ilha do Cardoso (PEIC) / Floresta Ombrófila Densa de Terras Baixas

O Parque Estadual da Ilha do Cardoso (25°03' – 25°19'S e 47°53' – 48°05'W) possui aproximadamente 22.500 ha, clima Tropical Chuvoso de Floresta (Af) (KÖPPEN, 1948), temperatura média anual de 24,4°C e 2.261 mm de precipitação média anual (MELO; MANTOVANI, 1994, CLAUSET; SOARES, 1999; DESTEFANI et al., 2006, MIRANDA; HANAZAKI, 2008). Nesta área, a parcela permanente foi alocada em uma planície costeira com pequena variação altitudinal, onde ocorrem principalmente Espodossolos e Neossolos Quartzarênicos (EMBRAPA, 1999), caracterizados como arenosos, muito ácidos e com teores variáveis de matéria orgânica (GOMES et al., 2007). O chão da parcela é coberto por bromélias e algumas áreas permanecem alagadas durante a maior parte do ano (SCARANO, et al., 1997; SANTOS, 2007).

2.2.1.2 Parque Estadual de Carlos Botelho (PECB) / Floresta Ombrófila Densa Submontana

O Parque Estadual de Carlos Botelho (24°00' – 24°15'S e 47°47' – 48°07'W) possui 37.664 ha e um relevo acidentado, com altitudes que variam de 30 m a 1003 m (DOMINGUES, SILVA, 1988; NEGREIROS, 1982). A parcela foi alocada em uma região com altitude média em torno de 400 m, de clima Temperado Quente e Chuvoso (Cfa) (KÖPPEN, 1948, CAMARGO; PINTO; TROPPEMAIR, 1972), com temperatura média anual de 20,1°C e 1.210 mm de precipitação média anual (DESTEFANI et al., 2006). As principais classes de solos foram Cambissolos, Gleissolos e Neossolos (EMBRAPA, 1999), caracterizados, predominantemente, como argilosos, distróficos, álicos e com baixo teor de fósforo. Nos horizontes superficiais, há altos valores de matéria orgânica que favorecem o desenvolvimento da estrutura e da porosidade, o que permite que estes solos permaneçam muito tempo com quantidades de água elevadas e, em potenciais onde não há dificuldade para a absorção pelas raízes das plantas (VIDAL-TORRADO, 2006, COOPER et al., 2013).

2.2.1.3 Estação Ecológica de Caetetus (EEC) / Floresta Estacional Semidecidual

A Estação Ecológica de Caetetus (22°22' - 22°26'S e 49°40' – 49°44'W), possui 2.178 ha (CLAUSET; SOARES 1999). Nas áreas mais elevadas da Estação (altitude média de 650 m) predomina o Latossolo e, nas partes mais baixas (altitude média de 550 m), o Nitossolo (MATTOS et al., 1996, EMBRAPA, 1999). O clima local é Temperado Chuvoso e Quente, com chuvas de verão e verão quente (Cwa) (MATTOS et al., 1996). A temperatura média anual é de 21,4°C e a precipitação média anual é 1.303 mm (DESTEFANI et al., 2006). Os solos predominantes na parcela estudada são os Argissolos Vermelhos seguidos dos Neossolos Quartzarênicos e os Neossolos Flúvicos. Quanto à fertilidade, parte dos solos da parcela é distrófico. Nesta área existe uma estreita relação da cobertura pedológica com o relevo. Nas partes mais altas da parcela os horizontes superficiais são mais arenosos e mais espessos. Nos locais de relevo suave ondulado ocorrem o horizonte B textural com acentuado gradiente textural. Quanto à disponibilidade de água, na época seca, apesar da falta de chuva, os horizontes mais profundos (subsúperfciais) se mantêm mais úmidos que os superficiais e com quantidades de água que se encontram dentro da faixa de água disponível para as plantas (VIDAL-TORRADO, 2006).

2.2.1.4 Estação Ecológica de Assis (EEA) / Savana Florestada

A Estação Ecológica de Assis (22°33' – 22°36'S e 50°23' – 50°22'W) possui 4.480 ha, relevo suave-ondulado, com altitudes de 500 m e 590 m (CLAUSET; SOARES, 1999). O clima local é Temperado Chuvoso e Quente, com chuvas de verão e verão quente (Cwa) (CLAUSET; SOARES, 1999). As temperatura média anual é de 22,4°C e a precipitação média anual é 1.255 mm. Quanto aos solos da parcela estudada, predominam Latossolos, com uma pequena parte de Gleissolo Háptico (EMBRAPA, 1999), os quais são distróficos, apresentam textura uniforme, variando de média/arenosa a média, altamente drenados e com baixa retenção de água (exceto na parte mais baixa do terreno onde a drenagem é impedida em profundidade) (JUHÁSZ et al., 2006; VIDAL-TORRADO, 2006).

2.2.2 Análises estatísticas

Os parâmetros texturais e químicos dos solos podem ser altamente correlacionados, sendo, portanto, é necessário analisar a estrutura dos dados para descartar as variáveis redundantes. A análise de componentes principais (ACP) foi utilizada para explorar o conjunto de variáveis de previsão (edáficas e topográficas), possibilitando identificar e descartar as variáveis redundantes, ou altamente correlacionadas ($r \geq 0,60$), em cada área de estudo.

Análise de correspondência canônica (CCA) é uma análise de ordenação restrita usada para determinar a estrutura comum, ou correspondência, entre dois conjuntos de variáveis (matrizes) medidos nas mesmas unidades de amostragem, sendo particularmente úteis para analisar a distribuição de espécies ao longo de gradientes ambientais (LEGENDRE; LEGENDRE, 1998). A CCA foi realizada entre as matriz de abundância relativa das espécies e a matriz transformada (log) de variáveis de solo e topográficas. Para redução do conjunto de variáveis ambientais realizou-se análise de variância dos termos dos eixos canônicos. A permutação de Monte Carlo foi utilizada para testar a significância da ordenação.

O método TWINSpan (Two-way Indicator Species Analysis) (HILL, 1979), modificado por Rolecek et al. (2009), foi utilizado para formar grupos de subparcelas com composição florística semelhantes. Os níveis de corte utilizados foram 0, 2, 5, 10, 20 e a heterogeneidade dos grupos foi medida pela dissimilaridade de Bray-Curtis. Para avaliar a relação entre as variáveis ambientais (solo e topografia) e os grupos de subparcelas com flora semelhante, os resultados do método TWINSpan foram projetados no diagrama de ordenação produzido pela CCA. Para correspondência com os gradientes ambientais (quadrantes), estabelecidos no diagrama da CCA, foi determinada a formação inicial de 4

grupos de subparcelas com flora semelhante. Posteriormente, os grupos de subparcelas que dividiram o mesmo quadrante foram unificados, quando este procedimento não modificou a configuração inicial dos demais grupos estabelecidos.

As análises estatísticas foram desenvolvidas no software R, versão 3.1.0 (R Development Core Team, 2014).

2.2.3 Seleção das espécies

Os grupos e subgrupos de espécies, em cada unidade fitogeográfica, estabelecidos nas análises de ordenação, se referem a espécies com densidades iguais ou superiores a três indivíduos por hectare (≥ 3 ind. ha⁻¹), devido a confiabilidade das estimativas e a interferência de espécies raras nas análises de ordenação. Para espécies com densidade inferior a 3,0 indivíduos.ha⁻¹, Moreira (2007) constatou-se que a estimativa deste parâmetro fitossociológico pode apresentar um grande viés. Enquanto que, nas análises de ordenação, a presença de muitas espécies raras pode fazer com que haja distinção exagerada entre as amostras, pois estas análises são baseadas em distâncias de qui-quadrado (χ^2), onde as amostras são ponderadas de acordo com o total (BOCARD; GILLET; LEGENDRE, 2011).

2.3 Resultados

As variáveis de solo e topográficas estão descritas na Tabela 1. A correlação entre as variáveis abióticas analisadas (edáficas e topográficas) estão descritas no Anexo A. As análises de ordenação foram significativas nas quatro áreas de estudo, ou seja, a proporção da variância das espécies explicada por todas as restrições ambientais (isto é, todos os eixos restritos) foi significativamente maior do que o esperado pelo acaso (Tabela 2).

Tabela 1 – Média, desvio padrão médio e limites inferior e superior das variáveis de solo e topográficas analisadas em cada área de estudo. Parque Estadual da Ilha do Cardoso (PEIC), Parque Estadual de Carlos Botelho (PECB), Estação Ecológica de Caetetus (EEC), Estação Ecológica de Assis (EEA). *(mmol/dm³), ** (%), ***(g/dm³), ****(g/Kg) (-) variável não analisada (continua)

	PEIC	PECB	EEC	EEA
Altitude (m)	2,43±0,78 0,44 – 4,13	397,73±21,22 342,07 – 459,28	588,05±9,03 572,14 – 606,62	556,67±4,53 545,64 – 565,05
Declividade (°)	1,42±1,07 0,16 – 6,57	26,6±8,07 0,58 – 47,17	6,09±2,05 1,86 – 28,65	3,01±1,31 0,95 – 16,35
pH(H ₂ O)(0-5)	4,33±0,32 3,2 – 6,3	3,95±0,42 3,3 – 5,8	6,03±0,39 5,1 – 7,4	4,58±0,26 3,9 – 5,3
pH(H ₂ O)(5-25)	4,22±0,31 3,1 – 5,1	3,98±0,25 3,4 – 4,9	5,93±0,5 4,6 – 7,2	4,42±0,26 3,7 – 5,0
pH(H ₂ O)(80-100)	3,74±0,49 2,6 – 5,0	-	5,95±0,71 4,6 – 7,8	4,4±0,22 4,0 – 5,1

Tabela 1 – Média, desvio padrão médio e limites inferior e superior das variáveis de solo e topográficas analisadas em cada área de estudo. Parque Estadual da Ilha do Cardoso (PEIC), Parque Estadual de Carlos Botelho (PECB), Estação Ecológica de Caetetus (EEC), Estação Ecológica de Assis (EEA). *(mmol/dm³), **(%), ***(g/dm³), ****(g/Kg) (-) variável não analisada (continuação)

	PEIC	PECB	EEC	EEA
MO(0-5) ****	84,18±54,38 0,0 – 171,0	46,25±14,06 3,0 – 64,0	56,82±35,11 3,0 – 220,0	35,32±9,7 18,0 – 61,0
MO(5-25) ****	41,83±37,41 5,0 – 171,0	36,03±12,22 10,0 – 64,0	21,11±15,37 3,0 – 125,0	18,75±5,62 5,0 – 36,0
MO(80-100) ****	27,19±23,74 5,0 – 149,0	-	8,13±3,98 3,0 – 22,0	9,05±4,08 5,0 – 36,0
P(0-5) *	26,1±27,54 1,0 – 142,0	15,85±8,37 2,0 – 44,0	25,05±10,7 3,0 – 86,0	6,85±2,3 2,0 – 21,0
P(5-25) *	4,75±8,63 1,0 – 20,0	3,55±2,3 1,0 – 15,0	4,83±2,19 1,0 – 18,0	3,54±1,02 1,0 – 8,0
P(80-100) *	2,59±7,3 1,0 – 50,0	-	1,76±0,78 1,0 – 4,0	1,34±0,59 1,0 – 5,0
Na(0-5) *	2,78±1,51 0,2 – 9,7	1,11±0,54 0,3 – 4,2	0,63±0,26 0,2 – 1,4	0,53±0,33 0,2 – 1,8
Na(5-25) *	1,31±1,82 0,1 – 25,0	0,62±0,28 0,2 – 2,3	0,27±0,15 0,2 – 1,0	0,22±0,07 0,2 – 0,9
Na(80-100) *	0,64±0,76 0,1 – 5,8	-	0,21±0,08 0,2 – 1,0	0,2±0,01 0,2 – 0,3
K(0-5) *	3,33±2,82 0,1 – 12,5	4,22±1,95 1,6 – 15,3	5,62±1,58 1,5 – 13,4	1,83±0,67 0,1 – 5,3
K(5-25) *	0,84±1,1 0,1 – 7,1	1,91±1,11 0,2 – 7,4	3,14±1,35 0,5 – 9,9	0,84±0,53 0,1 – 4,9
K(80-100) *	0,45±0,9 0,1 – 7,0	-	1,85±1 0,4 – 6,2	0,34±0,32 0,1 – 1,7
Ca(0-5) *	19,45±29,06 1,0 – 250,0	19,8±27,32 1,0 – 205,0	136,3±66,2 9,0 – 370,0	3,61±2,98 1,0 – 25,0
Ca(5-25) *	2,17±4,82 1,0 – 12,0	3,77±5,84 1,0 – 42,0	38,73±26,53 4,0 – 200,0	1,66±1,27 1,0 – 9,0
Ca(80-100) *	1,8±3,89 1,0 – 39,0	-	15,59±11,07 1,0 – 80,0	1,49±0,88 1,0 – 5,0
Mg(0-5) *	19,61±23,69 1,0 – 115,0	9,65±5,69 1,0 – 29,0	23,03±8,12 2,0 – 60,0	3,21±1,78 1,0 – 13,0
Mg(5-25) *	3,11±6,76 1,0 – 17,0	3,2±1,75 1,0 – 10,0	8,51±3,53 2,0 – 22,0	1,2±0,47 1,0 – 3,0
Mg(80-100) *	2,04±5,14 1,0 – 36,0	-	6,87±5,19 1,0 – 45,0	1,03±0,17 1,0 – 2,0
Al(0-5) *	12,32±6,84 2,0 – 75,0	18,73±7,96 0,0 – 47,0	0,81±1,05 0,0 – 6,0	11,03±2,54 4,0 – 24,0
Al(5-25) *	9,57±8,71 1,0 – 78,0	18,53±6,17 3,0 – 39,0	0,55±1,15 0,0 – 10,0	11,35±2,06 8,0 – 27,0
Al(80-100) *	28,73±23,84 1,0 – 173,0	-	3,21±5,12 0,0 – 32,0	9,96±1,31 5,0 – 16,0
SB(0-5) *	45,16±49,88 2,4 – 279,4	34,79±32,8 4,5 – 247,2	165,59±71,93 12,7 – 428,2	9,17±4,97 2,3 – 43,0
SB(5-25) *	7,43±12,22 2,2 – 52,7	9,5±7,55 3,1 – 47,9	50,65±29,3 9,1 – 224,8	3,93±1,79 2,3 – 12,6
SB(80-100) *	4,92±9,61 2,3 – 75,9	-	24,52±15,18 4,7 – 111,6	3,06±1,17 2,3 – 8,9
CTC(0-5) *	167,78±96,07 21,2 – 455,9	135,98±37,12 47,1 – 301,2	189,35±72,03 16,7 – 439,2	68,71±17,83 25,1 – 131,2
CTC(5-25) *	70,94±61,35 5,3 – 267,9	82,4±20,84 29,3 – 195,9	67,32±28,79 22,3 – 249,8	43,14±9,39 22,5 – 76,1
CTC(80-100) *	89,83±58,25 6,3 – 375	-	39,52±18,7 8,1 – 127,6	27,4±7,92 14,3 – 86,8

Tabela 1 – Média, desvio padrão médio e limites inferior e superior das variáveis de solo e topográficas analisadas em cada área de estudo. Parque Estadual da Ilha do Cardoso (PEIC), Parque Estadual de Carlos Botelho (PECB), Estação Ecológica de Caetetus (EEC), Estação Ecológica de Assis (EEA). *(mmol_c/dm³), ** (%), *** (g/dm³), **** (g/Kg) (-) variável não analisada (conclusão)

	PEIC	PECB	EEC	EEA
V(0-5) **	23,28±15,67 1,0 – 85,0	23,85±12,59 6,0 – 32,0	86,01±6,48 63,0 – 100,0	13,32±6,46 4,0 – 60,0
V(5-25) **	11,27±6,93 2,0 – 43,0	11,39±6,93 3,0 – 42,0	72,7±15,09 22,0 – 99,0	9,01±2,97 4,0 – 23,0
V(80-100) **	6,9±8,89 1,0 - 65,0	-	63,4±20,68 12,0 – 98,0	11,25±2,99 4,0 – 34,0
m(0-5) **	33,12±19,8 1,0 – 96,0	40,13±19,16 0,0 – 84,0	0,5±0,69 0,0 – 3,0	56,56±13,63 12,0 – 86,0
m(5-25) **	58,83±14,93 9,0 – 96,0	67,31±15,57 9,0 – 88,0	1,95±5,36 0,0 – 49,0	74,9±7,3 42,0 – 89,0
m(80-100) **	81,42±18,05 14,0 – 98,0	-	11,62±16,99 0,0 – 77,0	76,89±6,07 44,0 – 86,0
Areia(0-5)**	-	50,14±9,62 18,0 – 76,0	80,49±4,07 64,0 – 94,0	79,41±2,92 71,0 – 86,0
Areia(5-25)**	92,94±2,65 81,0 – 98,0	50,49±9,64 18,0 – 76,0	82,9±3,12 71,0 – 92,0	79,96±2,39 70,0 – 86,0
Areia(80-100) **	92,88±2,96 71,0 – 98,0	-	80,83±6,68 59,0 – 94,0	76,79±2,1 70,0 – 84,0
Silte(0-5) **	-	15,01±4,5 4,0 – 30,0	8,13±2,59 2,0 – 17,0	4,89±1,52 2,0 – 8,0
Silte(5-25) **	2,58±1,07 2,0 – 9,0	12,98±4,14 2,0 -31,0	7,49±1,92 2,0 – 17,0	4,41±1,56 2,0 – 16,0
Silte(80-100) **	2,67±1,27 2,0 – 11,0	-	7,7±2,38 2,0 – 19,0	5,27±1,43 0,0 – 10,0
Argila(0-5) **	-	34,85±8 12,0 – 53,0	11,38±2,63 4,0 – 21,0	15,7±2,44 10,0 – 22,0
Argila(5-25) **	4,5±2,18 0,0 – 14,0	36,32±8,87 12,0 – 61,0	9,62±2,48 4,0 – 16,0	15,63±2,01 10,0 – 20,0
Argila(80-100) **	4,46±2,36 0,0 – 18,0	-	11,46±5,88 2,0 – 31,0	17,94±2,07 14,0 – 24,0
Densidade(0-5) ***	-	1±0,06 0,98 – 1,28	1,29±0,08 0,92 – 1,34	1,26±0,02 1,21 – 1,29
Densidade(5-25) ***	1,31±0,01 1,31 – 1,47	1,27±0,05 0,98 – 1,28	1,46±0,01 1,42 – 1,47	1,45±0,02 1,41 – 1,51
Densidade(80-100) ***	1,47±0,02 1,31 – 1,47	-	1,51±0,12 1,34 – 1,62	1,46±0,01 1,44 – 1,56

Tabela 2 - A permutação global de Monte Carlo, aplicada para testar a significância dos eixos de ordenação. Número de permutações (N.perm). Parque Estadual da Ilha do Cardoso (PEIC), Parque Estadual de Carlos Botelho (PECB), Estação Ecológica de Caetetus (EEC), Estação Ecológica de Assis (EEA)

		Df	χ ²	F	N.perm	p
PEIC	Modelo	6	0,18	3,68	199	0,005
	Resíduo	220	1,75			
PECB	Modelo	7	0,23	2,03	199	0,005
	Resíduo	236	3,76			
EEC	Modelo	5	0,04	1,50	199	0,005
	Resíduo	249	1,37			
EEA	Modelo	9	0,30	5,44	199	0,005
	Resíduo	246	1,52			

Na Floresta Ombrófila Densa de Terras Baixas (PEIC), a matriz de variáveis ambientais explicou 9,0% da variância da matriz de espécies. A altitude, o pH(H₂O) (5-25 cm), o teor de alumínio (0-5cm e 80-100 cm), o percentual de areia (5-25 cm) e o teor de matéria orgânica (80-100 cm) foram as variáveis significativas ($p \geq 0,10$) dos eixos canônicos (Figura 1A) (Tabela 1). Os primeiros eixos, CCA1 e CCA2, somaram juntos 72% da variância explicada. A declividade não foi incluída na análise deste tipo vegetacional, devido à pequena variação de altitude. Nesta área, dos quatro grupos estabelecidos por TWINSpan, foram identificados três principais grupos de subparcelas com semelhante composição florística (Figura 1B). Tais grupos diferenciaram-se principalmente em relação ao teor de alumínio na camada profunda (80-100 cm), à acidez do solo (pH(H₂O) (5-25 cm)) e a altitude, que delimita uma flora em áreas sujeitas ao alagamento na maior parte do ano.

No PEIC, as espécies presentes em parcelas sujeitas ao alagamento (grupo 3) foram melhor distribuídas ao longo dos gradientes ambientais, especialmente *Myrcia pulchra* (O. Berg.) Kiaersk e *Erythroxylum amplifolium* (Mart.) O. E. Schulz. (Figura 2). A partir do gráfico de ordenação pode-se, também, observar que: (1) *Myrcia grandiflora* Cambess. e *Byrsonima ligustrifolia* (A. Juss.) Baill. são, possivelmente, espécies tolerantes ao alumínio (Al), tendendo a ocorrer em áreas com maior teor de Al na camada superficial (0-5 cm); e (2) *Myrsine venosa* A. DC. e *Ilex theezans* Mart. ex Reissek são mais abundantes em solos com maior pH(H₂O) e percentual de areia na camada de 5-25 cm.

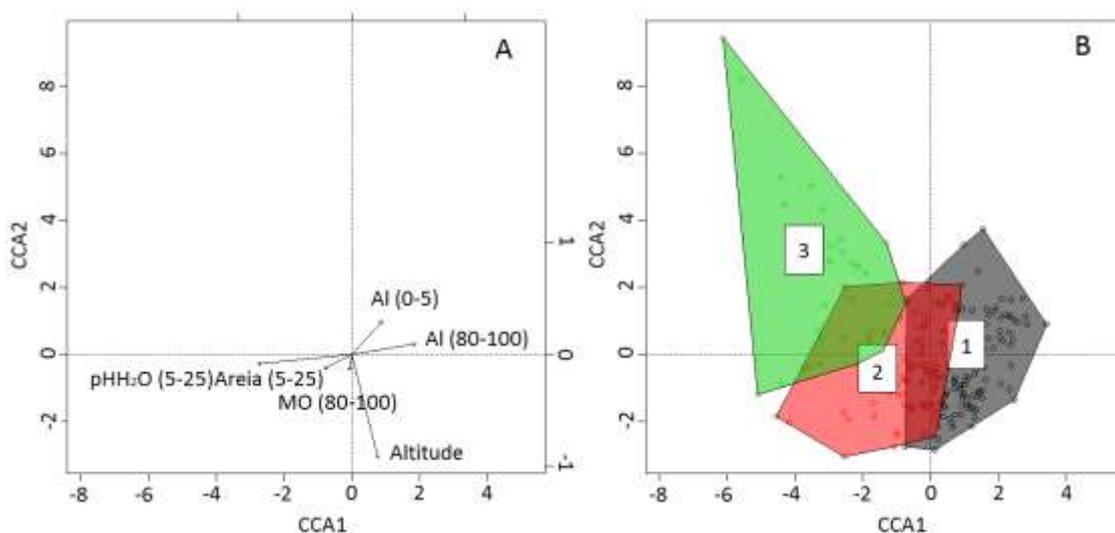


Figura 1 – Diagramas de ordenação da análise de correspondência canônica (CCA). (A) Variáveis ambientais. (B) Grupos de subparcelas com semelhante composição florística (TWINSpan). Parque Estadual da Ilha do Cardoso

Na Floresta Ombrófila Densa Submontana (PECB) a matriz de variáveis ambientais explicou apenas 6,0% da variância da matriz de espécies. Os dois primeiros eixos da CCA somaram cerca de 65% da variância explicada. As variáveis ambientais significativas na ordenação foram altitude, teor de matéria orgânica (MO) (5-25 cm), saturação por bases (V) (0-5 cm), teor de fósforo (P) (0-5 e 5-25 cm) e declividade (Figura 3A) (Tabela 1). Nesta área, devido ao terreno fortemente acidentado, ambas as variáveis topográficas, altitude e declividade apresentaram grande variação.

No PECB, observou-se que a altitude foi a principal variável ambiental associada a diferenciação da composição florística. Isto por que, os principais grupos de subparcelas com semelhante flora foram separados pelo eixo 1 da ordenação canônica (grupos 1 e 2), o qual tem a altitude como principal termo (Figura 3). Os demais grupos de subparcelas são menores e referem-se a uma divisão do quarto quadrante de ordenação, diferenciando-se quanto aos teores de matéria orgânica (5-25 cm) e saturação por bases (V) (0-5 cm). Este quadrante definiu áreas com maior fertilidade e menor teor de alumínio, visto a correlação positiva de (V) (0-5 cm) com V (5-25 cm; $r = 0,68^*$, $p < 0,05$) e com a soma de bases (0-5 cm; $r = 0,89^*$, $p < 0,05$) e, negativa com o teor e a saturação por Al ($r = -0,64$; $r = -0,87^*$, $p < 0,05$) (Anexo A).

Espécie	Abrev.	N	Espécie	Abrev.	N
<i>Atouea saligna</i> Meisn.	Aio sal	42	<i>Jacaranda puberula</i> Cham.	Jac pub	58
<i>Albizia pedicellaris</i> (DC.) L. Rico	Alb ped	163	<i>Manilkara subsericea</i> (Mart.) Dubard	Man sub	226
<i>Alchornea triplinervia</i> (Spreng.) Müll. Arg.	Alc tri	51	<i>Martierea racemosa</i> (Vell.) Kiaersk.	Mar rac	190
<i>Amaouia intermedia</i> Mart. ex Schult. & Schult f.	Ama int	837	<i>Matayba intermedia</i> Radlk.	Mat int	93
<i>Andira antheimia</i> (Vell.) Benth.	And ant	548	<i>Maytenus gonoclada</i> Mart.	May gon	155
<i>Aniba viridis</i> Mez	Ani vir	64	<i>Miconia cubatanensis</i> Hoelne	Mic cub	267
<i>Aparisthium cordatum</i> (A. Juss.) Baill.	Apa cor	179	<i>Myrcia brasiliensis</i> Kiaersk.	Myr bra	119
<i>Astrocaryum aculeatissimum</i> (Schott) Burret	Ast acu	79	<i>Myrcia glabra</i> (O. Berg) D. Legrand	Myr gla	78
<i>Blepharocalyx salicifolius</i> (Kunth) O. Berg	Ble sal	52	<i>Myrcia grandiflora</i> Cambess.	Myr gra	60
<i>Byrsonima ligustrifolia</i> A. Juss.	Byr lig	214	<i>Myrcia hebeptala</i> DC.	Myr heb	51
<i>Calophyllum brasiliense</i> Cambess.	Cal bra	410	<i>Myrcia ilheosensis</i> Kiaersk.	Myr ilh	134
<i>Calyptranthes concinna</i> DC.	Cal con	323	<i>Myrcia multiflora</i> (Lam.) DC.	Myr mul	113
<i>Chusia cruxa</i> Cambess.	Chu cru	101	<i>Myrcia pulchra</i> (O. Berg) Kiaersk.	Myr pul	94
<i>Cordia myrcifolia</i> (K. Schum.) C. H. Perss. & Delprete	Cor myr	92	<i>Myrcia racemosa</i> (O. Berg) Kiaersk.	Myr rac	444
<i>Coussapoa microcarpa</i> (Schott) Rizzini	Cou mic	36	<i>Myrsine umbellata</i> Mart.	Myr umb	50
<i>Endlicheria paniculata</i> (Spreng.) J. F. Macbr.	End pan	50	<i>Myrsine venosa</i> A. DC.	Myr ven	44
<i>Erythroxylum amplifolium</i> (Mart.) O. E. Schulz.	Ery amp	59	<i>Ocotea aciphylla</i> (Nees & Mart.) Mez	Oco aci	261
<i>Eugenia astringens</i> Cambess.	Eug ast	66	<i>Ocotea dispersa</i> (Nees & Mart.) Mez	Oco dis	30
<i>Eugenia stigmata</i> D. C.	Eug sti	39	<i>Ocotea pulchella</i> (Nees & Mart.) Mez	Oco pul	536
<i>Eugenia sulcata</i> Spring ex Mart.	Eug sul	183	<i>Ocotea pulchra</i> Vattimo-Gil	Oco pul	51
<i>Euterpe edulis</i> Mart.	Eut edu	3007	<i>Ocotea venulosa</i> (Nees) Baitello	Oco ven	45
<i>Garcinia gardneriana</i> (Planch. & Triana) Zappi	Gar gar	250	<i>Ormosia arborea</i> (Vell.) Harms	Orm arb	95
<i>Gouatteria australis</i> A. St.-Hil.	Gua aus	104	<i>Pera glabrata</i> (Schott) Poepp. ex Baill.	Per gla	526
<i>Handroanthus albus</i> (Cham.) Mattos	Han alb	30	<i>Posoqueria latifolia</i> (Rudge) Schult.	Pos lat	74
<i>Heisteria silvianii</i> Schwacke	Hei sil	115	<i>Pouteria beauripareii</i> (Glaz. & Raunk.) Bahlui	Pou bea	250
<i>Huanirastrium dentatum</i> (Casat.) Cuatrec.	Hum den	39	<i>Psidium cattleianum</i> Sabine	Psi cat	238
<i>Ilex dumosa</i> Reissek	Ile dum	74	<i>Schefflera angustissima</i> (Marchal) Frodin	Sch ang	574
<i>Ilex theezans</i> Mart. ex Reissek	Ile the	180	<i>Siphoneugena guilfoyleiana</i> Proença	Sip gui	61
			<i>Tapirira guianensis</i> Aubl.	Tap gui	507
			<i>Ternstroemia brasiliensis</i> Cambess.	Ter bra	526
			<i>Xylopia langsdorffiana</i> A. St.-Hil. & Tul.	Xyl lan	945

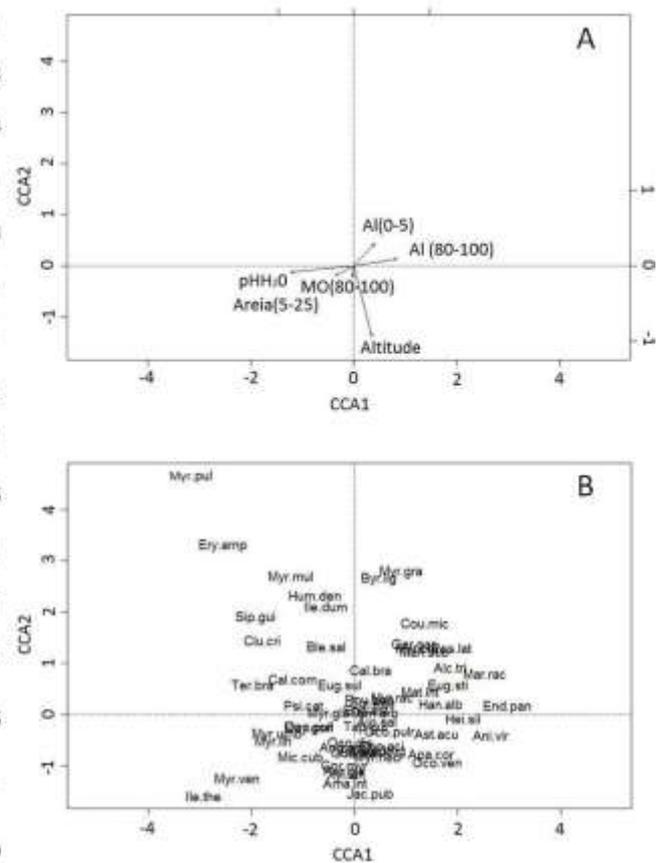


Figura 2 – Diagramas de ordenação da análise de correspondência canônica (CCA). (A) Variáveis ambientais. (B) Espécies. Abreviatura (Abrev.) e número de indivíduos (N). Parque Estadual da Ilha do Cardoso

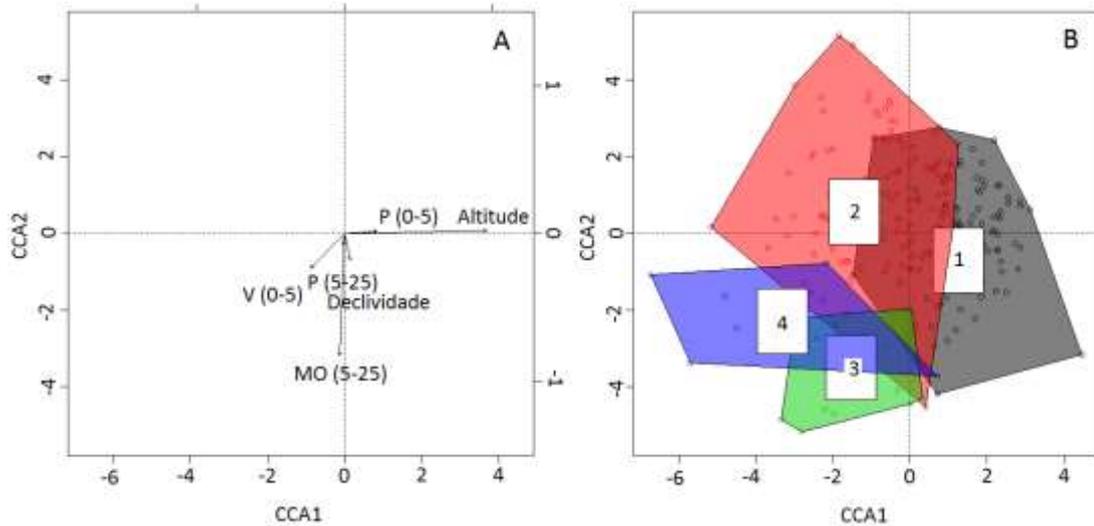


Figura 3 – Diagramas de ordenação da análise de correspondência canônica (CCA). (A) Variáveis ambientais. (B) Grupos de subparcelas com semelhante composição florística (TWINSpan). Parque Estadual de Carlos Botelho

Para Floresta Ombrófila Densa Submontana (PECB) observou-se maior distribuição das espécies, em relação às do PEIC, ao longo dos gradientes ambientais (Figura 4) (Tabela 5). A partir do gráfico de ordenação e correlação entre as variáveis edáficas (Anexo A) pode-se observar que: (1) *Eugenia subavenia* O. Berg e *Casearia decandra* Jacq. são, possivelmente, tolerantes ao alumínio (Al); (2) *Brosimum glaziovii* Taub., *Eugenia prasina* O. Berg, *Casearia sylvestris* Sw. e *Jacaranda puberula* Cham. devem ser encontradas principalmente em áreas íngremes da parcela, (3) *Cyathea phalerata* Mart. e *Myrcia pubipetala* Miq. tiveram sua ocorrência associada a solos com maior teor de matéria orgânica e fósforo (5-25 cm); (4) *Bathysa australis* (A.St.-Hil.), *Cordia silvestris* Fresen. e *Eugenia supraxillaris* Spring. ocorreram em solos de maior fertilidade; (5) *Inga sessilis* (Vell.) Mart., *Alsophila sternbergii* (Sternb) D.S. Conant, *Calyptrotrichum lanceolatum* O. Berg, *Dahlstedtia pinnata* (Bent.), *Chrysophyllum inordatum* (Mart.) foram mais abundantes em platôs de baixada, ou seja, áreas pouco íngremes e de menor altitude da parcela.

Na Floresta Estacional Semidecidual (EEC), a matriz de variáveis de solo e topográficas explicou apenas 4% da variância da matriz de espécies. Os dois primeiros eixos de ordenação (CCA1 e CCA2) somaram juntos 60% da variância explicada. As variáveis ambientais significativas ($p \geq 0,10$) da CCA foram declividade, teor de matéria orgânica (80-100 cm), pH(H₂O) (5-25 cm), altitude e saturação por alumínio (m) (0-5 cm) (Figura 5A) (Tabela 1). Nesta área, embora a análise de ordenação tenha sido significativa, a composição florística das subparcelas parece não ter associação com as variáveis de solo e topográficas analisadas. No gráfico de ordenação, não foi observada relação entre que os subgrupos de

parcelas com flora semelhante e os gradientes ambientais definidos pelos quadrantes (Figura 5).

Espécie	Abrev.	N	Espécie	Abrev.	N
<i>Alchornea glandulosa</i> Poepp & Endl	Alc gla	47	<i>Hyeronima alchorneoides</i> Allenão	Hye alc	148
<i>Alexis floribunda</i> Schott	Als flo	87	<i>Inga leucocollata</i> Benth	Ing len	61
<i>Aisophila sternbergii</i> (Sternb.) D.S. Conant	Als ste	420	<i>Inga marginata</i> Willd.	Ing mar	47
<i>Astrocaryum aculeatissimum</i> (Schott) Burret	Ast acu	30	<i>Inga sesalis</i> (Vell.) Mart	Ing ses	30
<i>Bathysa australis</i> (A. St.-Hil.) K. Schum.	Bat aus	269	<i>Jacaranda puberula</i> Cham.	Jac pub	38
<i>Brosimum glaziovii</i> Taub.	Bro gla	30	<i>Magnolia ovata</i> (A. St.-Hil.) Spreng.	Mag ova	31
<i>Cabralea canjerana</i> (Vell.) Mart	Cab can	51	<i>Malouetia cestroides</i> (Nees ex Mart.) Müll. Arg.	Mal ces	50
<i>Calyptranthes lanceolata</i> O. Berg	Cal lan	51	<i>Marlierea eugeniopsoides</i> (D. Legrand & Kausel)	Mar eug	45
<i>Carimiana estrellensis</i> (Radlk.) Kuntze	Car est	57	D. Legrand		
<i>Casearia decandra</i> Jacq.	Cas dec	49	<i>Marlierea obscura</i> O. Berg	Mar obs	92
<i>Casearia sylvestris</i> Sw.	Cas syl	40	<i>Marlierea nativoensis</i> Cambess.	Mar sua	152
<i>Cecropia glaziovii</i> Smetl.	Cec gla	92	<i>Marlierea tomentosa</i> Cambess.	Mar tom	137
<i>Chrysophyllum inornatum</i> Mart	Chr ino	94	<i>Maytenus gonoclada</i> Mart.	May gon	44
<i>Chrysophyllum viride</i> Mart & Eichler	Chr vir	108	<i>Mollinedia schottiana</i> (Spreng.) Perkins	Mol sch	62
<i>Cinnamodendron doussii</i> Schwacke	Cin din	39	<i>Mollinedia uleana</i> Perkins	Mol ule	84
<i>Citronella paniculata</i> (Mart.) R.A. Howard	Cit pan	55	<i>Myrcogenia myrcioides</i> (Cambess.) O. Berg	Myr myr	38
<i>Cordia silvestris</i> Presen.	Cor sil	41	<i>Myrcia anacardifolia</i> Gardner	Myr ana	57
<i>Coussapoa microcarpa</i> (Schott) Rizzini	Cou mic	36	<i>Myrcia flagellaris</i> (D. Legrand) Sobral	Myr fla	170
<i>Coussarea contracta</i> (Walp.) Müll. Arg.	Cou con	144	<i>Myrcia pubipetala</i> Miq.	Myr pub	42
<i>Cryptocarya mandioccana</i> Meisn.	Cry man	156	<i>Myrcia spectabilis</i> DC.	Myr spe	73
<i>Cupania oblongifolia</i> Mart.	Cup obl	30	<i>Myrcia tijuensis</i> Kiaersk.	Myr tij	61
<i>Cyathea phalerata</i> Mart.	Cya pha	137	<i>Myrciaria floribunda</i> (H. West ex Willd.) O. Berg	Myr flo	40
<i>Dahllstedtia pinnata</i> (Benth.) Dah pin	Dah pin	75	<i>Myrocarpus frondosus</i> Allenão	Myr fro	31
<i>Diploon cuspidatum</i> (Hoehne) Cronquist	Dip cus	64	<i>Myrsme hermogenesii</i> (Jung-Mend. & Bernacci) M.F. Freitas & Kin.-Gouv.	Myr her	42
<i>Echlinusa raniflora</i> Mart.	Ecc ran	94	<i>Nectandra membranacea</i> (Sw.) Giseb.	Nec mem	59
<i>Eugenia brevifolia</i> D. Legrand	Eug bre	123	<i>Neomitranthes glomerata</i> (D. Legrand) D. Legrand	Neo glo	108
<i>Eugenia cuprea</i> (O. Berg) Nied.	Eug cup	194	<i>Ocotea teleandra</i> (Meisn.) Mez.	Oco tel	66
<i>Eugenia melanogyna</i> (D. Legrand) Sobral	Eug mel	144	<i>Parinari brasiliensis</i> (Schott) Hook. f.	Par bra	34
<i>Eugenia moseoi</i> (Kausel) Sobral	Eug mos	123	<i>Platymiscum floribundum</i> Vogel	Pla flo	34
<i>Eugenia neoglomerata</i> Sobral	Eug neo	109	<i>Pouteria psammophila</i> (Mart.) Radlk.	Pou psa	39
<i>Eugenia oblongata</i> O. Berg	Eug obl	87	<i>Psychotria suterella</i> Müll. Arg.	Psy sut	52
<i>Eugenia platyema</i> O. Berg	Eug pla	40	<i>Pterocarpus rohrii</i> Vahl	Pte roh	118
<i>Eugenia prasina</i> O. Berg	Eug pra	42	<i>Quina glaziovii</i> Engl.	Qui gla	72
<i>Eugenia pruinosa</i> D. Legrand	Eug pru	31	<i>Roupala montana</i> var. <i>brasiliensis</i> (Klotzsch) K.S. Edwards	Rou mon	32
<i>Eugenia subavenia</i> O. Berg	Eug sub	50	<i>Rudgea jasmimoides</i> (Cham.) Müll. Arg.	Rud jas	151
<i>Eugenia supraaxillaris</i> Spring	Eug sup	94	<i>Rudgea recurva</i> Müll. Arg.	Rud rec	70
<i>Eugenia verticillata</i> (Vell.) Angely	Eug ver	98	<i>Smirna coraumbensis</i> (Standl.) Steyerl.	Sim cor	69
<i>Eugenia xiriricana</i> Mattos.	Eug xir	101	<i>Sloanea guianensis</i> (Aubl.) Benth.	Slo gui	105
<i>Euterpe edulis</i> Mart.	Eut edu	2314	<i>Sloanea hirsuta</i> (Schott) Planch. ex Benth.	Slo hir	44
<i>Garcinia Gardneriana</i> (Planch. & Trana) Zapf	Gar gar	297	<i>Tepastylidium grandifolium</i> (Baill.) Sleumer	Tet gra	245
<i>Guapira opposita</i> (Vell.) Reitz	Gua opp	468	<i>Teporchidium rubrivennum</i> Poepp	Tet rub	39
<i>Guarea macrophylla</i> Vahl	Gua mac	77	<i>Virola bicoides</i> (Schott ex Spreng.) Warb.	Vir bic	78
<i>Handroanthus serratifolius</i> (Vahl) S. Grose	Han ser	104	<i>Zollernia ilicifolia</i> (Brongn.) Vogel	Zol ili	62
<i>Heisteria silvianii</i> Schwacke	Hei sil	65			
<i>Hirtella hebeclada</i> Moench ex DC.	Hir heb	45			

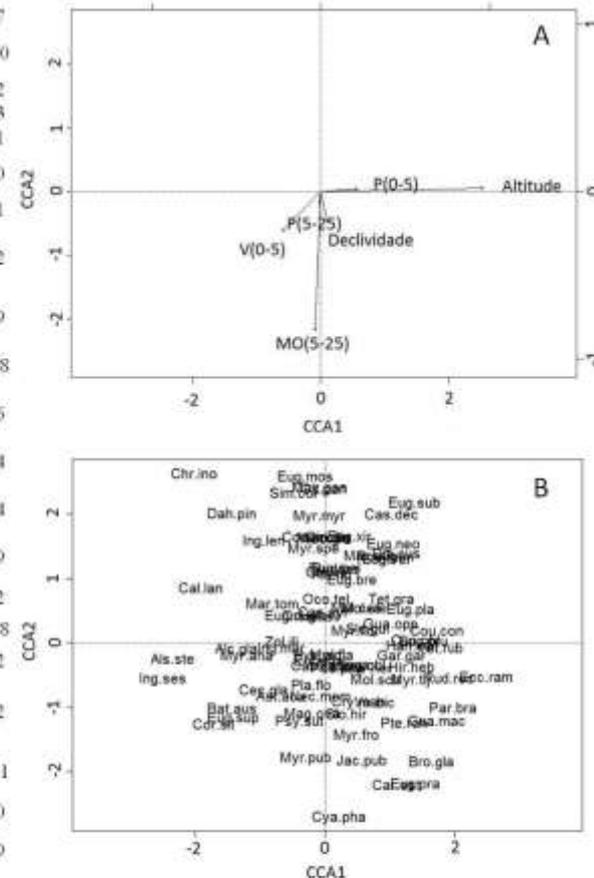


Figura 4 – Diagramas de ordenação da análise de correspondência canônica (CCA). (A) Variáveis ambientais. (B) Espécies. Abreviatura (Abrev.) e número de indivíduos (N). Parque Estadual de Carlos Botelho

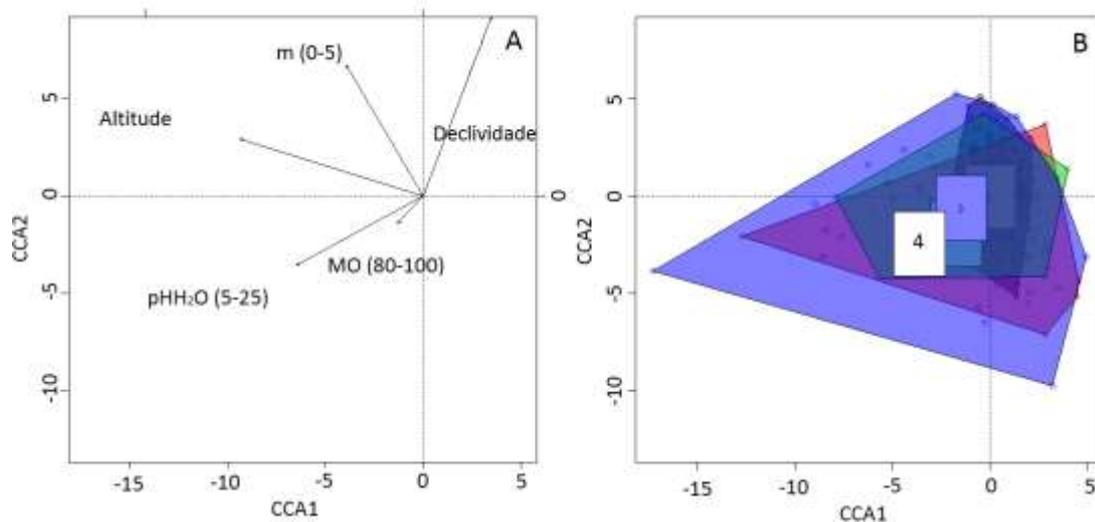


Figura 5 – Diagramas de ordenação da análise de correspondência canônica (CCA). (A) Variáveis ambientais. (B) Grupos de subparcelas com semelhante composição florística (TWINSPAN). Estação Ecológica de Caetetus

Embora a composição florística, entre as subparcelas da EEC, não tenha se associado aos gradientes ambientais, observou-se que algumas espécies tenderam a ocorrer em áreas com específicas condições edáficas e topográficas (Figura 6). A partir da correlação entre as variáveis ambientais (Anexo A) e dos diagramas de ordenação observou-se que: (1) *Ceiba speciosa* foi abundante em áreas com maior declive e pobres em nutrientes, visto a correlação do pH(H₂O) (5-25 cm) com a saturação por bases (V) (5-25 cm) ($r = 0,70^*$, $p < 0,05$); (2) *Gallesia integrifolia* (Spreng.) Harms, *Nectandra megapotamica* (Spreng.) Mez, *Cordia americana* (L.) Gottschling & J.S. Mill e *Inga marginata* Willd. Foram mais abundantes em áreas de menor altitude e de solos com menor densidade (5-25 cm), visto a correlação entre estas variáveis ($r = 0,79^*$, $p < 0,05$); (3) *Eugenia blanda* Sobral, *Zanthoxylum fagara* (L.) Sarg., *Solanum argenteum* Dunal, *Actinostemon conceptionis* (Chodat & Hassl.) Hochr. foram mais abundantes em áreas com menor saturação por alumínio (m) (0-5 cm) e com menor teor deste elemento (0-5 cm), visto a correlação positiva da saturação com o teor de Al ($r = 0,86^*$, $p < 0,05$); (4) *Esenbeckia leiocarpa* Engl. parece ser uma espécie exigente em fertilidade; e (5) *Machaerium stiptatum* Vogel ocorreu com maior abundância em áreas planas.

Espécies	Abrev.	N
<i>Actinostemon conceptionis</i> (Chodat & Hassl.) Hochr.	Act.conce	31
<i>Actinostemon concolor</i> (Spreng.) Müll. Arg.	Act.conco	80
<i>Aspidosperma polyneuron</i> Müll. Arg.	Asp.pol	719
<i>Astronium graveolens</i> Jacq.	Ast.gra	181
<i>Balfowodendron riedeltianum</i> (Engl.) Engl.	Bal.ne	401
<i>Campomanesia xanthocarpa</i> (Mart.) O Berg	Cam.xan	113
<i>Casearia gossypiosperma</i> Bnq.	Cas.gos	94
<i>Casearia sylvestris</i> Sw.	Cas.syl	53
<i>Cedrela fissilis</i> Vell.	Ced.fis	70
<i>Ceiba speciosa</i> (A. St.-Hil.) Ravenna	Cei.spe	43
<i>Centolobium tomentosum</i> Guillem. ex Benth.	Cen.tom	490
<i>Chrysophyllum gonocarpum</i> (Mart. & Eichler ex Miq.) Engl.	Chr.gon	234
<i>Cordia americana</i> (L.) Gottschling & J.S.Mill.	Cor.ame	32
<i>Cordia ecalyculata</i> Vell.	Cor.eca	83
<i>Croton floribundus</i> Spreng.	Cro.flo	746
<i>Cupania vernalis</i> Cambess.	Cup.ver	49
<i>Diatenopteryx sorbifolia</i> Radlk.	Dia.sor	55
<i>Esenbeckia leiocarpa</i> Engl.	Ese.lei	219
<i>Eugenia blanda</i> Sobral	Eug.bla	36
<i>Eugenia ramboi</i> D. Legrand	Eug.ram	197
<i>Gallesia integrifolia</i> (Spreng.) Harms	Gal.int	45
<i>Holocalyx balansae</i> Micheli	Hol.bal	115
<i>Inga marginata</i> Willd.	Ing.mar	47
<i>Inga striata</i> Benth.	Ing.str	59
<i>Jacaratia spinosa</i> (Aubl.) A. DC.	Jac.spi	32
<i>Lonchocarpus cultratus</i> (Vell.) A. M. G. Azevedo & H. C. Lima	Lon.cul	59
<i>Machaerium stipitatum</i> Vogel	Mac.sti	114
<i>Metrodorea nigra</i> A. St.-Hil.	Met.nig	5611
<i>Mollinedia widgrenii</i> A. DC.	Mol.wid	41
<i>Nectandra megapotamica</i> (Spreng.) Mez	Nec.meg	34
<i>Neomitranthes glomerata</i> (D. Legrand) D. Legrand	Neo.glo	72
<i>Ocotea indecora</i> (Schott) Mez	Oco.ind	750
<i>Parapiptadenia rigida</i> (Benth.) Brenan	Par.rig	46
<i>Pilocarpus pauciflorus</i> A. St.-Hil.	Pil.pau	52
<i>Piptadenia gonoacantha</i> (Mart.) J.F. Macbr.	Pip.gon	118
<i>Rhannidium elaeocarpum</i> Reissek	Rha.ela	51
<i>Savia dycnocarpa</i> Müll. Arg.	Sav.dyc	186
<i>Seguieria americana</i> L.	Seg.ame	49
<i>Senegalia polyphylla</i> (DC.) Britton & Rose	Sem.pol	109
<i>Solanum argenteum</i> Dunal	Sol.arg	55
<i>Syagrus oleracea</i> (Mart.) Becc.	Sya.ole	175
<i>Syagrus romanzoffiana</i> (Cham.) Glassman	Sya.rom	342
<i>Trichilia catigua</i> A. Juss.	Tri.cat	681
<i>Trichilia clausenii</i> C. DC.	Tri.cla	743
<i>Trichilia pallida</i> Sw.	Tri.pal	73
<i>Urera baccifera</i> (L.) Gaudich. ex Wedd.	Ure.bac	40
<i>Zanthoxylum fagara</i> (L.) Sarg.	Zan.fag	30

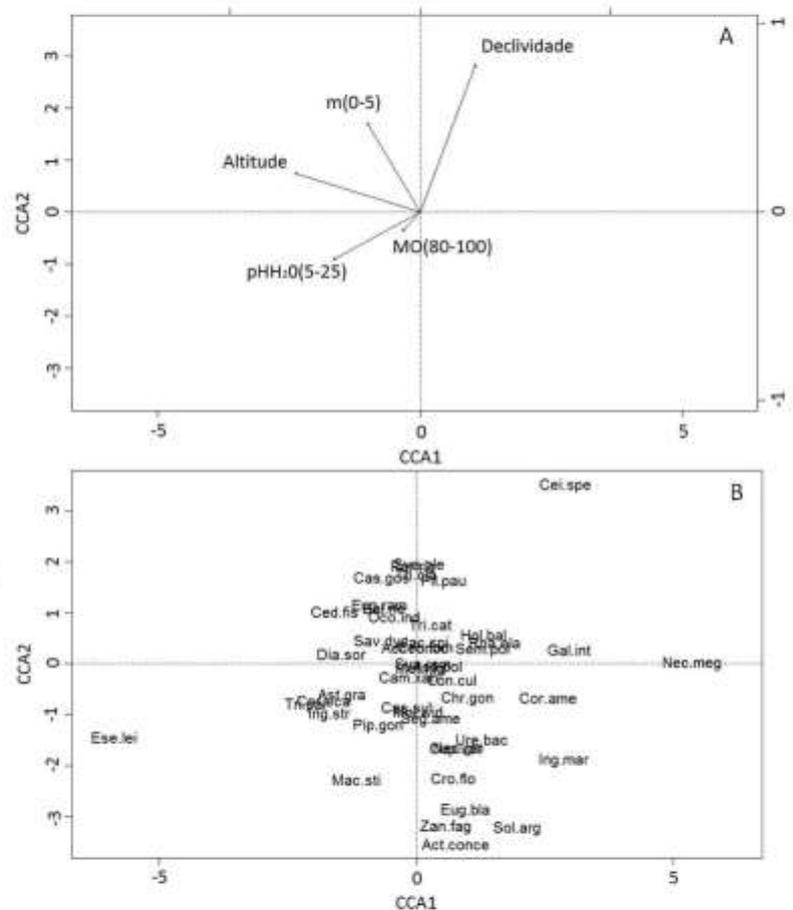


Figura 6 – Diagramas de ordenação da análise de correspondência canônica (CCA). (A) Variáveis ambientais. (B) Espécies. Abreviatura (Abrev.) e número de indivíduos (N). Estação Ecológica de Caetetus

Para a Savana Florestada (EEA) a matriz de variáveis ambientais explicou o maior percentual (17%) da matriz de espécies em relação as demais áreas de estudo. Os dois primeiros eixos de ordenação CCA1 e CCA2 somaram 68% da variância explicada. Nesta área, também foi observado o maior número de variáveis abióticas significativas ($p \leq 0,05$), a saber: altitude, pH(H₂O) (5-25 e 80-100 cm), teor de alumínio (0-5 cm), conteúdo de matéria orgânica (0-5 e 80-100 cm), soma de bases (5-25 e 80-100 cm) e declividade (Figura 7A) (Tabela 1). A partir dos resultados, observou-se que os grupos de subparcelas com semelhante composição florística foram formados em lados distintos do primeiro eixo de ordenação (CCA1), cujas principais variáveis foram conteúdo de matéria orgânica (MO) (80-100 cm) e soma de bases (SB) (5-25 cm) (Figura 7). A MO (80-100 cm) teve maior correlação com a SB (80-100 cm) e com outros nutrientes, bem como a SB (5-25 cm) com a saturação por bases (V) e por alumínio ($r = 0,86$; $r = -0,91^*$, $p < 0,05$) (Anexo A). Assim, a semelhança florística deve se associar a fertilidade e/ou a saturação por alumínio. O terceiro agrupamento de subparcelas, de acordo com a composição de espécies, se associou a solos com maior acidez na camada 5-25 cm.

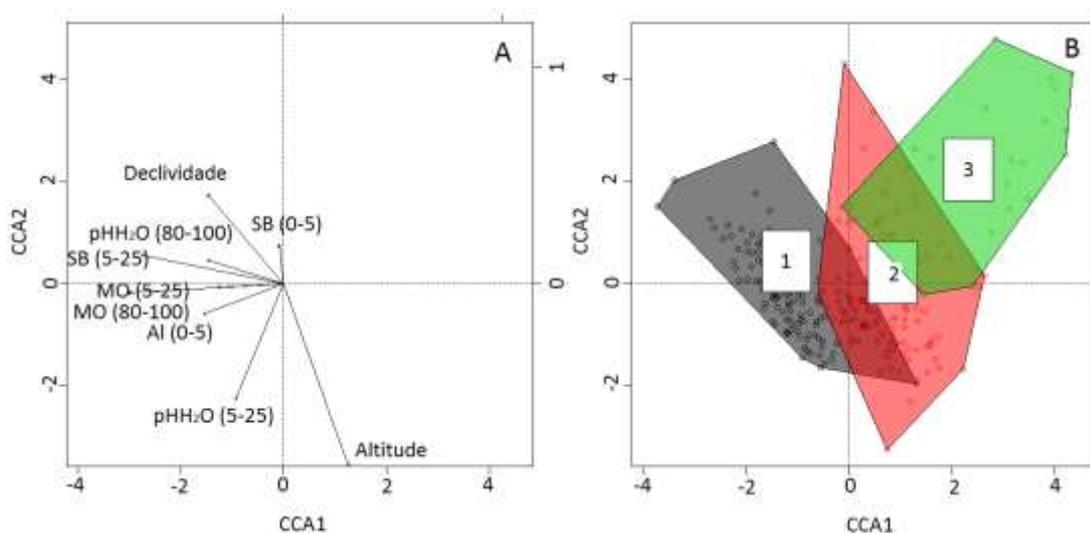


Figura 7 – Diagramas de ordenação da análise de correspondência canônica (CCA). (A) Variáveis ambientais. (B) Grupos de subparcelas com semelhante composição florística (TWINSPAN). Estação Ecológica de Assis

Nos diagramas de ordenação para as espécies da Savana Florestada (Figura 8), observou-se que: (1) *Clethra scabra* Pers., *Ixora brevifolia* Benth., *Matayba elaeagnoides* Radlk., *Platypodium elegans* Vogel, *Croton floribundus* Spreng., *Machaerium brasiliensis* Vogel, *Ilex paraguariensis* A.St.-Hil., *Myrcia splendens* (Sw.) DC. tenderam a ocorrer em solos ácidos; (2) *Nectandra cuspidata* Ness e *Siparuna guianensis* Aubl. foram mais abundantes em solos de baixa fertilidade; (3) *Faramea montevidensis* (Cham. & Schultdl)

DC. e *Lafoensia pacari* A.Stt.-Hil. tiveram sua ocorrência associada a locais de maior altitude da parcela e com maior pH(H₂O) (5-25 cm); (4) *Ormosia arborea* (Vell.) Harms. tendeu a ocorrer em locais de maior altitude da parcela; (5) *Ouratea spectabilis* (Mart.) Engl., *Myrcia vestita* DC., *Qualea grandiflora* Mart. tiveram sua ocorrência associada ao maior conteúdo de matéria orgânica na camada profunda (MO) (80-100 cm) e ao maior teor de alumínio superficial (0-5 cm); (6) *Eugenia aurata* O. Berg se associou ao maior conteúdo de MO (80-100 cm); (7) *Leptolobium elegans* Vogel e *Qualea cordata* (Mart.) Spreng. foram mais abundantes em locais de maior fertilidade na camadas superficiais do solo (0-25 cm); *Symplocos tenuifolia* Brand se associou a locais de menor altitude e maior declividade da parcela.

Espécie	Abrev.	N
<i>Amaïoua intermedia</i> Mart. ex Schult. & Schult. f.	Ama.int	381
<i>Byrsonima laxiflora</i> Griseb.	Byr.lax	314
<i>Clethra scabra</i> Pers.	Cle.sca	30
<i>Copaifera langsdorffii</i> Desf.	Cop.lan	4009
<i>Croton floribundus</i> Spreng.	Cro.flo	107
<i>Daphnopsis utilis</i> Warm.	Dap.uti	216
<i>Eugenia aurata</i> O.Berg	Eug.aur	43
<i>Faramea montevidensis</i> (Cham. & Schltdl.) DC.	Far.mon	308
<i>Gochmatia polymorpha</i> (Less.) Cabrera	Goc.pol	196
<i>Ilex paraguariensis</i> A.St.-Hil.	Ile.par	34
<i>Ixora brevifolia</i> Benth.	Ixo.bre	58
<i>Lafoesia pacari</i> A.St.-Hil.	Laf.pac	36
<i>Leptolobium elegans</i> Vogel	Lep.ele	127
<i>Machaerium acutifolium</i> Vogel	Mac.acu	1049
<i>Machaerium brasiliense</i> Vogel	Mac.bra	160
<i>Maprounea guianensis</i> Aubl.	Map.gui	144
<i>Matayba elaeagnoides</i> Radlk.	Mat.ela	84
<i>Maytenus gonoclada</i> Mart.	May.gon	52
<i>Miconia ligustroides</i> (DC.) Naudin	Mic.lig	144
<i>Miconia sellowiana</i> Naudin	Mic.sel	41
<i>Myrcia guianensis</i> (Aubl.) DC.	Myr.gui	880
<i>Myrcia multiflora</i> (Lam.) DC.	Myr.mul	897
<i>Myrcia splendens</i> (Sw.) DC.	Myr.spl	252
<i>Myrcia venulosa</i> DC.	Myr.ven	345
<i>Myrcia vestita</i> DC.	Myr.ves	38
<i>Myrsine lancifolia</i> Mart.	Myr.lan	289
<i>Myrsine umbellata</i> Mart.	Myr.umb	991
<i>Nectandra cuspidata</i> Nees	Nec.cus	450
<i>Ocotea corymbosa</i> (Meisn.) Mez	Oco.cor	1555
<i>Ormosia arborea</i> (Vell.) Harms	Orm.arb	35
<i>Ouratea spectabilis</i> (Mart.) Engl.	Our.spe	37
<i>Pera glabrata</i> (Schott) Poepp. ex Baill.	Per.gla	514
<i>Persea willdenovii</i> Kosterm.	Per.wil	196
<i>Piptocarpha axillaris</i> (Less.) Baker	Pip.axi	84
<i>Platypodium elegans</i> Vogel	Pla.ele	121
<i>Pouteria ramiflora</i> (Mart.) Radlk.	Pou.ram	128
<i>Protium heptaphyllum</i> (Aubl.) Marchand	Pro.hep	452
<i>Qualea cordata</i> (Mart.) Spreng.	Qua.cor	488
<i>Qualea grandiflora</i> Mart.	Qua.gra	58
<i>Siparuna guianensis</i> Aubl.	Sip.gui	297
<i>Syagrus romanzoffiana</i> (Cham.) Glassman	Sya.rom	269
<i>Symplocos mosenii</i> Brand	Sym.mos	833
<i>Symplocos tenuifolia</i> Brand	Sym.ten	70
<i>Tapirira guianensis</i> Aubl.	Tap.gui	973
<i>Terminalia brasiliensis</i> Mart.	Ter.bra	191
<i>Vochysia tucanorum</i> Mart.	Voc.tuc	2069
<i>Xylopia aromatica</i> (Lam.) Mart.	Xyl.aro	1782

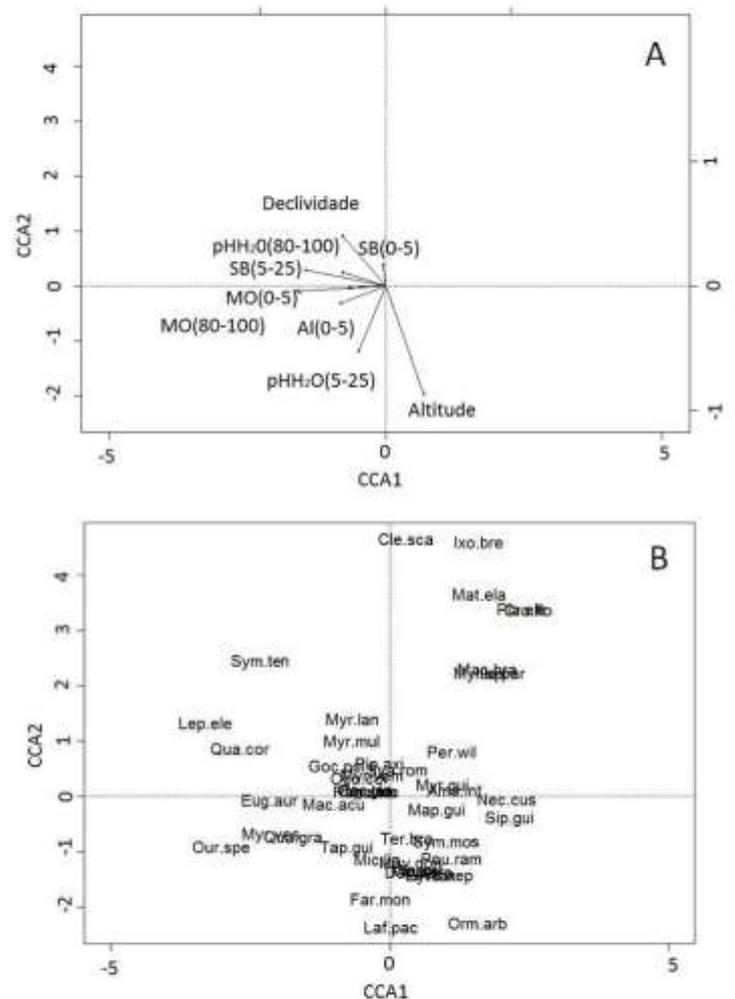


Figura 8 – Diagramas de ordenação da análise de correspondência canônica (CCA). (A) Variáveis ambientais. (B) Espécies. Abreviatura (Abrev.) e número de indivíduos (N). Estação Ecológica de Assis

2.4 Discussão

Nas unidades fitogeográficas analisadas, o solo e topografia foram associados a semelhanças na composição florística e a abundância de determinadas espécies, sendo possível estabelecer, dentre os fatores abióticos analisados, aqueles que mais influenciam a flora do local. Embora a análise de ordenação tenha sido significativa nas quatro áreas estudadas, as variáveis ambientais (solo e topografia) explicaram entre 4% (EEC) e 17% (EEA) da comunidade de espécies, sendo que uma alta proporção não pode ser explicada pelos preditores ambientais selecionados. Segundo ter Braak (1988) este elevado nível de ruído é comum em estudos de vegetação e não compromete a relação espécie-ambiente explicada. No entanto, observa-se que outros fatores, tais como processos demográficos e mecanismos endógenos (por exemplo, limitação de dispersão, reprodução e interações de espécies), os quais exibem padrões espaciais complexos, devem explicar uma maior parte da distribuição das espécies nas áreas estudadas.

Na Floresta Ombrófila Densa de Terras Baixas (PEIC), dentre os fatores ambientais analisados, o teor de alumínio na camada profunda (Al (80-100 cm)), à acidez do solo (pH(H₂O) (5-25 cm)) e a variação de altitude da parcela foram as principais variáveis associadas a diferenciação da flora deste local, estando associados ao estabelecimento de áreas com semelhante composição florística. Embora, por influência hídrica, as raízes das plantas nesta unidade fitogeográfica sejam pouco desenvolvidas em profundidade (BONILHA et al., 2012), o teor de Al (80-100 cm) foi capaz de influenciar a vegetação pois, possivelmente, o teor deste elemento nas camadas profundas pode refletir sua concentração nas camadas superficiais. Isto porque, nos Espodosolos, predominantes nesta área, ocorre deslocamento de alumínio ao longo do perfil (LUNDSTROM, 2000, CIOTTA et al., 2004, NOVAIS; MELLO, 2007). Neste sentido, espécies mais abundantes em locais com alto teor de alumínio na camada profunda do PEIC, como *Endlincheria paniculata*, podem ser menos tolerantes a este elemento, devido a uma menor concentração esperada para as camadas superficiais. Em contrapartida, *Myrcia grandiflora* e *Byrsonima ligustrifolia* são, possivelmente, espécies tolerantes ao alumínio, sendo mais abundantes em áreas com maior concentração de Al (0-5 cm). A partir destes resultados, observa-se que mesmo sobre condições gerais de alta concentração de alumínio, as espécies se diferenciam quanto ao grau de tolerância a este elemento na unidade fitogeográfica considerada.

O pH(H₂O) (5-25 cm), também importante para a composição florística do PEIC, tem implicações diretas no conteúdo de alumínio e bases do solo. A acidez excessiva limita a disponibilidade de nutrientes e pode ocasionar toxicidade por Al e manganês (Mn)

(HELYAR, 2003, SOCO, 2009). A partir dos resultados observou-se que *Myrsine venosa* e *Ilex theezans* foram mais abundantes em solos com maior pH e menor teor alumínio na camada superficial (0-5 cm), sendo, portanto, possíveis espécies exigentes em fertilidade, dadas as condições edáficas. Em geral, nesta formação florestal os solos são álicos, distróficos, ácidos, arenosos e com ocorrência constante de alagamentos, o que pode limitar fortemente o crescimento das árvores. Entretanto, as restrições dos solos, parecem ser compensadas por uma rápida ciclagem de nutrientes e pelas variadas adaptações morfológicas e fisiológicas das espécies (BRITEZ et al. 2002a, BRITEZ et al. 2002b, BOEGER; WISNIEWSKI, 2003; BOEGER; ALVES; NEGRELLE, 2004, BOEGER; WISNIEWSKI; REISSMAN, 2005, MARQUES; SILVA; LIEBSCH, 2015).

A altitude, na Floresta Ombrófila de Terras Baixas (PEIC), delimita as áreas alagadas na maior parte do ano (SANTOS, 2007) e, por isso, a variação de altitude na parcela foi um importante fator na distinção da vegetação. A inundação define características abióticas do ecossistema, estando associada tanto ao componente edáfico quanto ao microclima. No solo, por exemplo, concentrações de água acima da capacidade de campo reduzem a concentração de oxigênio (HALL; MCDOWELL; SILVER, 2012) e assim, suprimem a decomposição microbiana da matéria orgânica (SCHUUR; MATSON, 2001, CHAMBERS et al., 2004, CLEVELAND; WIEDER; REED, 2010), o que interfere no ciclo biogeoquímico dos nutrientes. Em relação ao microclima da floresta, a água no solo é um componente-chave, interferindo nas variações de temperatura do solo e do ar (DEVITO et al, 2005;. CHEN et al., 2007)

O alagamento é, portanto, um fator que modifica o ambiente de desenvolvimento da vegetação, além de atuar diretamente sobre a germinação e o recrutamento de indivíduos (LOBO; JOLY, 2000). Neste sentido, estudos têm associado a duração e frequência do período de alagamento às diferenças na diversidade de espécies (FERREIRA; STOHLGREN, 1999, GOMES; MARTINS; TAMASHIRO, 2004, MAGNAGO et al., 2010, MAGNAGO; PEREIRA; MARTINS, 2011, MAGNAGO et al., 2012), às características estruturais e florísticas da vegetação (SILVA et al., 2007, OLIVEIRA et al., 2014), às alterações no comportamento de determinadas populações (RODRIGUES; SHEPHERD, 2000) e a taxa de substituição de espécies (GOEBEL; PREGITZER; PALIK, 2012). Nestas florestas inundadas, existe uma forte especialização das espécies para ocupar habitats específicos (FREITAS, SCARANO, BIESBOER, 2003, CORREIA; DIAS, 2010, SCARANO, ZAMITH; SCARANO, 2010, KURTZ; CARIS; SCARANO, 2014), aparentemente limitado por relações filogenéticas entre as espécies, em que espécies estreitamente relacionadas tendem a ocorrer

em diferentes habitats (OLIVEIRA et al., 2014). Na Floresta Ombrófila Densa de Terras Baixas, as abundâncias de *Myrcia pulchra* e *Erythroxylum amplifolium* foram aquelas com maiores associações com as áreas sujeitas ao alagamento, dentre as espécies analisadas, embora seja conhecida a dependência de *Calophyllum brasiliense*, também presente na área de estudo, a solos encharcados (OLIVEIRA; JOLY, 2010). Ao contrário de *C. brasiliense*, estas espécies não podem ser consideradas indicadoras de áreas alagadas, apresentando-se de forma generalista por ocorrer em diversos ambientes. *E. amplifolium* foi observada em locais de floresta não inundável da Restinga (MARQUES; OLIVEIRA, 2004, MARQUES et al., 2009). *M. pulchra* embora registrada em florestas paludosas (KURTZ; CARIS; SCARANO, 2014, SANTOS JUNIOR; SILVA; MARTINS, 2015), é uma espécie que também ocorre em outras formações florestais, como no Cerrado, cujos solos são bem drenados (RATTER; BRIDGEWATER; RIBEIRO, 2003, CIELO FILHO et al., 2012).

Na Floresta Ombrófila Densa Submontana (PECB), a variação da altitude na parcela foi a principal variável ambiental associada a diferenciação da flora local, possibilitando identificar áreas com semelhante composição florística. Diferente do PEIC, a variação altitudinal no PECB não se relaciona com o alagamento, mas pode se associar às variações edáficas em curtas distâncias, onde a composição e estrutura das Florestas Ombrófilas se diferenciam (SANCHEZ et al., 2013). Em maiores amplitudes altitudinais, a altitude pode interferir diretamente na decomposição da matéria orgânica e na absorção de nutrientes, como fósforo, que dependem da atividade microbiana (BUSTAMANTE et al., 2012). Neste sentido, o relevo acidentado do PECB deve estar relacionado à heterogeneidade espacial dos teores de fósforo (P) e do conteúdo de matéria orgânica (MO) significativos na ordenação da vegetação. A matéria orgânica, nesta área, é também a principal fonte de fósforo para as plantas, uma vez que em solos de florestas tropicais úmidas este elemento encontra-se sobretudo adsorvido as frações minerais (NOVAIS; SMYTH, 1999, CUNHA et al., 2007, BIZUTI, 2011). Além disso, nas regiões com maior conteúdo de matéria orgânica, a atividade das fosfatases, enzimas liberadas pelas raízes das plantas que catalisam a transformação do fósforo na forma orgânica para a forma inorgânica, é maior (LI; REYNOLDS, 1995, MATSUOKA; MENDES; LOUREIRO, 2003, NUNES, 2003, SANTOS, 2004). Portanto, espécies cujas abundâncias se associaram ao maior conteúdo de MO e P, *Cyathea phalerata* e *Myrcia pubipetala*, podem ser exigentes quanto a nutrição com fósforo. Estudos tem relatado a ocorrência de *C. phalerata* em solos orgânicos com altos teores de fósforo (CLEMENTE et al., 2009, PEREIRA et al., 2012).

Na ordenação das espécies florestais, ao longo dos gradientes ambientais do PECB, *Eugenia subavenia* e *Casearia decandra* foram mais abundantes em áreas com menor fertilidade e maior teor de alumínio. Em outras áreas de floresta ombrófila, estas espécies ocorreram, preferencialmente, em solos com características semelhantes ao observado neste estudo. No Parque Estadual da Serra do Mar (Floresta Ombrófila Densa Montana), *E. subavenia* foi observada em sítios com maior teor de alumínio (SOUZA, 2013). Em um fragmento de Floresta Ombrófila Mista Montana, localizado no município de Lages (SC), *C. decandra* apresentou-se com ampla ocorrência, destacando-se em locais com maior saturação por alumínio (HIGUCHI et al., 2012). Portanto, a partir destes resultados pode-se inferir que estas espécies sejam tolerantes a solos com baixa fertilidade e alto teor de alumínio, indicando o potencial destas para a restauração por, possivelmente, resistir a solos degradados.

Em contrapartida, *Bathysa australis*, *Cordia silvestris* e *Eugenia supraxillaris* tenderam a ocorrer em solos de maior fertilidade do PECB. Na literatura, *B. australis* e *C. silvestris* foram registradas em áreas com diferentes fertilidades ao longo de um gradiente altitudinal de Floresta Ombrófila, sendo que *B. australis* foi mais abundante no topo onde a soma de bases foi menor (SANCHEZ et al., 2013). *B. australis* também foi observada em uma área de floresta secundária, do Domínio Cerrado, de solos ácidos e com alto teor de alumínio (CALGARO et al., 2015). A partir destes resultados, pode-se inferir que a associação entre fertilidade e a abundância destas espécies seja válida apenas para a área estudada.

A declividade, significativa na ordenação das espécies do PECB, influencia diretamente a infiltração de água no solo e o escoamento superficial, além de atuar no transporte de partículas de solo ao longo do perfil e na variação da incidência de radiação durante o ano (GANDOLFI, 2000, SCHMIDT; EVANS; BRINKMANN, 2003). Segundo os resultados da CCA, *Brosimum glaziovii*, *Eugenia prasina*, *Casearia silvestris* e *Jacaranda puberula* devem ser encontradas principalmente em áreas íngremes do PECB. Enquanto *Inga sessilis*, *Alsophila sternbergii*, *Calyptanthus lanceolata*, *Dahlstedtia pinnata*, *Chrysophyllum inordatum* tenderam a ser mais abundantes em platôs de baixada, ou seja, áreas pouco íngremes e de menor altitude, cuja localização nos sopés de morros favorece o acúmulo de sedimentos erodidos, dando maior instabilidade ao ambiente (VIDAL-TORRADO et al., 1999). Dentre as espécies que ocorrem em áreas de maior declividade, todas, com exceção de *E. prasina* (secundária tardia), pertencem aos estágios iniciais da sucessão e, portanto, toleram certo grau de sombreamento (GANDOLFI et al., 1995, PAULA et al., 2004, RAMOS et al., 2011). A inclinação do terreno favorece a incidência de luz nos estratos inferiores, por

propiciar um dossel por vezes descontínuo (PAULA et al., 2004). Assim, a ocorrência de *B. glaziovii*, *C. sylvestrys* e *J. puberula*, preferencialmente, em áreas com declive acentuado do PECB, deve estar associada a disponibilidade de luz no sub-bosque. Em outros locais, tem sido registrada a ocorrência de *B. glaziovii* em encostas com declividades acentuadas (SOUZA, 2009, SANTOS, 2013). *C. sylvestrys* tem sido observada em topografias íngrimes, margens de rios e bordas de fragmentos florestais, condições que favorecem a luminosidade (BOTREL et al., 2002, ENQUIST; ENQUIST, 2011, GONÇALVES et al., 2011). Por outro lado, estudos relatam que *J. puberula* é comumente encontrada em áreas de declives suaves (HIGUCHI et al., 2012, AGUIAR et al., 2015). Em relação a *E. prasina*, esta também foi registrada em uma área de íngreme de Floresta Ombrófila Densa Montana, embora sua maior tolerância ao sombreamento (MEDEIROS; AIDAR, 2011).

Na Floresta Estacional Semidecidual (EEC), a semelhanças na composição florística entre as subparcelas parece não ter relação com as variáveis de solo e topográficas analisadas, embora a abundância de certas espécies tenha se associado com estes parâmetros ambientais (solo e topografia). Nessa formação florestal, parte das espécies apresentam queda das folhas no período seco, como adaptações fisiológicas e/ou morfológicas à deficiência hídrica estacional. A redução da área do dossel interfere no regime de luz e dinâmica da água, contribuindo para o aumento da incidência da radiação solar e do percentual da precipitação interna (ÁVILA et al., 2014). A abertura do dossel promove, portanto, alterações no microclima e, por consequência, mudanças na disponibilidade de recursos no sub-bosque (CHAZDON; FETCHER, 1984). Assim sendo, esta dinâmica de deciduidade promove uma heterogeneidade ambiental que deve ser responsável pela variabilidade na composição florística dentro da unidade fitogeográfica. Ao comparar três áreas com Floresta Estacional Semidecidual maduras, Suganuma et al. (2013) observou que entre os atributos funcionais dos indivíduos na comunidade, apenas a proporção quanto à tolerância à sombra apresentou um padrão, o que reforça a importância da incidência da luz na estruturação destas formações florestais. Capretz et al. (2012), estudando o padrão de distribuição espacial das espécies na EEC, constatou tendência à aleatoriedade, embora uma agregação significativa tenha sido notada para curtas distâncias. Este resultado pode indicar uma maior contribuição de fatores com padrão geralmente aleatório, tal como a incidência de luz, do que daqueles que, em geral, são espacialmente autocorrelacionados, como parâmetros edáficos e topográficos, na composição de espécies (FORTIN; DALE, 2005; BROCCA et al., 2012, JI; LIAO; LOW, 2012, ARZENO et al., 2014).

Embora a semelhança na composição de espécies, entre as subparcelas do EEC, não tenha se associado com as variáveis abióticas analisadas, algumas espécies tenderam a ocorrer em áreas com específicas condições edáficas e topográficas. *Ceiba speciosa* foi abundante em áreas de maior declividade, que podem ser superiores a 50%, e com solos pobres em nutrientes. Em outro estudo, esta espécie foi observada em condições opostas, estando presente em locais com maior disponibilidade de nutrientes e relevo suave de uma área com floresta caducifólia, cerrado e mata ciliar (ALMEIDA-SCABBIA et al., 2012). Por outro lado, *Machaerium stiptatum* tendeu a ocorrer em áreas com menor declive, onde predominam Neossolos com horizonte B textural (Bt) de acentuado gradiente textural, capaz de reter mais água devido ao aumento no teor de argila, a descontinuidade entre os poros dos horizontes arenosos superficiais e o próprio horizonte Bt, que reduz a perda de água por capilaridade (VIDAL-TORRADO, 2006). Em outros estudos, esta espécie também foi associada a água no solo, estando presente em áreas próximas a cursos de água e destacando o seu potencial para restauração de matas ciliares (RODRIGUES; NAVE, 2000, GONÇALVES et al., 2011)

Nesta unidade fitogeográfica (EEC), *Gallesia integrifolia*, *Nectandra megapotamica*, *Cordia americana* e *Inga marginata* tenderam a ocorrer em áreas de menor altitude e em solos de menor densidade (5-25 cm). Nestas áreas menos elevadas da parcela, o horizonte superficial é menos espesso o que facilita o acesso das raízes a camada subsuperficial que se mantêm, mesmo na época seca, com quantidades de água que se encontram dentro da faixa de água disponível para as plantas (VIDAL-TORRADO, 2006). Estes ambientes, portanto, podem favorecer a presença de espécies perenifólias por fornecer a água necessária para a manutenção de folhas, no período de seca. Dentre as quatro espécies mais abundantes nestas áreas, três são perenifólias: *G. integrifolia*, *N. megapotamica* e *I. marginata* (LORENZI, 1998).

Em relação a fertilidade na EEC, *Esenbeckia leiocarpa* parece ser uma espécie exigente em fertilidade, destacando-se no gradiente em áreas com maior pH e saturação por bases. *Eugenia blanda*, *Zanthoxylum fagara*, *Solanum argenteum*, *Actinostemon conceptionis* podem ser espécies com menor tolerância ao alumínio, sendo mais abundantes nas áreas com menor concentração e saturação por este elemento. Em uma floresta tropical superomontana, *E. blasthantha*, hoje *E. blanda*, foi observada na posição intermediária de uma encosta com gradiente decrescente de saturação por alumínio (COSTA et al., 2011). Em fragmentos de Floresta Estacional Semidecidual da Bacia do Rio Anhumas *Z. fagara*, *S. argenteum* e *A. conceptionis* foram registradas em solo com saturação por Al (m) abaixo de 50% e alta saturação por bases (FERREIRA, 2007).

Para Savana Florestada (EEA) foi observada a maior relação entre a comunidade de espécies e as variáveis ambientais analisadas. Para esta formação florestal, a relação entre os fatores edáficos/topográficos e a distribuição das espécies tem sido observada em diversos estudos (FURLEY; RATTER, 1988, OLIVEIRA FILHO et al., 1989, CARDOSO; SCHIAVINI, 2002, MARIMON JUNIOR; HARIDASAN, 2005, OTONI et al., 2013, BUENO et al., 2013, SOARES et al., 2015). Na unidade fitogeográfica analisada, conforme resultados apresentados, a heterogeneidade da composição florística, possivelmente, esteja associada a fertilidade, a tolerância ao alumínio e a acidez do solo. Em remanescentes de Savana Florestada, Otoni et al. (2013) verificaram que houve variação na distribuição das espécies arbóreas em função da distância de um curso de água, da fertilidade (P, K e Ca) e da acidez do solo. Bueno et al. (2013) observaram que os solos argilosos favoreceram a predominância de espécies de árvores, enquanto que os solos distróficos, com variação considerável da saturação por alumínio, influenciaram a diferenciação florística entre as parcelas alocadas em Savana e Savana Florestada. Em áreas de Savana, Carvalho et al. (2014) encontraram efeitos significativos de nutrientes do solo, disponibilidade de água, e alumínio sobre a diversidade funcional.

Ao considerar a composição florística das formações savânicas deve-se ressaltar que esta é determinada por uma complexa interação entre as características da planta, as perturbações e a disponibilidade de recursos (SANKARAN et al., 2005, HIROTA et al. 2011, STAVER; ARCHIBALD; LEVIN, 2011b, HOFFMANN et al., 2012). A fertilidade do solo não é limitante para o ingresso de espécies florestais, mas pode impor limitações no crescimento da árvore, o que as torna mais susceptíveis ao fogo (MARIMON JUNIOR; HARIDASAN, 2005, VIANI et al., 2011, LEHMANN et al., 2011, HOFFMANN et al. 2012). As características da planta, como a taxa de crescimento, tem implicações diretas sobre sua capacidade de resistir a perturbações (fogo e herbivoria) e na formação de um dossel fechado, o que implica em uma paisagem com maior resistência ao fogo (HIGGINS; BOND; TROLLOPE, 2000, BOND, 2008, HOFFMANN et al., 2009, STAVER; ARCHIBALD; LEVIN, 2011a, HOFFMANN et al. 2012, STAVER; BOND, 2014). O clima pode influenciar as propriedades do solo e o impacto dos nutrientes na biomassa de árvores (SANKARAN; RATNAM; HANAN, 2008, LEHMANN et al., 2011, OLOJUGBA; FATUBARIN, 2015). Além destes fatores, as interações bióticas, como a relação com os cupins, também sido reportada por beneficiar o estabelecimento da vegetação nas savanas, especialmente de espécies mais sensíveis ao fogo (MOE; MOBÆK; NARMO, 2009, SILESHI et al., 2010). Os

cupinzeiros favorecem proteção contra incêndios, aumentam da fertilidade do solo e facilitam a drenagem (BLOESCH, 2008).

Dentre as áreas da EEA (Savana Florestada), de solos naturalmente ácidos, algumas espécies tenderam a ser mais abundantes em solos com os menores valores de pH, a saber: *Clethra scabra*, *Ixora brevifolia*, *Matayba elaeagnoides*, *Platypodium elegans*, *Croton floribundus*, *Machaerium brasiliensis*, *Ilex paraguariensis* e *Myrcia splendens*. Estas espécies também tenderam a ocorrer em áreas de menor fertilidade em geral, posicionando-se do lado direito do diagrama de ordenação. Em florestas estacionais e formações savânicas, estudos registraram maior abundância de *C. scabra* (PAGANO; DURIGAN, 2000, RODRIGUES et al., 2007, CARVALHO et al., 2007), *I. brevifolia* (CARVALHO et al., 2007, MACHADO et al., 2008), *M. elaeagnoides* (SCIPIONI et al., 2010, SOUZA et al., 2012), *Croton Floribundus* (RUGGIERO et al., 2002, ABDO, 2009) e *Ilex paraguariensis* (CARVALHO, 2003, PIRES, 2012) em solos com baixo teor de bases, alta saturação por alumínio e ácidos. Para *P. elegans*, no entanto, pesquisas relataram uma maior ocorrência em áreas de maior fertilidade (RUGGIERO et al., 2002, SOUZA; ARAÚJO; HARIDASAN, 2007). No diagrama de ordenação, embora sua menor influência (autovalor), pode-se observar que a soma de bases na camada superficial (0-5 cm) aumenta em relação a posição destas espécies, o que pode explicar a presença de *P. elegans*. Por último, *Myrcia splendens* teve sua ocorrência associada a menor fertilidade em uma Floresta Estacional Semidecidual (FES) (ALMEIDA-SCABBIA et al., 2011) e em locais com maior fertilidade de um Cerradão (Savana Florestada) (NERI et al., 2012). Entretanto, deve-se ressaltar que solos de florestas tem maior fertilidade do que aqueles de formações savânicas (LOPES; COX, 1977, MENAUT; CESAR, 1979, VIANI et al., 2011, PELLEGRINI; HOFFMANN; FRANCO, 2014).

Ainda em relação a fertilidade na EEA, observou-se que *Nectandra cuspidata* e *Siparuna guianensis* foram mais abundantes em solos de baixa disponibilidade de nutrientes. Para ambas as espécies, estudos relataram maior abundância destas em solos com alta saturação por alumínio do Cerrado (Savana), Cerradão ou FES (PINTO; OLIVEIRA-FILHO; HAY, 2005, FERREIRA JUNIOR et al., 2007, NERI et al., 2012). Em contrapartida, *Leptolobium elegans* e *Qualea cordata* foram mais abundantes em locais de maior fertilidade na camadas superficiais do solo (0-25 cm). Em remanescentes de Floresta Estacional Semidecidual (FES) ladeados por Cerrado, Araujo (2006) verificou que *Qualea cordata* apresentou tendência de associação com os maiores teores de magnésio, argila, potássio e fósforo.

Na EEA, a variação de altitude na parcela foi a variável de maior contribuição na ordenação das espécies ao longo dos gradientes ambientais, embora sua pequena variação. Nesta área, a altitude esta associada a disponibilidade de água e, possivelmente, por esta razão tenha sido o fator de maior importância. Na Savana e Savana Florestada, a disponibilidade de água tem sido reportada como o principal fator a explicar o gradiente fitofisionômico (ASSIS et al., 2011), incluindo a diferenciação entre ambas as formações (MARIMON JUNIOR; HARIDASAN, 2005). Segundo Haridasan (1992), a água proporciona maior disponibilidade de nutrientes, o que possibilita o estabelecimento de vegetação com maior densidade e altura, tal como o Cerradão. Em geral, o solos desta unidade fitogeográfica são bem drenados, mas na parte mais baixa do terreno a drenagem é impedida em profundidade (JUHÁSZ et al., 2006). Portanto, as espécies que tenderam a ocorrer em locais mais elevados, como *Faramea montevidensis*, *Lafoensia pacari* e *Ormosia arborea* devem ser adaptadas a solos bem drenados ou possuir um sistema radicular mais profundo que *Symplocos tenuifolia* que se associou a locais de menor altitude. Dentre estas espécies, *Ormosia arborea* relacionou-se a locais com menor disponibilidade de água em uma área de Cerrado (PINTO, OLIVEIRA-FILHO; HAY, 2005).

Para muitas espécies arbóreas de formações savânicas a formação de raízes profundas é uma importante característica para a obtenção de água (MEDINA; SILVA, 1990, BOND, 2008). Para acessar esta água, duas características são importantes: rápidas taxas de crescimento da raiz e profundidade de penetração eficiente (TOMLINSON et al., 2012). Além do papel na absorção de água do solo, Holdo (2006) sugeriu que a dinâmica da vegetação, através de seus efeitos sobre o crescimento na fase de pós-perturbação, pode ser influenciada por diferenças na profundidade de enraizamento das espécies (JACKSON et al., 1999, SCHOLZ et al., 2002, GOLDSTEIN et al., 2008). Na EEA, foi observada uma importante influência dos conteúdos de matéria orgânica na camada profunda do solo (80-100 cm), os quais estiveram associados com as semelhanças da composição florística e a abundância de *Ouratea spectabilis*, *Myrcia vestita*, *Qualea grandiflora* e *Eugenia aurata*. Desta forma, sugere-se que além do papel na absorção de água e a possível influência no pós-ditúrbio, as raízes profundas possam acessar nutrientes.

2.5 Conclusão

As características edáficas e topográficas explicaram uma pequena parcela da composição florística, em cada unidade fitogeográfica, especialmente na Floresta Estacional Semidecidual. No entanto, a ocorrência de algumas espécie foi associada ao gradiente edáfico

e topográfico, possibilitando identificar o ambiente onde devem ser encontradas em maior abundância.

Referências

ABDO, M.T.V.N. **Caracterização da vegetação arbórea e atributos do solo da Reserva Biológica de Pindorama, SP**. 2009. 112 p. Tese (Doutorado em Agronomia) – Universidade do Estado de São Paulo, Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias, Jaboticabal, 2009.

AGUIAR, J.R., T.R.; RASERAA, K.; PARRONC, L.M.; BRITOD, A.G.; FERREIRA, M.T. Nutrient removal effectiveness by riparian buffer zones in rural temperate watersheds: the impact of no-till crops practices. **Agricultural Water Management**, Amsterdam, v. 149, p. 74–80, Feb. 2015.

AIBA, S.; KITAYAMA, K.; TAKYU, M. Habitat associations with topography and canopy structure of tree species of a montane Forest on Mount Kinabalu, Borneo. **Plant Ecology**, Netherlands, v. 174, n. 1, p. 147-161, May 2004.

ALMEIDA-SCABBIA, R.J.; SCHLITTLER, F.H.M.; CESAR, O.; MONTEIRO, R.; GOMES, E.P.C.; ROMANIUC-NETO, S. Características físico-químicas do solo e distribuição de espécies arbóreas em um trecho de cuesta basáltica, Analândia, SP, Brasil. **Revista Brasileira de Biosciências**, Porto Alegre, v. 9, n. 3, p. 322-331, jul./set. 2011.

ARAÚJO, A.R.B. **Fatores edáficos condicionantes da distribuição das espécies arbóreas em remanescentes de Floresta Estacional Semidecidual e Cerrado**. 2006. 118 p. Tese (Doutorado em Agronomia) – Universidade do Estado de São Paulo, Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias, Jaboticabal, 2006.

ARZENO, J.L.; VIEIRA, S.R.; SIQUEIRA, G.M.; GUEDES FILHO, O. Variabilidade espacial da resistência à penetração na superfície do solo em sistemas de manejo. **Revista Brasileira de Ciência Agrária**, Recife, v. 9, n. 3, p. 343-352, 2014.

ASSIS, A.C.C.; COELHO, R.M.; PINHEIRO, E.S.; DURIGAN, G. Water availability determines physiognomic gradient in an area of low-fertility soils under Cerrado vegetation. **Plant Ecology**, Dordrecht, v. 212, n. 7, p. 1135-1147, July 2011.

ÁVILA, L.F.; MELLO, C.R.; PINTO, L.C.; SILVA, A.M. Partição da precipitação pluvial em uma microbacia hidrográfica ocupada por Mata Atlântica na Serra da Mantiqueira, MG. **Ciência Florestal**, Santa Maria, v. 24, n. 3, p. 583-595, jul./set. 2014.

BARBOSA, L.M. Recuperação florestal de áreas degradadas no Estado de São Paulo: histórico, situação atual e projeções. In:_____. **Manual para recuperação de áreas degradadas do Estado de São Paulo: matas ciliares do interior paulista**. São Paulo: Instituto de Botânica, 2011. p. 4-25.

BELLOTTO, A.; GANDOLFI, S.; RODRIGUES, R.R. Restauração fundamentada no plantio de árvores, sem critérios ecológicos para a escolha e combinação das espécies. In: RODRIGUES, R.R.; BRANCALION, P.H.S.; ISERNHAGEN, I. (Org.). **Pacto para a restauração ecológica da Mata Atlântica: referencial dos conceitos e ações de restauração florestal**. São Paulo: Instituto Bioatlântica, 2009. p.11-13.

BERTRAND, R.; LENOIR, J.; PIEDALLU, C.; RIOFRÍO-DILLON, G.; RUFFRAY, P.; VIDAL, C.; PIERRAT, J.C.; GÉGOUT, J.C. Changes in plant community composition lag behind climate warming in lowland forests. **Nature**, London, v. 479, p. 517–520, Nov. 2011.

BIZUTI, D.T.G. **Ciclagem do fósforo em floresta Ombrófila densa dos núcleos de Picinguaba e Santa Virginia – SP**. 2011. 115f. Dissertação (Mestrado em Ciências) – Universidade de São Paulo, Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Piracicaba, 2011.

BLOESCH, U. Thicket clumps: a characteristic feature of the Kagera savanna landscape, East Africa. **Journal of Vegetation Science**, Knivsta, v. 19, p.31–44, 2008.

BLUM, C.T.; RODERJAN, C.V.; GALVÃO, F. O clima e sua influência na distribuição da Floresta Ombrófila Densa na Serra da Prata, Morretes, Paraná. **Floresta**, Curitiba, v. 41, n. 3, p. 589-598, jul./set. 2011.

BOCARD, D.; GILLET, F.; LEGENDRE, P. **Numerical ecology with R**. Berlin: Springer, 2011. 306 p.

BOEGER, M.R.; WISNIEWSKI, C.; REISSMAN, C.B. Nutrientes foliares de espécies arbóreas de três estádios sucessionais de Floresta Ombrófila Densa no sul do Brasil. **Acta Botanica Brasilica**, São Paulo, v. 19, p. 167–181, jan./mar. 2005.

BOEGER, M.R.T.; ALVES, L.C.; NEGRELLE, R.R.B. Leaf morphology of 89 tree species from a lowland tropical rain forest (Atlantic forest) in South Brazil. **Brazilian Archives of Biology and Technology**, Curitiba, v. 47, n. 6, p. 933–943, 2004.

BOEGER, M.R.T.; WISNIEWSKI, C. Comparação da morfologia foliar de espécies arbóreas de três estádios sucessionais distintos de Floresta Ombrófila Densa (Floresta Atlântica) no sul do Brasil. **Revista Brasileira de Botânica**, São Paulo, v. 26, p. 61–72, 2003.

BOND, W.J. What limits trees in C₄ grasslands and savannas? **Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics**, Palo Alto, v. 39, p. 641–659, 2008.

BONILHA, R.M.; CASAGRANDE, J.C.; SOARES, M.R.; REIS-DUARTE, R.M. Characterization of the soil fertility and root system of restinga forests. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 36, n. 6, p. 1804-1813, nov./dez. 2012.

BORN, J.; BARCHI, R.; BURSLEM, D.; NILUS, R.; TELLENBACH, C.; PLUESS, A.R.; GHAZOUL, J. Differential responses of *Dipterocarp* seedlings to soil moisture and microtopography. **Biotropica**, Washington, v. 47, n. 1, p. 49-58, Jan. 2015.

- BOTREL, R.T.; ARY T. OLIVEIRA FILHO, A.T.; LUCIENE A. RODRIGUES, L.A.; CURI, N. Influência do solo e topografia sobre as variações da composição florística e estrutura da comunidade arbórea-arbustiva de uma floresta estacional semidecidual em Ingá, MG. **Revista Brasileira de Botânica**, São Paulo, v. 25, n. 2, p. 195-213, 2002.
- BRANCALION, P.H.S.; CARDOZO, I.V.; CAMATTA, A.; ARONSON, J.; RODRIGUES, R.R. Cultural ecosystem services and popular perceptions of the benefits of an ecological restoration project in the Brazilian Atlantic Forest. **Restoration Ecology**, Malden, v. 22, n. 1, p. 65-71, 2014.
- BRANCALION, P.H.S.; MELO, F.P.L.; TABARELLI, M.; RODRIGUES, R.R. Biodiversity persistence in highly human- modified tropical landscapes depends on ecological restoration. **Tropical Conservation Science**, San Francisco, v. 6, n. 6, p.705-710, Dec. 2013.
- BRANCALION, P.H.S.; RODRIGUES, R.R.; GANDOLFI, S.; KAGEYAMA, Y.; NAVE, A.G.; GANDARA, F.B.; BARBOSA, L.M.; TABARELLI, M. Instrumentos legais podem contribuir para a restauração de florestas tropicais biodiversas. **Revista Árvore**, Viçosa, v. 34, n. 3, p. 455-470, maio/jun. 2010.
- BRANCALION, P.H.S.; VIDAL, E.; LAVORENTI, N.A.; BATISTA, J.L.F.; RODRIGUES, R.R. Soil-mediated effects on potential *Euterpe edulis* (Arecaceae) fruit and palm heart sustainable management in the Brazilian Atlantic Forest. **Forests Ecology and Management**, Amsterdam, v. 284, p. 78-85, Nov. 2012.
- BRIGGS, J.S.; VANDER WALL, S.B.; JENKINS, S.H. Forest rodents provide directed dispersal of Jeffrey pine seeds. **Ecology**, Tempe, v. 90, n. 3, p. 675-687, Mar. 2009.
- BRITEZ, R.M.; REISSMANN, C.B.; WATANABE, T.; OSAKI, M. Efeito do alumínio no desenvolvimento e nutrição de *Tapirira guianensis* Aublet em solução hidropônica. **Floresta**, v. 32, p. 171-187, 2002a.
- BRITEZ, R.M.; WATANABE, T.; JANSEN, S.; REISSMANN, C.B.; OSAKI, M. The relationship between aluminium and silicon accumulation in leaves of *Faramea marginata* (Rubiaceae). **New Phytologist**, Cambridge, v. 156, p. 437-444, 2002b.
- BROCCA, L.; TULLO, T.; MELONE, F.; MORAMARCO, T.; MORBIDELLI, R. Catchment scale soil moisture spatial-temporal variability. **Journal of Hydrology**, Amsterdam, v. 422-423, p. 63-75, Feb. 2012.
- BUENO, M.L.; NEVES, D.R.M.; SOUZA, A.F.; OLIVEIRA JUNIOR, E.; DAMASCENO JUNIOR, G.A.; PONTARA, V.; LAURA, V.A.; RATTER, J.A. Influence of edaphic factors on the floristic composition of an area of cerrado in the Brazilian central-west. **Acta Botanica Brasilica**, Feira de Santana, v. 27, n. 2, p. 445-455, Apr./June. 2013.
- BUSTAMANTE, M.M.C.; NARDOTO, G.B.; PINTO, A.S.; RESENDE, J.C.F.; TAKAHASHI, F.S.C.; VIEIRA, L.C.G. Potential impacts of climate change on biogeochemical functioning of Cerrado ecosystems. **Brazilian Journal of Biology**, São Carlos, v. 72, n. 3, p. 655-671, Aug. 2012. Supplement.

- CALGARO, H.F.; BUZETTI, S.; SILVA, L.R.; STEFANINI, L.; MIRANDA, L.P.M.; MORAES, M.A.; MORAES, M.L.T. Distribuição natural de espécies arbóreas em áreas com diferentes níveis de antropização e relação com os atributos químicos do solo. **Revista Árvore**, Viçosa, v. 39, n. 2, p. 233-243, mar./abr. 2015.
- CALMON, M.; BRANCALION, P.H.S., PAESE, A.; AROSON, J.; CASTRO, P.; SILVA, S.C.; RODRIGUES, R.R. Emerging Threats and Opportunities for Large-Scale Ecological Restoration in the Atlantic Forest of Brazil. **Restoration Ecology**, v. 19, n. 2, p. 154-158, Mar. 2011.
- CAMARGO, J.C.G.; PINTO, S.A.F.; TROPMAIR, H. **Estudo fitogeográfico e ecológico da bacia hidrográfica paulista do Rio da Ribeira**. São Paulo: Universidade de São Paulo, Instituto de Geografia, 1972. 30 p.
- CAPRETZ, R.L.; BATISTA, J.L.F.; SOTOMAYOR, J.F.M.; CUNHA, C.R.; NICOLETTI, M.F.; RODRIGUES, R.R. Padrão espacial de quatro formações florestais do Estado de São Paulo, através da função k de Ripley. **Ciência Florestal**, Santa Maria, v. 22, n. 3, p. 551-565, jul./set. 2012.
- CARDOSO, E.; SCHIAVINI, I. Relação entre distribuição de espécies arbóreas e topografia em um gradiente florestal na Estação Ecológica do Panga (Uberlândia, MG). **Revista Brasileira de Botânica**, São Paulo, v. 25, n. 3, p. 277-289, set. 2002.
- CARNEVALE, N.J.; MONTAGNINI, F. Facilitating regeneration of secondary forests with the use of mixed and pure plantations of indigenous tree species. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v.163, p.217-227, 2002.
- CARVALHO, G.H.; BATALHA, M.A.; SILVA, I.A.; CIANCIARUSO, M.V.; PETCHEY, O.L. Are fire, soil fertility and toxicity, water availability, plant functional diversity, and litter decomposition related in a Neotropical savanna? **Oecologia**, Berlin, v. 175, p. 923–935, 2014.
- CARVALHO, P.E.R. **Espécies arbóreas brasileiras**. Colombo: Embrepa Florestas, v. 1, 2003. 1039 p.
- CARVALHO, W.A.C.; OLIVEIRA FILHO, A.T.; FONTES, M.A.L.; CURI, N. Variação espacial da estrutura da comunidade arbórea de um fragmento de floresta semidecídua em Piedade do Rio Grande, MG, Brasil. **Revista Brasileira de Botânica**, São Paulo, v. 30, n. 2, p. 315-335, abr.-jun. 2007.
- CASSEMIRO, F.A.S.; DINIZ-FILHO, A.F. Gradientes de diversidade e a teoria metabólica da ecologia. **Oecologia Australis**, Rio de Janeiro, v. 14, n. 2, p. 490-503, 2010.
- CHAMBERS, J.Q.; TRIBUZY, E.S., TOLEDO, L.C.; CRISPIM, B.F.; HIGUCHI, N.; SANTOS, J.; ARAÚJO, A.C.; KRUIJT, B.; NOBRE, A.D.; TRUMBORE, S.E. Respiration from a tropical forest ecosystem: partitioning of sources and low carbon use efficiency. **Ecological Applications**, Tempe, v. 14, p. 72–88, 2004.
- CHAZDON, R.L.; FETCHER, N. Photosynthetic light environments in a lowland tropical forest in Costa Rica. **Journal of Ecology**, Oxford, v. 72, p. 553-564, 1984.

CHEN, X.; CHEN, J.; AN, S.; JU, W. Effects of topography on simulated net primary productivity at landscape scale. **Journal of Environmental Management**, London, v. 85, p. 585–596, 2007.

CHOU, C.-H.; YANG, C.-M. Allelopathic research of subtropical vegetation in Tawain II: Comparative exclusion of understory by *Phyllostachys edulis* and *Cryptomeria japonica*. **Journal of Chemical Ecology**, New York, v.2, p.1431-1448, 1982.

CIELO FILHO, R.; AGUIAR, O.T.; BAITELLO, J.B.; PASTORE, J.A.; TONIATO, M.T.Z.; SOUZA, S.C.P.M.; LIMA, C.R.; ALMEIDA, R.S.; COSTA, N.O. Aspectos florísticos da Estação Ecológica de Itapeva, SP: uma unidade de conservação no limite meridional do bioma Cerrado. **Biota Neotropica**, Campinas, v. 12, n. 2, p. 1-20, 2012.

CINTRA, R. Leaf litter effects on seed and seedling predation of the palm *Astrocaryum murumuru* and the legume tree *Dipteryx micrantha* in Amazonian forest. **Journal of Tropical Ecology**, v.13, p.709-725, 1997.

CIOTTA, M.N.; BAYER, C.; ERNANI, P.R.; FONTOURA, S.M.V.; WOBETO, C. & ALBUQUERQUE, J.A. Manejo da calagem e os componentes da acidez de Latossolos Bruno em plantio direto. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 28, n. 317-326, mar/abr. 2004.

CLAUSET, L.R.; SOARES, D. **Paisagem Paulista: áreas protegidas**. São Paulo: Empresa das Artes, 1999. 185 p.

CLEMENTE, E.P.; SCHAEFER, C.E.G.R.; OLIVEIRA, F.S.; ALBUQUERQUE FILHO; M.R.; ALVESIV, R.V.; SÁ, M.M.F.; MELO, V.F.; CORRÊA, G.R. Toposequência de solos na Ilha da Trindade, Atlântico Sul. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 33, n. 5, p. 1357-1371, set./out. 2009.

CLEVELAND, C.C.; WIEDER, W.R.; REED, S.C. Townsend AR. Experimental drought in a tropical rain forest increases soil carbon dioxide losses to the atmosphere. **Ecology**, Tempe, 91, v. 2313–23, 2010.

COOPER, M.; MEDEIROS, J.C.; ROSA, J.D.; SORIA, J.E.; TOMA, R.S. Soil functioning in a toposequence under rainforest in São Paulo, Brazil. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 37, n. 2, p. 392-399, mar./abr. 2013.

CORREIA, C.M.B.; DIAS, A.T.C.; SCARANO, F.R. Plant-plant associations and population structure of four woody plant species in a patchy coastal vegetation of southeastern Brazil. **Revista Brasileira de Botânica**, São Paulo, v. 33, p. 607-613, 2010.

COSTA, M.P.; PEREIRA, J.A.A.; FONTES, M.A.L.; MELO, P.H.A.; PÍFANO, D.S.; PELLICCIOTTI, A.S.; POMPEU, P.V.; SILVA, R.A. Estrutura e diversidade da comunidade arbórea de uma Floresta Superomontana, no Planalto de Poços de Caldas (MG). **Ciência Florestal**, Santa Maria, v. 21, n. 4, p. 711-725, out./dez. 2011.

CUNHA, G.M.; GAMA-RODRIGUES, A.C.; COSTA, G.S.; VELLOSO, A.C.X. Fósforo orgânico em solos sob florestas montanas, pastagens e eucalipto no norte fluminense. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 31, p. 667-672, 2007.

DENSLOW, J.S. Functional group diversity and responses to disturbance. In: Orians G.H.; Dirzo, R.; Cushman, J.H. (Ed.). **Biodiversity and ecosystem processes in tropical forests**. Berlin: Springer-Verlag, 1996. p.127-151. (Ecological Studies, 122).

DESTEFANI, A.C.C.; SANTOS, E.A.; MARIN, F.R.; PARDI, M.M.; MUNIZ, M.R.A.; SENTELHAS, P.C.; LIMA, R.A.F.; GANDOLFI, S. Clima. In: RODRIGUES, R.R.(Org.). **Parcelas permanentes em 40 ha de florestas do Estado de São Paulo: uma experiência multidisciplinar (4º Relatório Científico) - Programa BIOTA/FAPESP**. 2006. Parte II – Fatores abióticos. Disponível em: <http://lerf.eco.br/downloads/parcelas_permanentes_-_4o_relatorio_tematico_do_projeto_parcelas_permanentes.pdf>. Acesso em: 23 fev. 2015.

DEVITO, K.; CREED, I.; GAN, T.; MENDOZA, C.; PETRONE, R.; SILINS, U.; SMERDON, B. A framework for broad-scale classification of hydrologic response units on the Boreal Plain: is topography the last thing to consider? **Hydrological Processes**, Chichester, v. 19, p.1705–1714, 2005.

DOMINGUES, E.N.; SILVA, D.A. Geomorfologia do Parque Estadual de Carlos Botelho (SP). **Boletim Técnico do Instituto Florestal**, São Paulo, n. 42, p. 71-105. 1988.

DORNELAS, M.; MOONEN, A.C.; MAGURRAN, A.; BABERI, P. Species abundance distributions reveal environmental heterogeneity in modified landscapes. **Journal of Applied Ecology**, Oxford, v. 46, n. 3, p. 76-85, June 2009.

EISENLOHR, P.V.; ALVES, L.F.; BERNACCI, L.C.; PADGURCHI, M.C.G.; TORRES, R.B., PRATA, E.M.B.; SANTOS, F.A.M.; ASSIS, M.A.; CAMPOS, M.C.R.; PEDRONI, F.; SANCHEZ, M.; SCARANELLO, M.A.S.; CARON, C.S.; RAMOS, E.; ROCHELLE, A.L.C.; MARTINS, F.R.; PEREIRA, L.S.; VIEIRA, S.A.; GOMES, J.A.M.A.; TAMASHIRO, J.Y.; JOLY, C.A. Disturbances, elevation, topography and spatial proximity drive vegetation patterns along an altitudinal gradient of a top biodiversity hotspot. **Biodiversity conservation**, London, v. 22, n. 12, p. 2767-2783, Nov. 2013.

EMBRAPA. Centro Nacional de Pesquisa de Solos. **Manual de métodos de análise de solos**. 2 ed. rev. e atual. Rio de Janeiro: EMBRAPA, 1997. 212 p.

_____. **Sistema brasileiro de classificação de solos**. Brasília: Embrapa Produção de Informação, 1999. 412 p.

ENQUIST, B.J.; ENQUIST, C.F. Long-term change within a Neotropical forest: assessing differential functional and floristic responses to disturbance and drought. **Global Change Biology**, Oxford, v. 17, p. 1408–1424, 2011.

ETTEMA, C.H.; WARDLE, D.A. Spatial soil ecology. **Trends in Ecology and Evolution**, Amsterdam, v.17, p.177-183, 2002.

FARAH, F.T.; RODRIGUES, R.R.; SANTOS, F.A.M.; TAMASHIRO, J.Y.; SHEPHERD, G.J.; SIQUEIRA, T.; BATISTA, J.L.F.; MANLY, B.J.F. Forest destructuring as revealed by the temporal dynamics of fundamental species: case study of Santa Genebra Forest in Brazil. **Ecological Indicators**, Amsterdam, v. 37, Part A, p.40-44, Feb. 2014.

FARLEY, R.A.; FITTER, A.H. Temporal and spatial variation in soil resources in a deciduous woodland. **Journal of Ecology**, Oxford, v. 87, p. 688-696, 1999.

FÉRET, J.B.; ASNER, G.P. Microtopographic controls on lowland Amazonian canopy diversity from imaging spectroscopy. **Ecological Applications**, Tempe, v. 24, n. 6, p. 1297-1310, Sept. 2014.

FERREIRA JUNIOR, W.G.; SILVA, A.F.; SCHAEFER, C.E.G.R.; MEIRA NETO, J.A.A.; DIAS, A.S.; IGNACIO, M.; MEDEIROS, M.C.M.P. Influence of soils and topographic gradients on tree species distribution in a Brazilian Atlantic tropical semideciduous forest. **Edinburgh Journal of Botany**, Edinburgh, v. 64, n. 2, p. 137-157, 2007.

FERREIRA, I.C.M. **Associações entre solos e remanescentes de vegetação nativa em Campinas, SP**. 123 p. 2007. Dissertação - (Mestrado em Gestão Ambiental na Agricultura) – Instituto Agrônomo de Campinas, Campinas, 2007.

FERREIRA, L.V.; STOHLGREN, T.J. Effects of river level fluctuation on plant species richness, diversity, and distribution in a floodplain forest in Central Amazonia. **Oecologia**, Berlin, v. 120, n. 4, p. 582-587, 1999.

FIELD, R., HAWKINS, B.A., CORNELL, H.V., CURRIE, D.J., DINIZ-FILHO, J.A.F., GUÉGAN, J.-F., KAUFMAN, D.M., KERR, J.T., MITTELBACH, G.G., OBERDORFF, T., O'BRIEN, E.M. and TURNER, J.R.G. Spatial species-richness gradients across scales: a meta-analysis. **Journal of Biogeography**, Oxford, v. 36, n. 1, p. 132-147, 2009.

FIELD, S.A.; CONNOR, P.J.; TYRE, A.J.; POSSINGHAM, H.P. Making monitoring meaningful. **Austral Ecology**, Carlton, v. 32, n. 5, p. 485-491, Aug. 2007.

FORTIN, M.J.; DALE, M.R.T. **Spatial analysis: a guide for ecologists**. Cambridge: University Press, 2005. 380 p.

FREITAS, C.A.; SCARANO, F.R.; BIESBOER, D.D. Morphological variation in two facultative epiphytic bromeliads growing on the floor of a swamp forest. **Biotropica**, Lawrence, v. 35, n. 4, p. 546-550, 2003.

FRITZSONS, E.; MANTOVANI, L.E.; AGUIAR, A.V. Relação entre altitude e temperatura: uma contribuição ao zoneamento climático no Estado do Paraná. **Revista de Estudos Ambientais**, Blumenau, v. 10, n. 1, p. 49-64, jan./jun. 2008.

FURLEY, P.A.; RATTER, J.A. Soil resources and plant communities of the central Brazilian cerrado and their development. **Journal of Biogeography**, Oxford, v. 15, n. 1, p. 97-108, Jan. 1988.

GANDOLFI, S. **História natural de uma Floresta Estacional Semidecidual no município de Campinas (São Paulo, Brasil)**. 2000. 520 p. Tese (Doutorado em Biologia Vegetal) – Instituto de Biologia, Universidade Estadual de Campinas. Campinas, 2000.

GANDOLFI, S.; JOLY, C.A.; RODRIGUES, R.R. Permeability - impermeability: canopy trees as biodiversity filters. **Scientia Agricola**, Piracicaba, v. 64, n. 4, p. 433-438, jul./ago. 2007.

GANDOLFI, S.; LEITÃO-FILHO, H.F.; BEZERRA, C.L.F. Levantamento florístico e caráter sucessional das espécies arbustivo-arbóreas de uma floresta mesófila semidecídua no município de Guarulhos, SP. **Revista Brasileira de Biologia**, Rio de Janeiro, v. 55, p. 753-767, nov. 1995.

GIVNISH, T.J. Adaptive significance of evergreen vs. deciduous leaves: solving the triple paradox. **Silva Fennica**, Helsinki, v. 36, p.703–743, 2002.

GOEBEL, P.C.; PREGITZER, K.S.; PALIK, B.J. Influence of flooding and landform properties on riparian plant communities in an old-growth northern hardwood watershed. **Wetlands**, Durham, v. 32, n. 4, p. 679-691, Aug. 2012.

GOLDSTEIN, G.; MEINZER, F.C.; BUCCI, S.J.; SCHOLZ, F.G.; FRANCO, A.C.; HOFFMANN, W.A. Water economy of Neotropical savanna trees: six paradigms revisited. **Tree Physiology**, Oxford, v. 28, p. 395–404, 2008.

GOMES, B.Z.; MARTINS, F.R.; TAMASHIRO, J.Y. Estrutura do cerradão e da transição entre cerradão e floresta paludícola num fragmento da International Paper do Brasil Ltda. em Brotas, SP. **Revista Brasileira de Botânica**, São Paulo, v. 27, n. 2, p. 249-262, 2004.

GOMES, F.H.; VIDAL-TORRADO, P.; MACÍAS, F.; GHERARDI, B.; PEREZ, X.L.O. Solos sob vegetação de restinga na Ilha do Cardoso (SP): I- caracterização e classificação. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 31, n. 6, p. 1563-1580, nov./dez. 2007.

GONÇALVES, I.S.; DIAS, H.C.T.; MARTINS, S.V.; SOUZA, A.L. Fatores edáficos e as variações florísticas de um trecho de mata ciliar do Rio Gualaxo do Norte, Mariana, MG. **Revista Árvore**, Viçosa, v. 35, n. 6, nov./dez. 2011.

HALL, J.; MCDOWELL, W.H.; SILVER, W.L. When wet gets wetter: decoupling of moisture, redox biogeochemistry, and greenhouse gas fluxes in a humid tropical forest soil. **Ecosystems**, New York, v. 16, n. 4, p.576-589, June 2013.

HARIDASAN, M. Observations on soils, foliar nutrient concentrations and floristic composition of cerrado sensu stricto and cerrado communities in central Brazil. In: PROCTOR, J.; RATTER, J.A.; FURLEY, P.A. (Eds.). **Nature and dynamics of forest-savanna boundaries**. London: Chapman & Hall, 1992. p. 171-184.

HELYAR, K. Manejo da acidez do solo a curto e a longos prazos. **Informações Agrônomicas**, Piracicaba, n. 104, 12 p. 2003. (Encarte Técnico).

HIGGINS, S.I., BOND, J.I.; TROLLOPE, W.S. Fire, resprouting and variability: a recipe for grass-tree coexistence in savanna. **Journal of Ecology**, Oxford, v. 88, p. 213-229, 2000.

HIGUCHI, P.; SILVA, A.C.; FERREIRA, T.S.; SOUZA, S.T.; GOMES, J.P.; SILVA, K.M.; SANTOS, K.F.; LINKE, C.; PAULINO, P.S. Influência de variáveis ambientais sobre o padrão estrutural e florístico do componente arbóreo, em um fragmento de Floresta Ombrófila Mista Montana em Lages, SC. **Ciência Florestal**, Santa Maria, v. 22, n. 1, p. 79-90, jan./mar. 2012.

HILL, M.O. **TWINSPAN - A FORTRAN program for arranging multivariate data in an ordered two-way table by classification of the individuals and attributes**. Section of Ecology and Systematics, Cornell University, Ithaca, New York, 1979. 90 p.

HILLEBRAND, H. On the generality of the latitudinal diversity gradient. **American Naturalist**, Chicago, v. 163, p.192–211, 2004.

HIROTA, M., HOLMGREN, M.; VAN NES, E.H.; SCHEFFER, M. Global resilience of tropical forest and savanna to critical transitions. **Science**, Washington, v. 334, p. 232-235, 2011.

HOFFMANN, W.A., ADASME, R.; HARIDASAN, M.; CARVALHO, M.T.; GEIGER, E.L.; PEREIRA, M.A.B.; GOTSCH, S.G.; FRANCO, A.C. Tree topkill, not mortality, governs the dynamics of savanna-forest boundaries under frequent fire in central Brazil. **Ecology**, Tempe, v. 90, p. 1326-1337, 2009.

HOFFMANN, W.A.; GEIGER, E.L.; GOTSCH, S.G.; ROSSATTO, D.R.; SILVA, L.C.R.; LAU, O.L.; HARIDASAN, M.; FRANCO, A.C. Ecological thresholds at the savanna-forest boundary: How plant traits, resources and fire govern the distribution of tropical biomes. **Ecology Letters**, Oxford, v. 15, p. 759-768, 2012.

HOLDO, R.M. Tree growth in an African woodland savanna affected by disturbance. **Journal of Vegetation Science**, Knivsta, v. 17, p. 369-378, 2006.

HUBBELL, S.P. **The unified neutral theory of biodiversity and biogeography**. Princeton: Princeton University Press, 2001. 375 p.

HUTCHINGS, M.J. The structure of plant populations. In: CRAWLEY, M.J. (Ed.). **Plant Ecology**. Oxford: Oxford Blackwell, 1989. p. 97-136.

JACKSON, P.C.; MEINZER, F.C.; BUSTAMANTE, M.; GOLDSTEIN, G.; FRANCO, A. RUNDEL, P.W.; CALDAS, L.; IGLER, E.; CAUSIN, F. Partitioning of soil water among tree species in a Brazilian Cerrado ecosystem. **Tree Physiology**, Oxford, v. 19, p. 717-724, 1999.

JIA, J.; LIAO, H.J.; LOW, B.K. Modeling 2-D spatial variation in slope reliability analysis using interpolated autocorrelations. **Computers and Geotechnics**, Barking, v. 40, p. 135–146, 2012.

JOLY, C.A.; RODRIGUES, R.R.; METZGER, J.P.; HADDAD, C.; VERDADE, L.; OLIVEIRA, M.C.; BOLZANI, V.S. Biodiversity conservation research, training, and policy in Sao Paulo. **Science**, Washington, v. 328, p. 1358-1359, June 2010.

JONES, C.G.; GUTIÉRREZ, J.L.; BYERS, J.E.; CROOKS, J.A.; LAMBRINOS, J.G.; TALLEY, T.S. A framework for understanding physical ecosystem. **Engineering by Organisms**, Copenhagen, v. 119, n. 12, p. 1862-1869, Dec. 2010.

JONES, C.G.; LAWTON, J.H.; SHACHAK, M. Positive and negative effects of organisms as physical ecosystem engineers. **Ecology**, Tempe, v.78, p.1946-1957, 1997.

- JUHÁSZ, C.E.P.; CURSI, P.R.; COOPER, M.; OLIVEIRA, T.C.; RODRIGUES, R.R. Dinâmica físico-hídrica de uma topossequência de solos sob Savana Florestada (Cerradão) em Assis, SP. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 30, n. 3, May/June. 2006.
- KOLLMANN, J. Dispersal of fleshy-fruited species: A matter of spatial scale? **Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics**, Jena, v. 3, p. 29-51, 2000.
- KÖPPEN, W. **Climatologia**: con un estudio de los climas de la tierra. México: Fondo de Cultura Económica, 1948. 479 p.
- KUBOTA, Y.; MURATA, H.; KIKUZAWA, K. Effects of topographic heterogeneity on tree species richness and stand dynamics in a subtropical forest in Okinawa Island, southern Japan. **Journal of Ecology**, Oxford, v. 92, p. 230-240, Apr. 2004.
- KURTZ, B.C.; CARIS, E.; SCARANO, F.R. Heterogeneity of the woody flora of swamp forests in southeastern and southern Brazil. **Check List**, São Paulo, v. 10, p. 1359-1379, 2014.
- KURTZ, B.C.; CARIS, E.A.P.; SCARANO, F.R. Heterogeneity of the woody flora of swamp forests in southeastern and southern Brazil. **Check List**, Campinas, v. 10, n. 6, p. 1359-1379, 2014.
- LEBRIJA-TREJOS, E.; PÉREZ-GARCÍA, E.A.; MEAVE, J.A.; BONGERS, F.; POORTER, L. Functional traits and environmental filtering drive community assembly in a species-rich tropical system. *Ecology*, Tempe, v. 91, n. 2, p. 386-398, 2010.
- LEGENDRE, P.; LEGENDRE, L. **Numerical ecology**. Amsterdam: Elsevier Science, 1998. 853 p.
- LEHMANN, C.E.R., ARCHIBALD, S.A.; HOFFMANN, W.A.; BOND, W.J. Deciphering the distribution of the savanna biome. **New Phytologist**, Cambridge, v. 191, p. 197-209, 2011.
- LI, H.; REYNOLDS, J.F. On definition and quantification of heterogeneity. **Oikos**, Buenos Aires, v. 73, p. 280-284, 1995.
- LOBO, P.C.; JOLY, C.A. Aspectos ecofisiológicos da vegetação de mata ciliar do sudeste do Brasil. In: RODRIGUES, R.R.; LEITÃO FILHO, H.F. (Eds). **Matas ciliares: conservação e recuperação**. São Paulo: EDUSP, 2000. p.143-167.
- LODHI, M.A.K. The influence and comparison of individual forest trees on soil properties and possible inhibition of nitrification due to intact vegetation. **American Journal of Botany**, Lancaster, v.64, p.260-264, 1977.
- LOKE, L.H.L.; LADLE, R.J.; BOUMA, T.J.; TODD, P.A. Creating complex habitats for restoration and reconciliation. **Ecological Engineering**, Oxford, v. 77, p. 307-313, Apr. 2015. In Press.
- LOPES, A.; COX, F. Cerrado vegetation in Brazil: an edaphic gradient. **Agronomy Journal**, Madison, v. 69, p. 828-831, 1977.

LORENZI, H. **Árvores brasileiras**: Manual de identificação e cultivo de plantas arbóreas nativas do Brasil. 2ed. Nova Odessa: Plantarum, 1998. 352 p.

LUNDSTRÖM, U. The podzolization process. A review. **Geoderma**, Amsterdam, v. 94, n. 2-4, p. 91-107, 2000.

MACHADO, E.L.M.; OLIVEIRA FILHO, A.T.; BERG, E.V.D.; CARVALHO, W.A.C.; SOUZA, J.S.; MARQUES, J.J.G.S.M.; CALEGÁRIO, N. Efeitos do substrato, bordas e proximidade espacial na estrutura da comunidade arbórea de um fragmento florestal em Lavras, MG. **Revista Brasileira de Botânica**, São Paulo, v. 31, n. 2, p. 287-302, abr./jun. 2008.

MAGNAGO, L.F.; ROCHA, M.F.; MEYER, L.; MARTINS, S.V.; MEIRA-NETO, J.A.A. Microclimatic conditions at forest edges have significant impacts on vegetation structure in large Atlantic forest fragments **Biodiversity and Conservation**, London, v. 24, n. 9, p. 2305-2318, Sept. 2015.

MAGNAGO, L.F.S.; MARTINS, S.V.; SCHAEFER, C.E.G.R.; NERI, A.V. Gradiente fitofisionômico-edáfico em formações florestais de Restinga no Sudeste do Brasil. **Acta Botanica Brasilica**, Porto Alegre, v. 24, p. 734-746, 2010.

MAGNAGO, L.F.S.; MARTINS, S.V.; PEREIRA, O.J. Heterogeneidade florística das fitocenoses de Restingas nos estados do Rio de Janeiro e Espírito Santo, Brasil. **Revista Árvore**, Viçosa, v. 35, p. 245-254, 2011.

MAGNAGO, L.F.S.; MARTINS, S.V.; SCHAEFER, C.E.G.R.; NERI, A.V. Restinga forests of the Brazilian coast: richness and abundance of tree species on different soils. **Anais da Academia Brasileira de Ciências**, Rio de Janeiro, v. 84, p. 807-822, 2012.

MARIMON JUNIOR, B.H.; HARIDASAN, M. Comparação da vegetação arbórea e características edáficas de um cerradão e cerrado sensu stricto em áreas adjacentes sobre solo distrófico no leste de Mato Grosso, Brasil. **Acta Botanica Brasilica**, Porto Alegre, v. 19, p. 913-926, 2005.

MARQUES, M.C.; SILVA, S.M.; LIEBSCH, D. Coastal plain forests in southern and southeastern Brazil: ecological drivers, floristic patterns and conservation status. **Brazilian Journal of Botany**, São Paulo, v. 38, n.1, p. 1-18, Mar. 2015.

MARQUES, M.C.M.; BURSLEM, D.F.R.P.; BRITZ, R.M.; SILVA, S.M. Dynamics and diversity of flooded and unflooded forests in a Brazilian Atlantic rain forest: a 16-year study. **Plant Ecology & Diversity**, Oxfordshire, v. 2, n. 1, p. 57-64, June 2009.

MARQUES, M.C.M.; OLIVEIRA, P.E.A.M. Fenologia de espécies do dossel e do sub-bosque de duas Florestas de Restinga na Ilha do Mel, sul do Brasil. **Revista Brasileira de Botânica**, São Paulo, v. 27, n. 4, p. 713-723, out/dez. 2004.

MARQUET, P.A. Beyond Darwin: on the role of niche construction and self-organization in evolution. **Revista Chilena de Historia Natural**, Santiago de Chile, v. 82, p. 493-496, Dec. 2009.

- MATSUOKA, M.; MENDES, I.C.; LOUREIRO, M.F. Biomassa microbiana e atividade enzimática em solos sob vegetação nativa e sistemas agrícolas anuais e perenes na região de primavera do leste (MT). **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 27, p. 425-433, 2003.
- MATTOS, I.F.A.; ROSSI, M., SILVA, D.A.; PFEIFER, R.M. Levantamento do meio biofísico e avaliação da fragilidade do ecossistema na Estação Ecológica dos Caetetus, SP. **Sociedade e Natureza**, Uberlândia, v. 15, p. 388-393, 1996.
- MEDEIROS, M.C.M.P.; AIDAR, M.P.M. Structural variation and content of aboveground living biomass in an area of Atlantic Forest in the State of São Paulo, Brazil. **Hoehnea**, São Paulo, v. 38, n. 3, p. 413-428, 2011.
- MEDINA, E.; SILVA, J.F. Savannas of northern South America: a steady state regulated by water-fire interaction on a background of low nutrient availability. **Journal of Biogeography**, Oxford, v. 17, p. 403-413, 1990.
- MELO, A.C.G.; MIRANDA, D.L.C; DURIGAN, G. Cobertura de copas como indicador de desenvolvimento Estrutural de reflorestamentos de restauração de matas ciliares no médio Vale do Paranapanema, SP, Brasil. **Revista Árvore**, Viçosa, v. 31, n. 2, p. 321-328, mar/abr. 2007.
- MELO, M.R.F.; MANTOVANI, W. Composição florística e estrutura fitossociológica da mata atlântica de encosta na Ilha do Cardoso (Cananéia, SP, Brasil). **Boletim do Instituto de Botânica**, São Paulo, v. 9, p. 107-158, 1994.
- MENAUT, J.; CESAR, J. Structure and primary productivity of Lamto savannas, Ivory Coast. **Ecology**, Tempe, v. 60, p. 1197-1210, 1979.
- METCALFE, D.J.; TURNER, I.M. Soil seedbank from lowland rain forest in Singapore: canopy-gap and litter-gap demanders. **Journal of Tropical Ecology**, Cambridge, v.14, p.103-108, 1998.
- MIRANDA, T.M.; HANAZAKI, N. Conhecimento e uso de recursos vegetais de restinga por comunidades da Ilha do Cardoso (SP) e de Santa Catarina (SC), Brasil. **Acta Botânica Brasilica**, Porto Alegre, v. 22, n. 1, p. 203-215, jan./mar. 2008.
- MIYAMOTO, K.; SUZUKI, E.; KOHYAMA, T.; SEINO, T.; MIRMANTO, E.; SIMBOLON, H. Habitat differentiation among tree species with small-scale variation of humus depth and topography in a tropical heath forest of Central Kalimantan, Indonesia. **Journal of Tropical Ecology**, Cambridge, v. 19, p. 43-54, Jan. 2003.
- MOE, S.R.; MOBÆK, R.; NARMO, A.K. Mound building termites contribute to savanna vegetation heterogeneity. **Plant Ecology**, Dordrecht, v. 202, n. 1, p 31-40, May 2009.
- MOLOFSKY, J.; AUGSPURGER, C.K. The effect of leaf litter on early seedling establishment in a tropical forest. **Ecology**, Tempe, v. 73, p. 68-77, 1992.

MOREIRA, C.M. **Avaliação de métodos fitossociológicos através de simulações de amostragens numa parcela permanente de cerrado, na Estação Ecológica de Assis, SP.** 2007. 68 p. Dissertação (Mestrado em Recursos Florestais) – Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo, Piracicaba, São Paulo, 2007.

NEGREIROS, O.C. **Características fitossociológicas de uma floresta latifoliada pluviosa tropical visando ao manejo do palmito, *Euterpe edulis* Mart.** 1982. 104 p. Dissertação (Mestrado em Recursos Florestais) - Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo, São Paulo, 1982.

NERI, A.V.; SCHAEFER, C.E.G.R.; SILVA, A.F.; SOUZA, A.L.; FERREIRA J UNIOR, W.G; MEIRA NETO, J.A.A. The influence of soils on the floristic composition and community structure of an area of brazilian cerrado vegetation. **Edinburgh Journal of Botany**, Edinburgh, v. 69, n. 1, p. 1–27, 2012.

NICOTRA, A.B.; CHAZDON, R.L.; IRIARTE, S.V.B. Spatial heterogeneity of light and woody seedlings regeneration in tropical wet forests. **Ecology**, Tempe, v.80, p.1908-1926, 1999.

NOVAIS, R.F.; MELLO, J.W.V. Relação solo-planta. In: NOVAIS, R.F.; ALVAREZ V.H.; BARROS, N.F.; FONTES, R.F.F.; CANTARUTTI, R.B.; NEVES, J.C.L. (Ed). **Fertilidade do solo**. Viçosa: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 2007, p. 133-177.

NOVAIS, R.F.; SMYTH, T.J. **Fósforo em solo e planta em condições tropicais**. Viçosa: UFV, 1999. 399 p.

NUNES, L.A.P.L. **Qualidade de um solo cultivado com café e sob mata secundária no município de Viçosa - MG.** 2003. 102 p. Tese (Doutorado em Solos e Nutrição de Plantas) - Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, 2003.

OLIVEIRA FILHO, A.T.; SHEPHERD, G.J.; MARTINS, F.R.; STUBBLEBINE, W.H. Environmental factors affecting physiognomic and floristic variation in an area of cerrado in central Brazil **Journal of Tropical Ecology**, Cambridge, v. 5, n. 4, p. 413-431, Nov. 1989.

OLIVEIRA V.C.; JOLY, C.A. Flooding tolerance of *Calophyllum brasiliense* Camb. (Clusiaceae): morphological, physiological and growth responses. **Trees**, Santa Monica, v. 24, p. 185–193, 2010.

OLIVEIRA, A.A.; VICENTINI, A.; CHAVE, J.; CASTANHO, C.T.; DAVIES, S.J.; MARTIN, A.M.Z.; LIMA, R.A.F.; RIBEIRO, R.R.; IRIBAR, A.; SOUZA, V.C. Habitat specialization and phylogenetic structure of treespecies in a coastal Brazilian white-sand Forest. **Journal of Plant Ecology**, Oxford, v. 7, p. 134–144, Apr. 2014.

OLOJUGBA, M.R.; FATUBARIN, A.R. Effect of seasonal dynamics on the chemical properties of the soil of a Northern Guinea savanna ecosystem in Nigeria. **Journal of Soil Science and Environmental Management**, v. 6, n. 5, p. 100-107, May. 2015.

OTONI, T.J.O.; PEREIRA, I.M.; OLIVEIRA, M.L.R.; MACHADO, E.L.M.; FARNEZI, M.M.; MOTA, S.L.L. Componente arbóreo, estrutura fitossociológica e relações ambientais em um remanescente de cerradão em Curvelo - MG. **Cerne**, Lavras, v. 19, p. 201-211, jun. 2013.

PAGANO, S.N.; DURIGAN, G. Aspectos da ciclagem de nutrientes em matas ciliares do Oeste do Estado de São Paulo, Brasil. In: RODRIGUES, R.R.; LEITÃO FILHO, H.F. (Ed.). **Matas ciliares: conservação e recuperação**. São Paulo: EDUSP, 2000. p. 109-123.

PALMER, M.I. **The effects of microtopography on environmental conditions, plant performance, and plant community structure in fens of the New Jersey Pinelands**. New Brunswick: University of New Jersey, 2005. 173 p.

PAULA, A.; SILVA, A.F.; MARCO JÚNIOR, P.; SANTOS, F.A.M.; SOUZA, A.L. Sucessão ecológica da vegetação arbórea em uma Floresta Estacional Semidecidual, Viçosa, MG, Brasil. **Acta Botanica Brasilica**, Porto Alegre, v. 18, n. 3, p. 407-423, 2004.

PAULA, A.P.; SILVA, A.F.; MARCO JÚNIOR, P.M.; SANTOS, F.A.M.; SOUZA, A.L. Sucessão ecológica da vegetação arbórea em uma Floresta Estacional Semidecidual, Viçosa, MG, Brasil. **Acta Botanica Brasilica**, São Paulo, v. 18, n. 3, July/Sept. 2004.

PELLEGRINI, A.F.A., HOFFMANN, W.A.; FRANCO, A.C. Carbon accumulation and nitrogen pool recovery during transitions from savanna to forest in central Brazil. **Ecology**, Tempe, v. 95, p. 342-352, 2014.

PEREIRA, I.M.; BOTELHO, S.A.; MACHADO, E.L.M.; SILVEIRA, C.J.A. Tree species occurring on a riparian slope and correlations with soil variables in the upper Grande River, Minas Gerais, Brazil. **Ciencia Rural**, Santa Maria, v. 42, n. 12, p. 2192-2198, dez. 2012.

PEREIRA, J.A.A.; OLIVEIRA FILHO, A.T.; LEMOS FILHO, J.P. Environmental heterogeneity and disturbance by humans control much of tree species diversity of Atlantic montane forest fragments in SE Brazil. **Biodiversity and Conservation**, London, v. 16, n. 6, p. 1761-1784, June 2007.

PINTO, J.R.R.; OLIVEIRA FILHO, A.T.; HAY, J.D.V. Influence of soil and topography on the composition of a tree community in a central Brazilian valley forest. **Edinburgh Journal of Botany**, Edinburgh, v. 62, n. 1/2, p. 69-90, 2005.

PINTO, S.R.; MELO, F.; TABARELLI, M.; PADOVESI, A.; MESQUITA, C.A.; SCARAMUZZA, C.A.M.; CASTRO, P.; CARRASCOSA, H.; CALMON, M.; RODRIGUES, R.R.; CÉSAR, R.G.; BRANCALION, P.H.S. Governing and delivering a biome-wide restoration initiative: the case of Atlantic Forest Restoration Pact in Brazil. **Forests**, Basel, v. 5, n. 9, p. 2212-2229, Sept. 2014.

PIRES, E.Z. **Ecologia de *Ilex paraguariensis* A. St. Hil. em um fragmento de Floresta Ombrófila Mista na região do Planalto Catarinense**. 2012. 90 p. Dissertação (Mestrado em Produção Vegetal) - Universidade do Estado de Santa Catarina, Lages, 2012.

R DEVELOPMENT CORE TEAM. **R: a language and environment for statistical computing**. Version 3.1.0. Vienna: R Foundation for Statistical Computing, 2014. Disponível em: <http://www.R-project.org/>. Acesso em: 05 de maio de 2014.

RAMOS, E.; TORRES, R.B.; VEIGA, R.F.A.; JOLY, C.A. Estudo do componente arbóreo de dois trechos da Floresta Ombrófila Densa Submontana em Ubatuba (SP). **Biota Neotropica**, Campinas, v. 11, n. 2, p. 313-335, 2011.

RATTER, J.A.; BRIDGEWATER, S.; RIBEIRO, J.F. Analyzis of the floristic composition of the Brazilian Cerrado vegetation: comparison of the wood vegetation of 376 areas. **Edinburgh Journal of Botany**, Edinburgh, v. 60, p. 57-109. 2003.

RIBEIRO, M.C.; METZGER, J.P.; MARTENSEN, A.C.; PONZONI, F.J.; HIROTA, M.M. The Brazilian Atlantic Forest: How much is left, and how is the remaining forest distributed? Implications for conservation. **Biological Conservation**, Essex, v. 142, p. 1141–1153, 2009.

RICHTER, M. A hypothetical framework for testing phytodiversity in mountainous regions: the influence of airstreams and hygrothermic conditions. **Phytocoenologia**, Berlin, v. 30, n. 3/4, p. 519 - 541, 2000.

RICKLEFS, R.E.; RENNER, S.S. Global correlations in tropical tree species richness and abundance reject neutrality. **Science**, Washington, v. 335, p. 464–467, 2012.

RODRIGUES, L.A.; CARVALHO, D.A.; OLIVEIRA FILHO, A.T.; CURI, N. Efeitos de solos e topografia sobre a distribuição de espécies arbóreas em um fragmento de floresta estacional semidecidual, em Luminárias, MG. **Revista Árvore**, Viçosa, v. 31, n. 1, fev. 2007.

RODRIGUES, R.R. **Diversidade, dinâmica e conservação em florestas do Estado de São Paulo: 40 ha de parcelas permanentes**. (4º Relatório Científico). Projeto Temático - Programa BIOTA/FAPESP. 2006. Disponível em: http://lerf.eco.br/downloads/parcelas_permanentes_-_4o_relatorio_tematico_do_projeto_parcelas_permanentes.pdf. Acesso em: 23 fev. 2015.

RODRIGUES, R.R.; LIMA, R.A.F.; GANDOLFI, S.; NAVE, A.G. On the restoration of high diversity forests: 30 years of experience in the Brazilian Atlantic Forest. **Biological Conservation**, Amsterdam, v. 142, n. 6, p. 1242-1251, June 2009.

RODRIGUES, R.R.; NAVE, A.G. Heterogeneidade florística das matas ciliares. In: RODRIGUES, R.R.; LEITÃO FILHO, H.F. (Eds.). **Matas ciliares: conservação e recuperação**. São Paulo: EDUSP, 2000. p. 45-71.

RODRIGUES, R.R.; SHEPHERD, G.J. Fatores condicionadores de matas ciliares. In: RODRIGUES, R.R.; LEITÃO-FILHO, H.F. (Eds.). **Matas ciliares: uma abordagem interdisciplinar**. São Paulo: EDUSP, 2004. p. 101-107.

ROLECEK, J.; TICHY, L.; ZELENY, D.; CHYTRY, M. Modified TWINSpan classification in which the hierarchy respects cluster heterogeneity. **Journal of Vegetation Science**, Knivsta, v. 20, p. 596-602, 2009.

ROSSETO, V.; SANTOS, F.A.M. A heterogeneidade ambiental de três fisionomias Florestais em um fragmento em Campinas (SP). **Revista Brasileira de Biociências**, Porto Alegre, v. 5, supl. 1, p. 408-410, jul. 2007.

RUGGIERO, P.G.C.; BATALHA, M.A.; PIVELLO, V.R.; MEIRELLES, S.T. Soil-vegetation relationships in cerrado (Brazilian savanna) and semideciduous forest, Southeastern Brazil. **Plant Ecology**, Dordrecht, v. 160, p. 1–16, 2002.

SANCHEZ, M.; PEDRONI, F.; EISENLOHR, P.V.; OLIVEIRA-FILHO, A.T. Changes in tree community composition and structure of Atlantic rain forest on a slope of the Serra do Mar range, southeastern Brazil, from near sea level to 1000 m of altitude. **Flora**, v. 208, n. 3, p. 184-196, March. 2013.

SANKARAN, M., HANAN, N.P.; SCHOLLES, R.J.; RATNAM, J.; AUGUSTINE, D.J.; CADE, B.S.; GIGNOUX, J.; HIGGINS, S.I.; ROUX, X.L.; LUDWIG, F.; ARDO, J.; BANYIKWA, F.; BRONN, A.; BUCINI, G.; CAYLOR, K.K.; COUGHENOUR, M.B.; DIOUF, A.; EKAYA, W.; FERAL, C.J.; FEBRUARY, E.C.; FROST, P.G.; HIERNAUX, P.; HRABAR, H.; METZGER, K.L.; PRINS, H.H.; RINGROSE, S.; SEA, W.; TEWS, J.; WORDEN, J.; ZAMBATIS, N. Determinants of woody cover in African savannas. **Nature**, London, v. 438, p. 846-849, 2005.

SANKARAN, M., RATNAM, J.; HANAN, N. Woody cover in African savannas: the role of resources, fire and herbivory. **Global Ecology and Biogeography**, Oxford, v. 17, p. 236-245, 2008.

SANTOS JUNIOR, R.; SILVA, J.G.; MARTINS, R.M. Estrutura da comunidade arbórea em uma floresta paludosa de restinga na planície costeira do sul do Brasil. **Revista Brasileira de Biociências**, Porto Alegre, v. 13, n. 2, p. 55-63, abr./jun. 2015.

SANTOS, B.M. **Dinâmica da regeneração de clareiras naturais na Floresta de Restinga na Ilha do Cardoso, Cananéia/SP**. 2007. 87 p. Dissertação (Mestrado em Recursos Florestais) – Universidade de São Paulo, Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Piracicaba, 2007.

SANTOS, C.A.P. **Qualidade de solos sob eucalipto fertirrigado no vale do Rio Doce-MG**. 2004. 60 p. Tese (Mestrado em Microbiologia Agrícola) – Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, 2004.

SANTOS, L.A.G. **Estrutura, riqueza, diversidade e grupos funcionais da comunidade arbórea em um remanescente de Floresta Estacional Semidecidual no Espinhaço Meridional**. 2013. 76 p. Dissertação (Mestrado em Conservação e Restauração de Ecossistemas Florestais) - Universidade Federal dos Vales do Jequitinhonha e Mucuri, Diamantina, 2013.

SCARANO, F.R.; RIBEIRO, K.T.; MORAES, L.F.D.; LIMA, H.C. Plant establishment on flooded and unflooded patches of a freshwater swamp forest in southeastern Brazil. **Journal of Tropical Ecology**, Cambridge, v. 13, n. 6, p. 793-803, 1997.

SCHMIDT, J.; EVANS, I.S.; BRINKMANN, J. Comparison of polynomial models for land surface curvature calculation. **International Journal of Geographical Information Science**, London, v. 17, p. 797-814, 2003.

SCHOLZ, F.G.; BUCCI, S.J.; GOLDSTEIN, G.; MEINZER, F.C.; FRANCO, A.C. Hydraulic redistribution of soil water by Neotropical savanna trees. **Tree Physiology**, Oxford, v. 22, n. 9, p. 603–612, June. 2002.

SCHUUR, E.A.G.; MATSON, P.A. Net primary productivity and nutrient cycling across a mesic to wet precipitation gradient in Hawaiian montane forest. **Oecologia**, Berlin, v. 128, p. 431–42, 2001.

SCHWARZ, P.A.; FAHEY, T.J.; McCULLOCH, C.E. Factors controlling spatial variation of tree species abundance in a forested landscape. **Ecology**, Tempe, v. 84, n. 7, p. 1862-1878, July 2003.

SCIPIONI, M.C.; LONGHI, S.J.; REINERT, D.J.; ARAÚJO, M.M.; PEDRON, F.A. Distribuição do compartimento arbóreo em gradiente de relevo e solos na encosta Meridional da Serra Geral, RS. **Ciência Rural**, Santa Maria, v. 40, n. 6, p. 1295-1301, jun. 2010.

SILESHI, G.W.; ARSHAD, M.A.; KONATE, S.; NKUNIKA, P.O.Y. Termite-induced heterogeneity in African savanna vegetation: mechanisms and patterns. **Journal of Vegetation Science**, Knivsta, v. 21, p. 923–937, 2010.

SILVA, A.C.; BERG, E.V.D.; HIGUCHI, P.; OLIVEIRA-FILHO, A.T. Composição florística de florestas inundáveis das regiões sudeste e sul do Brasil. **Revista brasileira de Botânica**, São Paulo, v. 30, n. 2, p. 257-269, 2007.

SOARES, M.P.; REYS, R.; PIFANO, D.S.; SÁ, J.L.; SILVA, P.O.; SANTOS, T.M.; SILVA, F.G. Relationship Between Edaphic Factors and Vegetation in Savannas of the Brazilian Midwest Region. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 39, n. 3, May./June 2015.

SOCO. Agricultura sustentável e conservação dos solos: processos de degradação do solo. **Ficha Informativa**, n. 4, 2009. 4 p.

SOUZA, A.C.O. **Fatores abióticos influenciando a vegetação em Floresta Ombrófila Densa Montana, Parque Estadual da Serra do Mar (Ubatuba, SP)**. 2013. 92 p. Dissertação (Mestrado em Agricultura Tropical e Subtropical) – Instituto Agrônômico, Campinas, 2013.

SOUZA, J.P.; ARAÚJO, G.M.; HARIDASAN, M. Influence of soil fertility on the distribution of tree species in a deciduous forest in the Triângulo Mineiro region of Brazil. **Plant Ecology**, Dordrecht, v. 191, p. 253–263, 2007.

SOUZA, P.B.; LELIS, J.J.; SCHAEFER, C.E.G.R.; SOUZA, A.L.; MEIRA NETO, J.A.A. Distribution of tree species in a geomorphological and pedological gradient of Submontane Semideciduous Seasonal Forest in the vicinity of Rio Doce State Park, Minas Gerais. **Revista Árvore**, Viçosa, v. 36, n. 4, p. 707-718, 2012.

SOUZA, P.P. **Moraceae Gaudich. de Viçosa, Minas Gerais, Brasil: florística e anatomia foliar de *Ficus mexiae* Standl.** 2009. 171 p. Dissertação (Mestrado em Botânica) – Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, 2009.

STAVER, A.C., ARCHIBALD, S.; LEVIN, S. A. The global extent and determinants of savanna and forest as alternative biome states. **Science**, Washington, v. 334, p. 230-232, 2011b.

STAVER, A.C., ARCHIBALD, S.; LEVIN, S. A. Tree cover in sub-Saharan Africa: rainfall and fire constrain forest and savanna as alternative stable states. **Ecology**, Tempe, v. 92, p. 1063-1072, 2011a.

STAVER, A.C.; BOND, W.J. Is there a ‘browse trap’? Dynamics of herbivore impacts on trees and grasses in an African savanna. **Journal of Ecology**, Oxford, v. 102, p. 595-602, 2014.

SUGANUMA, M.S.; ASSIS, G.G.B.; MELO, A.C.G.; DURIGAN, G. Ecosistemas de referência para restauração de matas ciliares: existem padrões de biodiversidade, estrutura florestal e atributos funcionais? **Revista Árvore**, Viçosa, v. 37, n. 5, p. 835-847, 2013.

TER BRAAK, C.J.F. The analysis of vegetation – environment relationships by canonical correspondence analysis. **Vegetatio**, Hague, v. 69, n. 3, p. 69-77, 1988.

TOMLINSON, K.W.; STERCK, F.J.; BONGERS, F.; SILVA, D.A.; BARBOSA, E.R.M.; WARD, D.; BAKKER, F.T.; KAAUWEN, M.V.; PRINS, H.H.T.; BIE, S.; LANGEVELDE, F.V. Biomass partitioning and root morphology of savanna trees across a water gradient. **Journal of Ecology**, Oxford, v. 100, n. 5, p. 1113–1121, Sept. 2012.

VAN GROENENDAEL, J.V.; EHRLÉN, J.; SVENSSON, B.M. Dispersal and persistence: population processes and community dynamics. **Folia Geobotanica**, Praha, v. 35, n. 2, p. 107-114, June 2000.

VAN OIJEN, D.; FEIJEN, M.; HOMMEL, P.; DEN OUDEN, J.; WAAL, R. Effects of tree species composition on within-forest distribution of understory species. **Applied Vegetation Science**, v.8, p.155-166, 2005

VIANI, R.A.G.; RODRIGUES, R.R.; DAWSON, T.E.; OLIVEIRA, R.S. Savanna soil fertility limits growth but not survival of tropical forest tree seedlings. **Plant and Soil**, The Hague, v. 349, n. 1-2, p. 341-353, July 2011.

VIDAL-TORRADO, P. Solos. In: RODRIGUES, R.R. (Org.) **Diversidade, dinâmica e conservação em florestas do Estado de São Paulo: 40 ha de parcelas permanentes.** (4º Relatório Científico) - Programa BIOTA/FAPESP. 2006. Parte II – Fatores abióticos. Disponível em: <http://lerf.eco.br/downloads/parcelas_permanentes_-_4o_relatorio_tematico_do_projeto_parcelas_permanentes.pdf>. Acesso em: 23 fev. 2015.

VIDAL-TORRADO, P.; LEPSCH, I.F.; CASTRO, S.; COOPER, M. Pedogênese em uma seqüência Latossolo-Podzólico na borda de um platô na Depressão Periférica Paulista. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 23, n. 4, p. 909-921, out./dez. 1999.

WARDLE, D.A.; LAVELLE, P. Linkages between soil biota, plant litter quality and decomposition. In: Cadish, G.; Giller, K.E. (Ed.). **Driven by nature: Plant litter quality and decomposition**. Wallingford: CAB International, 1997. p.107-124.

WHITTAKER, R.H. Gradient analysis of vegetation. **Biological Reviews**, Cambridge, v. 42, p. 207-264, 1967.

WHITTAKER, R.J., WILLIS, K.J., FIELD, R. Scale and species richness: Towards a general, hierarchical theory of species diversity. **Journal of Biogeography**, Oxford, v. 28, p. 453–470, 2001.

WHITTAKER, R.J., WILLIS, K.J.; FIELD, R. Climatic–energetic explanations of diversity: a macroscopic perspective. In: BLACKBURN, T.M.; Kgaston, K.J. **Macroecology: concepts and consequences**. Cambridge: Cambridge University Press, 2003. p. 107–129.

ZAMITH, L.R.; SCARANO, F. R. Restoration of a coastal swamp forest in southeast Brazil. **Wetlands Ecology and Management**, Dordrecht, v. 18, p. 435-448, 2010.

ZINKE, P.J. The pattern on influence of individual forest trees on soil properties. **Ecology**, Tempe, v.43, p.130-133, 1962.

3 FATORES ABIÓTICOS NA PREVISIBILIDADE DE OCORRÊNCIA DE ESPÉCIES ARBÓREAS EM DIFERENTES UNIDADES FITOGEOGRÁFICAS

Resumo

O meio físico impõe os limites fisiológicos sobre a capacidade de sobrevivência de uma espécie e, portanto, os descritores ambientais podem ser utilizados para prever os locais onde esta pode ocorrer. Assim, este trabalho visou responder a seguinte questão: características do solo e topografia podem influenciar na previsibilidade de ocorrência de espécies arbóreas de ampla distribuição em diferentes tipos vegetacionais? Foram contabilizados os indivíduos arbóreos ($CAP \geq 15$ cm), topografia, dados de textura e atributos químicos dos solos de quatro unidades de conservação (UC), que representaram as principais unidades fitogeográficas do Estado de São Paulo. Em cada UC foi alocada uma parcela permanente com 10,24 ha, subdividida em 256 subparcelas. Árvores de regressão “ampliadas” foram ajustadas para predição da ocorrência das espécies segundo as variáveis de solo e topografia. As variáveis químicas dos solos foram mais importantes nos modelos de predição do que a textura, devido à pequena variação deste atributo do solo. A capacidade de troca catiônica foi utilizada para prever a ocorrência das espécies nas quatro formações florestais, sendo particularmente importante na camada mais profunda do solo sobre a Floresta Ombrófila Densa de Terras Baixas (PEIC). Quanto à topografia, a variação de altitude da parcela foi inserida na maioria dos modelos e, com diferentes influências sobre as áreas de estudo. A declividade foi uma variável explicativa importante para determinar a presença das espécies na Floresta Ombrófila Densa Submontana. De modo geral, as espécies apresentaram uma mesma tendência quando à associação com os atributos dos solos, mas com diferentes amplitudes dos descritores edáficos. Concluiu-se que a partir de características dos solos e da topografia foi possível prever a presença de espécies arbóreas, que apresentaram particularidades em relação a sua associação com o solo de cada fitofisionomia.

Palavras-chave: Árvores de regressão ampliadas; Solo; Topografia; Nicho

Abstract

The environmental establish limits on the physiological survivability of a species and therefore environmental descriptors can be used to predict the locations where this can occur. So, this study aimed to answer the following question: soil characteristics and topography can influence the occurrence of predictability of tree species widely distributed in different types of vegetation? We sampled individual trees, topography, texture data and soil chemical attributes of the four protected areas with the main forest formations of Sao Paulo. In each protected area was allocated a permanent plot with 10.24 ha, subdivided into 256 subplots. We adjusted boosted regression trees (BRT) to predict the occurrence of the species according to the abiotic variables. Soil chemical variables were more evident in models when compared to texture, due to the small variation of this soil attribute. Cation exchange capacity (CEC) was used to predict the occurrence of species in four forested areas. CEC was particularly important in the deepest layer of soil on the Ombrophilous Dense Forest of Lowlands. Regarding the topography, the altitude was included in most models, with different influences on the study areas. Slope was an important explanatory variable for the presence of the species in the Submontane Ombrophilous Dense Forest. Overall, the species showed the same trend as the association with the attributes of the soil, but with different amplitudes of edaphic descriptors. We concluded that from soil characteristics and topography was possible to

predict the presence of tree species, which showed particular in relation to its association with the soil of each vegetation type.

Keywords: Boosted regression trees; Soil; Topography; Niche

3.1 Introdução

A distribuição das comunidades florestais depende de uma série de fatores, que de modo geral, podem ser classificados em bióticos, abióticos e estocásticos (ou demográficos) (HUBELL, 2001, SÓBERON, 2010, SOBÉRON; PETERSON, 2005) Tais fatores possuem certo grau de dependência, o que dificulta o estudo destes isoladamente.

O meio físico impõe os limites fisiológicos sobre a capacidade de sobrevivência de uma espécie e, portanto, os descritores ambientais podem ser utilizados para predizer os locais onde esta pode ocorrer. Tomando a descrição de Hutchinson (1957), o autor propôs os conceitos de nicho fundamental e nicho realizado. O nicho fundamental é volume multidimensional de n-fatores que uma espécie é capaz de ocupar, enquanto que o nicho realizado é aquele que a espécie é capaz de ocupar quando outra espécie está presente sendo, portanto, menor que o nicho fundamental.

Com base nos conceitos de Hutchinson (1957) e na amplitude de nicho, foram atribuídos às espécies os conceitos de generalistas e especialistas (FUTUYMA; MORENO, 1988, RICKLEFS, 2003). Espécies generalistas são pouco exigentes quanto à variação dos fatores edáficos do ambiente, possuem altas taxas de crescimento e alto potencial de dispersão, além do alto grau de tolerância às variações de ambientes. Por outro lado, espécies especialistas são sensíveis à variação ambiental, sendo, frequentemente, associadas a algum recurso escasso. No entanto, a classificação de espécies em generalistas e especialistas não depende apenas dos fatores ambientais e da distribuição geográfica, mas também de dados de abundância derivados de diferentes habitats (CHAZDON et al., 2011).

Diversos estudos mostram que, de fato, a distribuição das espécies arbóreas se diferencia em relação à heterogeneidade ambiental, apresentando dependência espacial quanto as variáveis de solos e topográficas (COLLINS, KLAHR, 1991; GRAU, 2000; JOHN et al., 2007; HIGUCHI et al., 2014; MOTA et al., 2014). Em uma escala local, as características edáficas e topográficas das fitofisionomias contribuem para a singularidade em relação à diversidade florística. No entanto, espécies compartilhadas em diferentes fitofisionomias estão sujeitas a diversos processos ecológicos e fatores do meio físico, o que resulta na observação de diferentes nichos realizados (ARCHIBALD, BOND, 2003; NICOTRA et al., 2010).

Para avaliar a influência do solo e da topografia na distribuição de espécies arbóreas, estabeleceu-se, neste trabalho, as relações entre as variáveis do meio físico (solo e topografia) e a distribuição de espécies arbóreas, cuja ocorrência é compartilhada entre as principais unidades fitogeográficas do Estado de São Paulo. Os modelos estabelecidos tiveram como objetivo responder a seguinte questão: características do solo e topografia podem influenciar na previsibilidade de ocorrência de espécies arbóreas em diferentes tipos vegetacionais?

3.2 Material e métodos

3.2.1 Área de estudo

Os dados trabalhados foram originados do Projeto BIOTA/FAPESP (1999/09635-0). Foram amostradas unidades de conservação que apresentaram trechos representativos, em termos de conservação e tamanho, das quatro principais unidades fitogeográficas presentes no Estado de São Paulo. Em cada unidade fitogeográfica está alocada uma parcela permanente de 320 x 320 m, totalizando 10,24 ha, subdividida em 256 subparcelas contíguas de 20 x 20 m (400 m²), onde foram realizados: medidas da vegetação (censo dos indivíduos com circunferência à altura do peito (1,30 m) (CAP) \geq 15 cm, caracterização planialtimétrica (altitude e declividade), análise de solo de acordo com a EMBRAPA (1997) de amostras coletadas em cada subparcela. As amostras de solo nas subparcelas foram feitas em um ponto amostral, no canto superior esquerdo com o uso de trado, sendo amostradas três profundidades (0-5 cm, 5-25 cm e 80-100 cm), com exceção do Parque Estadual de Carlos Botelho (apenas 0-5 cm e 5-25 cm), para as quais foram quantificadas as seguintes variáveis: textura (percentual de areia, silte e argila), atributos químicos (pH em H₂O, Al (mmol/dm³), Ca (mmol/dm³), Mg (mmol/dm³), K (mmol/dm³), P (mmol/dm³), Na (mmol/dm³), conteúdo de matéria orgânica (MO) (g/kg) e índices compostos (saturação por bases (V) (%), saturação por alumínio (m) (%) e capacidade de troca catiônica (CTC) (mmol/dm³)) (RODRIGUES, 2006).

3.2.1.1 Parque Estadual da Ilha do Cardoso (PEIC) / Floresta Ombrófila Densa de Terras Baixas

O Parque Estadual da Ilha do Cardoso (25°03' – 25°19'S e 47°53' – 48°05'W) possui aproximadamente 22.500 ha, clima Tropical Chuvoso de Floresta (Af) (KÖPPEN, 1948), temperatura média anual de 24,4°C e 2.261 mm de precipitação média anual (MELO; MANTOVANI, 1994; CLAUSET, SOARES, 1999; DESTEFANI et al., 2006; MIRANDA,

HANAZAKI, 2008). Nesta área, a parcela permanente foi alocada em uma planície costeira com pequena variação altitudinal, onde ocorrem principalmente Espodosolos e Neossolos Quartzarênicos (EMBRAPA, 1999), caracterizados como arenosos, muito ácidos e com teores variáveis de matéria orgânica (GOMES et al., 2007). O chão da parcela é coberto por bromélias e algumas áreas permanecem alagadas durante a maior parte do ano (SCARANO et al., 1997; SANTOS, 2007).

3.2.1.2 Parque Estadual de Carlos Botelho (PECB) / Floresta Ombrófila Densa Submontana

O Parque Estadual de Carlos Botelho (24°00' – 24°15'S e 47°47' – 48°07'W) possui 37.664 ha e um relevo acidentado, com altitudes que variam de 30 m a 1003 m (DOMINGUES, SILVA; 1988; NEGREIROS, 1982). A parcela foi alocada em uma região com altitude média em torno de 400 m, de clima Temperado Quente e Chuvoso (Cfa) (KÖPPEN, 1948; CAMARGO, PINTO, TROPPEMAIR, 1972), com temperatura média anual de 20.1°C e 1.210 mm de precipitação média anual (DESTEFANI et al., 2006). As principais classes de solos foram Cambissolos, Gleissolos e Neossolos (EMBRAPA, 1999), caracterizados, predominantemente, como argilosos, distróficos, álicos e com baixo teor de fósforo. Nos horizontes superficiais, há altos valores de matéria orgânica que favorecem o desenvolvimento da estrutura e da porosidade, o que permite que estes solos permaneçam muito tempo com quantidades de água elevadas e, em potenciais onde não há dificuldade para a absorção pelas raízes das plantas (VIDAL-TORRADO, 2006; COOPER et al., 2013).

3.2.1.3 Estação Ecológica de Caetetus (EEC) / Floresta Estacional Semidecidual

A Estação Ecológica de Caetetus (22°22' – 22°26'S e 49°40' – 49°44'W), possui 2.178 ha (CLAUSET; SOARES 1999). Nas áreas mais elevadas da Estação (altitude média de 650 m) predomina o Latossolo e, nas partes mais baixas (altitude média de 550 m), o Nitossolo (MATTOS et al., 1996; EMBRAPA, 1999). O clima local é Temperado Chuvoso e Quente, com chuvas de verão e verão quente (Cwa) (MATTOS et al., 1996). A temperatura média anual é de 21,4°C e a precipitação média anual é 1.303 mm (DESTEFANI et al., 2006). Os solos predominantes na parcela estudada são os Argissolos Vermelhos seguidos dos Neossolos Quartzarênicos e dos Neossolos Flúvicos. Quanto à fertilidade, parte dos solos da parcela é distrófico. Nesta área existe uma estreita relação da cobertura pedológica com o relevo. Nas partes mais altas da parcela os horizontes superficiais são mais arenosos e mais espessos. Nos locais de relevo suave ondulado ocorrem o horizonte B textural com acentuado

gradiente textural. Quanto à disponibilidade de água, na época seca, apesar da falta de chuva, os horizontes mais profundos (subsuperficiais) se mantêm mais úmidos que os superficiais e com quantidades de água que se encontram dentro da faixa de água disponível para as plantas (VIDAL-TORRADO, 2006).

3.2.1.4 Estação Ecológica de Assis (EEA) / Savana Florestada

A Estação Ecológica de Assis (22°33' – 22°36'S e 50°23' – 50°22'W) possui 4.480 ha, relevo suave-ondulado, com altitudes de 500 m e 590 m (CLAUSET; SOARES, 1999). O clima local é Temperado Chuvoso e Quente, com chuvas de verão e verão quente (Cwa) (CLAUSET; SOARES, 1999). As temperatura média anual é de 22,4°C e a precipitação média anual é 1.255 mm. Quanto aos solos da parcela estudada, predominam Latossolos, com uma pequena parte de Gleissolo Háptico (EMBRAPA, 1999), os quais são distróficos, apresentam textura uniforme, variando de média/arenosa a média, altamente drenados e com baixa retenção de água (exceto na parte mais baixa do terreno onde a drenagem é impedida em profundidade) (JUHÁSZ et al., 2006, VIDAL-TORRADO, 2006).

3.2.2 Análises estatísticas

3.2.2.1 Análise exploratória

Os parâmetros texturais e químicos dos solos podem ser altamente correlacionados, sendo, portanto, necessário analisar a estrutura dos dados para descartar as variáveis redundantes. A análise de componentes principais (ACP) foi utilizada para explorar o conjunto de variáveis de previsão (edáficas e topográficas), possibilitando identificar e descartar as variáveis redundantes, ou altamente correlacionadas ($r \geq 0,70$), em cada área de estudo.

3.2.2.2 Árvores de regressão “ampliadas”

Árvores de regressão “ampliadas” (*Boosted Regression Trees*) (BRT) foram ajustadas para predição da presença das espécies que ocorrem em mais de uma unidade fitogeográfica amostrada. Este método de análise se baseia em idéias e técnicas de ambas as tradições: estatística e aprendizado por máquinas (*Learning Machine*) (ML). BRT ajusta e combina muitos modelos de árvores relativamente simples, para melhorar o desempenho preditivo, por meio de dois algoritmos: árvores de regressão e “boosting builds”.

Árvores de regressão dividem o espaço das variáveis predictoras (x) em regiões homogêneas por sucessivas partições binárias da amostra até que algum critério de parada seja

atingido. Para cada região dividida as observações (y) são ajustadas por uma função do nó-terminal. Neste processo, os preditores e pontos de divisão são selecionados para minimizar os erros de previsão (ELITH, LEATHWICK, HASTIE, 2008). Em BRT o critério de parada não é utilizado. A montagem de uma árvore de regressão é realizada pela montagem de uma árvore com tamanho máximo que é, em seguida, podada pela remoção dos elos mais fracos identificados através de validação cruzada (*Cross-Validation*) (CV) (HASTIE et al., 2001). A validação cruzada CV particiona o conjunto de dados em subconjuntos com tamanhos iguais para o treinamento e teste. O subconjunto de treinamento é utilizado para montar a configuração inicial da árvore, ou seja, a árvore com tamanho máximo. Os subconjuntos teste, geralmente 10 subconjuntos, são aplicados para estimar o erro de predição e ajustar a árvore por meio da identificação e poda os elos fracos (HASTIE et al., 2009).

“Boosting” é um método para melhorar a precisão do modelo, baseada na idéia de que é mais fácil de encontrar e fazer a média de muitas regras básicas do que encontrar uma única regra de previsão, de alta precisão (SCHAPIRE, 2003). Este é um processo em fases (*stagewise*) em que o modelo é ajustado através de métodos que aumentam, gradualmente, a ênfase em observações mal modeladas por árvores existentes. Esta técnica minimiza a função de perda, acrescentando, a cada passo, uma nova árvore que melhor reduz a função de perda para a próxima fase. O processo é dito em fase, pois a cada passo as árvores anteriores não são modificadas, apenas o valor ajustado para cada observação é reavaliado, em cada passo, para refletir a contribuição da árvore recentemente adicionada. A função de perda (*deviance*) pode ser uma medida como o erro médio quadrático e representa a perda de capacidade de previsão. O modelo final BRT é uma combinação linear de muitas árvores (normalmente centenas a milhares) que pode ser pensado como um modelo de regressão em que cada termo é uma árvore. Os valores ajustados são calculados como a soma de todas as árvores, multiplicada pela taxa de aprendizagem, e são muito mais estáveis e precisos do que um modelo de árvore de decisão única (ELITH; LEATHWICK; HASTIE, 2008).

Os modelos foram desenvolvidos na biblioteca “gbm”, pacote implementado no software de R (ELITH; LEATHWICK; HASTIE, 2008). Para estimativa dos parâmetros selecionou-se a distribuição de Bernoulli, visto que a variável resposta é binomial (presença ou ausência). Os detalhes matemáticos para esta distribuição, no pacote “gbm”, são especificados por Ridgeway (2006), incluindo cálculos para a *deviance* (função de perda), valores iniciais, gradientes e as constantes previstas em cada nó terminal.

A estimativa da influência relativa de cada variável de previsão (atributos do solo e topografia) é medida com base no número de vezes que a variável é selecionada como nó,

ponderada pelo melhoramento quadrado para o modelo como um resultado de cada divisão, e em média sobre todas as árvores (FREIDMAN; MEULMAN, 2003). A influência de cada variável ambiental pode ser observada nos gráficos de dependência parcial. Nestes, as funções de dependência parciais mostram o efeito de uma variável preditora (solo ou topografia) sobre a resposta (presença da espécie), após a contabilização dos efeitos médios de todas as outras variáveis no modelo. Embora estes gráficos não sejam uma representação perfeita dos efeitos de cada variável, especialmente se existem fortes correlações entre as variáveis preditoras, eles fornecem uma base útil para a interpretação (FRIEDMAN; MEULMAN, 2003). Neste estudo, o eixo vertical (y) informa a tendência de a espécie estar presente, em um modelo padronizado, de acordo com a variável ambiental preditora (x).

A eficiência da modelagem foi avaliada pelo índice ROC (*Receiver Operating Characteristic*) da validação cruzada, por se tratar de uma variável binária (presença/ausência). O índice ROC avalia a força do modelo de classificação por meio da proximidade da classificação (PRATI; BATISTA; MONARD, 2008). O valor deste índice varia entre zero e um, sendo que se igual a um o modelo classifica corretamente todas as observações.

3.2.3 Seleção das espécies

A fim de se testar a hipótese de que uma mesma espécie possui associações específicas, em termos de solo e topografia, de acordo com a unidade fitográfica em que ocorre, foram selecionadas espécies comuns a pelo menos duas das quatro áreas de estudo. Dentre estas espécies, para modelagem BRT, foram analisadas aquelas que apresentaram densidades iguais ou superiores a 3 indivíduos ha^{-1} , ou seja, cerca de 30 indivíduos na parcela permanente de 10 ha de cada unidade fitogeográfica estudada (Tabela 1). Isto porque, a estimativa da densidade pode apresentar grande viés em espécies com densidades inferiores a 3 ha^{-1} (MOREIRA, 2007).

Tabela 1 - Espécies ocorrentes em mais de uma unidade de conservação com abundância igual ou superior a 30 indivíduos. Parque Estadual da Ilha do Cardoso (PEIC), Parque Estadual de Carlos Botelho (PECB), Estação Ecológica de Caetetus (EEC), Estação Ecológica de Assis (EEA). Número de indivíduos (N)

PEIC		PECB		EEC		EEA	
Espécie	N	Espécie	N	Espécie	N	Espécie	N
<i>Amaioua intermedia</i>	837	-	-	-	-	<i>Amaioua intermedia</i>	381
<i>Garcinia gardneriana</i>	250	<i>Garcinia gardneriana</i>	297	-	-	-	-
<i>Heisteria silvianii</i>	115	<i>Heisteria silvianii</i>	65	-	-	-	-
<i>Jacaranda puberula</i>	58	<i>Jacaranda puberula</i>	38	-	-	-	-
<i>Maytenus gonoclada</i>	155	<i>Maytenus gonoclada</i>	44	-	-	<i>Maytenus gonoclada</i>	52
<i>Myrcia multiflora</i>	113	-	-	-	-	<i>Myrcia multiflora</i>	897
<i>Ormosia arborea</i>	95	-	-	-	-	<i>Ormosia arborea</i>	35
<i>Pera glabrata</i>	526	-	-	-	-	<i>Pera glabrata</i>	514
<i>Tapirira guianensis</i>	507	-	-	-	-	<i>Tapirira guianensis</i>	973
-	-	-	-	<i>Croton floribundus</i>	746	<i>Croton floribundus</i>	107
-	-	<i>Casearia sylvestris</i>	40	<i>Casearia sylvestris</i>	50	-	-
-	-	<i>Inga marginata</i>	47	<i>Inga marginata</i>	47	-	-

3.3 Resultados

Para *Croton floribundus* Spreng. (Euphorbiaceae) na EEC, *Inga marginata* Willd. (Fabaceae) no PECB e *Ormosia arborea* (Vell.) Harms (Fabaceae) no PEIC, não foi possível estabelecer um modelo entre as variáveis abióticas analisadas e a presença destas espécies. Para as demais espécies foi possível estimar a presença das mesmas, segundo variáveis de solo e topografia, com uma taxa de acerto de 60% a 87% (índice ROC).

Em relação à topografia, a presença da maioria das espécies foi associada à variação de altitude da parcela, sendo a declividade particularmente importante na Floresta Ombrófila Densa Submontana (PECB), local com a maior variação altitudinal da parcela (Tabela 2). Quanto ao solo, as variáveis químicas foram mais frequentemente associadas à presença das espécies do que as variáveis texturais (percentual de areia, silte ou argila). A textura do solo se associou à presença de apenas duas espécies: *M. gonoclada*, na Floresta Ombrófila Densa Submontana (PECB) e na Savana Florestada (EEA), e *J. puberula*, no PECB. As variáveis químicas, por outro lado, em particular a capacidade de troca catiônica (CTC), foram fatores de predição presentes na maioria dos modelos. A CTC é a expressão da quantidade de carga negativa do solo que é neutralizada por cátions, que incluem as bases (nutrientes) (Ca^{2+} , Mg^{2+} ,

K^+ , Na^+ e NH_4^+), o Al^{3+} e também o H^+ (NOVAIS; MELLO, 2007). Portanto, a CTC é um parâmetro indicativo da fertilidade quando analisado junto à saturação por bases e alumínio, bem como aos teores dos cátions no solo (Anexo A).

De modo geral, nas camadas superficiais das quatro unidades fitogeográficas, maiores valores de CTC implicaram em maiores teores de nutrientes, visto sua correlação positiva com o fósforo e, com os teores ou soma de bases. No PEIC, a CTC (0-5 cm) se correlacionou, positivamente, com os teores dos seguintes nutrientes, da camada 0-5 cm: fósforo, potássio, magnésio ($r > 0,8$) e cálcio ($r = 0,66$); e negativamente com a saturação por alumínio ($r = -0,60$). Na camada 5-25 cm desta área, a CTC teve maior correlação com o teor de magnésio ($r = 0,61$) e com a soma de bases ($r = 0,59$) do que com o teor de alumínio ($r = 0,49$). No PECB, a CTC (0-5 cm) se correlacionou positivamente ($r > 0,6$) com os teores de fósforo, cálcio, magnésio e soma de bases desta mesma camada (0-5 cm). No entanto, na camada de 5-25 cm desta área, embora a CTC tenha apresentado maior correlação com o teor de magnésio ($r = 0,49$) em relação ao teor de alumínio ($r = 0,40$), o teor de alumínio neste solo é muito maior do que o teor de magnésio. Assim, a CTC (5-25 cm) no PECB tem maior relação com o alumínio do que com os nutrientes presentes neste solo. Na EEC, a CTC de ambas as camadas superficiais (0-5 e 5-25 cm) teve maior correlação ($r > 0,6$) com o teor de nutrientes (Ca, Mg e P) e com a soma de bases ($r = 0,99$). Na EEA, a CTC (0-5 cm) apresentou maior correlação com o conteúdo de matéria orgânica ($r = 0,71$) e com os teores de fósforo e potássio ($r > 0,5$) da mesma camada (0-5 cm). Na camada 5-25 cm dos solos desta área, as principais variáveis correlacionadas com a CTC foram: conteúdo de matéria orgânica ($r = 0,64$), soma de bases de 5-25 cm ($r = 0,61$) e de 80-100 cm ($r = 0,60$), teor de potássio de 5-25 cm ($r = 0,52$) e de 80-100 cm ($r = 0,59$) e, teor de cálcio de 5-25 cm ($r = 0,56$) e de 80-100 cm ($r = 0,57$).

Na camada profunda (80-100 cm) a CTC esteve associada à presença das espécies na Savana Florestada (EEA) e na Floresta Ombrófila Densa Submontana de Terras Baixas (PEIC). Na EEA, a CTC (80-100 cm) teve maior correlação com o teor de cálcio e com a soma de bases ($r > 0,6$). No PEIC, a CTC (80-100 cm) esteve associada com a ocorrência da maior parte das espécies. Nesta área, a CTC, da camada de 80 a 100 cm, apresentou correlação positiva com o conteúdo de matéria orgânica ($r = 0,68$) e o teor de alumínio ($r = 0,66$) (Anexo A).

Tabela 2 – Índice ROC (*Receiver Operating Characteristic*) e importância relativa (%) das variáveis de solo e tográficas do modelo de predição da presença das espécies no Parque Estadual da Ilha do Cardoso (PEIC), Parque Estadual de Carlos Botelho (PECB), Estação Ecológica de Caetetus (EEC), Estação Ecológica de Assis (EEA)

Espécie	<i>Amaioua intermedia</i>		<i>Casearia sylvestris</i>		<i>Garcinia gardneriana</i>		<i>Heisteria silvianii</i>		<i>Jacaranda puberula</i>		<i>Maytenus gonoclada</i>		<i>Myrcia multiflora</i>		<i>Pera glabrata</i>		<i>Tapirira guianensis</i>		
	PEIC	EEA	PECB	EEC	PEIC	PECB	PEIC	PECB	PEIC	PECB	PEIC	PECB	EEA	PEIC	EEA	PEIC	EEA	PEIC	EEA
ROC	0,78 ±0,04	0,78 ±0,05	0,63 ±0,05	0,68 ±0,05	0,63 ±0,04	0,70 ±0,04	0,60 ±0,02	0,60 ±0,05	0,64 ±0,05	0,67 ±0,06	0,65 ±0,05	0,68 ±0,04	0,68 ±0,07	0,68 ±0,04	0,64 ±0,04	0,63 ±0,03	0,75 ±0,04	0,65 ±0,03	0,87 ±0,02
Altitude	26,04	25,47	15,86	14,47	27,11	35,07	26,81		30,57	25,67	15,52		61,77	29,74	23,01	29,33	25,95	19,72	36,11
Declividade			24,61					21,43		19,46									
pHH ₂ O (0-5)	17,37																		
pHH ₂ O (5-25)		9,00		20,63			18,96												19,56
MO (0-5)			15,21		16,10							21,02			17,83	16,53			
MO (5-25)	12,94							18,48							10,93				
MO (80-100)																			16,13
P (0-5)									23,47				8,54						
Na (0-5)									12,07	13,91									17,68
Na (5-25)														14,24					
K (0-5)		10,19		14,70		16,78							22						
K (80-100)																			11,17
Ca (0-5)	17,35		20,48	24,20			12,63	16,12							18,66				
Ca (5-25)		17,01		16,34		16,44													19,40
Mg (0-5)														19,67					
Mg (5-25)				9,65															
Al (80-100)					16,59				15,05										
CTC (0-5)			23,84			15,94							21,08						
CTC (5-25)		18,92			22,12			23,66	18,68		37,90		10,62	17,68	26,53		22,14	22,07	12,70
CTC (80-100)	26,31	19,42					12,35		23,62		21,63		10,40		21,69	21,14	21,33	23,10	15,50
m (0-5)					18,08			20,31			24,94	22,9							16,71
m (5-25)							29,25												16,28
m (80-100)																			17,43
Areia (0-5)									17,49			13,00							
Silte (5-25)														8,66					

A presença de *Amaioua intermedia* Mart. ex Schult. & Schult.f. (Rubiaceae) foi associada a capacidade de troca catiônica (CTC), na camada mais profunda do solo (80-100 cm), em ambas as áreas (Floresta Ombrófila Densa de Terras Baixas (PEIC) e Savana Florestada (EEA)) (Tabela 2). No PEIC, *A. intermedia* tendeu a ocorrer em áreas com maiores valores de CTC (80-100 cm), e na EEA, a presença de *A. intermedia* foi associada a menores valores de CTC (80-100 cm). Menores teores de cálcio à profundidade de 0-5 cm, no PEIC, e de 5-25 cm, na EEA, também influenciaram a presença desta espécie. No PEIC, além da CTC (80-100 cm) e do Ca (0-5 cm), a presença de *A. intermedia* foi associada a altitude, ao pH(H₂O) (0-5 cm) e ao conteúdo de matéria orgânica (0-5 cm). Nesta área, esta espécie tendeu a ocorrer em áreas mais elevadas, em solos com pH (0-5 cm) entre 4,1 e 4,3, e em áreas com menor conteúdo de matéria orgânica (MO) (0-5 cm). Na EEA, as demais variáveis associadas a presença de *A. intermedia* foram altitude, CTC (5-25 cm), K (0-5 cm) e pH (H₂O) (5-25 cm). Sendo que, nesta área, a presença desta espécie foi maior entre as altitudes de 550 m a 555 m e de 560 m a 565 m, em solos com maior CTC (5-25 cm) (preferencialmente entre 40 a 50 mmol/dm³), em áreas com menor teor de K (0-5 cm) e, entre as faixas de pH(H₂O) (5-25 cm) de 3,8 a 4,0 e de 4,5 a 5,0. (Figura 1 e 2).

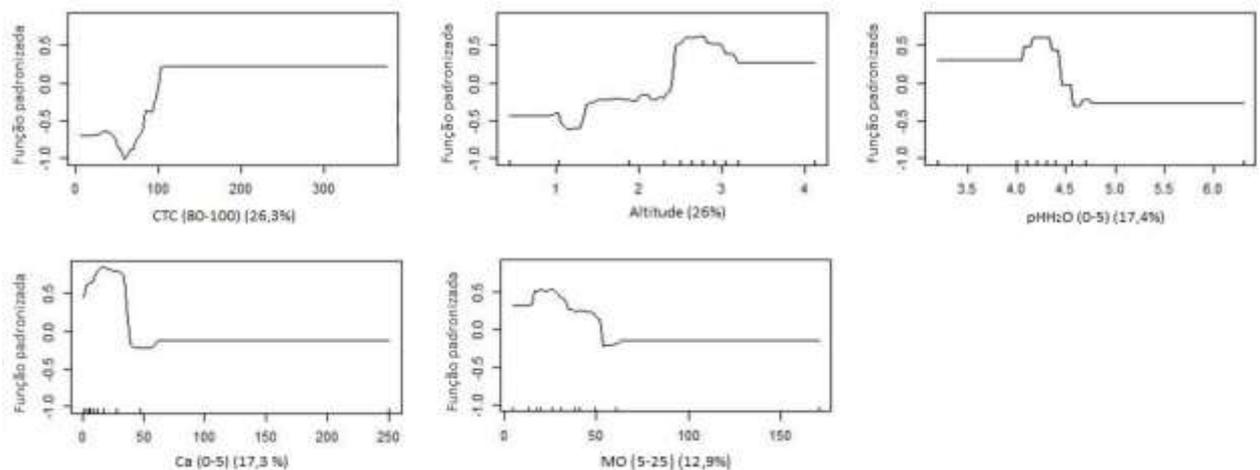


Figura 1 – Gráficos de dependência parcial das variáveis de solo e topográficas, do modelo de árvores de regressão ampliadas, obtido para *Amaioua intermedia* do Parque Estadual da Ilha do Cardoso.

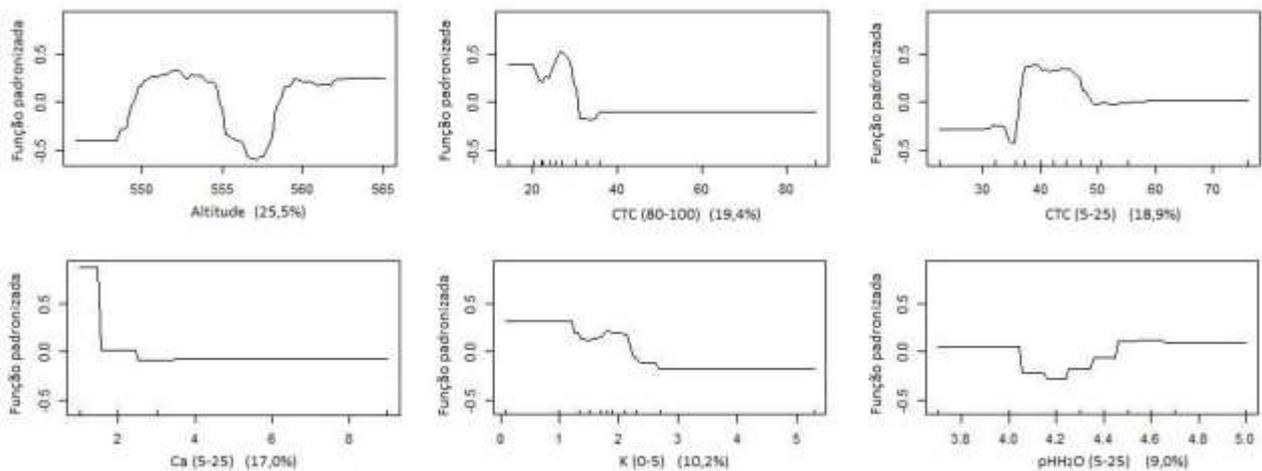


Figura 2 - Gráficos de dependência parcial das variáveis de solo e topográficas, do modelo de árvores de regressão ampliadas, obtido para *Amaioua intermedia* da Estação Ecológica de Assis

A presença de *Casearia sylvestris* Sw. (Salicaceae) foi associada ao teor de cálcio, na camada superficial (0-5 cm) do solo, em ambas as áreas que ocorre (Tabela 2). Na Floresta Ombrófila Densa Submontana (PECB), a presença de *C. sylvestris* se relacionou a solos com baixo teor de cálcio (0-5 cm) ($< 10 \text{ mmol/dm}^3$) e a solos com teor de Ca superior a 50 mmol/dm^3 . Na Floresta Estacional Semidecidual (EEC), esta espécie tendeu a ocorrer em solos com menor teor deste nutriente (Ca) na camada superficial (0-5 cm). No PECB, a presença desta espécie também foi relacionada a maiores declividades, maior CTC (0-5 cm), altitudes entre 380 m e 420 m e menor conteúdo de matéria orgânica (MO) (0-5 cm). Na EEC, as demais variáveis que se associaram com a ocorrência de *C. sylvestris* foram pH(H₂O) (5-25 cm), cálcio (Ca) (5-25 cm), altitude, (Mg) (5-25 cm) e potássio (K) (0-5 cm). Nesta área, esta espécie teve maior probabilidade de ocorrer em solos com pH(H₂O) (5-25 cm) entre 5,8 a 6,3, com menor teor de cálcio (Ca) (5-25 cm) (preferencialmente entre 30 e 40 mmol/dm^3) e com maiores teores de potássio (K) (0-5 cm) e de magnésio (Mg) (5-25 cm). Quanto à altitude, a presença de *C. sylvestris* tendeu a aumentar até 595 m, apresentando uma tendência de ocorrência que segue uma distribuição normal em relação à altitude (Figura 3 e 4).

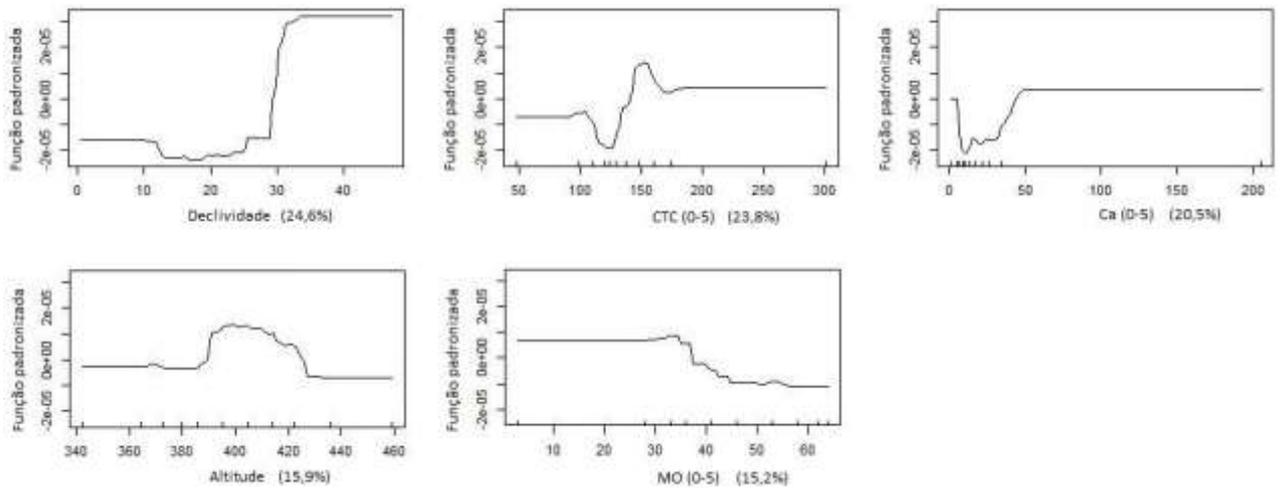


Figura 3 – Gráficos de dependência parcial das variáveis de solo e topográficas, do modelo de árvores de regressão ampliadas, obtido para *Casearia sylvestris* do Parque Estadual de Carlos Botelho

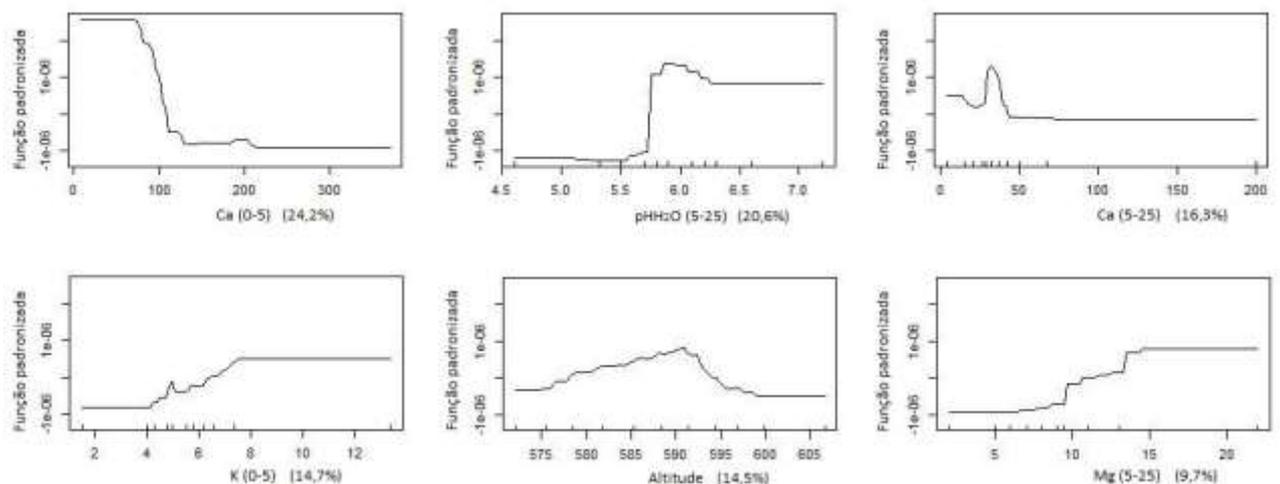


Figura 4 - Gráficos de dependência parcial das variáveis de solo e topográficas, do modelo de árvores de regressão ampliadas, obtido para *Casearia sylvestris* da Estação Ecológica de Caetetus

Garcinia gardneriana (Planch. & Triana) Zappi (Clusiaceae) teve maior probabilidade de estar presente em áreas mais baixas da Floresta Ombrófila Densa de Terras Baixas (PEIC) e naquelas com maiores valores de CTC (5-25 cm), de alumínio (Al) (80-100 cm), de conteúdo de matéria orgânica MO (0-5 cm) e entre 40% a 60% de saturação por alumínio (m) na camada de 0-5 cm (Figura 5). Na Floresta Ombrófila Densa Submontana (PECB), as variáveis de solo e topográficas relacionadas com a ocorrência desta espécie foram altitude, potássio (K) (0-5 cm), cálcio (Ca) (5-25 cm), CTC (0-5 cm) e declividade, ocorrendo preferencialmente em áreas com maior declive, maior altitude, maior CTC e menores teores de cálcio e potássio (Figura 6).

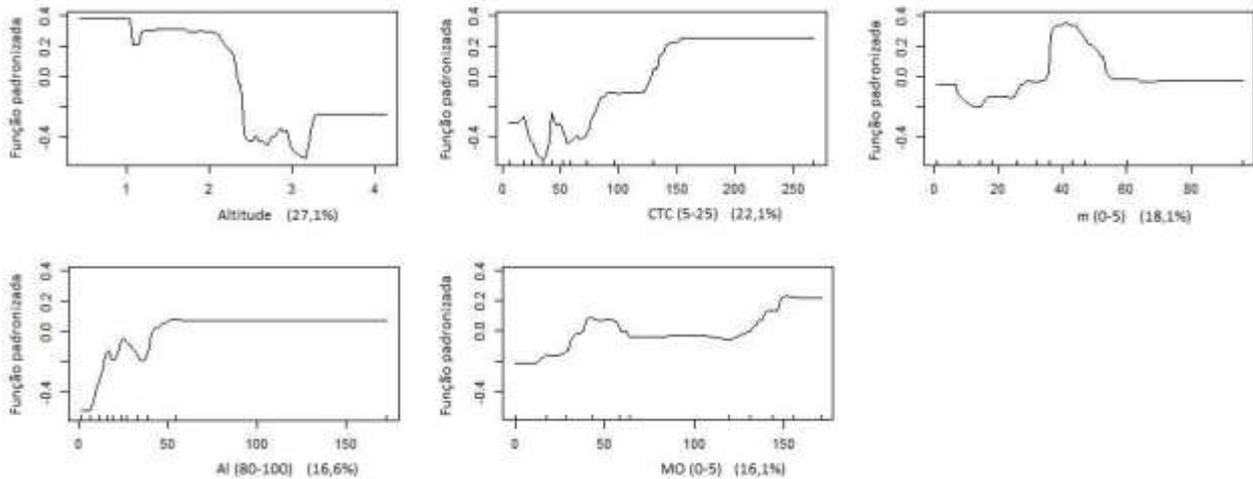


Figura 5 – Gráficos de dependência parcial das variáveis de solo e topográficas, do modelo de árvores de regressão ampliadas, obtido para *Garcinia gardneriana* do Parque Estadual da Ilha do Cardoso

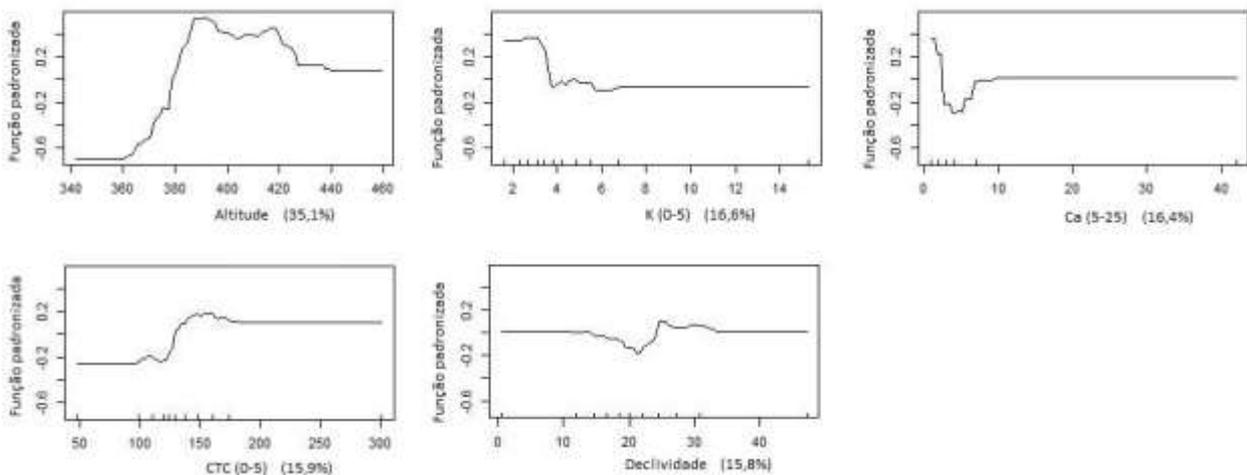


Figura 6 - Gráficos de dependência parcial das variáveis de solo e topográficas, do modelo de árvores de regressão ampliadas, obtido para *Garcinia gardneriana* do Parque Estadual de Carlos Botelho

A presença de *Heisteria silvianii* Schwacke (Olacaceae) foi associada a menores teores de cálcio (Ca) na camada superficial (0-5 cm) em ambas as áreas em que ocorre (Floresta Ombrófila Densa de Terras Baixas (PEIC) e Floresta Ombrófila Densa Submontana (PECB)). No PEIC, esta espécie tendeu a estar presente em áreas com maior saturação por alumínio (m) (5-25 cm), maior altitude, menor pH (5-25 cm) e menor CTC (80-100 cm). No PECB, a espécie tendeu a ocorrer em áreas com maior CTC (5-25 cm), maior declividade, maior saturação por alumínio (m) (0-5 cm), menor conteúdo de matéria orgânica (MO) (5-25 cm) e menor teor de cálcio (Ca) (0-5 cm) (Figura 7 e 8).

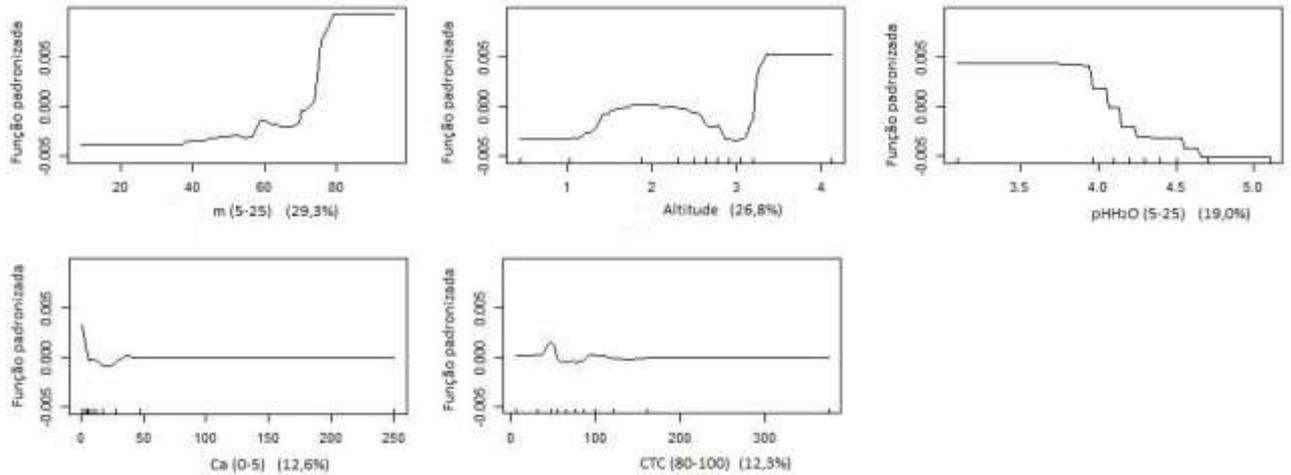


Figura 7 – Gráficos de dependência parcial das variáveis de solo e topográficas, do modelo de árvores de regressão ampliadas, obtido para *Heisteria silvianii* do Parque Estadual da Ilha do Cardoso

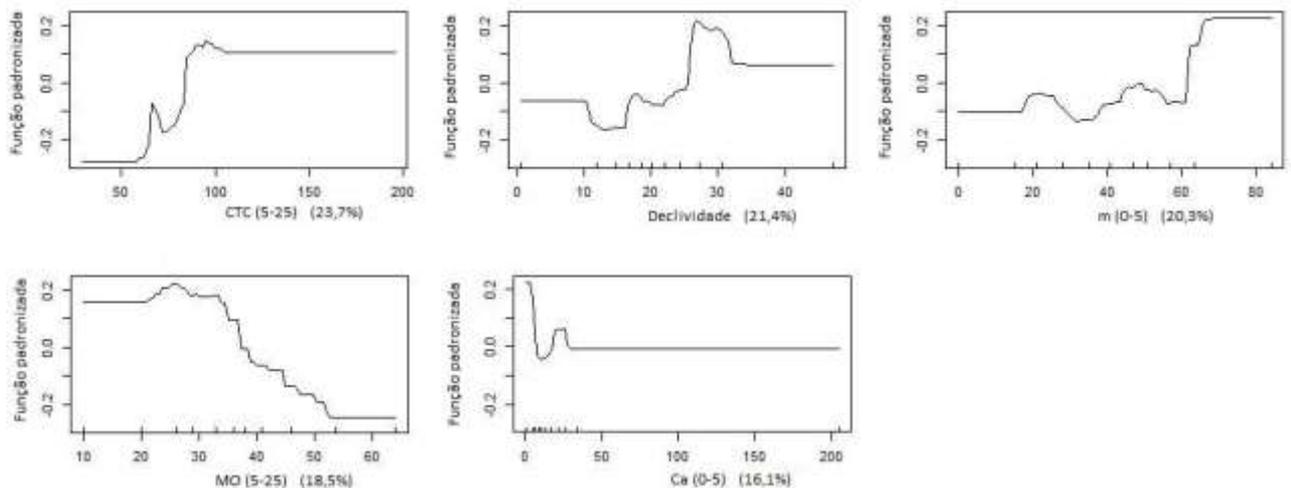


Figura 8 - Gráficos de dependência parcial das variáveis de solo e topográficas, do modelo de árvores de regressão ampliadas, obtido para *Heisteria silvianii* do Parque Estadual de Carlos Botelho

Jacaranda puberula Cham. (Bignoniaceae) teve sua presença associada ao teor de sódio na camada superficial (0-5 cm) em ambas as áreas em que ocorre (Tabela 2). Na Floresta Ombrófila Densa de Terras Baixas (PEIC), a espécie tendeu a estar presente em locais com teor de sódio (Na) (0-5 cm) menor que 1,0 mmol/dm³ ou maior que 4,0 mmol/dm³. Na Floresta Ombrófila Densa Submontana (PECB), esta espécie esteve associada a áreas com teor de sódio iguais ou superiores a 2,0 mmol/dm³. No PEIC, a presença desta espécie se associou a áreas mais elevadas, com menor teor de alumínio (Al) (80-100 cm) e com valores de CTC (5-25 cm) entre 80 a 100 mmol/dm³ e CTC (80-100 cm) entre 40 a 60 mmol/dm³. No PECB, esta espécie tendeu a estar presente em áreas com altitudes entre 400

m e 440 m, com maior teor de fósforo (P) (0-5 cm), maior declividade e menor percentual de areia (0-5 cm) (Figura 9 e 10).

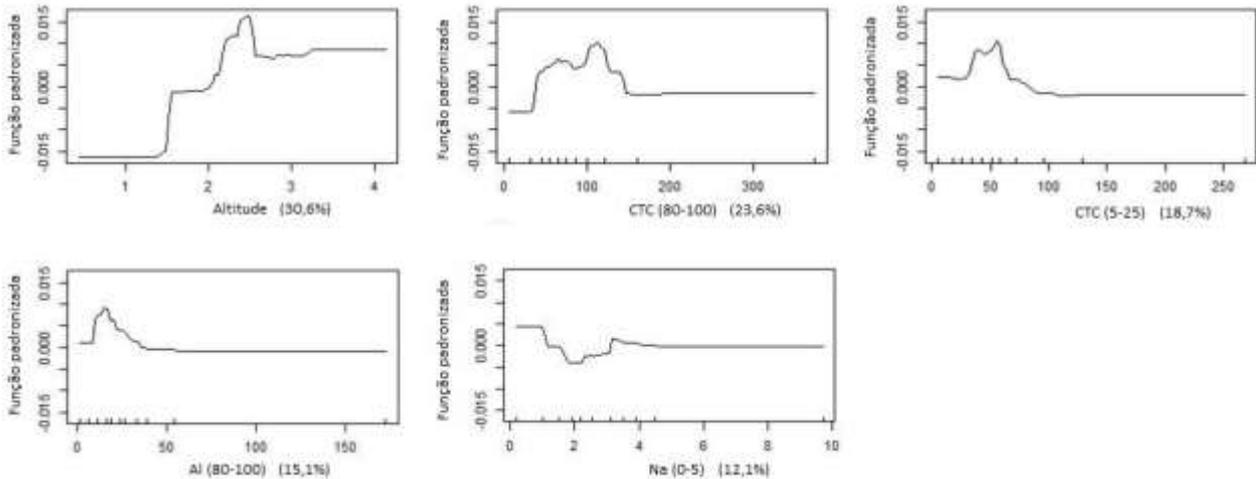


Figura 9 – Gráficos de dependência parcial das variáveis de solo e topográficas, do modelo de árvores de regressão ampliadas, obtido para *Jacaranda puberula* do Parque Estadual da Ilha do Cardoso

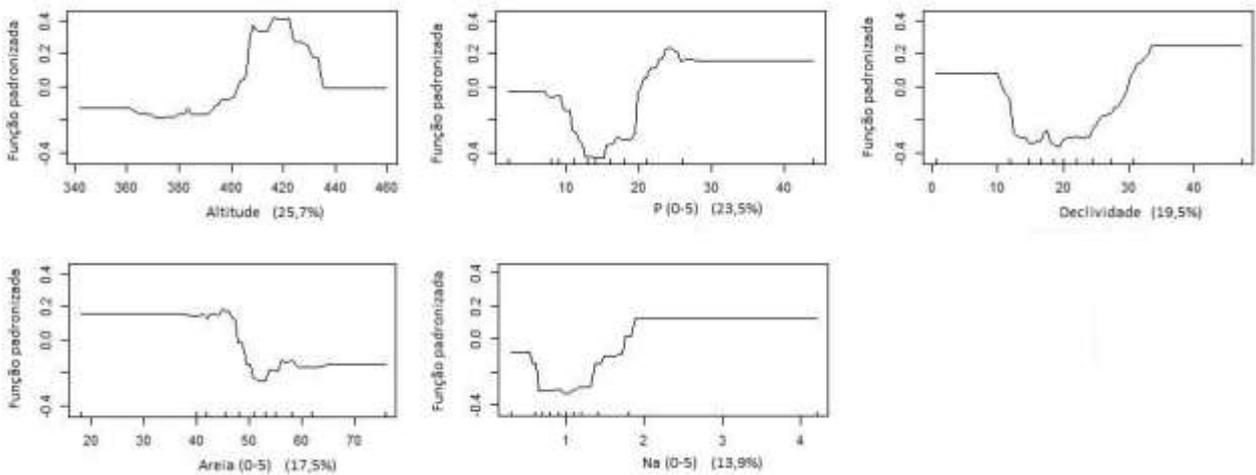


Figura 10 - Gráficos de dependência parcial das variáveis de solo e topográficas, do modelo de árvores de regressão ampliadas, obtido para *Jacaranda puberula* do Parque Estadual de Carlos Botelho

Maytenus gonoclada Mart. (Celastraceae) ocorre em todas as áreas de estudo, no entanto, com número amostral suficiente (30 indivíduos), apenas no PEIC, no PECB e na EEA. A capacidade de troca catiônica foi utilizada para a modelagem da presença desta espécie nas três áreas de estudo (Tabela 2). Na Floresta Ombrófila Densa de Terras Baixas (PEIC), a presença desta espécie foi associada a áreas com menor CTC (5-25 cm), menor saturação por alumínio (m) (0-5 cm), maior CTC (80-100 cm) e menor altitude. Na Floresta Ombrófila Densa Submontana (PECB), sua presença se relacionou a locais com maior

saturação por alumínio (m) (0-5 cm), menor teor de potássio (K) (0-5 cm), maior CTC (0-5 cm), maior conteúdo de matéria orgânica (MO) (0-5 cm) e maior percentual de areia (0-5 cm). Na Savana Florestada (EEA), a altitude foi o principal fator associado à ocorrência de *M. gonoclada*, sendo que sua presença se relacionou a locais mais elevados, embora tenha sido observado um pico de tendência de presença da espécie aos 555 m. Na EEA, presença desta espécie também se relacionou com um menor percentual de silte (5-25 cm) e de teor de fósforo (P) (0-5 cm), sendo que as demais variáveis químicas do solo tiveram pequena variação associada a presença de *M. gonoclada* (Figura 11, 12 e 13).

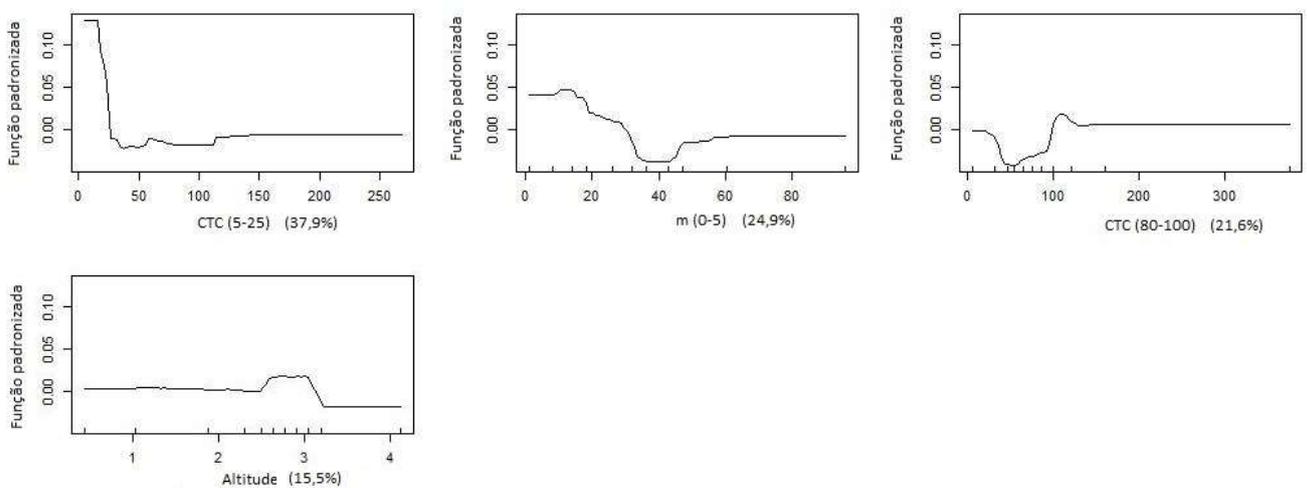


Figura 1 – Gráficos de dependência parcial das variáveis de solo e topográficas, do modelo de árvores de regressão ampliadas, obtido para *Maytenus gonoclada* do Parque Estadual da Ilha do Cardoso

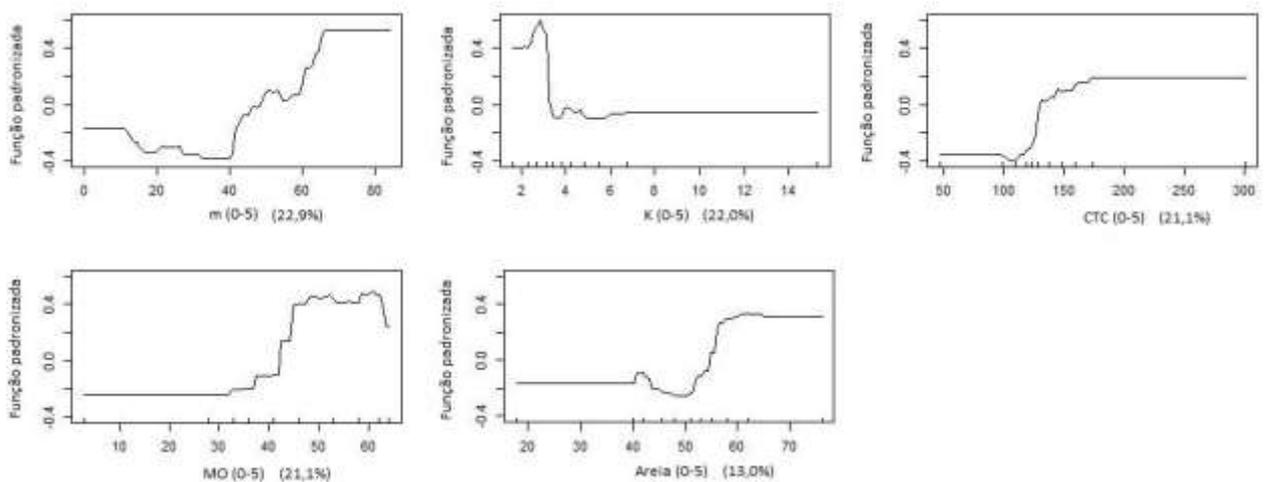


Figura 12 - Gráficos de dependência parcial das variáveis de solo e topográficas, do modelo de árvores de regressão ampliadas, obtido para *Maytenus gonoclada* do Parque Estadual de Carlos Botelho

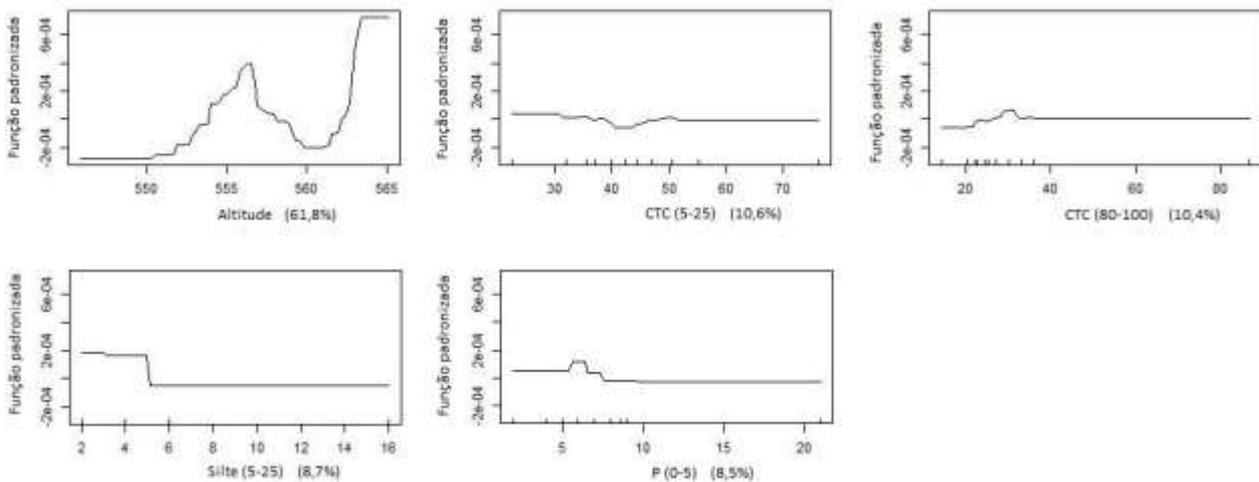


Figura 13 - Gráficos de dependência parcial das variáveis de solo e topográficas, do modelo de árvores de regressão ampliadas, obtido para *Maytenus gonoclada* da Estação Ecológica de Assis

Na Floresta Ombrófila Densa de Terras Baixas (PEIC) e na Savana Florestada (EEA) maiores valores de CTC (5-25 cm) se relacionaram com a presença de *Myrcia multiflora* (Lam.) DC. (Myrtaceae) (Tabela 2). No PEIC, a ocorrência da espécie também se associou com menores altitudes, menores teores de cálcio (Ca) (0-5 cm) e magnésio (Mg) (0-5 cm), maior CTC (5-25 cm) e maior teor de sódio (Na) (5-25 cm) (Figura 14). Na EEA, a presença desta espécie teve uma associação complexa com a altitude, não sendo possível definir uma tendência. Em relação às variáveis do solo, na EEA, *M. multiflora* tendeu a ocorrer em áreas com menor CTC (80-100 cm) e maior conteúdo de matéria orgânica (MO) (0-5 cm e 5-25 cm) (Figura 15).

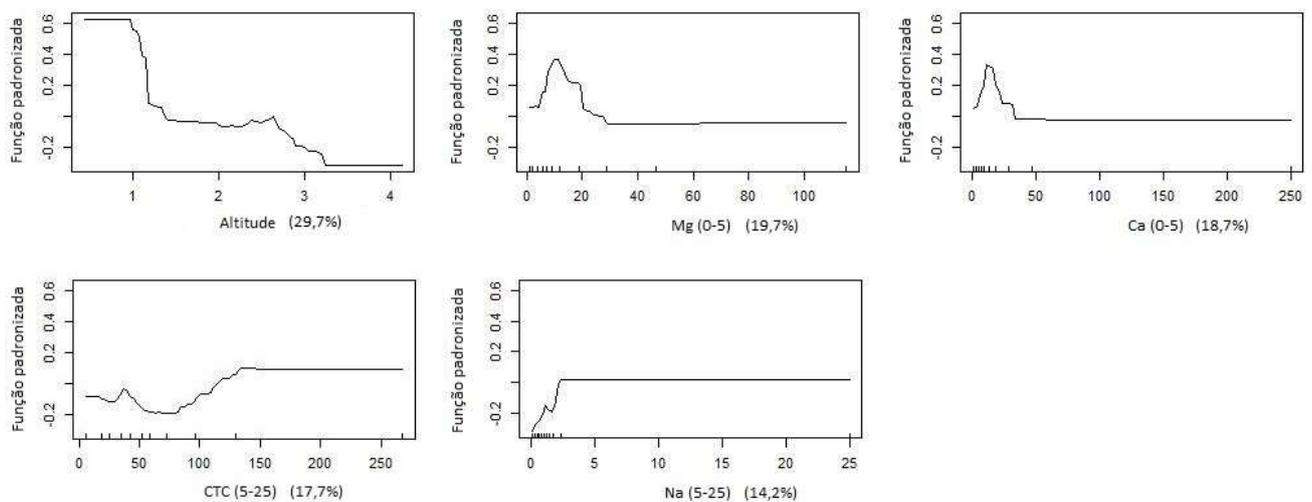


Figura 14 – Gráficos de dependência parcial das variáveis de solo e topográficas, do modelo de árvores de regressão ampliadas, obtido para *Myrcia multiflora* do Parque Estadual da Ilha do Cardoso

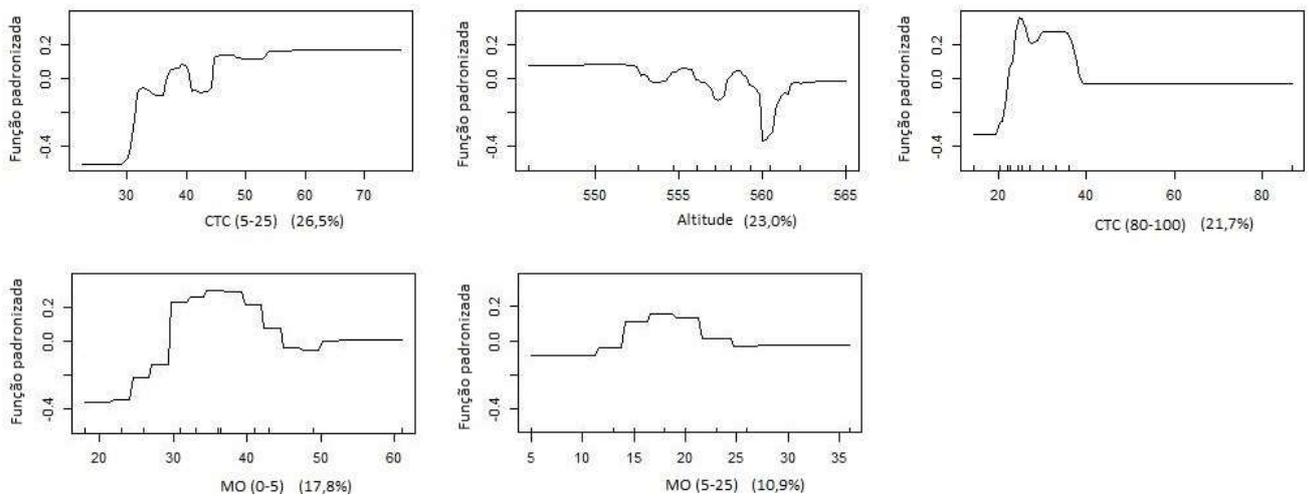


Figura 15 - Gráficos de dependência parcial das variáveis de solo e topográficas, do modelo de árvores de regressão ampliadas, obtido para *Myrcia multiflora* da Estação Ecológica de Assis

Pera glabrata (Schott) Poepp. ex Baill. (Peraceae) teve sua ocorrência associada à capacidade de troca catiônica na camada mais profunda (80-100 cm) em ambas as áreas que ocorre (Floresta Ombrófila Densa de Terras Baixas (PEIC) e na Savana Florestada (EEA)). No entanto, no PEIC esta espécie tendeu a ocorrer em áreas com maior CTC na camada mais profunda, enquanto na EEA em áreas com menor CTC na mesma camada. No PEIC, a presença de *P. glabrata* também se associou a locais mais elevados, com maior saturação por alumínio (m) (0-5 cm e 5-25 cm) e maior conteúdo de matéria orgânica (MO) (0-5 cm). Na EEA, a probabilidade de ocorrência desta espécie diminuiu entre 555 m e 560 m, e aumentou em áreas com maior CTC (5-25 cm) e com menores teores dos nutrientes cálcio (Ca) (5-25 cm) e potássio (K) (80-100 cm) (Figura 16 e 17).

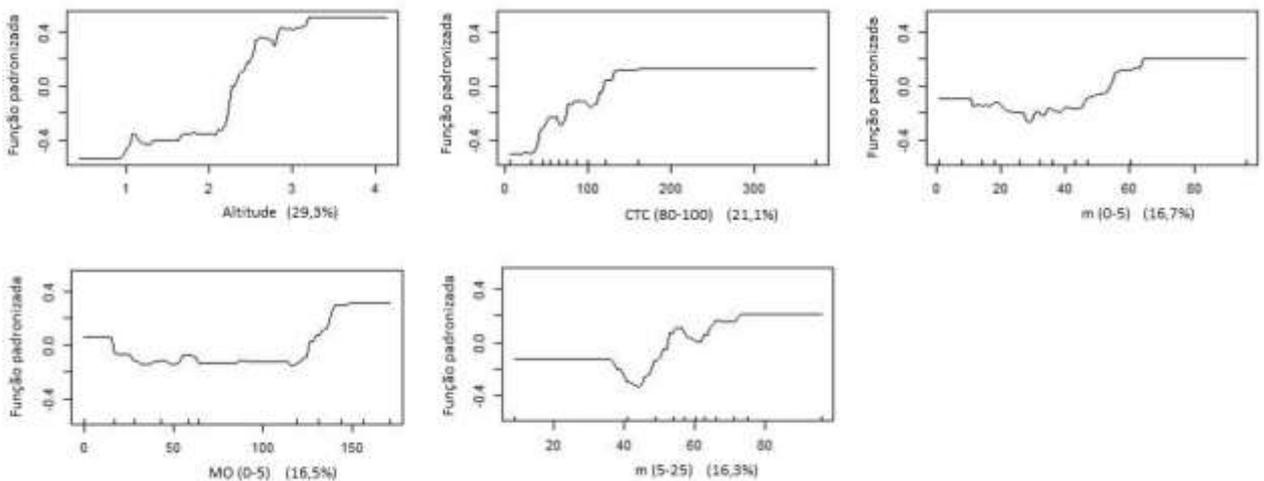


Figura 16 – Gráficos de dependência parcial das variáveis de solo e topográficas, do modelo de árvores de regressão ampliadas, obtido para *Pera glabrata* do Parque Estadual da Ilha do Cardoso

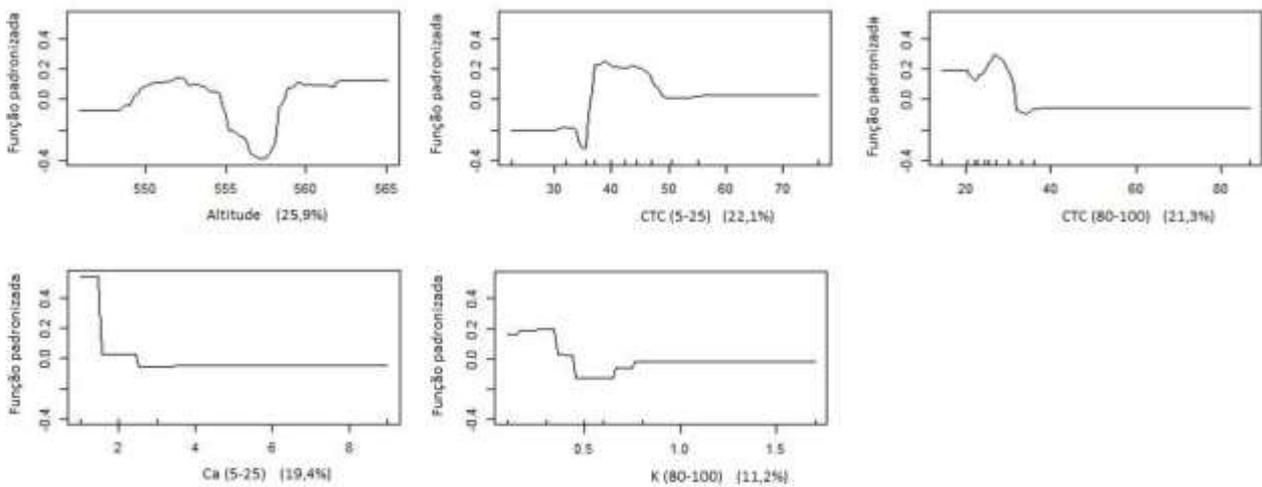


Figura 17 - Gráficos de dependência parcial das variáveis de solo e topográficas, do modelo de árvores de regressão ampliadas, obtido para *Pera glabrata* da Estação Ecológica de Assis

Maiores valores de CTC (80-100 cm) foram associados à presença de *Tapirira guianensis* Aubl. (Anacardiaceae) na Floresta Ombrófila Densa de Terras Baixas (PEIC) e na Florestada (EEA) (Tabela 2). No PEIC, esta espécie tendeu a ocorrer em áreas com menor CTC (5-25 cm), mais elevadas e com menor teor de sódio (Na) (0-5 cm). Nesta área, a probabilidade de ocorrência de *T. guianensis* foi menor em locais com cerca de 80 g/kg de matéria orgânica. Na EEA, a presença desta espécie esteve associada a maiores altitudes, maiores valores de pH (5-25 cm), maior conteúdo de matéria orgânica (MO) (80-100 cm) e maior CTC (5-25 cm) (Figura 18 e 19).

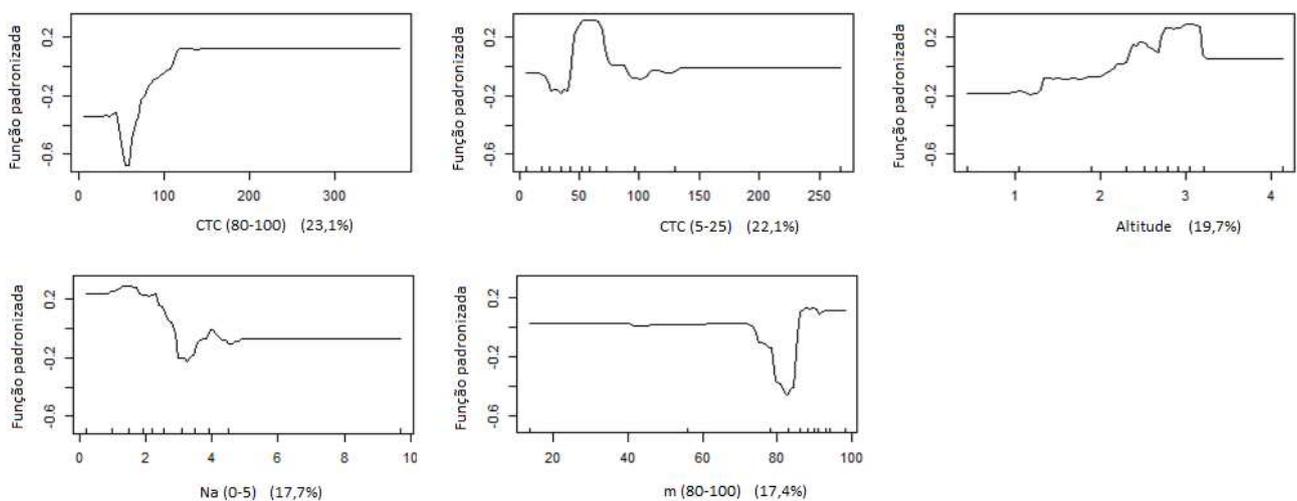


Figura 2 – Gráficos de dependência parcial das variáveis de solo e topográficas, do modelo de árvores de regressão ampliadas, obtido para *Tapirira guianensis* do Parque Estadual da Ilha do Cardoso

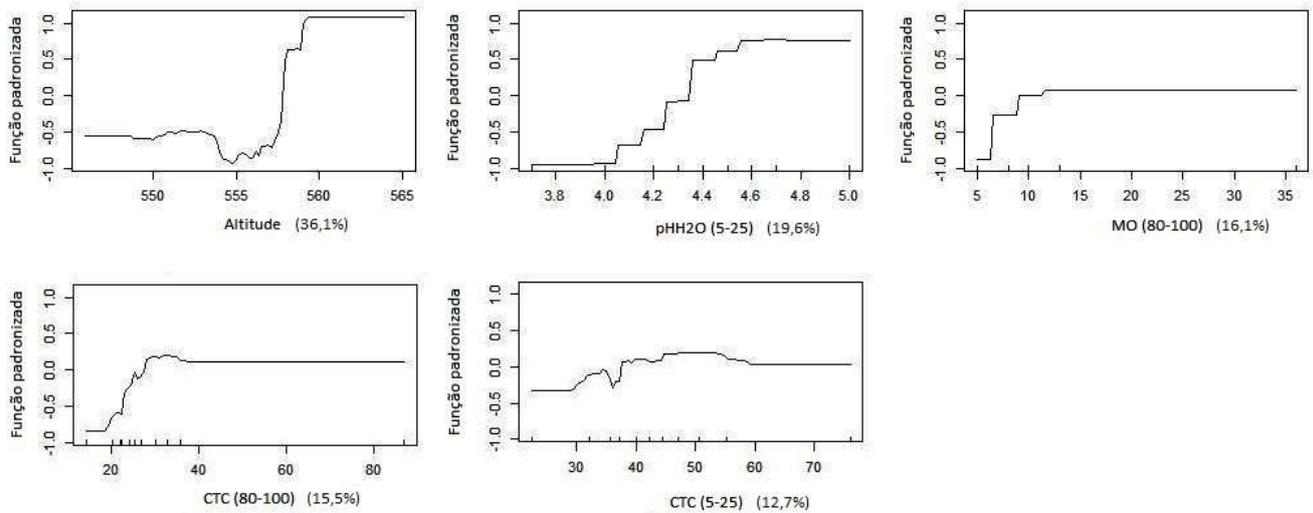


Figura 3 - Gráficos de dependência parcial das variáveis de solo e topográficas, do modelo de árvores de regressão ampliadas, obtido para *Tapirira guianensis* da Estação Ecológica de Assis

3.4 Discussão

Nas unidades fitogeográficas estudadas apenas nove espécies arbóreas ocorreram em mais de uma área de estudo com densidade superior a 30 indivíduos.ha⁻¹, podendo ser consideradas de ampla distribuição. Isto por que, nas florestas tropicais em geral, algumas espécies compõem a maior parte da comunidade em termos de abundância ou biomassa. Todas as demais espécies presentes constituem a maior parte da biodiversidade, mas elas são muito menos abundantes e até mesmo raramente presentes, sendo sua composição extremamente variável (GROENENDAEL, EHRLÉN, SVENSSON, 2000; KAGEYAMA, GANDARA, 2004; SUGIYAMA, 1998; LIMA et al., 2011; DURIGAN et al., 2012; PINHEIRO, DURIGAN, 2012).

Os limites ecológicos que controlam a distribuição das espécies em formações florestais são um resultado de uma interação complexa entre múltiplos fatores, tais como as características ambientais, as características das plantas, as interações bióticas e os processos demográficos, evidenciados na teoria neutra de Hubell (2001) (LIN et al., 2011, HOFFMANN et al., 2012). Portanto, ao se tratar de comunidades naturais, os modelos de predição de ocorrência são de difícil ajuste, pois não são capazes de captar todos estes fatores que influenciam a presença das espécies. Neste estudo, por exemplo, apenas para *T. guianensis* foi possível estabelecer um modelo de ocorrência com uma precisão superior a 80% (ROC=0,87). Para a maioria das espécies, cujas presenças se associaram com as variáveis de solo e topográficas, a precisão dos modelos foi de cerca de 60%. Ou seja, embora o solo e a topografia não sejam os únicos fatores envolvidos na ocorrência destas espécies, foram os que maior contribuíram. Por outro lado, para *Croton floribundus* na EEC, *Inga marginata* no

PECB e *Ormosia arborea* no PEIC as variáveis de solo e topográficas não se associaram, no modelo BRT proposto, a presença destas espécies. Ou seja, a presença destas espécies nas respectivas áreas citadas depende de outros fatores tal como o regime de luz, fator de grande influência no estabelecimento de espécies pioneiras como *C. floribundus* e *I. marginata* (RODRIGUES, 1999, GANDOLFI, 2000, VIANI; RODRIGUES, 2007).

Analisando as variáveis dos solos envolvidas na ocorrência das espécies, observou-se que as variáveis químicas foram utilizadas com maior frequência do que as variáveis texturais. Portanto, a variação do percentual de argila, de silte ou de areia entre as subparcelas, não diferenciou ambientes preferenciais para o esbecimento da maioria das espécies analisadas. Possivelmente, este resultado seja devido a grande homogeneidade textural entre as subparcelas, em cada área de estudo, evidenciada no desvio padrão.

Para a maioria das espécies vegetais é, principalmente, na camada superficial dos solos que ocorre a absorção de água e íons, devido a maior concentração de raízes finas (PERSSON, 1980; EHRENFELD; KALDOR; PARMELEE, 1992, FREITAS; BARROSO; CARNEIRO, 2008). Por isso, nos modelos estabelecidos, a ocorrência das espécies se associou com maior frequência aos atributos das camadas superficiais (0-5 cm e 5-25 cm) dos solos. No entanto, para a Savana Florestada (EEA) e a Floresta Ombrófila Densa Submontana de Terras Baixas (PEIC), a capacidade de troca catiônica, na camada profunda (80-100 cm), foi um importante fator associado à ocorrência das espécies. Na EEA, maior CTC (80-100 cm) implica em maior teor de cálcio e soma de bases. Nesta área, a fertilidade desta camada pode exercer influência sobre a ocorrência das espécies, possivelmente, devido ao sistema radicular. Árvores de formações savânicas, geralmente, possuem raízes profundas que, além de absorver água (FRANCO, 2008), podem estar envolvidas na absorção de nutrientes (BOND 2010, WIGLEY et al., 2013, VOURLITIS et al., 2014). No PEIC, a CTC (80-100 cm) esteve associada com a ocorrência da maior parte das espécies. Nesta área, a CTC se correlacionou, positivamente, com conteúdo de matéria orgânica e teor de alumínio. Isto por que, a matéria orgânica contribui para o aumento da CTC e, neste tipo de solo (Espodosolos), a matéria orgânica da camada superficial se complexa com o alumínio, deslocando-o para as camadas inferiores (CIOTTA et al., 2004, NOVAIS; MELLO, 2007). Assim, os teores de alumínio na camada profunda podem indicar o deslocamento deste elemento no perfil e, portanto, refletir seu teor em camadas superficiais. Entretanto, não foi observada correlação dos teores de alumínio entre as camadas analisadas, o que não invalida a possibilidade de existência de um gradiente decrescente. Neste sentido, sugere-se que maiores valores de CTC na camada de 80-100 cm podem estar associados a menores teores de alumínio nas

camadas superficiais e vice-versa. Portanto, a CTC na camada profunda seria um importante preditor da ocorrência de espécies no PEIC, possivelmente, por refletir o teor de alumínio nas camadas superficiais, uma vez que as raízes das plantas nesta unidade fitogeográfica são pouco desenvolvidas em profundidade (BONILHA et al., 2012).

Nos parágrafos a seguir é discutida a tendência, em termos de solos, quanto à ocorrência das espécies, visando identificar as variáveis que caracterizam o nicho edáfico. A topografia, embora tenha sido um importante fator nos modelos de predição, será tratada separadamente, visto que seus parâmetros têm influências diferentes conforme a unidade fitogeográfica considerada.

Amaioua intermedia tendeu a ocorrer em solos mais pobres em fertilidade em ambas as áreas que ocorre (PEIC e EEA), considerando a matéria orgânica, o cálcio, o potássio e a CTC. No PEIC, a ocorrência de *A. intermedia* pode ter sido limitada pelos teores de alumínio na camada não amostrada, visto sua maior ocorrência em áreas com maior CTC e, portanto, maior teor de alumínio em camadas profundas.

Casearia sylvestris se associou a solos com maior fertilidade, em ambas as áreas que ocorre (PECB e EEC), considerando os parâmetros cálcio, matéria orgânica, magnésio, potássio e CTC. Na EEC, embora a presença de *C. sylvestris* tenha se associado a menores teores de cálcio, nesta área o teor deste elemento é maior do que no PECB, onde existem apenas três subparcelas com teor superior a 100 mmol/dm³. Além disso, na EEC a presença de *C. sylvestris* também se associou a maiores teores de potássio, o qual compete com o cálcio na CTC. Em relação ao pH, esta espécie possivelmente tenha preferência por solos com maior pH, visto a correlação positiva na EEC (5,93±0,5), mas tolere solos mais ácidos como do PECB (3,98±0,25).

Garcinia gardneriana, em ambas as áreas analisadas (PEIC e PECB) esteve associada a solos mais férteis, considerando a CTC, o conteúdo de matéria orgânica e o maior teor de alumínio na camada profunda do PEIC. No entanto, possivelmente, esta espécie seja tolerante ao alumínio, visto que sua ocorrência se associou a maior saturação de Al (m%) (0-5 cm) no PEIC e a menores teores de Ca (5- 25 cm) no PECB, o qual também reflete maior m% (5-25 cm) ($r = - 0,66$).

Heisteria silvianii demonstrou clara tolerância ao alumínio, visto que em ambas as áreas (PEIC e PECB) a presença desta espécie esteve relacionada à maior saturação por alumínio. No PEIC, esta espécie tendeu a ocorrer em áreas com baixo pH e menor CTC (80-100 cm) que, conforme discutido anteriormente, possivelmente refletem maior teor de alumínio nas camadas superiores. No PECB, embora a presença da espécie aumente com a

CTC (5-25 cm), os resultados indicam que este fator está maior relacionado com os teores de alumínio no solo.

Para *Jacaranda puberula* não foi possível estabelecer tendências gerais, em relação aos fatores de solo, para comparar sua ocorrência em ambas as áreas (PEIC e PECB). No PEIC, a espécie apresentou tolerância ao alumínio. No PECB, a ocorrência de *J. puberula* foi associada, principalmente à topografia. Em relação ao solo desta área, a espécie se associou a áreas com maiores teores de fósforo e sódio, os quais se correlacionam com maior soma de bases e, portanto, com uma maior fertilidade. Na maior parte desta área (98%), os teores de sódio não atingem as concentrações de toxicidade ($> 3,0 \text{ mmol/dm}^3$), que podem limitar a absorção de água pelos vegetais de maneira crescente (FREIRE; FREIRE, 2007).

Maytenus gonoclada foi a única espécie analisada em três formações florestais (PEIC, PECB, EEA). No PEIC e no PECB, esta espécie apresentou diferença quanto à tolerância ao alumínio. No PECB, embora o teor médio de alumínio na camada superficial (0-5 cm) tenha sido superior ao do PEIC, *M. gonoclada* tendeu a ocorrer em áreas com maior saturação por este elemento (m). Na EEA, a topografia foi a principal variável associada à ocorrência desta espécie, contribuindo com mais que 60% no modelo de predição. Em relação ao solo desta área, a presença de *M. gonoclada* foi indiferente ao alumínio.

Myrcia multiflora teve sua presença associada a áreas com maior teor de nutrientes na camada (5-25 cm) do PEIC e da EEA, considerando a matéria orgânica, a CTC, o sódio e suas correlações positivas com a soma de bases. Para a camada de 0-5 cm, a espécie se associou a áreas mais pobres do PEIC, em termos de cálcio e magnésio, e mais férteis da EEA. No entanto, a concentração de nutrientes no PEIC é consideravelmente maior do que na EEA, assim áreas mais pobres do PEIC podem ser as áreas mais férteis da EEA.

Pera glabrata mostrou tolerância ao alumínio no PEIC e na EEA, considerando a saturação por Al (m%) (0-25 cm) no PEIC e o cálcio (5-25 cm) na EEA, cujos menores teores se correlacionaram a um maior m%. No entanto a ocorrência *P. glabrata* no PEIC pode ser limitada pelo alumínio na camada não amostrada (25- 80 cm), pois sua presença se associou a maior CTC na camada profunda, que pode refletir menor conteúdo de alumínio na superfície. Na EEA, considerando a CTC e o potássio, esta espécie tendeu a ocorrer em áreas com maior concentração de nutrientes. Nesta área a CTC (2-25 cm) se correlacionou com maiores teores de nutrientes (Ca, K, Mg) e o potássio (80-100) teve forte correlação ($r > 0,9$) com a soma de bases na camada de 5-25 cm.

Tapirira guianensis teve sua presença relacionada com áreas de menor fertilidade no PEIC e maior fertilidade na EEA, considerando a CTC em ambas as áreas. No entanto, deve

se considerar o maior teor de nutrientes no PEIC. Na EEA, é possível que esta espécie explore os nutrientes presentes na camada profunda do solo, devido sua associação com a CTC e a matéria orgânica desta camada.

A topografia de cada ecossistema, utilizada em quase todos os modelos de predição de ocorrência das espécies, é um fator de formação dos solos de grande influência na microescala. De modo geral, a topografia influencia o conteúdo de matéria orgânica e a disponibilidade de água e nutrientes (GALLANT, WILSON, 2000; SCHWANGHARTA, JARMERB, 2011). A principal variável topográfica dos modelos de ocorrência estabelecidos foi altitude, a qual exerce diferentes influências em cada área analisada. Na Floresta Ombrófila Densa de Terras Baixas (PEIC), a altitude deve ser associada ao padrão de alagamento que ocorre nas zonas mais baixas. Na Floresta Estacional Semidecidual (EEC), o relevo foi relacionado com a pedologia, sendo que as zonas mais elevadas foram correlacionadas a solos mais argilosos. Na Savana Florestada (EEA), as regiões de baixada apresentaram drenagem deficiente (JUHÁSZ et al., 2006). A declividade, por outro lado, foi uma variável particularmente importante apenas na Floresta Ombrófila Densa Submontana (PECB), pois o relevo é altamente acidentado e, assim, proporciona grande heterogeneidade de habitat.

Nas diferentes unidades fitogeográficas foi possível, portanto, identificar as características do habitat, em relação ao solo, em que as espécies se estabeleceram, contabilizando, também, a influência da topografia. As tendências gerais observadas neste estudo, tal como a ocorrência em solos menos férteis ou a tolerância ao alumínio, não implicam, no entanto, que os exemplares de uma mesma espécie com uma mesma tendência de comportamento edáfico, em diferentes áreas, não tenham diferentes descritores de nicho restrito. *Amaioua intermedia*, por exemplo, tendeu a ocorrer em solos com menor fertilidade no PEIC e na EEA, no entanto as áreas não se equivalem quanto aos teores de bases, sendo muito maiores no PEIC. Além disso, a dinâmica da água, nas duas unidades fitogeográficas, é completamente diferente. Ou seja, a espécie apresentou particularidades em relação a sua associação com o solo de cada fitofisionomia. Por outro lado, para outras espécies as diferenças edáficas, associadas a ocorrência das mesmas, ficaram evidentes, tal como a tolerância ao alumínio de *Maytenus gonoclada* no PECB e no PEIC.

3.5 Conclusão

A partir de características dos solos e da topografia foi possível prever a presença de espécies arbóreas, que apresentaram particularidades em relação a sua associação com o solo de cada fitofisionomia.

Referências

- ARCHIBALD, S.; BOND, W.J. Growing tall vs growing wide: tree architecture and allometry of *Acacia karroo* in forest, savanna, and arid environments. **Oikos**, Buenos Aires, v. 102, n. 1, p. 3-14, July. 2003.
- BAIS, H.P.; WEIR, T.L.; PERRY, L.G.; GILROY, S.; VIVANCO, J.M. The role of root exudates in rhizosphere interactions with plants and other organisms. **Annual Review of Plant Biology**, Palo Alto, v. 57, p. 233–266, 2006.
- BERENDSE, F. Interspecific competition and niche differentiation between *Plantago lanceolata* and *Anthoxanthum odoratum* in a natural hayfield. **Journal of Ecology**, Oxford, v. 71, p. 379–390, 1983.
- BEVER, J.D.; DICKIE, I.A.; FACELLI, E.; FACELLI, J.M.; KLIRONOMOS, J.; MOORA, M.; RILLIG, M.C.; STOCK, W.D.; TIBBETT, M.; ZOBEL, M. Rooting theories of plant community ecology in microbial interactions. **Trends in Ecology and Evolution**, Amsterdam, v. 25, p. 468-478, 2010.
- BOND, W.J. Do nutrient-poor soils inhibit development of forests?: a nutrient stock analysis. **Plant and Soil**, Hague, v. 334, p. 47–60, 2010.
- BONILHA, R.M.; CASAGRANDE, J.C.; SOARES, M.R.; REIS-DUARTE, R.M. Characterization of the soil fertility and root system of restinga forests. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 36, n. 6, p. 1804-1813, nov./dez. 2012.
- BRANCALION, P.H.S.; RODRIGUES, R.R.; GANDOLFI, S.; KAGEYAMA, P.Y.; NAVE, A.G.; GANDARA, F.B.; BARBOSA, L.M.; TABARELLI, M. Instrumentos legais podem contribuir para a restauração de florestas tropicais biodiversas. **Revista Árvore**, Viçosa, v. 34, n. 3, p. 455-470, maio./jun. 2010.
- CAMARGO, J.C.G.; PINTO, S.A.F.; TROPPEMAIR, H. **Estudo fitogeográfico e ecológico da bacia hidrográfica paulista do Rio da Ribeira**. São Paulo: Universidade de São Paulo, Instituto de Geografia, 1972. 30 p.
- CAPRETZ, R.L.; BATISTA, J.L.F.; SOTOMAYOR, J.F.M.; CUNHA, C.R.; NICOLETTI, M.F.; RODRIGUES, R.R. Padrão espacial de quatro formações florestais do Estado de São Paulo, através da função k de Ripley. **Ciência Florestal**, Santa Maria, v. 22, n. 3, p. 551-565, jul./set. 2012.
- CHAGAS, C.S.; FERNANDES FILHO, E.I.; BHERING, S.B. Relação entre atributos do terreno, material de origem e solos em uma área no noroeste do Estado do Rio de Janeiro. **Sociedade e Natureza**, Uberlândia, v. 25, n. 1, p. 147-162, jan/abr. 2013.

CHAZDON, R.L.; CHAO, A.; COLWELL, R.K.; LIN, S.; NORDEN, N.; LETCHER, S.G.; CLARK, D. B.; FINEGAN, B.; ARROYO, J. P. A novel statistical method for classifying habitat generalists and specialists. **Ecology**, Tempe, v. 92, n. 6, p. 1332–1343, 2011.

CIOTTA, M.N.; BAYER, C.; ERNANI, P.R.; FONTOURA, S.M.V.; WOBETO, C. & ALBUQUERQUE, J.A. Manejo da calagem e os componentes da acidez de Latossolos Bruno em plantio direto. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 28, n. 317-326, mar/abr. 2004.

COOPER, M.; MEDEIROS, J.C.; ROSA, J.D.; SORIA, J.E.; TOMA, R.S. Soil functioning in a toposequence under rainforest in São Paulo, Brazil. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 37, n. 2, p. 392-399, mar./abr. 2013.

CLAUSET, L.R.; SOARES, D. **Paisagem Paulista: áreas protegidas**. São Paulo: Empresa das Artes, 1999. 185 p.

CLOBERT, J.; DANCHIN, E.; DHONDT, A.A.; NICHOLS, J.D. **Dispersal**. New York: Oxford University Press, 2001. 452 p.

COLLINS, S.L.; KLAHR, S.C. Tree dispersion in oak-dominated forests along an environmental gradient. **Oecologia**, Berlin, v.86, p.471-477, May 1991.

DESTEFANI, A.C.C.; SANTOS, E.A.; MARIN, F.R.; PARDI, M.M.; MUNIZ, M.R.A.; SENTELHAS, P.C.; LIMA, R.A.F.; GANDOLFI, S. Clima. In: RODRIGUES, R.R. (Org.). **Parcelas permanentes em 40 ha de florestas do Estado de São Paulo: uma experiência multidisciplinar (4º Relatório Científico) - Programa BIOTA/FAPESP. 2006. Parte II – Fatores abióticos**. Disponível em: <http://lerf.eco.br/downloads/parcelas_permanentes_-_4o_relatorio_tematico_do_projeto_parcelas_permanentes.pdf>. Acesso em: 23 fev. 2015.

DOMINGUES, E.N.; SILVA, D.A. Geomorfologia do Parque Estadual de Carlos Botelho (SP). **Boletim Técnico do Instituto Florestal**, São Paulo, n. 42, p. 71-105. 1988.

DUBUIS, A.; GIOVANETTINA, S.; PELLISSIER, L.; POTTIER, J.; VITTOZ, P.; GUISAN, A. Improving the prediction of plant species distribution and community composition by adding edaphic to topo-climatic variables. **Journal of Vegetation Science**, Knivsta, v. 24, n. 4, p. 593–606, July 2013.

DURIGAN, G.; FRANCO, G.A.D.C.; SAITO, M.; BAITELLO, J.B. Estrutura e diversidade do componente arbóreo da floresta na Estação Ecológica dos Caetetus, Gália, SP. **Revista Brasileira de Botânica**, São Paulo, v.23, n. 4, p. 371-383, dez. 2000.

ELITH, J.; LEATHWICK, J.R.; HASTIE, T. A working guide to boosted regression trees. **Journal of Animal Ecology**, Oxford, v. 77, n. 4, p. 802–813, July 2008.

EMBRAPA. Centro Nacional de Pesquisa de Solos. **Manual de métodos de análise de solos**. 2 ed. rev. e atual. Rio de Janeiro: EMBRAPA, 1997. 212 p.

_____. **Sistema brasileiro de classificação de solos**. Brasília: Embrapa Produção de Informação, 1999. 412 p.

ETTEMA, C.H.; WARDLE, D.A. Spatial soil ecology. **Trends in Ecology and Evolution**, Amsterdam, v. 17, n. 4, p. 177-183, Apr. 2002.

FLUERY, M.; SILLA, F.; RODRIGUES, R.R.; COUTO, H.T.Z.; GALETTI, M. Seedling fate across different habitats: the effects of herbivory and soil fertility. **Basic and Applied Ecology**, Jena, 2014. In Press.

FOSTER, R.B. Soil nutrients influence spatial distributions of tropical tree species. **Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America**, Boston, v. 104, n. 3, p. 864-869, Jan. 2007.

FRANCO, A.C. Plant adaptations to rainfall seasonality in the savannas of central Brazil. In: International Commission on Tropical Biology and Natural Resources (Ed). **Encyclopedia of life support systems: Tropical Biology and Conservation Management**. Oxford: Eolss Publishers, 2008. p. 28-44.

FREIRE, M. B. G. S.; FREIRE, F. J. Fertilidade do solo e seu manejo em solos afetados por sais. In: NOVAIS, R. F.; ALVAREZ, V. V. H.; BARROS, N. F.; FONTES, R. L. F.; CANTARUTTI, R. B.; NEVES, J. C. L. (Ed.). **Fertilidade do solo**. Viçosa: SBCS, 2007. cap. 16, p. 929-954.

FRIEDMAN, J. H.; MEULMAN, J. J. Multiple additive regression trees with application in epidemiology. **Statistics in Medicine**, New York, v. 22, p. 1365–1381, 2003.

FREITAS, T.A.S.; BARROSO, D. G.; CARNEIRO, J.G.A. Dinâmica de raízes de espécies arbóreas: visão da literatura. **Ciência Florestal**, Santa Maria, v. 18, n. 1, p. 133-142, jan./mar. 2008.

FURTINI-NETO, A.E.; SIQUEIRA, J.O.; CURI, N.; MOREIRA, F.M.S. Fertilização em reflorestamento com espécies nativas. In: GONÇALVES, J.L.M.; BENEDETTI, V. (Ed.). **Nutrição e fertilização florestal**. Piracicaba: IPEF, 2000. p. 351-383.

FUTUYMA, D.J.; MORENO, G. The evolution of ecological specialization. **Annual Review of Ecology and Systematics**, Palo Alto, v. 19, p. 207-233, 1988.

EHRENFELD, J.G.; KALDOR, E.; PARMELEE, R.W. **Canadian Journal of Forest Research**, Ottawa, v. 22, n. 12, p. 1929-1936, Dec. 1992.

GALLANT, J.C.; WILSON, J.P. Primary topographic attributes. In: WILSON, J.P.; GALLANT, J.C. (Ed.). **Terrain analysis: principles and applications**. New York: John Wiley, 2000. p. 51-85.

GANDOLFI, S.; LEITÃO FILHO, H.F.; BEZERRA, C.L.F. Levantamento florístico e caráter sucessional das espécies arbustivo-arbóreas de uma floresta semidecídua no município de Guarulhos, SP. **Revista Brasileira de Biologia**, Rio de Janeiro, v. 55, p. 753-767. nov. 1995.

GANDOLFI, S. **História natural de uma Floresta Estacional Semidecidual no município de Campinas (São Paulo, Brasil)**. 2000. 520p. Tese (Doutorado em Biologia Vegetal) – Instituto de Biologia, Universidade Estadual de Campinas. Campinas, 2000.

GOMES, F.H.; VIDAL-TORRADO, P.; MACÍAS, F.; GHERARDI, B.; PEREZ, X.L.O. Solos sob vegetação de restinga na Ilha do Cardoso (SP): I- caracterização e classificação. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 31, n. 6, p. 1563-1580, nov./dez. 2007.

GRAU, H.R. Regeneration patterns of *Cedrela lilloi* (Meliaceae) in northwestern Argentina subtropical montane forests. **Journal of Tropical Ecology**, Cambridge, v.16, n. 2, p.227-242, Mar. 2000.

GROENENDAEL, J.V.; EHRLÉN, J.; SVENSSON, B.M. Dispersal and persistence: population processes and community dynamics. **Folia Geobotanica**, Praha, v. 35, p. 107-114, June 2000.

HALL, P.; WALKER, S.; BAWA, K. Effect of forest fragmentation on genetic diversity and mating system in a tropical tree, *Pithecellobium elegans*. **Conservation Biology**, Boston, v. 10, n. 3, June. 1996.

HASTIE, T.; TIBSHIRANI, R.; FRIEDMAN, J. H. **The Elements of Statistical Learning: Data Mining, Inference, and Prediction**. New York: Springer-Verlag, 2009, 763 p.
HASTIE, T., TIBSHIRANI, R.; FRIEDMAN, J.H. The elements of statistical learning: data mining, inference, and prediction. 1 ed. New York: Springer-Verlag, 2001.

HAY, J.D.; BIZERRIL, M.; CALOURO, A.M.; COSTA, E.M.N.; FERREIRA, A.A.; GASTAL, M.L.A.; GOES-JÚNIOR, C.D.; MANZAN, D.J.; MARTINS, C.R.; MONTEIRO, J.M.G.; OLIVEIRA, S.A.; RODRIGUES, M.C.M.; SEYFFARTH, J.A.S.; WALTER, B.M.T. Comparação do padrão espacial em escalas diferentes de espécies nativas do cerrado, em Brasília, DF. **Revista Brasileira de Botânica**, São Paulo, v. 23, p. 341-347, Sept. 2000.

HIGUCHI, P.; SILVA, A.C.; AGUIAR, M.D.; MAFRA, A.L.; NEGRINI, M.; ZECH, D.F. Partição espacial de espécies arbóreas em função da drenagem do solo em um fragmento de floresta com araucária no sul do Brasil. **Ciência Florestal**, Santa Maria, v. 24, n. 2, p. 421-429, abr./jun. 2014.

HOFFMANN, W.A., GEIGER, E.L., GOTSCH, S.G., ROSSATTO, D.R., SILVA, L.C.R., LAU, O.L., HARIDASAN, M., FRANCO, A.C. Ecological thresholds at the savanna-forest boundary: how plant traits, resources and fire govern the distribution of tropical biomes. **Ecology Letters**, Oxford, v. 15, n. 7, p. 759–768, July. 2012.

HOLL, K. D. Oldfield vegetation succession in the neotropics. In: CRAMER, V.A.; HOBBS, R.J. (Ed.). **Old fields: dynamic and restoration of abandoned farmland**. Washington: Island Press, 2007. p. 93–117.

HUBBELL, S.P. **The unified neutral theory of biodiversity and biogeography**. Princeton: Princeton University Press, 2001. 375 p.

HUTCHINSON, G.E. "Concluding remarks". Cold spring harbor symposia on quantitative. **Biology**, v. 22, n. 2, p. 415–427, 1957.

JOHN, R.; DALLING, J.W.; HARMS, K.E.; YAVITT, J.B.; STALLARD, R.F.; MIRABELLO, M.; HUBBELL, S.P.; VALENCIA, R.; NAVARRETE, H.; VALLEJO, M. Soil nutrients influence spatial distributions of tropical tree species. **Proceedings of the**

National Academy of Sciences of the United States of America, Boston, v. 104, n. 3, p. 864- 869, Jan. 2007.

JUHÁSZ, C.E.P.; CURSI, P.R.; COOPER, M.; OLIVEIRA, T.C.; RODRIGUES, R.R. Dinâmica físico-hídrica de uma topossequência de solos sob Savana Florestada (Cerradão) em Assis, SP. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 30, n. 3, May/June. 2006.

KAGEYAMA, P; GANDARA, F.B. Recuperação de áreas ciliares. In: RODRIGUES, R.R.; LEITAO-FILHO, H.F. (Ed.). **Matas ciliares**. São Paulo: EDUSP; FAPESP, 2004. cap. 15.2, p. 249-269.

KÖPPEN, W. **Climatologia**: con un estudio de los climas de la tierra. México: Fondo de Cultura Econômica, 1948. 479 p.

KROON, H.; HENDRIKS, M.; VAN RUIJVEN, J.; RAVENEK, J.; PADILLA, F.M.; JONGEJANS, E.; VISSER, E.J.W.; MOMMER, L. Root responses to nutrients and soil biota: drivers of species coexistence and ecosystem productivity. **Journal of Ecology**, Oxford, v. 100, n. 1, p. 6-15, 2012.

LIMA, R.A.F.; DITTRICH, V.A.O.; SOUZA, V.C.; SALINO, A.; BREIER, T.B.; AGUIAR, O.T. Flora vascular do Parque Estadual Carlos Botelho, São Paulo, Brasil. **Biota Neotropica**, Campinas, v. 11, n. 4, p. 174-215, 2011.

LIN, Y.; CHANG, L.; YANG, K.; WANG, H.; SUN, I. Point patterns of tree distribution determined by habitat heterogeneity and dispersal limitation. **Oecologia**, Berlin, v. 165, n. 1, p. 175-184, July 2011.

LINDENMAYER, D.; FISHER, J. **Habitat fragmentation and landscape change**: an ecological and conservation synthesis. Washington: Island Press, 2006. 352 p.

MAIORANO, L.; CHEDDADI, R.; ZIMMERMANN, N.E.; PELLISSIER, L.; PETITPIERRE, B.; POTTIER, J.; LABORDE, H.; HURDU, B.I.; PEARMAN, P.B.; PSOMAS, A.; SINGARAYER, J.S.; BROENNIMANN, O.; VITTOZ, P.; DUBUIS, A.; EDWARDS, M.E.; BINNEY, H.A.; GUISAN, A. Building the niche through time: using 13,000 years of data to predict the effects of climate change on three tree species in Europe. **Global Ecology and Biogeography**, Oxford, v. 22, n. 3, p. 302-317, Mar. 2013.

MAMOLOS, A.P.; ELISSEOU, G.K.; VERESOGLOU, D.S. Depth of root activity of coexisting grassland species in relation to N and P additions, measured using nonradioactive tracers. **Journal of Ecology**, Oxford, v. 83, p. 643-652, 1995.

MANEL; S.; HOLDEREGGER, R. Ten years of landscape genetics. **Trends in Ecology and Evolution**, Amsterdam, v. 28, n. 10, p. 614-621, Oct. 2013.

MARQUET, P.A. Beyond Darwin: on the role of niche construction and self-organization in evolution. **Revista Chilena de Historia Natural**, Santiago do Chile, v. 82, p. 493-496, dic. 2009.

MATTOS, I.F.A. ROSSI, M., SILVA, D.A.; PFEIFER, R.M. Levantamento do meio biofísico e avaliação da fragilidade do ecossistema na Estação Ecológica dos Caetetus, SP. **Sociedade e Natureza**, Uberlândia, v. 15, p. 388-393, 1996.

- MELO, M.R.F.; MANTOVANI, W. Composição florística e estrutura fitossociológica da mata atlântica de encosta na Ilha do Cardoso (Cananéia, SP, Brasil). **Boletim do Instituto de Botânica**, São Paulo, v. 9, p. 107-158, 1994.
- MCKANE, R.B., JOHNSON, L.C., SHAVER, G.R., NADELHOFFER, K.J., RASTETTER, E.B., FRY, B., GIBLIN, A.E., KIELLAND, K., KWIATKOWSKI, B.L., LAUNDRE, J.A.; MURRAY, G. Resource-based niches provide a basis for plant species diversity and dominance in arctic tundra. **Nature**, London, v. 415, p. 68-71, 2002.
- MIRANDA, T.M.; HANAZAKI, N. Conhecimento e uso de recursos vegetais de restinga por comunidades das ilhas do Cardoso (SP) e de Santa Catarina (SC), Brasil. **Acta Botânica Brasilica**, Porto Alegre, v. 22, n. 1, p. 203-215, jan./mar. 2008.
- MOREIRA, C.M. **Avaliação de métodos fitossociológicos através de simulações de amostragens numa parcela permanente de cerrado, na Estação Ecológica de Assis, SP**. 2007. 68 p. Dissertação (Mestrado em Recursos Florestais) – Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2007.
- MOTA, S.L.L.; PEREIRA, I.M.; MACHADO, E.L.M.; OLIVEIRA, M.L.R.; JOSIANE SILVA BRUZINGA, J.S.; FARNEZI, M.M.M.; MEIRA JUNIOR, M.S. Influência dos afloramentos rochosos sobre a comunidade lenhosa no cerrado stricto sensu. **Floresta e Ambiente**, Seropédica, v. 21, n. 1, p. 8-18, jan./mar. 2014.
- NEGREIROS, O.C. **Características fitossociológicas de uma floresta latifoliada pluviosa tropical visando ao manejo do palmito, *Euterpe edulis* Mart.** 1982. 104 p. Dissertação (Mestrado em Recursos Florestais) - Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo, São Paulo, 1982.
- NICOLIS, G.; NICOLIS, C. **Foundation of complex systems: nonlinear dynamics, spatial physics, information and prediction**. Singapore: World Scientific, 2007. 343 p.
- NICOTRA, A.B.; ATKIN, O.K.; BONSER, S.P.; DAVIDSON, A.M.; FINNEGAN, E.J.; MATHESIUS, U.; POOT, P.; PURUGGANAN, M.D.; RICHARDS, C.L.; VALLADARES, F.; VAN KLEUNEN, M. Plant phenotypic plasticity in a changing climate. **Trends in Plant Science**, Oxford, v. 15, n. 12, Dec. 2010.
- NOVAIS, R.F.; MELLO, J.W.V. Relação solo-planta. In: NOVAIS, R.F.; ALVAREZ V.H.; BARROS, N.F.; FONTES, R.F.F.; CANTARUTTI, R.B.; NEVES, J.C.L. (Ed). **Fertilidade do solo**. Viçosa: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 2007, p. 133-177.
- PARRISH, J.A.D.; BAZZAZ, F.A. Underground niche separation in successional plants. **Ecology**, Durham, v. 57, p. 1281–1288, 1976.
- PERSSON, H. Spatial distribution of fine-root growth, mortality and decomposition in a young scots pine stand in Central Sweden. **Oikos**, Copenhagen, v. 34, n. 1, p. 77-87, 1980.
- PEZZUTTI, R.V.; SCHUMACHER, M.V.; HOPPE, J.M. Crescimento de mudas de *Eucalyptus globulus* em resposta à fertilização NPK. **Ciência Florestal**, Santa Maria, v. 9, n. 2, p. 117-125, 1999.

PINHEIRO, E.S.; DURIGAN, G. Diferenças florísticas e estruturais entre fitofisionomias do Cerrado em Assis, SP, Brasil. **Revista Árvore**, Viçosa, v. 36, n. 1, p. 181-193, jan./fev. 2012.

PRATI, R.C.; BATISTA, G.E.A.P.A.; MONARD, M.C. Curvas ROC para avaliação de classificadores. **IEEE América Latina**, v. 6, n. 2, 2008.

RAAIJMAKERS, J.M.; PAULITZ, T.C.; STEINBERG, C.; ALABOUVETTE, C.; MOËNNE-LOCCOZ, Y. The rhizosphere: a playground and battlefield for soilborne pathogens and beneficial microorganisms. **Plant and Soil**, The Hague, v. 321, p. 341-361, 2008.

RICKLEFS, R.E. **A economia da natureza**. 5 ed. Rio de Janeiro: Editora Guanabara Koogan, 2003, 503p.

RIDGEWAY, G. **Generalized boosted regression models**. Documentation on the R Package ‘gbm’, version 1.5-7. 2006. Disponível em: <http://www.i-pensieri.com/gregr/gbm.shtml>. Acesso em: 28 de fevereiro de 2015.

RODRIGUES, R.R. **Colonização e enriquecimento de um fragmento florestal urbano após a ocorrência do fogo, Fazenda Santa Eliza, Campinas, SP**: Avaliação temporal da regeneração natural (66 meses) e do crescimento (51 meses) de 30 espécies florestais plantadas em consórcios sucessionais. 1999. 167p. Tese (Livre-Docência na área de Ecologia Aplicada) – Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 1999.

RODRIGUES, R.R. **Diversidade, dinâmica e conservação em florestas do Estado de São Paulo: 40 ha de parcelas permanentes**. (4º Relatório Científico). Projeto Temático - Programa BIOTA/FAPESP. 2006. Disponível em: http://lerf.eco.br/downloads/parcelas_permanentes_-_4o_relatorio_tematico_do_projeto_parcelas_permanentes.pdf. Acesso em: 23 fev. 2015.

RODRIGUES, R.R.; SHEPHERD, G.J. Fatores condicionadores de matas ciliares. In: RODRIGUES, R.R.; H.F.; LEITÃO-FILHO, H.F. (Ed.). **Matas ciliares: uma abordagem interdisciplinar**. São Paulo: EDUSP, 2004. p. 101-107.

RODRIGUES, R.R.; GANDOLFI, S.; NAVE, A.G.; ATTANASIO, C.M. Atividades de adequação ambiental e restauração florestal do LERF/ESALQ/USP. **Pesquisa Florestal Brasileira**, Colombo, n. 55, p. 7-21, jul./dez. 2007.

SALIS, S.M.; SHEPHERD, G.J.; JOLY, C.A. Floristic comparison on mesophytic semideciduous forest of the interior of the state of São Paulo, Southeast of Brazil. **Vegetatio**, Dordrecht, v. 119, p. 155-164, Aug. 1995.

SANTOS, B.M. **Dinâmica da regeneração de clareiras naturais na Floresta de Restinga na Ilha do Cardoso, Cananéia/SP**. 2007. 87 p. Dissertação (Mestrado em Recursos Florestais) – Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2007.

SCARANO, F.R.; RIBEIRO, K.T.; MORAES, L.F.D.; LIMA, H.C. Plant establishment on flooded and unflooded patches of a freshwater swamp forest in southeastern Brazil. **Journal of Tropical Ecology**, Cambridge, v. 13, n. 6, p. 793-803, 1997.

SCHAPIRE, R. The boosting approach to machine learning – an overview. In: **MSRI Workshop on Nonlinear Estimation and Classification**. 2002. DENISON, D.D.M.H.; HANSEN, C.; HOLMES, B; MALLICK; B.Y. (Eds.). New York: Springer, 2003. p. 1-23.

SCHWANGHARTA, W.; JARMERB, T. Linking spatial patterns of soil organic carbon to topography - A case study from south-eastern Spain. **Geomorphology**, Amsterdam, v. 126, n. 1/2, p. 252-263, Mar. 2011.

SOBERÓN, J. M. Niche and area of distribution modeling: a population ecology perspective. **Ecography**, Copenhagen, v. 33, p. 159-167, 2010.

SOBERÓN, J.; PETERSON, A.T. Interpretation of models of fundamental ecological niches and species distributional areas. **Biodiversity Informatics**, Kansas, v. 2, p. 1-10, 2005.

SUGIYAMA, M. Estudo de florestas da restinga da Ilha do Cardoso, São Paulo, Brasil. **Boletim do Instituto de Botânica**, São Paulo, n. 11, p. 119-159, 1998.

TAYLOR, P.D.; FAHRIG, L.; HENEIN, K.; MERRIAM, G. Connectivity is a vital element of landscape structure. **Oikos**, Buenos Aires, v. 68, p. 571-573, 1993.

TORRES, R.B.; MARTINS, F.R.; KINOSHITA, L.S. Climate, soil and tree flora relationships in forest in the state of São Paulo, southeastern Brasil. **Revista Brasileira de Botânica**, São Paulo, v. 20, p. 41-49, jun. 1997

VAN DAM, N.M. Belowground herbivory and plant defenses. **Annual Review of Ecology Evolution and Systematics**, Palo Alto, v. 40, p. 373–391, 2009.

VIANI, R.A.G.; RODRIGUES, R.R. Sobrevivência em viveiro de mudas de espécies nativas retiradas da regeneração natural de remanescente florestal. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v. 42, n. 8, p. 1067-1075, ago. 2007.

VIDAL-TORRADO, P. Solos. In: RODRIGUES, R.R. (Org.). **Diversidade, dinâmica e conservação em florestas do Estado de São Paulo: 40 ha de parcelas permanentes**. (4º Relatório Científico) - Programa BIOTA/FAPESP. 2006. Parte II – Fatores abióticos. Disponível em: <http://lerf.eco.br/downloads/parcelas_permanentes_-_4o_relatorio_tematico_do_projeto_parcelas_permanentes.pdf>. Acesso em: 23 fev. 2015.

VOURLITIS, L.G.; LOBO, F.A.; PINTO JR, O.B.; ZAPPPIA, A.; DALMAGRO, H.J.; ARRUDA, P.H.Z.; NOGUEIRA, J.S. Variations in aboveground vegetation structure along a nutrient availability gradient in the Brazilian pantanal. **Plant and Soil**, Hague, v. 389, p. 307-321, 2015.

VON FELTEN, S.; HECTOR, A.; BUCHMANN, N.; NIKLAUS, P.A.; SCHMID, B.; SCHERER-LORENZEN, M. Belowground nitrogen partitioning in experimental grassland plant communities of varying species richness. **Ecology**, Durham, v. 90, p. 1389-1399, 2009.

WIGLEY, B.J.; COETSEE, C.; HARTSHORN, A.S.; BOND, W.J. What do ecologists miss by not digging deep enough? Insights and methodological guidelines for assessing soil fertility status in ecological studies. **Acta Oecologica**, Paris, v. 51, p. 17–27, 2013.

WHITMORE, T.C. Canopy gaps and two major groups of forest trees. **Ecology**, Brooklyn, v. 70, n. 3, p. 586-538, 1986.

4 IMPORTÂNCIA DO SOLO E TOPOGRAFIA NO PADRÃO DE DISTRIBUIÇÃO ESPACIAL DE ESPÉCIES ARBÓREAS

Resumo

Este trabalho teve como objetivo responder a seguinte pergunta: existe relação entre o padrão de distribuição espacial de espécies arbóreas e os parâmetros do solo e topografia? O trabalho foi realizado em parcelas alocadas unidades de conservação (UC) que apresentaram trechos representativos, em termos de conservação e tamanho, das quatro principais formações florestais presentes no Estado de São Paulo. Em cada UC foram contabilizados os indivíduos arbóreos ($CAP \geq 15$ cm), topografia, dados de textura e atributos químicos dos solos em uma parcela de 10,24 ha, subdividida em 256 subparcelas. Árvores de regressão “ampliadas” (BRT) foram ajustadas para predição da presença das espécies segundo as variáveis de solo e topografia. O índice de Getis-Ord (G) foi utilizado para determinar a autocorrelação espacial das variáveis abióticas que influenciaram a ocorrência das espécies. A ocorrência de *Guapira opposita* e *Syagrus romanzoffiana*, cujo padrão variou conforme a escala, foram explicadas por variáveis com padrões espaciais agregados que somaram entre 30% e 50% de importância relativa no modelo BRT. A presença de *A. anthelmia*, cujo padrão também apresentou certo nível de agregação, foi associada apenas a uma variável com padrão agregado, a altitude (21%), que pode ter exercido grande influência na distribuição da espécie ao delimitar áreas alagadas. *T. guianensis* se associou a variáveis ambientais preditoras com padrão espacial agregado que somaram cerca de 70% de importância relativa, o que deve ter sido suficiente para estabelecer o padrão agregado em todas as escalas. No entanto, a influência dos fatores ambientais no padrão de distribuição da espécie não depende apenas do ótimo ambiental da espécie, mas um resultado da interação espécie-ambiente. Concluiu-se que a partir de associações descritivas o solo e a topografia influenciam o padrão de distribuição espacial das espécies, na proporção em que contribuem para a presença das mesmas.

Palavras-chave: Árvores de regressão ampliadas; Autocorrelação espacial; Índice de Getis-Ord; Habitat; Florestas Tropicais

Abstract

This study aimed to answer the following question: there is a relation between the spatial distribution pattern of tree species and the soil parameters and topography? The work was carried out in allocated in protected areas (PA) with the main forest formations in terms of conservation and size of the four main forest formations present in the State of São Paulo. In each PA was sampled individual trees, topography, texture data and chemical properties of the soil on a plot of 10.24 ha, subdivided into 256 subplots. Boosted Regression Trees (BRT) were adjusted for predicting the presence of the species according to soil variables and topography. The Getis-Ord index (G) was used to determine the spatial autocorrelation of the abiotic variables that influenced the occurrence of the species. The occurrence of *Guapira opposita* and *Syagrus romanzoffiana*, whose pattern change according to the scale, were explained by variables with aggregated spatial patterns which totaled between 30% and 50% relative importance in the BRT model. The presence of *A. anthelmia*, which pattern also presented certain level of aggregation, was associated only with one variable, the altitude (21%), which may have exerted great influence on the distribution of the species to delineate wetlands. *T. guianensis* was related with the predictive environmental variables with aggregated spatial pattern that totaled to about 70% relative importance, which should have

been enough to establish the aggregate pattern at all scales. However, the influence of environmental factors on the species distribution pattern depends not only on the environmental optimum of the species, but a result of species-environment interaction. We concluded that from descriptive associations soil and topography influence the spatial distribution pattern of the species, to the extent that contribute to the presence of the same.

Keywords: Boosted regression trees; Spatial autocorrelation; Getis-Ord index; Habitat; Tropical Forests

4.1 Introdução

Ao comparar a estrutura e composição de comunidades arbóreas através de diferentes locais, um padrão estatístico surge a partir da análise dos resultados: algumas espécies são encontradas juntas ou separadas com maior frequência do que o esperado. Essas associações positivas e negativas resultam na observação de que a composição de espécies de um local não é apenas uma coleção aleatória de espécies, mas é padronizado, resultando em comunidades de plantas reconhecíveis (GROENENDAEL; EHRLÉN; SVENSSON, 2000; EISENLOHR; OLIVEIRA FILHO, 2014).

As diferenças na estrutura e composição de espécies são repetidas em uma hierarquia de escalas: à escala local, à escala regional e, finalmente, em escala continental. Em uma escala local ou microescala o padrão espacial dos indivíduos de uma população pode se apresentar aleatório, sistemático (ou regular) ou agregado (HAY et al., 2000), sendo este último o mais observado (BORCARD; LEGENDRE; DRAPEAU, 1992; PERRY; DIXON; 2002; CAPRETZ, 2012). Conhecer o padrão espacial das espécies é fundamental para entender como dada espécie explora os recursos disponíveis, a importância de tais recursos, e suas funções no sucesso do estabelecimento e reprodução da espécie (CONDIT et al., 2000; OLIVEIRA et al., 2014).

Dentro dos tipos florestais, diferenças ambientais locais, características biológicas relacionadas com os processos de regeneração, e os eventos estocásticos, podem alterar a composição e o comportamento das espécies em uma pequena escala espacial (MIYAMOTO et al., 2003; RICHARDSON et al., 2014). Nesta escala, a heterogeneidade ambiental está associada aos microsítios que favorecem a germinação e o estabelecimento de espécies vegetais (HUTCHINGS, 1989; BRIGGS, VANDER WALL, JENKINS, 2009; BORN et al., 2015). Isto por que, alguns fatores abióticos que influenciam a germinação das sementes e emergência das plântulas, tais como umidade do solo e disponibilidade de nutrientes, são frequentemente associados com a microtopografia (KOLLMANN, 2000; SCHWARZ;

FAHEY; McCULLOCH; 2003; AIBA; KITAYAMA; TAKYU, 2004; KUBOTA; MURATA; KIKUZAWA, 2004; PALMER, 2005; BORN et al., 2015).

Identificar os fatores que influenciam o padrão espacial das plantas na natureza é de grande importância para o entendimento dos processos ecológicos que atuam sobre a estrutura da distribuição espacial, os quais contribuem para a manutenção da alta diversidade biológica (ILLIAN et al., 2008). Estudos recentes têm avaliado a influência dos fatores abióticos sobre o padrão de distribuição espacial das espécies arbóreas. Zhang et al. (2010) utilizaram uma sobreposição de mapas de posição das espécies e variáveis ambientais para inferir que a elevação e os afloramentos rochosos poderiam ser os dois fatores mais importantes em determinar os padrões observados. Bagchi et al. (2011) contabilizaram a topografia para analisar a influência da densidade de indivíduos, em diferentes estágios de vida, sobre o padrão espacial das espécies. Shen et al. (2013) quantificaram a contribuição relativa da heterogeneidade topográfica na distribuição espacial de espécies arbóreas por meio da proporção de variância em modelos de processo Cox. No entanto, a importância das variáveis abióticas no padrão de distribuição espacial das espécies ainda não foi claramente definida.

Para contribuir com a elucidação dos processos ecológicos, avaliou-se, neste trabalho, a influência dos fatores abióticos sobre o padrão de distribuição espacial de espécies arbóreas em quatro unidades fitogeográficas do Estado de São Paulo, tendo como objetivo responder a seguinte pergunta: existe relação entre o padrão de distribuição espacial observado de espécies arbóreas com as características do solo e topográficas? As análises foram estabelecidas com base na hipótese de que a existência de um padrão de autocorrelação de um dado recurso do ambiente pode condicionar a existência de padrões de ocorrência das espécies que o utilizam.

4.2 Material e métodos

4.2.1 Área de estudo

Os dados trabalhados foram originados do Projeto BIOTA/FAPESP (1999/09635-0). Foram amostradas unidades de conservação que apresentaram trechos representativos, em termos de conservação e tamanho, das quatro principais unidades fitogeográficas presentes no Estado de São Paulo: Parque Estadual da Ilha do Cardoso (PEIC) (Floresta Ombrófila Densa de Terras Baixas), Parque Estadual de Carlos Botelho (PECB) (Floresta Ombrófila Densa Submontana), Estação Ecológica de Caetetus (EEC) (Floresta Estacional Semidecidual) e Estação Ecológica de Assis (EEA) (Savana Florestada). Em cada unidade fitogeográfica está alocada uma parcela permanente de 320 x 320 m, totalizando 10,24 ha, subdividida em 256

subparcelas contíguas de 20 x 20 m (400 m²), onde foram realizados: medidas da vegetação (censo dos indivíduos com circunferência à altura do peito (1,30 m) (CAP) \geq 15 cm, caracterização planialtimétrica (altitude e declividade), análise de solo de acordo com a EMBRAPA (1997) de amostras coletadas em cada subparcela. As amostras de solo nas subparcelas foram feitas em um ponto amostral, no canto superior esquerdo com o uso de trado, sendo amostradas três profundidades (0-5 cm, 5-25 cm e 80-100 cm), com exceção do Parque Estadual de Carlos Botelho (apenas 0-5 cm e 5-25 cm), para as quais foram quantificadas as seguintes variáveis: textura (percentual de areia, silte e argila), atributos químicos (pH em H₂O, Al (mmol_c/dm³), Ca (mmol_c/dm³), Mg (mmol_c/dm³), K (mmol_c/dm³), P (mmol_c/dm³), Na (mmol_c/dm³), teor de matéria orgânica (MO) (g/Kg) e índices compostos (saturação por bases (V) (%), saturação por alumínio (m) (%) e capacidade de troca catiônica (CTC) (mmol_c/dm³)) (RODRIGUES, 2006).

4.2.2 Espécies analisadas

Foram analisadas as espécies cujo padrão de distribuição espacial em diferentes escalas foi descrito por Capretz et al. (2012), por meio da função K de Ripley, nas parcelas permanentes estudadas. No entanto, o ajuste do algoritmo do modelo, utilizado na predição de ocorrência, foi possível apenas para quatro espécies: *Andira anthelmia* no PEIC; *Guapira opposita* no PECB; *Syagrus romanzoffiana* nas EEC e EEA; e *Tapirira guianensis* no PEIC e na EEA. Sendo, portanto, utilizadas neste estudo.

Andira anthelmia (Vell.) Benth. (Fabaceae) (angelim) é secundária inicial, arbórea, com altura média entre 14 m a 18 m, que ocorre nos domínios fitogeográficos Cerrado e Mata Atlântica. Seu fruto é do tipo drupa e possui síndrome de dispersão zoocórica (LORENZI, 1998, GANDOLFI et al., 1995; COSTA et al., 2010; SANSEVERO et al., 2011). Na Floresta Ombrófila Densa de Terras Baixas (PEIC), Capretz et al. (2012) observaram que entre as distâncias de 10 m a 120 m esta espécie apresentou um padrão agregado.

Guapira opposita (Vell.) Reitz (Nyctaginaceae) (maria-mole) tem ampla distribuição na Floresta Atlântica, ocorrendo desde a Bahia até o Rio Grande do Sul (SCUDELLER, MARTINS, SHEPHERD, 2001; OLIVEIRA-FILHO, JARENKOW, RODAL, 2006; MARQUES, SILVA, LIEBSCH, 2015) com elevada plasticidade ecológica (OLIVEIRA-FILHO, FONTES, 2000; DUARTE et al., 2014). É uma espécie secundária inicial (GANDOLFI et al., 1995; KUNZ, MARTINS, 2014). Possui fruto do tipo drupa e síndrome de dispersão zoocórica (MARANGON et al., 2010). Na Floresta Ombrófila Densa

Submontana (PECB), esta espécie apresentou um padrão de ocorrência agregado até uma distância de 90 m (CAPRETZ et al., 2012).

Syagrus romanzoffiana (Cham.) Glassman (Arecaceae) (jerivá) é uma palmeira que está entre as espécies de plantas vasculares mais abundantes nos trópicos e mais importantes para os frugívoros como fonte alimentar (BERNACCI, 2008; ZIMMERMANN; BEGNINI; SILVA, 2011). É uma espécie de ampla distribuição geográfica, ocorrendo nos domínios fitogeográficos Cerrado, Mata Atlântica e Pampa (BRACKMANN; FREITAS, 2012; SCIPIONI; GALVÃO; LONGHI, 2013). Na Floresta Estacional Semidecidual (EEC), esta espécie apresentou um padrão de distribuição agregado entre as distâncias de 25 m a 75 m. Na Savana Florestada (EEA), o padrão de distribuição espacial desta espécie foi aleatório em todas as escalas (CAPRETZ et al., 2012).

Tapirira guianensis Aubl. (Anacardiaceae) (pau-pombo) é uma arbórea, perenifólia e pode atingir 14 m de altura. Ocorre em todo o Brasil, em quase todas as formações vegetais, principalmente em terrenos úmidos (LORENZI, 2002; RIBEIRO FILHO; FUNCH; RODAL, 2009). É uma espécie secundária inicial (GANDOLFI et al., 1995; MEIRA JUNIOR et al., 2015). O fruto é do tipo drupa e a dispersão é zoocórica (SANTANA et al., 2009). Na Floresta Ombrófila Densa de Terras Baixas (PEIC) e Savana Florestada (EEA), esta espécie apresentou padrão de distribuição espacial agregado em todas as escalas (CAPRETZ et al., 2012).

4.2.3 Análises estatísticas

4.2.3.1 Análise exploratória

Os parâmetros texturais e químicos dos solos podem ser altamente correlacionados, sendo, portanto, necessário analisar a estrutura dos dados para descartar as variáveis redundantes. A análise de componentes principais (ACP) foi utilizada para explorar o conjunto de variáveis de previsão (edáficas e topográficas), possibilitando identificar e descartar as variáveis redundantes, ou altamente correlacionadas ($r \geq 0,70$), em cada área de estudo.

4.2.3.2 Árvores de regressão “ampliadas”

Árvores de regressão “ampliadas” (*Boosted Regression Trees*) (BRT) foram ajustadas para predição da presença e ocorrência das espécies, optando-se pelo melhor ajuste. Os modelos foram desenvolvidos na biblioteca “gbm”, pacote implementado no software de R (ELITH, LEATHWICK, HASTIE, 2008). Neste pacote, a estimativa da influência relativa de

cada variável de previsão é medida com base no número de vezes que a variável é selecionada como nó, ponderada pelo melhoramento quadrado para o modelo como um resultado de cada divisão, e em média sobre todas as árvores (FREIDMAN; MEULMAN, 2003).

A eficiência da modelagem foi avaliada pelo índice ROC (*Receiver Operating Characteristic*) da validação cruzada, por se tratar se uma variável binária (presença/ausência) (PRATI; BATISTA; MONARD, 2008). O índice ROC avalia a proximidade da melhor classificação. O valor deste índice varia entre zero e um, sendo que se igual a um o modelo classifica corretamente todas as observações (HASTIE et al., 2009).

4.2.3.3 Autocorrelação espacial (G)

O índice de Getis-Ord (G) foi utilizado para determinar a autocorrelação espacial dos atributos do meio físico que influenciaram a ocorrência das espécies, cujo padrão de distribuição espacial foi descrito por Capretz et al. (2012). Este índice pode ser aplicado a dados onde a distribuição é não-normal e tem por objetivo fazer uma medida de autocorrelação espacial não-paramétrica.

O índice de Getis-Ord (G) é estimado a partir de grupos de vizinhos da distância crítica d de cada área i . A distância crítica é formada a partir de uma matriz de proximidade w , onde cada elemento é dito em função da distância crítica, $w_{i,j}$ (eq. 1). Por se tratar de uma estatística inferencial os resultados da análise são interpretados dentro do contexto de uma hipótese nula. A hipótese nula para a estatística geral (G) afirma que "não há agrupamento espacial dos valores", sendo o índice z_G utilizado no teste de hipótese (eq. 2, 3 e 4). Se a hipótese nula é rejeitada, então se deve observar o sinal do valor de z_G . Valores positivos z_G significam que os valores altos se agregam (*hot spots*) na área de estudo. Se o valor de z_G for negativo significa que valores baixos se agregam (*low spots*).

$$G = \frac{\sum_{i=1}^n \sum_{j=1}^n w_{ij} x_i x_j}{\sum_{i=1}^n \sum_{j=1}^n x_i x_j}, w_{ij} \neq i \quad (4)$$

Onde x_i e x_j são valores de atributos das feições i e j , e $w_{i,j}$ é o peso espacial entre as feições i e j .

$$z_G = \frac{G - E[G]}{\sqrt{V[G]}} \quad (5)$$

$$E[G] = \frac{\sum_{i=1}^n \sum_{j=1}^n w_{i,j}}{n(n-1)}, \quad \forall j \neq i \quad (6)$$

$$V[G] = E[G^2] - E[G]^2 \quad (7)$$

A análise da autocorrelação espacial (G) foi conduzida no ArcGIS 9.3 (ESRI).

4.3 Resultados

Andira anthelmia totalizou 551 indivíduos amostrados na Floresta Ombrófila Densa de Terras Baixas (PEIC). Dentre as variáveis de solo e topográficas, associadas a presença desta espécie, a saturação por alumínio (m) nas camadas de 0-5 cm e de 5-25 cm estão distribuídas de forma aleatória (Tabela 1). As demais variáveis, que somaram cerca de 50% da importância relativa no modelo BRT, apresentaram agrupamento de valores altos com diferentes probabilidades: altitude ($p < 0,00$), conteúdo de matéria orgânica (MO) (5-25 cm) ($p < 0,1$) e capacidade de troca catiônica (CTC) (5-25 cm) ($p < 0,00$). Nesta área, a CTC (5-25 cm) teve maior correlação com o teor de nutrientes (Anexo A). No modelo de predição, as variáveis com padrão agregado se relacionaram com a presença desta espécie da seguinte forma: maiores altitudes, e menores valores de CTC e de matéria orgânica na camada (5-25 cm). Em relação às variáveis com padrão aleatório, m (0-5 cm) e m (5-25 cm), a ocorrência desta espécie foi condicionada a menores valores de ambas as variáveis (Figura 1).

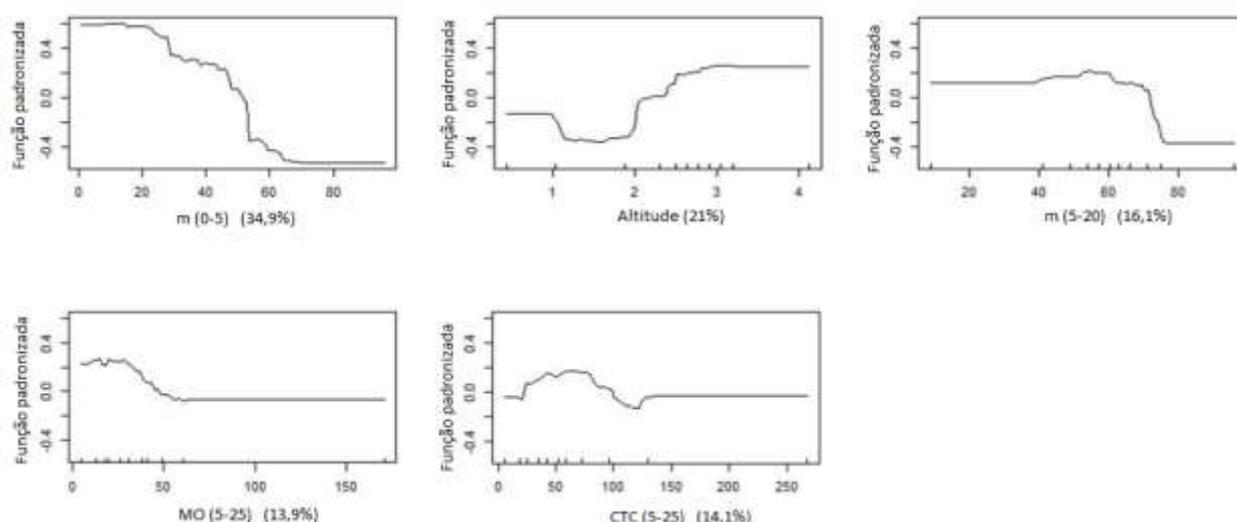


Figura 1 – *Andira anthelmia*. Parque Estadual da Ilha do Cardoso

Tabela 1 - Índice ROC (*Receiver Operating Characteristic*) e importância relativa das variáveis ambientais do modelo de predição de ocorrência das espécies no Parque Estadual da Ilha do Cardoso (PEIC), Parque Estadual de Carlos Botelho (PECB), Estação Ecológica de Caetetus (EEC), Estação Ecológica de Assis (EEA). Padrão de distribuição espacial aleatório (A), padrão de distribuição espacial agregado com probabilidade: * ($p=0,05$), ** ($p=0,01$), *** ($p=0,001$)

Espécie	<i>Andira anthelmia</i>	<i>Guapira opposita</i>	<i>Syagrus romanzoffiana</i>	<i>Tapirira guianensis</i>		
Local	PEIC	PECB	EEC	EEA	PEIC	EEA
ROC	0,67±0,05	0,61±0,03	0,62±0,03	0,66±0,03	0,65±0,03	0,87±0,02
Altitude	21,03 ^(***)	26,73 ^(***)	17,45 ^(A)	30,75 ^(A)	19,72 ^(***)	36,11 ^(A)
Declividade		22,30 ^(***)				
pH(H ₂ O)(5-25)			22,76 ^(A)			19,56 ^(**)
MO(0-5)				13,36 ^(A)		
MO(5-25)	13,90 ^(*)					
MO(80-100)						16,13 ^(***)
P(5-25)				14,49 ^(A)		
Na(0-5)					17,68 ^(**)	
K(0-5)		12,96 ^(A)	17,79 ^(*)			
Ca(0-5)			25,85 ^(**)			
Ca(5-25)			16,15 ^(**)			
CTC(0-5)		19,27 ^(*)				
CTC(5-25)	14,10 ^(***)	18,74 ^(A)		27,14 ^(*)	22,07 ^(***)	12,70 ^(*)
CTC(80-100)				14,26 ^(***)	23,1 ^(***)	15,50 ^(***)
m(0-5)	34,89 ^(A)					
m(5-25)	16,08 ^(A)					
m(80-100)					17,43 ^(***)	

Na Floresta Ombrófila Densa Submontana (PECB), foram contabilizados 349 indivíduos de *Guapira opposita*. Nesta área, a presença *G. opposita* foi associada a maiores altitudes e CTC (0-5 cm); e a menores declividades, CTC (5-25 cm) e teores de K (0-5 cm) (Figura 2). Nesta área, a CTC (0-5 cm e 5-25 cm) esta correlacionada com maiores teores de nutrientes (Anexo A). Quanto ao padrão espacial destas variáveis preditoras, observou-se que aquelas com padrão agregado, de valores altos, somaram cerca de 70% da importância relativa no modelo (Tabela 1). Ou seja, a presença de *G. opposita* foi associada, principalmente, a fatores ambientais que se agregaram: altitude ($z = 4,03$, $p < 0,00$), declividade ($z = 6,67$, $p < 0,00$) e CTC (0-5 cm) ($z = 1,71$, $p < 0,1$). As demais variáveis, CTC (5-25 cm) e potássio (K) (0-5 cm), apresentaram padrão espacial aleatório e contribuíram com cerca de 30% para explicar a presença da espécie.

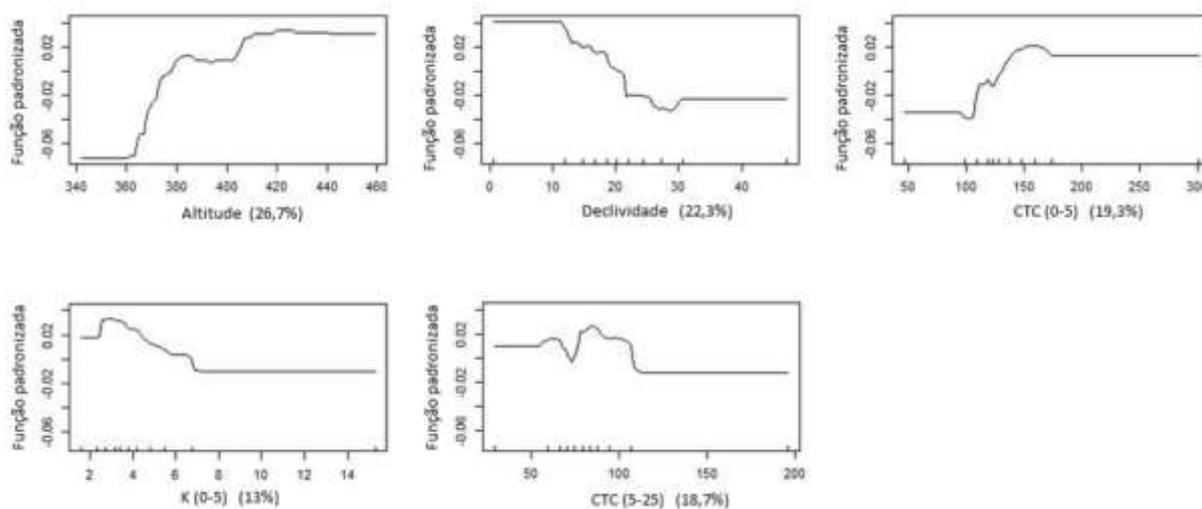


Figura 2 – *Guapira opposita*. Parque Estadual de Carlos Botelho

Na Floresta Estacional Semidecidual (EEC), foram contabilizados 342 indivíduos da espécie *Syagrus romanzoffiana*. Na Savana Florestada (EEA), foram amostrados 269 indivíduos desta espécie. Na EEC, para as variáveis explicativas cálcio (Ca) (0-5 cm) e potássio (K) (0-5 cm) observou-se agrupamento de valores altos ($z = 2,04$, $p < 0,05$; $z = 1,67$, $p < 0,1$). Para a variável Ca (5-25 cm) foi observado agrupamento de valores baixos ($z = -2,09$, $p < 0,05$). Para as demais variáveis, altitude e pH(H₂O) (5-25 cm), que somaram cerca de 40% da importância relativa no modelo BRT, não foi constatada autocorrelação espacial (padrão aleatório) (Tabela 1). Nesta área, a presença desta espécie foi relacionada à menores valores de cálcio em ambas as camadas (0-5 e 5-25 cm), valores intermediários de altitudes, sendo o pico na cota de 590 m, e maiores valores das demais variáveis (Figura 3). No modelo BRT de predição de *S. romanzoffiana* na EEA, as variáveis ambientais preditoras altitude, conteúdo de matéria orgânica (MO) (0-5 cm) e fósforo (P) (5-25 cm), que somaram cerca de 60% da importância relativa no modelo, apresentaram padrão espacial aleatório, sendo que para as demais variáveis foi observado agrupamento de valores altos (Tabela 1). Nesta área, a presença desta espécie se relacionou com menores valores de CTC (80-100 cm) e maiores valores das demais variáveis ambientais, com exceção da altitude em que foram observados picos de ocorrência da espécie em diferentes cotas (Figura 4). Na EEA, a CTC nas camadas 5-25 e 80-100 cm, apresentou maior correlação com o teor de nutrientes (Anexo A).

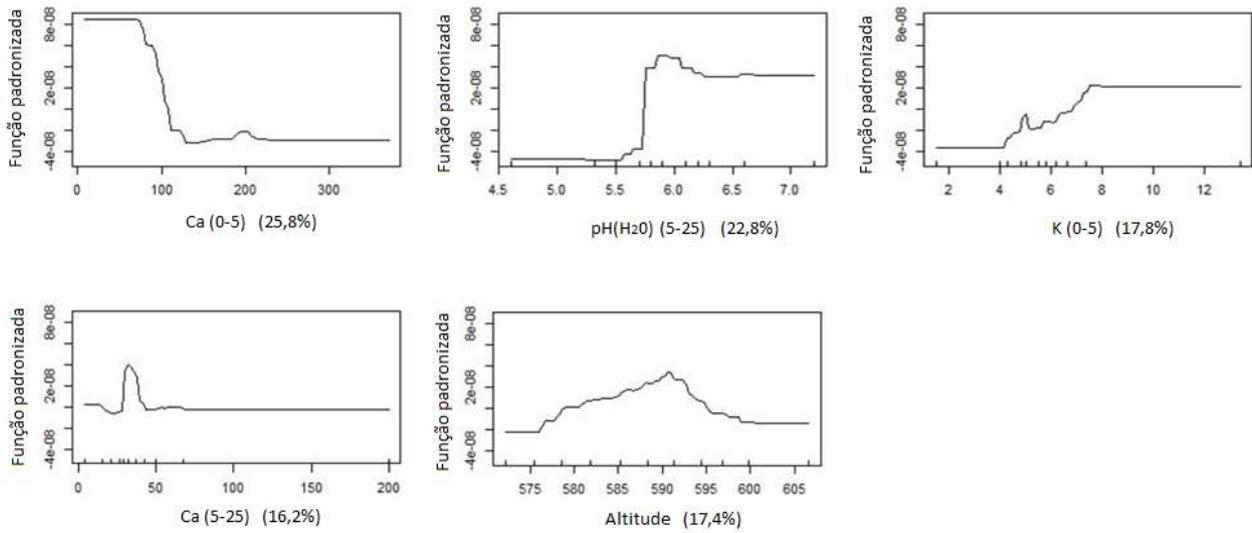


Figura 3 – *Syagrus romanzoffiana*. Estação Ecológica de Caetetus

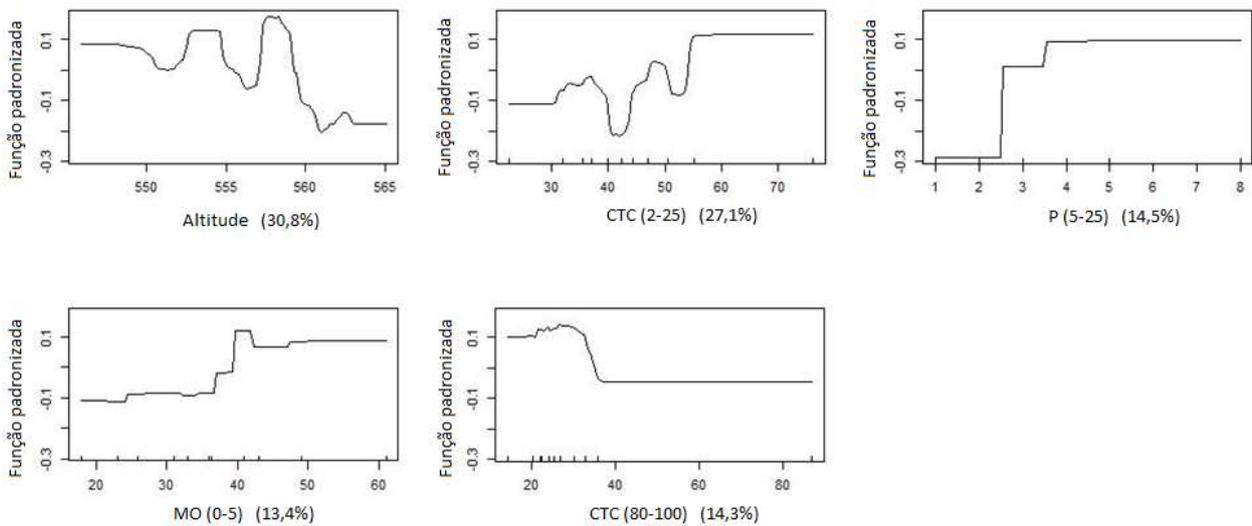


Figura 4 – *Syagrus romanzoffiana*. Estação Ecológica de Assis

Na Floresta Ombrófila Densa de Terras Baixas (PEIC) foram amostrados 507 indivíduos da espécie *Tapirira guianensis*. Na Savana Florestada (EEA) foram contabilizados 973 indivíduos desta espécie. As principais variáveis abióticas que descreveram a ocorrência desta espécie foram CTC (80-100 cm) e CTC (5-25 cm), no PEIC, e altitude na EEA (Tabela 1). No PEIC, todas as variáveis ambientais preditoras da ocorrência de *T. guianensis* apresentaram padrão agrupado de valores altos: altitude ($z = 13,08$, $p < 0,00$), sódio (Na) (0-5 cm) ($z = 2,0$, $p < 0,05$), CTC (5-25 cm) ($z = 4,81$, $p < 0,00$), CTC (80-100 cm) ($z = 3,14$, $p < 0,00$) e m (80-100 cm) ($z = 1,99$, $p < 0,05$) (Tabela 1). No PEIC, a CTC (5-25 cm) apresentou maior correlação com os teores de nutrientes e a CTC (80-100 cm) com os teores de alumínio

desta mesma camada (Anexo A). Nesta área, a presença desta espécie se relacionou com cada variável preditora no modelo BRT da seguinte forma: maiores valores de altitude, CTC (80-100 cm) e saturação por alumínio (m) (80-100 cm); menores valores de CTC (5-25 cm) e sódio (Na) (0-5 cm) (Figura 5). Na EEA, com exceção da altitude cujo padrão foi aleatório, todas as demais variáveis preditoras da ocorrência de *T. guianensis* apresentaram padrão agregado (valores altos): pH(H₂O) (5-25 cm) ($z = 1,88$, $p < 0,05$), conteúdo de matéria orgânica (MO) (80-100 cm) ($z = 6,91$, $p < 0,00$), CTC (5-25 cm) ($z = 1,83$, $p < 0,1$) e CTC (80-100 cm) ($z = 4,49$, $p < 0,00$) (Tabela 1). Nesta área, a ocorrência desta espécie foi associada a maiores valores de todas as variáveis abióticas do modelo de predição (Figura 6).

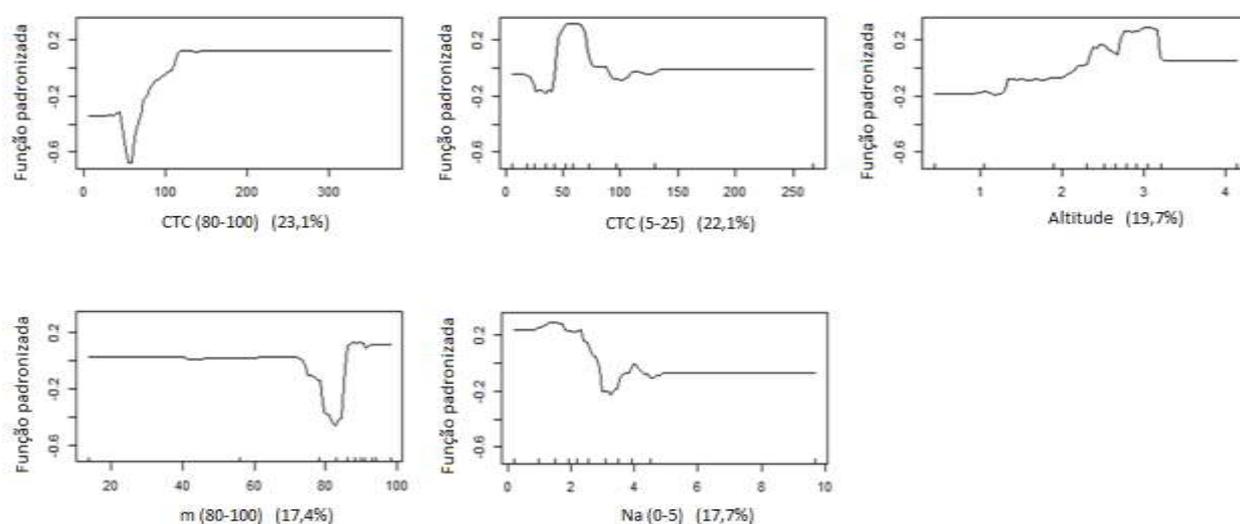


Figura 5 – *Tapirira guianensis*. Parque Estadual da Ilha do Cardoso

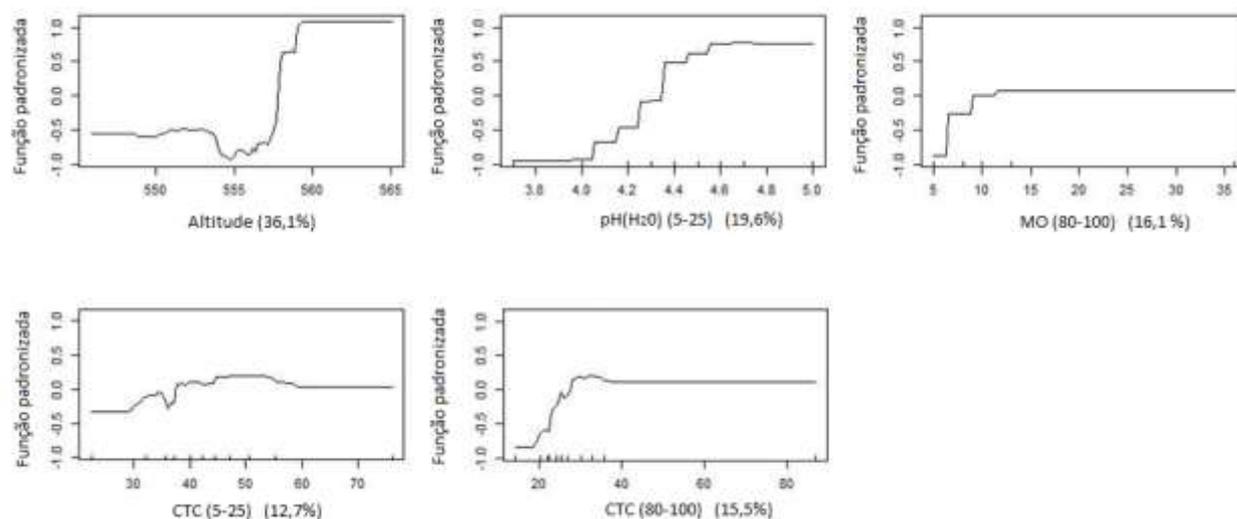


Figura 6 - *Tapirira guianensis*. Estação Ecológica de Assis

4.4 Discussão

Andira antheimia, na Floresta Ombrófila Densa de Terras Baixas (PEIC), cujo distribuição espacial foi agregado em pequenas distâncias (Capretz et al., 2012), tendeu a ocupar áreas com menor fertilidade, maior saturação por alumínio e mais elevadas (menos susceptíveis ao alagamento). Em uma área de Floresta Ombrófila, *A. antheimia* foi uma das espécies mais abundantes em Gleissolos, que se caracterizaram pela inundação periódica, baixa disponibilidade de nutrientes e elevada acidez (MARTINS et al., 2015). Em termos da distribuição espacial, *A. antheimia* apresentou padrão agregado em uma região de transição entre Cerrado, Floresta Estacional Semidecidual (FES) e Floresta Ombrófila Mista (ARMELIM, 2005).

Guapira opposita, na Floresta Ombrófila Densa Submontana (PECB), deve ser encontrada com maior probabilidade em locais mais elevados, de menor declividade, em solos de maior fertilidade na camada de 0-5 cm e menor disponibilidade de potássio e outros nutrientes na camada de 5-25 cm do solo. Em áreas de cerrado, *G. opposita* teve tendência a ser mais abundante em solos arenosos com alto teor em manganês (SOARES et al., 2015). Em uma Floresta Semidecidual (FES), esta espécie foi mais abundante em áreas com maior sombreamento, solos com maior fertilidade, maior umidade e maior conteúdo matéria orgânica (PINTO et al., 2008). Quanto ao padrão espacial, *G. opposita* apresentou-se distribuída de forma agregada, em pequenas distâncias, no PECB. Em uma região de FES *G. opposita* apresentou padrão agregado (FREITAS; MAGALHÃES, 2014) e em uma formação pioneira com influência marinha, a distribuição espacial da espécie foi aleatória (SANTOS-JÚNIOR, 2011).

Syagrus romanzoffiana, na Floresta Estacional Semidecidual (EEC), cujo padrão de distribuição espacial se diferenciou conforme a escala (CAPRETZ et al., 2012), esteve associada a porções medianas do relevo, a solos com menor teor de cálcio (0-5 e 5-25 cm), maior teor de potássio e menor acidez. Na Savana Florestada (EEA), *S. romanzoffiana*, que esteve aleatoriamente distribuído (CAPRETS et al., 2012), se associou a diferentes cotas altitudinais e a solos com maior teor de fósforo (5-25 cm) e matéria orgânica superficial (0-5cm), bem como menor fertilidade na camada profunda (80-100 cm). Em um fragmento de floresta ripária, Budke et al. (2007) registraram a presença de *S. romanzoffiana* no subgrupo de solo distrófico, com maiores valores do seguintes parâmetros: CTC, acidez potencial (Al + H), matéria orgânica, argila e silte. Em relação a distribuição espacial de *S. romanzoffiana*, Bernacci (2008) registrou padrão aleatório em uma floresta paulícola inserida em uma região com FES.

Na parcela do PEIC, *Tapirira guianensis* deve ser encontrada, principalmente, em locais não sujeitos ao alagamento (maior altitude) e, em solos com menor fertilidade e maior concentração de alumínio na camada profunda (80-100 cm). Na EEA, a ocorrência desta espécie foi associada maiores altitude e, a solos com maiores pH(H₂O) e fertilidade nas camadas superficial e profunda. Pinto et al. (2005) observaram a ocorrência de *T. guianensis* principalmente em solos fortemente drenados de uma Savana Florestada. Souza et al. (2012), no estudo de um fragmento de Floresta Estacional Semidecidual Submontana registraram associação de *T. guianensis* com solos de maior fertilidade e maior percentual de areia. Em relação a distribuição espacial, segundo Capretz et al. (2012), *T. guianensis* apresentou distribuição espacial agregada em ambas as parcelas estudadas (PEIC e EEA). Em outros estudos realizados em fragmentos de FES, foram observados padrão espacial aleatório para *T. guianensis* (ARRUDA, DANIEL, 2006; ARAÚJO et al., 2014).

Como observado, os fatores ambientais associados a ocorrência de uma espécie podem ser diferentes conforme a área em esta ocorre. Neste estudo, por exemplo, as variáveis de solo e topográficas, que influenciaram a presença de *S. romanzoffiana* e *T. guianensis*, variaram conforme a fitofisionomia em que as espécies foram analisadas. As variáveis ambientais, por sua vez, também apresentaram difentes padrões espaciais conforme a unidade fitogeográfica. Então, se os fatores abióticos podem influenciar o padrão de distribuição espacial das espécies florestais, é provável que este padrão se diferencie conforme a área analisada ou, até mesmo dentro de uma mesma fitofisionomia. Mas, se influência das características intrínsecas da espécie sobre o padrão de distribuição espacial for maior, então esperar-se-ia que este não se modifica-se conforme o local de ocorrência da espécie. Neste e nos demais estudos, observou-se que o padrão de distribuição espacial das espécies diferiu conforme a área analisada, o que reforça a influência do meio abiótico sobre o padrão de distribuição espacial de *A. anthelmia*, *G. opposita*, *S. romanzoffianna* e *T. guianensis*.

No entanto, mesmo sob idênticas condições abióticas locais, a distribuição espacial das espécies, nas comunidades vegetais, pode nunca ser a mesma (LEDUC et al., 1992; GROENENDAEL, EHRLÉN, SVENSSON, 2000). Isto por que, o padrão espacial observado muitas vezes resulta de uma combinação de vários processos que operam em diferentes escalas temporais e espaciais (MOLOFSKY; AUGSPURGER, 1992, FARLEY; FITTER, 1999, KOLLMANN, 2000, VAN GROENENDAEL, EHRLÉN, SVENSSON, 2000, WHITTAKER; WILLIS; FIELD, 2003, ROSSETO; SANTOS, 2007, FIELD et al., 2009, CASSEMIRO; DINIZ-FILHO, 2010). O desempenho das espécies frente aos fatores bióticos e abióticos do ecossistema, por exemplo, têm forte dependência da escala temporal (VAN

GROENENDAEL, EHRLÉN, SVENSSON, 2000). Em termos espaciais, tanto os processos deterministas, como a competição e o nicho ecológico, quanto os processos estocásticos de dispersão, colonização e extinção podem dar origem a autocorrelação espacial de pequena escala (LEGENDRE, 1993; FORTIN, DALE, 2005; BOULANGEAT, GRAVEL, THUILLER, 2012). Como resultado, forma-se uma rede inextrincável de relações entre a distribuição de plantas, as condições ambientais, os eventos de perturbação e os fatores estocásticos.

Ainda que a importância do acaso, da limitação de dispersão e do nicho ecológico, na formação da composição local de espécies, seja uma questão de debate (HUBBELL; FOSTER, 1986, CONDIT et al., 2000, PULLIAM, 2000, HARMS et al., 2001, DALLING et al., 2002, PHILLIPS et al., 2003, BELL, 2005), os processos de filtragem ambientais são fundamentais na estruturação de comunidades naturais na maioria das escalas espaciais (CLARK; PALMER; CLARK, 1999, PITMAN et al., 1999, SVENNING, 1999, WEBB; PEART, 2000, HARMS et al., 2001, PHILLIPS et al., 2003, TUOMISTO et al., 2003, PARMENTIER et al., 2014). Por isso, pesquisas têm proposto metodologias para definir a influência dos fatores abióticos no padrão de distribuição espacial das espécies (ZHANG et al., 2010, BAGCHI et al., 2011, SHEN et al. 2013, SILVA; OLIVEIRA, 2015, ALMEIDA-FILHO et al., 2015).

Neste estudo, a influência do solo e da topografia, no padrão de distribuição espacial das espécies arbóreas, baseou-se na análise do padrão espacial das variáveis selecionadas no modelo de predição BRT, ou seja, aquelas que contribuíram para a presença da espécie. No modelo BRT, cada variável (solo e topografia), não correlacionada, contribui na definição das condições ambientais ótimas (ótimo preferencial) (ELITH; LEATHWICK; HASTIE, 2008). Portanto, não é necessário que todas as condições ambientais, estabelecidas pelos fatores preditores (variáveis ambientais), compartilhem um mesmo espaço para que a espécie esteja presente. Neste sentido, cada variável de solo e topográfica, com sua respectiva estruturação espacial, pode contribuir de forma independente na distribuição espacial da espécie.

Ao observar os resultados, sugere-se que as variáveis ambientais (solo e topografia) exerceram influência sobre o padrão de distribuição espacial das espécies, na medida em que contribuíram para a ocorrência das mesmas (importância relativa). Quando a importância relativa da variável ambiental, espacialmente agregada, foi inferior a 30%, então o padrão da espécie foi aleatório, como observado para *S. romanzoffiana*. Quando as variáveis ambientais de padrão agregado somaram entre 30 e 50% de importância relativa, no modelo BRT, o padrão da espécie foi agregado em determinadas escalas, como em *G. opposita* e *S.*

romanzoffiana. Mas, quando a presença da espécie foi principalmente associada a fatores abióticos que se agregaram, contribuindo com 70% para a presença da espécie, então o padrão da espécie foi agregado, como *T. guianensis*. Neste sentido, pode-se inferir que o padrão espacial das variáveis de solo e topográficas, possivelmente, definem o padrão de distribuição espacial das espécies, quando tais variáveis proporcionam o maior percentual (> 70%) de condições ambientais favoráveis a presença das espécies. Quando as variáveis proporcionam entre 30% e 50% das condições ambientais que favorecem a presença das espécies, então o padrão espacial destas variáveis proporcionam certo grau de agrupamento na distribuição da espécie. Para Zhang et al. (2010) e Bagchi et al. (2011), as espécies que ocupam nichos específicos espera-se um padrão de distribuição espacial agregado, visto que a disponibilidade de recursos pode determinar diferentes níveis de agrupamento.

A influência da altitude na distribuição de *A. anthelmia* evidencia, no entanto, que não se trata apenas da importância da variável ambiental, ou seja, da preferência pelo ótimo ambiental da espécie, mas também resultado da interação espécie-ambiente. *A. anthelmia*, cuja distribuição apresentou agrupamento em pequenas distâncias (CAPRETZ et al., 2012), foi associada apenas a uma variável com padrão agregado, a altitude, que apresentou cerca de 21% de importância relativa no modelo BRT. Embora contribuição de apenas 21% para a presença da espécie, a altitude pode ter ocasionado um agrupamento de pequenas distâncias possivelmente devido aos padrões de alagamento no PEIC. Nas áreas mais elevadas desta parcela, as quais a presença desta espécie se associa, os frutos de *A. anthelmia* podem não ser carregados pela água, acumulando-se nestas regiões, o que resultaria em um agrupamento em pequenas distâncias. Segundo Leduc et al. (1992), os padrões espaciais de espécies associadas com as condições hídricas permanecem amplamente correlacionados com as condições ambientais.

4.5 Conclusão

A partir de associações descritivas pode inferir que o solo e a topografia influenciam o padrão de distribuição espacial das espécies, na proporção em que contribuem para a presença das mesmas.

Referências

AIBA, S.; KITAYAMA, K.; TAKYU, M. Habitat associations with topography and canopy structure of tree species of a montane Forest on Mount Kinabalu, Borneo. **Plant Ecology**, Netherlands, v. 174, n. 1, p. 147-161, May 2004.

ALMEIDA FILHO, R.L.S.; PAULA, A.; BARRETO, P.A.B.; SOARES FILHO, A.O.; AMORIM, C.H.F.; NOVAIS, D.B. Distribuição espacial de *Pseudopiptadenia contorta* (DC.) G.P. Lewis & M.P. Lima (Fabaceae/Mimosoideae) em uma Floresta Estacional Decidual em Vitória da Conquista, BA, Brasil. **Revista Brasileira de Biociência**, Porto Alegre, v. 13, n. 1, p. 49-53, jan./mar. 2015.

APPROBATO, A.U.; GODOY, S.A.P. Levantamento de diásporos em áreas de Cerrado no Município de Luiz Antônio, SP. **Hoehnea**, São Paulo, v. 33, n. 3, p. 385-401, 2006.

ARAÚJO, E. J. G.; DAVID, H.C.; MORAIS, V.A.; SCOLFORO, J.R.S. Padrão espacial de espécies arbóreas em fragmento de floresta estacional semidecidual. **Revista de Ciências Agrárias**, Belém, v. 57, n. 2, p. 166-171, abr./jun. 2014.

ARMELIN, R.S. As **dinâmicas de *Schefflera angustissima* (March.) Frodin (Araliaceae) e de *Andira anthelmia* (Vell.) March. (Fabaceae) na reserva de Morro Grande, São Paulo**. 2005. 221 p. Tese (Doutorado em Ecologia) - Instituto de Biociências, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2005.

ARRUDA, L; OMAR, D. Florística e diversidade em um fragmento de floresta estacional semidecidual aluvial em Dourados, MS. **Floresta**, Curitiba, v. 37, n. 2, maio/ago. 2007.

BAGCHI, R.; HENRYS, P.A.; BROWN, P.E.; BURSLEM, D.F.; DIGGLE, P.J.; GUNATILLEKE, C.V.; GUNATILLEKE, I.A.; KASSIM, A.R.; LAW, R.; NOOR, S.; VALENCIA, R.L. Spatial patterns reveal negative density dependence and habitat associations in tropical trees. **Ecology**, Durham, v. 92, n. 9, p. 1723-1729, Sept. 2011.

BARRETO, E.H.P.; CATHARINO, E.L.M. Florestas maduras da região metropolitana de São Paulo: diversidade, composição arbórea e variação florística ao longo de um gradiente litoral-interior, Estado de São Paulo, Brasil. **Hoehnea**, São Paulo, v. 42, n.3, p. 445-469, São Paulo Jul./Sept. 2015.

BELL, G. The co-distribution of species in relation to the neutral theory of community ecology. **Ecology**, Tempe, v. 86, n. 7, p. 1757-1770, July. 2005.

BERNACCI, F.C.; LEITÃO-FILHO, H.F. Flora fanerogâmica da floresta da fazenda São Vicente, Campinas, SP. **Revista Brasileira de Botânica**, São Paulo, v. 19, p. 149-164, 1996.

BERNACCI, L.C.; MARTINS, F.R.; SANTOS, F.A.M. Estrutura de estádios ontogenéticos em população nativa da palmeira *Syagrus romanzoffiana* (Cham.) Glassman (Arecaceae). **Acta Botanica Brasílica**, Porto Alegre, v. 22, n. 1, p. 119-130, jan./mar. 2008.

BOND, W.J. What limits trees in C₄ grasslands and savannas? **Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics**, Palo Alto, v. 39, p. 641-659, 2008.

BORCARD, D.; LEGENDRE, P.; DRAPEAU, P. Partialling out the spatial component of ecological variation. **Ecology**, Tempe, v. 73, n. 3, p. 1045-1055, June 1992.

BORN, J.; BARCHI, R.; BURSLEM, D.; NILUS, R.; TELLENBACH, C.; PLUESS, A.R.; GHAZOUL, J. Differential responses of *Dipterocarp* seedlings to soil moisture and microtopography. **Biotropica**, Washington, v. 47, n. 1, p. 49-58, Jan. 2015.

BOULANGEAT, I.; GRAVEL, D.; THUILLER, W. Accounting for dispersal and biotic interactions to disentangle the drivers of species distributions and their abundances. **Ecology Letters**, Oxford, v. 15, n. 6, p. 584-593, June 2012.

BRACKMANN, C.E.; FREITAS, E.M. Florística arbórea e arbustiva de um fragmento de Mata Ciliar do arroio Boa Vista, Teutônia, RS, Brasil. **Hoehnea**, São Paulo, v. 40, n. 2, p. 365-372, 2013.

BRIGGS, J.S.; VANDER WALL, S.B.; JENKINS, S.H. Forest rodents provide directed dispersal of Jeffrey pine seeds. **Ecology**, Tempe, v. 90, n. 3, p. 675-687, Mar. 2009.

BUDKE, J.C.; JARENKOW, J.A.; OLIVEIRA-FILHO, A.T. Relationships between tree component structure, topography and soils of a riverside forest, Rio Botucaraí, Southern Brazil. **Plant Ecology**, v. 189, p. 187-200, 2007.

CAPRETZ, R.L.; BATISTA, J.L.F.; SOTOMAYOR, J.F.M.; CUNHA, C.R.; NICOLETTI, M.F.; RODRIGUES, R.R. Padrão espacial de quatro formações florestais do Estado de São Paulo, através da função k de Ripley. **Ciência Florestal**, Santa Maria, v. 22, n. 3, p. 551-565, jul./set. 2012.

CASSEMIRO, F.A.S.; DINIZ-FILHO, A.F. Gradientes de diversidade e a teoria metabólica da ecologia. **Oecologia Australis**, Rio de Janeiro, v. 14, n. 2, p. 490-503, 2010.

CLARK, D.B.; PALMER, M.W.; CLARK, D.A. Edaphic factors and the landscape-scale distributions of tropical rain forest trees. **Ecology**, Tempe, v. 80, p. 2662-2675, 1999.

CONDIT, R.; ASHTON, P.S.; BAKER, P.; BUNYAVEJCHEWIN, S.; GUNATILLEKE, S.; GUNATILLEKE, N.; HUBBELL, S.P.; FOSTER, R.B.; ITOH, A.; LAFRANKIE, J.V.; LEE, H.S.; LOSOS, E.; MANOKARAN, N.; SUKUMAR, R.; YAMAKURA, T. Spatial patterns in the distribution of tropical tree species. **Science**, Washington, v. 288, p. 1414-1418, 2000.

COSTA, N.P.; NAPPO, M.E.; CAÇADOR, F.R.D.; BARROS, H.H.D. Avaliação do processo de reabilitação de um trecho de floresta ciliar na bacia do rio Itapemirim-ES. **Revista Árvore**, Viçosa, v. 34, n. 5, p. 835-851, Sept./Oct. 2010.

DALLING, J.W.; MULLER-LANDAU, H.C.; WRIGHT, S.J.; HUBBELL, S.P. Role of dispersal in the recruitment limitation of neotropical pioneer species. **Journal of Ecology**, Oxford, v. 90, n. 4, p. 714-727, 2002.

DUARTE, L.S.; BERGAMIN, R.S.; MARCILIO SILVA, V.; SEGER, G.D.S.; MARQUES, M.C.M. Phylobetadiversity among forest types in the Brazilian Atlantic Forest Complex. **Plos One**, San Francisco, v. 9, n. 8, e105043, 2014.

EISENLOHR, P.V.; OLIVEIRA FILHO, A.T. Tree species composition in areas of Atlantic Forest in southeastern Brazil is consistent with a new system for classifying the vegetation of

South America. **Acta Botanica Brasilica**, Feira de Santana, v. 28, n. 2, p. 227-233, Apr./June 2014.

ELITH, J.; LEATHWICK, J. R.; HASTIE, T. A working guide to boosted regression trees. **Journal of Animal Ecology**, Oxford, v. 77, n. 4, p. 802–813, July 2008.

EMBRAPA. Centro Nacional de Pesquisa de Solos. **Manual de métodos de análise de solos**. 2 ed. rev. e atual. Rio de Janeiro: EMBRAPA, 1997. 212 p.

FARLEY, R.A.; FITTER, A.H. Temporal and spatial variation in soil resources in a deciduous woodland. **Journal of Ecology**, Oxford, v. 87, p. 688-696, 1999.

FIELD, R., HAWKINS, B.A., CORNELL, H.V., CURRIE, D.J., DINIZ-FILHO, J.A.F., GUÉGAN, J.-F., KAUFMAN, D.M., KERR, J.T., MITTELBAACH, G.G., OBERDORFF, T., O'BRIEN, E.M. and TURNER, J.R.G. Spatial species-richness gradients across scales: a meta-analysis. **Journal of Biogeography**, Oxford, v. 36, n. 1, p. 132-147, 2009.

FLEIG, M. Anacardiáceas. In. REITZ, R. (Ed.). **Flora ilustrada catarinense**. Itajaí: Herbário Barbosa Rodrigues – HBR; Empresa Catarinense de pesquisa Agropecuária, 1989. p. 1-64.

FORTIN, M.J; DALE, M.R.T. **Spatial analysis: a guide for ecologists**. Cambridge: University Press, 2005. 380 p.

FREITAS, W.K.; MAGALHÃES, L.M.S. Florística, diversidade e distribuição espacial das espécies arbóreas de um trecho de floresta estacional semidecidual da Serra da Concórdia, RJ. **Floresta**, Curitiba, v. 44, n. 2, p. 259 - 270, abr./jun. 2014.

FREITAS, W.K.; MAGALHÃES, L.M.S. Florística, diversidade e distribuição espacial das espécies arbóreas de um trecho de Floresta Estacional Semidecidual da Serra da Concórdia, RJ. **Floresta**, Curitiba, v. 44, n. 2, p. 259-270, abr./jun. 2014.

FRIEDMAN, J. H.; MEULMAN, J.J. Multiple additive regression trees with application in epidemiology. **Statistics in Medicine**, New York, v. 22, p.1365–1381, May 2003.

GANDOLFI, S. **História natural de uma Floresta Estacional Semidecidual no município de Campinas (São Paulo, Brasil)**. 2000. 520 p. Tese (Doutorado em Biologia Vegetal) – Instituto de Biologia, Universidade Estadual de Campinas. Campinas, 2000.

GANDOLFI, S.; LEITÃO-FILHO, H.F.; BEZERRA, C.L.F. Levantamento florístico e caráter sucessional das espécies arbustivo-arbóreas de uma floresta mesófila semidecídua no município de Guarulhos, SP. **Revista Brasileira de Biologia**, Rio de Janeiro, v. 55, p. 753-767, nov. 1995.

HARMS, K.E.; CONDIT, R.; HUBBELL, S.P.; FOSTER, R.B. Habitat associations of trees and shrubs in a 50-ha neotropical forest plot. **Journal of Ecology**, Oxford, v. 89, n.6, p. 947–959, 2001.

HASTIE, T.; TIBSHIRANI, R.; FRIEDMAN, J. H. **The elements of statistical learning: data mining, inference, and prediction**. New York: Springer-Verlag, 2009, 763 p.

HAY, J.D.; BIZERRIL, M.; CALOURO, A.M.; COSTA, E.M.N.; FERREIRA, A.A.; GASTAL, M.L.A.; GOES-JÚNIOR, C.D.; MANZAN, D.J.; MARTINS, C.R.; MONTEIRO, J.M.G.; OLIVEIRA, S.A.; RODRIGUES, M.C.M.; SEYFFARTH, J.A.S.; WALTER, B.M.T. Comparação do padrão espacial em escalas diferentes de espécies nativas do cerrado, em Brasília, DF. **Revista Brasileira de Botânica**, São Paulo, v. 23, p. 341-347, Sept. 2000.

HUBBELL, S.P.; FOSTER, R.B. Biology, chance, and the history and structure of tropical rain forest tree communities. In: Diamond, J.; Case, T.J. (Eds). *Community ecology*. New York: Harper and Row, 1986. p 314–329.

HUTCHINGS, M.J. The structure of plant populations. In: CRAWLEY, M.J. (Ed.). **Plant Ecology**. Oxford: Oxford Blackwell, 1989. p. 97-136.

ILLIAN, J.; PENTTINEN, A.; STOYAN, H.; STOYAN D. **Statistical analysis and modelling of spatial point patterns**. London: Wiley, 2008, 534 p.

JOLY, A.B. **Botânica**: introdução à taxonomia vegetal. São Paulo: Nacional, 1993. 770 p.

JUNIOR-SANTOS, R. **Estrutura da comunidade arbórea de uma Floresta Paludosa no litoral norte do Rio Grande do Sul**. 2011. 50 p. Monografia (Bacharel em Ciências Biológicas) - Universidade do Extremo Sul Catarinense, Criciúma, 2011.

KOLLMANN, J. Dispersal of fleshy-fruited species: A matter of spatial scale? **Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics**, Jena, v. 3, p. 29-51, 2000.

KUBOTA, Y.; MURATA, H.; KIKUZAWA, K. Effects of topographic heterogeneity on tree species richness and stand dynamics in a subtropical forest in Okinawa Island, southern Japan. **Journal of Ecology**, Oxford, v. 92, p. 230-240, Apr. 2004.

KUNZ, S.H.; MARTINS, S.V. Regeneração natural de Floresta Estacional Semidecidual em diferentes estágios sucessionais (Zona da Mata, MG, Brasil). **Floresta**, Curitiba, v. 44, n. 1, p. 111-124, jan./mar. 2014.

LEDUC, A.; DRAPEAU, P.; BERGERON, Y.; LEGENDRE, P. Study of spatial components of forest cover using partial Mantel tests and path. **Journal of Vegetation Science**, Knivsta, v. 3, n. 1, p. 69-78, Feb. 1992.

LEGENDRE, P. Spatial autocorrelation: trouble or new paradigm? **Ecology**, Tempe, v.74, p. 1659-1673, Sept. 1993.

LORENZI, H. **Árvores brasileiras**: manual de identificação e cultivo de plantas arbóreas nativas do Brasil. 2. ed. Nova Odessa: Instituto Plantarum, 1998. v. 1, 352 p.

LORENZI, H. **Árvores brasileiras**: manual de identificação e cultivo de plantas arbóreas do Brasil, v. 1, 4.ed. Nova Odessa: Instituto Plantarum, 2002. 368 p.

MARANGON, G.P.; CRUZ, A.F.; BARBOSA, W.B.; LOUREIRO, G.H.; HOLANDA, A.C. Dispersão de sementes de uma comunidade arbórea em um remanescente de Mata Atlântica, Município de Bonito, PE. **Revista Verde**, Mossoró, v. 5, n. 5, p. 80-87, dez. 2010.

- MARQUES, M.C.; SILVA, S.M.; LIEBSCH, D. Coastal plain forests in southern and southeastern Brazil: ecological drivers, floristic patterns and conservation status. **Brazilian Journal of Botany**, São Paulo, v. 38, n.1, p. 1-18, Mar. 2015.
- MARTINS, K.G.; MARQUES, M.C.M.; SANTOS, E.; MARQUES, R. Effects of soil conditions on the diversity of tropical forests across a successional gradient. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v. 349, n. 1, p. 4-11, Aug. 2015.
- MARTINS, S.V.; RODRIGUES, R.R. Gap-phase regeneration in a semideciduous mesophytic forest, southeastern Brazil. **Plant Ecology**, Dordrecht, v. 163, p. 51-62, 2002.
- MEIRA-JUNIOR, M.S.; PEREIRA, I.M.; MACHADO, E.L.M.; MOTA, S.L.L.; OTONI, T.J.O. Espécies potenciais para recuperação de áreas de Floresta Estacional Semidecidual com exploração de minério de ferro na Serra do Espinhaço. **Bioscience Journal**, Uberlândia, v. 31, n. 1, p. 283-295, Jan./Feb. 2015.
- MOLOFSKY, J.; AUGSPURGER, C.K. The effect of leaf litter on early seedling establishment in a tropical forest. **Ecology**, Tempe, v. 73, p. 68-77, 1992.
- MIYAMOTO, K.; SUZUKI, E.; KOHYAMA, T.; SEINO, T.; MIRMANTO, E.; SIMBOLON, H. Habitat differentiation among tree species with small-scale variation of humus depth and topography in a tropical heath forest of Central Kalimantan, Indonesia. **Journal of Tropical Ecology**, Cambridge, v. 19, p. 43-54, Jan. 2003.
- OLIVEIRA FILHO, A.T.; FONTES, M.A.L. Patterns of floristic differentiation among Atlantic Forests in Southeastern Brazil and the influence of climate. **Biotropica**, Washington, v. 32, p. 793-810, Dec. 2000.
- OLIVEIRA FILHO, A.T.; JARENKOW, J.A.; RODAL, M.J.N. Floristic relationships of Seasonally Dry Forests of Eastern South America based on tree species distribution patterns. In: PENNINGTON, R.T.; LEWIS, G.P.; RATTER, J.A. (Ed.). **Neotropical savannas and dry forests: plant diversity, biogeography and conservation**. Boca Raton: CRC Press, 2006. p. 159-192.
- OLIVEIRA, A.A.; VICENTINI, A.; CHAVE, J.; CASTANHO, C.T.; DAVIES, S.J.; MARTINI, A.M.Z.; LIMA, R.A.F.; RIBEIRO, R.R.; IRIBAR, A.; SOUZA, V.C. Habitat specialization and phylogenetic structure of tree species in a coastal Brazilian white-sand forest. **Journal of Plant Ecology**, Oxford, v. 7, n. 2, p. 134-144, Apr. 2014.
- PALMER, M.I. **The effects of microtopography on environmental conditions, plant performance, and plant community structure in fens of the New Jersey Pinelands**. New Brunswick: University of New Jersey, 2005. 173 p.
- PARMENTIER, I.; RÉJOU-MÉCHAIN, M.; CHAVE, J.; VLEMINCKX, V.; THOMAS, D.W.; KENFACK, D.; CHUYONG, G.B.; HARDY, O.J. Prevalence of phylogenetic clustering at multiple scales in an African Rain Forest tree community. **Journal of Ecology**, Oxford, v.102, n. 4, p. 1008-1016, July 2014.

PERRY, J.N.; DIXON, P.M. A new method to measure spatial association for ecological count data. **Ecoscience**, Sainte-Foy, v. 9, n. 2, p. 133-141, 2002.

PHILLIPS, O.L.; VARGAS, P.N.; MONTEAGUDO, A.L.; CRUZ, A.P.; CHUSPEZANS, M-E.; WASHINGTON GALIANO, S.; YLI-HALLA, M.; ROSE, S. Habitat association among Amazonian tree species: a landscape-scale approach. **Journal of Ecology**, Oxford, v. 91, n. 5, p.757-775, 2003.

PINTO, J.R.R.; OLIVEIRA FILHO, A.T.; HAY, J.D.V. Influence of soil and topography on the composition of a tree community in a central brazilian valley forest. **Edinburgh Journal of Botany**, Edinburgh, v. 62, n. 1/2, p. 69-90, 2005.

PITMAN, N.C.A.; TERBORGH, J.; SILMAN, M.R.; NUNEZ, P. Tree species distributions in an upper Amazonian forest. **Ecology**, Tempe, v. 80, p. 2651-266, 1999.

PRATI, R.C.; BATISTA, G.E.A.P.A.; MONARD, M.C. Curvas ROC para avaliação de classificadores. **IEEE América Latina**, v. 6, n. 2, 2008.

PULLIAM, H.R. On the relationship between niche and distribution. **Ecology Letter**, Oxford, v. 3, n. 4, p. 349-361, 2000.

RIBEIRO FILHO, A.A.; FUNCH, L.S.; RODAL, M.J.N. Composição florística da floresta ciliar do Rio Mandassaia, Parque Nacional da Chapada Diamantina, Bahia, Brasil. **Rodriguésia**, Rio de Janeiro, v. 60, n. 2, p. 265-276, 2009.

RICHARDSON, J.L.; URBAN, M.C.; BOLNICK, D.I.; SKELLY, D.K. Microgeographic adaptation and the spatial scale of evolution. **Trends in Ecology and Evolution**, Amsterdam, v. 29, n. 2, p. 165-176, Mar. 2014.

ROSSETO, V.; SANTOS, F.A.M. A heterogeneidade ambiental de três fisionomias Florestais em um fragmento em Campinas (SP). **Revista Brasileira de Biociências**, Porto Alegre, v. 5, supl. 1, p. 408-410, jul. 2007.

SANSEVERO, J.B.B.; PRIETO, P.V.; MORAES, L.F.D.; RODRIGUES, P.J.F. Natural regeneration in plantations of native trees in Lowland Brazilian Atlantic Forest: community structure, diversity, and dispersal syndromes. **Restoration Ecology**, Malden, v. 19, n. 3, p. 379-389, May 2011.

SANTANA, W.M.S., SILVA-MANN, R., FERREIRA, R.A.; ARRIGONI-BLANK, M.F.; BLANK, A.F.; PODEROSO, J.C.M. Morfologia de flores, frutos e sementes de pau-pombo (*Tapirira guianensis* Aublet. - Anacardiaceae) na região de São Cristóvão, SE, Brasil. **Scientia Forestalis**, Piracicaba, v. 37, n. 81, p. 47-54, 2009.

SANTOS, S.O.; ALVES, M. Sinopse taxonômica da família Lauraceae na porção norte da Floresta Atlântica brasileira. **Revista Brasileira de Biociência**, Porto Alegre, v. 11, n. 1, p. 14-28, jan./mar. 2013.

SANTOS-JÚNIOR, R. **Estrutura da comunidade arbórea de uma floresta paludosa no litoral norte do Rio Grande do Sul**. 2011. 50 p. Monografia (Graduação em Ciências Biológicas) - Universidade do Extremo Sul Catarinense, Criciúma, 2011.

SCHWARZ, P.A.; FAHEY, T.J.; McCULLOCH, C.E. Factors controlling spatial variation of tree species abundance in a forested landscape. **Ecology**, Tempe, v. 84, n. 7, p. 1862-1878, July 2003.

SCIPIONI, M.C.; GALVÃO, F.; LONGHI, S.L. Composição florística e estratégias de dispersão e regeneração de grupos florísticos em Florestas Estacionais Deciduais no Rio Grande do Sul. **Floresta**, Curitiba, v. 43, n. 2, p. 241-254, abr./jun. 2013.

SCUDELLER, V.V.; MARTINS, F.R.; SHEPHERD, G.J. Distribution and abundance of arboreal species in the Atlantic Ombrophilous Dense Forest in Southeastern Brazil. **Plant Ecology**, Dordrecht, v.152, p. 185-199, Feb. 2001.

SHEN, G.; HE, F.; WAAGEPETERSEN, R.; SUN, I.F.; HAO, Z.; CHEN, Z.S.; M. Quantifying effects of habitat heterogeneity and other clustering processes on spatial distributions of tree species. **Ecology**, Durham, v. 94, n. 11, p. 2436-2443, Nov. 2013.

SILVA, A.C.C.; OLIVEIRA, D.G.; Population structure and spatial distribution of *Bauhinia cheilantha* (Bong.) Steud. in two fragments at different regeneration stages in the caatinga, in Sergipe, Brazil. **Revista Árvore**, Viçosa, v. 39, n. 3, p. 431-437, June 2015.

SOARES, M.P.; REYS, P.; PIFANO, D.S.; SÁ, J.L.; SILVA, P.O.; SANTOS, T.M.; SILVA, F.G. Relationship between edaphic factors and vegetation in savannas of the Brazilian Midwest Region. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 39, p. 821-829, 2015.

SVENNING, J.C. Microhabitat specialization in a species-rich palm community in Amazonian Ecuador. **Journal of Ecology**, Oxford, v. 87, p. 55-65, 1999.

TUOMISTO, H.; RUOKOLAINEN, K.; AGUILAR, M.; SARMIENTO, A. Floristic patterns along a 43-km long transect in an Amazonian rain forest. **Journal of Ecology**, Oxford, v. 91, p. 743- 756, 2003.

VAN GROENENDAEL, J.V.; EHRLÉN, J.; SVENSSON, B.M. Dispersal and persistence: population processes and community dynamics. **Folia Geobotanica**, Praha, v. 35, n. 2, p. 107-114, June 2000.

WEBB, C.O.; PEART, D.R. Habitat associations of trees and seedlings in a Bornean rain forest. **Journal of Ecology**, Oxford, v. 88, p. 464-478, 2000.

WHITTAKER, R.J., WILLIS, K.J.; FIELD, R. Climatic–energetic explanations of diversity: a macroscopic perspective. In: BLACKBURN, T.M.; Kaston, K.J. **Macroecology**: concepts and consequences. Cambridge: Cambridge University Press, 2003.p. 107–129.

ZHANG, Z.H.; HU, G.; ZHU, J.D.; LUO, D.H.; NI, J. Spatial patterns and interspecific associations of dominant tree species in two old-growth karst forests, SW China. **Ecological Research**, Tsukuba, v. 25, n. 6, p. 1151-1160, Nov. 2010.

ZIMMERMANN, T.G.; BEGNINI, R.M.; SILVA, F.R. *Syagrus romanzoffiana* (Jerivá). In: CORADIN, L.; SIMINSKI, A.; REIS, A. (Org.). **Espécies nativas da flora brasileira de valor econômico atual ou potencial**: plantas para o futuro – Região Sul. Brasília: MMA, 2011. p. 812-819.

ANEXOS

ANEXO A – CORRELAÇÃO ENTRE AS VARIÁVEIS DE SOLO E TOPOGRÁFICAS

Tabela 1 – Matriz de correlação de Pearson entre as variáveis de solo e tográficas do Parque Estadual da Ilha do Cardoso (PEIC). (*) Correlação significativa $p = 0,05$ (continua)

	Altitude	Declividade	pH(H ₂ O) (0-5)	pH(H ₂ O) (5-25)	PH(H ₂ O) (80-100)	MO (0-5)	MO (5-25)	MO (80-100)
Altitude	1,00							
Declividade	-0,10	1,00						
pH(H ₂ O)(0-5)	-0,11	0,04	1,00					
pH(H ₂ O)(5-25)	-0,09	-0,07	0,36	1,00				
PH(H ₂ O)(80-100)	-0,09	-0,02	0,19	0,34	1,00			
MO(0-5)	-0,06	0,11	0,00	-0,05	0,05	1,00		
MO(5-25)	-0,13	0,13	-0,02	-0,21	-0,12	0,09	1,00	
MO(80-100)	0,13	-0,06	-0,10	-0,04	-0,13	-0,08	-0,04	1,00
P(0-5)	-0,09	0,07	-0,09	-0,13	-0,14	0,13	0,15	-0,02
P(5-25)	0,00	0,09	-0,01	-0,17	-0,13	-0,05	0,43	0,20
P(80-100)	0,00	-0,01	-0,03	0,05	0,12	-0,02	-0,07	0,14
Na(0-5)	-0,09	0,18	0,03	-0,15	-0,15	0,24	0,25	-0,06
Na(5-25)	0,01	0,33	-0,04	-0,19	-0,15	0,12	0,46	0,02
Na(80-100)	0,06	0,08	-0,02	-0,10	-0,10	0,05	0,10	0,30
K(0-5)	-0,02	0,12	-0,01	-0,06	-0,13	0,15	0,15	-0,09
K(5-25)	0,00	0,03	0,00	-0,06	-0,09	0,04	0,24	0,25
K(80-100)	0,01	-0,07	-0,16	0,01	0,10	0,09	-0,08	0,04
Ca(0-5)	0,10	0,08	0,30	0,01	-0,01	0,08	0,14	0,02
Ca(5-25)	0,00	0,10	0,16	0,04	0,05	-0,15	0,37	0,07
Ca(80-100)	0,05	0,12	0,00	-0,05	-0,02	0,05	0,01	0,06
Mg(0-5)	-0,02	0,00	-0,04	-0,10	-0,14	0,12	0,16	0,00
Mg(5-25)	-0,07	0,09	-0,01	-0,21	-0,11	-0,05	0,48	0,09
Mg(80-100)	0,03	0,09	0,00	-0,05	0,03	0,07	0,04	0,05
SB(0-5)	0,04	0,06	0,16	-0,04	-0,08	0,12	0,17	0,01
SB(5-25)	-0,03	0,19	0,03	-0,16	-0,10	-0,02	0,52	0,11
SB(80-100)	0,05	0,10	-0,03	-0,06	0,01	0,08	0,03	0,09
Al(0-5)	-0,05	0,10	-0,41	-0,18	-0,17	0,15	0,16	0,19
Al(5-25)	0,09	0,04	-0,15	-0,33	-0,10	0,00	0,32	0,00
Al(80-100)	0,16	0,02	-0,12	-0,28	-0,59	-0,12	0,05	0,49
CTC(0-5)	-0,03	0,10	-0,03	-0,05	-0,08	0,25	0,20	0,01
CTC(5-25)	0,07	0,08	-0,14	-0,45	-0,18	0,05	0,58	0,06
CTC(80-100)	0,17	0,02	-0,04	-0,11	-0,39	-0,13	0,04	0,68*
V(0-5)	0,13	0,04	0,23	-0,03	-0,06	0,09	0,11	-0,01
V(5-25)	0,00	-0,03	0,19	0,31	0,06	-0,14	-0,14	0,09
V(80-100)	-0,06	0,08	-0,03	0,06	0,36	0,12	-0,03	-0,24
m(0-5)	-0,09	-0,02	-0,23	-0,04	-0,01	-0,15	-0,07	0,05
m(5-25)	-0,04	-0,01	-0,21	-0,27	-0,13	0,08	-0,02	-0,13
m(80-100)	0,01	0,01	-0,10	-0,21	-0,60	-0,03	0,03	0,24
Areia(5-25)	-0,17	0,01	0,09	0,32	0,22	-0,07	-0,49	-0,07
Areia(80-100)	-0,20	-0,11	-0,07	0,10	0,11	0,03	-0,02	-0,37
Silte(5-25)	0,14	-0,09	-0,07	-0,19	-0,16	-0,15	0,26	0,17
Silte(80-100)	-0,04	0,04	0,06	-0,04	-0,02	-0,09	-0,05	0,26
Argila(5-25)	0,13	0,04	-0,08	-0,30	-0,19	0,16	0,47	0,00
Argila(80-100)	0,27	0,11	0,05	-0,10	-0,13	0,01	0,05	0,31
Densidade(5-25)	-0,12	0,12	0,02	0,05	-0,05	0,11	0,10	-0,06
Densidade(80-100)	-0,06	-0,01	-0,01	0,09	-0,12	-0,04	0,03	0,08

Tabela 1 – Matriz de correlação de Pearson entre as variáveis de solo e tográficas do Parque Estadual da Ilha do Cardoso (PEIC). (*) Correlação significativa $p = 0,05$ (continuação)

	P (0-5)	P (5-25)	P (80-100)	Na (0-5)	Na (5-25)	Na (80-100)	K (0-5)	K (5-25)	K (80-100)
Altitude									
Declividade									
pH(H ₂ O)(0-5)									
pH(H ₂ O)(5-25)									
PH(H ₂ O)(80-100)									
MO(0-5)									
MO(5-25)									
MO(80-100)									
P(0-5)	1,00								
P(5-25)	0,16	1,00							
P(80-100)	-0,07	-0,03	1,00						
Na(0-5)	0,47*	0,18*	-0,07	1,00					
Na(5-25)	0,13	0,44*	-0,05	0,35*	1,00				
Na(80-100)	-0,07	0,12	0,37*	0,07	0,25*	1,00			
K(0-5)	0,84*	0,17*	-0,07	0,53*	0,17*	-0,04	1,00		
K(5-25)	0,14*	0,68*	-0,05	0,22*	0,41*	0,15*	0,17	1,00	
K(80-100)	0,00	-0,02	0,02	-0,12	-0,02	0,06	0,01	0,01	1,00
Ca(0-5)	0,56*	0,22*	-0,07	0,30*	0,13	-0,02	0,55*	0,16*	0,02
Ca(5-25)	-0,03	0,42*	0,03	0,01	0,35*	0,07	-0,03	0,37*	-0,02
Ca(80-100)	-0,01	0,05	0,25*	0,07	0,04	0,32*	0,03	0,11	0,16*
Mg(0-5)	0,82*	0,18*	-0,07	0,46*	0,11	-0,05	0,83*	0,12	0,03
Mg(5-25)	0,22*	0,66*	-0,07	0,21*	0,59*	0,11	0,20*	0,61*	0,02
Mg(80-100)	-0,03	0,06	0,54*	0,06	0,08	0,52*	0,01	0,07	0,16*
SB(0-5)	0,77*	0,23*	-0,08	0,45*	0,14*	-0,04	0,78*	0,17*	0,02
SB(5-25)	0,16*	0,68*	-0,05	0,25*	0,78*	0,18*	0,16*	0,68*	0,00
SB(80-100)	-0,03	0,06	0,43*	0,05	0,08	0,53*	0,02	0,10	0,28*
Al(0-5)	0,22*	0,06	0,04	0,19*	0,09	0,08	0,17*	0,04	0,03
Al(5-25)	0,18*	0,20*	-0,06	0,19*	0,21*	0,00	0,17*	0,06	-0,08
Al(80-100)	0,16*	0,29*	-0,01	0,18*	0,08	0,20*	0,09	0,18*	-0,04
CTC(0-5)	0,80*	0,18*	-0,07	0,55*	0,17*	-0,01	0,80*	0,17*	0,03
CTC(5-25)	0,21*	0,55*	-0,07	0,18*	0,44*	0,04	0,18*	0,36*	-0,09
CTC(80-100)	0,01	0,15*	0,21*	0,02	0,00	0,31*	-0,06	0,14*	-0,03
V(0-5)	0,49*	0,26*	-0,09	0,30*	0,14*	-0,08	0,54*	0,15*	-0,03
V(5-25)	-0,12	0,00	0,06	-0,04	0,11	0,14*	-0,10	0,19*	0,18*
V(80-100)	-0,03	-0,03	0,08	-0,01	0,08	0,11	0,02	0,02	0,45*
m(0-5)	-0,58*	-0,22*	0,09	-0,47*	-0,15*	0,08	-0,67*	-0,17*	-0,01
m(5-25)	0,05	-0,28*	-0,03	0,05	-0,24*	-0,12	0,04	-0,48*	-0,07
m(80-100)	0,15*	0,09	-0,19*	0,17*	0,01	-0,11	0,10	0,04	-0,35*
Areia(5-25)	-0,29*	-0,48*	0,09	-0,32*	-0,28*	-0,02	-0,32*	-0,28*	-0,05
Areia(80-100)	-0,11	-0,25*	0,00	-0,18*	-0,03	-0,27*	-0,10	-0,27*	-0,08
Silte(5-25)	0,02	0,33*	-0,04	0,11	0,12	0,04	0,02	0,17*	0,00
Silte(80-100)	0,01	0,22*	0,08	0,01	0,00	0,10	0,00	0,28*	0,08
Argila(5-25)	0,34*	0,42*	-0,09	0,33*	0,27*	0,00	0,37*	0,25*	0,06
Argila(80-100)	0,12	0,19*	-0,05	0,22*	0,03	0,28*	0,13	0,19*	0,05
Densidade(5-25)	-0,06	-0,02	-0,01	-0,02	0,00	-0,03	-0,05	-0,03	-0,02
Densidade(80-100)	0,05	0,02	0,00	0,00	0,04	0,06	0,06	0,03	0,05

Tabela 1 – Matriz de correlação de Pearson entre as variáveis de solo e tográficas do Parque Estadual da Ilha do Cardoso (PEIC). (*) Correlação significativa $p = 0,05$ (continuação)

	Ca (0-5)	Ca (5-25)	Ca (80-100)	Mg (0-5)	Mg (5-25)	Mg (80-100)	SB (0-5)	SB (5-25)	SB (80-100)
Altitude									
Declividade									
pH(H ₂ O)(0-5)									
pH(H ₂ O)(5-25)									
PH(H ₂ O)(80-100)									
MO(0-5)									
MO(5-25)									
MO(80-100)									
P(0-5)									
P(5-25)									
P(80-100)									
Na(0-5)									
Na(5-25)									
Na(80-100)									
K(0-5)									
K(5-25)									
K(80-100)									
Ca(0-5)	1,00								
Ca(5-25)	0,33*	1,00							
Ca(80-100)	-0,01	0,00	1,00						
Mg(0-5)	0,58*	0,06	0,00	1,00					
Mg(5-25)	0,24*	0,59*	0,02	0,34*	1,00				
Mg(80-100)	-0,01	0,03	0,85*	0,00	0,02	1,00			
SB(0-5)	0,91*	0,22*	0,00	0,87*	0,31*	-0,01	1,00		
SB(5-25)	0,27*	0,74*	0,04	0,22*	0,92*	0,06	0,28*	1,00	
SB(80-100)	-0,01	0,02	0,93*	0,00	0,03	0,97*	-0,01	0,07	1,00
Al(0-5)	-0,08	-0,13*	0,05	0,15*	0,00	-0,01	0,04	0,00	0,03
Al(5-25)	0,02	0,10	-0,02	0,20*	0,21*	-0,02	0,12	0,21*	-0,03
Al(80-100)	0,13	0,06	0,09	0,21*	0,23*	0,04	0,19	0,18*	0,08
CTC(0-5)	0,66*	0,07	0,05	0,84*	0,24*	0,03	0,84*	0,21*	0,04
CTC(5-25)	0,13	0,35*	0,01	0,24*	0,61*	0,01	0,20	0,59*	0,00
CTC(80-100)	0,01	0,06	0,17*	0,01	0,07	0,20*	0,01	0,07	0,21*
V(0-5)	0,73*	0,17*	-0,03	0,58*	0,27*	-0,05	0,74*	0,24*	-0,05
V(5-25)	0,10	0,32*	0,00	-0,08	0,16*	0,04	0,01	0,23*	0,06
V(80-100)	0,00	-0,02	0,43*	0,01	0,02	0,44*	0,00	0,03	0,48*
m(0-5)	-0,61*	-0,05	-0,02	-0,64*	-0,22*	0,00	-0,71*	-0,19*	0,00
m(5-25)	-0,23*	-0,48*	-0,03	0,01	-0,40*	-0,07	-0,13	-0,48*	-0,07
m(80-100)	0,06	0,02	-0,31*	0,10	0,05	-0,38*	0,10	0,03	-0,39*
Areia(5-25)	-0,26*	-0,16*	-0,05	-0,38*	-0,50*	-0,02	-0,36*	-0,41*	-0,04
Areia(80-100)	-0,20*	-0,13*	-0,46*	-0,14*	-0,18*	-0,34*	-0,20*	-0,17*	-0,42*
Silte(5-25)	0,14*	0,14*	-0,02	0,10	0,25*	-0,03	0,13	0,22*	-0,02
Silte(80-100)	0,03	0,10	0,43*	0,06	0,17*	0,28*	0,05	0,15*	0,36*
Argila(5-25)	0,24	0,12	0,07	0,42*	0,49*	0,03	0,37*	0,39*	0,06
Argila(80-100)	0,23	0,10	0,33*	0,14*	0,12	0,26*	0,21*	0,13*	0,32*
Densidade(5-25)	-0,04	-0,03	-0,02	-0,05	-0,05	-0,02	-0,05	-0,04	-0,02
Densidade(80-100)	0,04	0,02	0,06	0,06	0,01	0,07	0,05	0,02	-0,02

Tabela 1 – Matriz de correlação de Pearson entre as variáveis de solo e tográficas do Parque Estadual da Ilha do Cardoso (PEIC). (*) Correlação significativa $p = 0,05$ (continuação)

	Al (0-5)	Al (5-25)	Al (80-100)	CTC (0-5)	CTC (5-25)	CTC (80-100)	V (0-5)	V (5-25)	V (80-100)
Altitude									
Declividade									
pH(H ₂ O)(0-5)									
pH(H ₂ O)(5-25)									
PH(H ₂ O)(80-100)									
MO(0-5)									
MO(5-25)									
MO(80-100)									
P(0-5)									
P(5-25)									
P(80-100)									
Na(0-5)									
Na(5-25)									
Na(80-100)									
K(0-5)									
K(5-25)									
K(80-100)									
Ca(0-5)									
Ca(5-25)									
Ca(80-100)									
Mg(0-5)									
Mg(5-25)									
Mg(80-100)									
SB(0-5)									
SB(5-25)									
SB(80-100)									
Al(0-5)	1,00								
Al(5-25)	0,22*	1,00							
Al(80-100)	0,11	0,13	1,00						
CTC(0-5)	0,33*	0,18*	0,17*	1,00					
CTC(5-25)	0,09	0,49*	0,21*	0,17*	1,00				
CTC(80-100)	0,05	0,00	0,66*	0,01	0,11	1,00			
V(0-5)	-0,18*	0,07	0,13*	0,41*	0,22*	0,03	1,00		
V(5-25)	-0,21*	-0,28*	0,02	-0,07	-0,43*	0,06	-0,01	1,00	
V(80-100)	-0,04	-0,05	-0,28*	0,03	-0,07	-0,35*	-0,04	0,05	1,00
m(0-5)	0,27*	-0,06	-0,11	-0,60*	-0,15*	-0,04	-0,76*	-0,01	-0,02
m(5-25)	0,26*	0,49*	0,01	0,01	0,04	-0,08	-0,17*	-0,55*	-0,06
m(80-100)	0,03	0,13	0,52*	0,07	0,16*	0,32*	0,10	-0,16*	-0,72*
Areia(5-25)	-0,19*	-0,34*	-0,36*	-0,34*	-0,55*	-0,16*	-0,27*	0,14*	0,06
Areia(80-100)	0,04	-0,03	-0,51*	-0,16*	-0,13	-0,45*	-0,14*	-0,06	-0,02
Silte(5-25)	0,09	0,24*	0,29*	0,09	0,22*	0,18*	0,10	0,03	-0,11
Silte(80-100)	-0,03	0,09	0,32*	0,02	0,11	0,35*	0,03	0,09	0,03
Argila(5-25)	0,18*	0,30*	0,30*	0,36*	0,55*	0,10	0,28*	-0,18*	-0,02
Argila(80-100)	-0,03	-0,01	0,46*	0,19*	0,10	0,37*	0,15*	0,03	0,01
Densidade(5-25)	0,04	0,00	0,01	-0,04	0,00	-0,03	-0,06	-0,08	-0,03
Densidade(80-100)	0,02	-0,03	0,06	0,03	0,01	0,07	0,04	0,04	-0,06

Tabela 1 – Matriz de correlação de Pearson entre as variáveis de solo e toográficas do Parque Estadual da Ilha do Cardoso (PEIC). (*) Correlação significativa $p = 0,05$ (continuação)

	m (0-5)	m (5-25)	m (80-100)	Areia (5-25)	Areia (80-100)	Silte (5-25)	Silte (80-100)	Argila (5-25)	Argila (80-100)
Altitude									
Declividade									
pH(H ₂ O)(0-5)									
pH(H ₂ O)(5-25)									
PH(H ₂ O)(80-100)									
MO(0-5)									
MO(5-25)									
MO(80-100)									
P(0-5)									
P(5-25)									
P(80-100)									
Na(0-5)									
Na(5-25)									
Na(80-100)									
K(0-5)									
K(5-25)									
K(80-100)									
Ca(0-5)									
Ca(5-25)									
Ca(80-100)									
Mg(0-5)									
Mg(5-25)									
Mg(80-100)									
SB(0-5)									
SB(5-25)									
SB(80-100)									
Al(0-5)									
Al(5-25)									
Al(80-100)									
CTC(0-5)									
CTC(5-25)									
CTC(80-100)									
V(0-5)									
V(5-25)									
V(80-100)									
m(0-5)	1,00								
m(5-25)	0,13*	1,00							
m(80-100)	-0,05	0,17*	1,00						
Areia(5-25)	0,25*	-0,07	-0,17*	1,00					
Areia(80-100)	0,19*	0,10	-0,11	0,34*	1,00				
Silte(5-25)	-0,07	0,00	0,15*	-0,58*	-0,19*	1,00			
Silte(80-100)	-0,05	-0,07	0,01	-0,15*	-0,59*	0,12	1,00		
Argila(5-25)	-0,27*	0,08	0,13	-0,92*	-0,32*	0,22*	0,13	1,00	
Argila(80-100)	-0,20*	-0,09	0,13*	-0,34*	-0,90*	0,17*	0,19*	0,32*	1,00
Densidade(5-25)	0,08	0,05	0,05	0,08	0,07	-0,05	-0,05	-0,07	-0,06
Densidade(80-100)	-0,05	-0,06	-0,11	-0,10	0,06	0,06	0,10	0,09	-0,81*

Tabela 1 – Matriz de correlação de Pearson entre as variáveis de solo e toográficas do Parque Estadual da Ilha do Cardoso (PEIC). (*) Correlação significativa $p = 0,05$ (conclusão)

	Densidade (5-25)	Densidade (80-100)
Altitude		
Declividade		
pH(H ₂ O)(0-5)		
pH(H ₂ O)(5-25)		
PH(H ₂ O)(80-100)		
MO(0-5)		
MO(5-25)		
MO(80-100)		
P(0-5)		
P(5-25)		
P(80-100)		
Na(0-5)		
Na(5-25)		
Na(80-100)		
K(0-5)		
K(5-25)		
K(80-100)		
Ca(0-5)		
Ca(5-25)		
Ca(80-100)		
Mg(0-5)		
Mg(5-25)		
Mg(80-100)		
SB(0-5)		
SB(5-25)		
SB(80-100)		
Al(0-5)		
Al(5-25)		
Al(80-100)		
CTC(0-5)		
CTC(5-25)		
CTC(80-100)		
V(0-5)		
V(5-25)		
V(80-100)		
m(0-5)		
m(5-25)		
m(80-100)		
Areia(5-25)		
Areia(80-100)		
Silte(5-25)		
Silte(80-100)		
Argila(5-25)		
Argila(80-100)		
Densidade(5-25)	1,00	
Densidade(80-100)	-0,81*	1,00

Tabela 2 – Matriz de correlação de Pearson entre as variáveis de solo e tográficas do Parque Estadual de Carlos Botelho (PECB). (*) Correlação significativa $p = 0,05$ (continua)

	Altitude	Declividade	pH(H ₂ O) (0-5)	pH(H ₂ O) (5-25)	MO (0-5)	MO (5-25)	P (0-5)	P (5-25)
Altitude	1,00							
Declividade	0,24*	1,00						
pH(H ₂ O)(0-5)	-0,23*	-0,02	1,00					
pH(H ₂ O)(5-25)	-0,28*	0,08	0,49*	1,00				
MO(0-5)	0,00	0,10	-0,10	0,00	1,00			
MO(5-25)	-0,08	-0,20*	-0,09	-0,33*	-0,21	1,00		
P(0-5)	0,17*	-0,13*	-0,13	-0,24*	-0,06	0,44*	1,00	
P(5-25)	0,09	-0,07	0,04	-0,17*	-0,13	0,52*	0,55*	1,00
Na(0-5)	-0,13*	-0,18*	0,18*	-0,01	-0,09	0,50*	0,39*	0,30*
Na(5-25)	-0,12	-0,09	0,21*	0,01	-0,10	0,50*	0,21*	0,36*
K(0-5)	-0,06	-0,17*	0,29*	0,04	-0,15*	0,43*	0,36*	0,23*
K(5-25)	-0,10	-0,11	0,30*	0,14*	-0,17*	0,39*	0,08	0,28*
Ca(0-5)	-0,12	-0,02	0,45*	0,31*	-0,07	0,26*	0,35*	0,30*
Ca(5-25)	-0,10	0,02	0,27*	0,36*	-0,12	0,28*	0,23*	0,37*
Mg(0-5)	-0,06	-0,14*	0,26*	0,05	-0,15*	0,47*	0,47*	0,27*
Mg(5-25)	-0,11	-0,17*	0,19*	0,06	-0,20*	0,47*	0,32*	0,42*
Al(0-5)	0,27*	-0,02	-0,72*	-0,47*	0,07	0,04	0,20*	-0,04
Al(5-25)	0,40*	-0,01	-0,42*	-0,76*	-0,04	0,37*	0,43*	0,30*
SB(0-5)	-0,11	-0,06	0,43*	0,26*	-0,10	0,34*	0,42*	0,32*
SB(5-25)	-0,12	-0,05	0,31*	0,31*	-0,17*	0,42*	0,28*	0,45*
CTC(0-5)	0,01	-0,10	0,00	-0,08	-0,05	0,45*	0,64*	0,32*
CTC(5-25)	0,02	-0,11	-0,05	-0,26*	-0,01	0,54*	0,44*	0,48*
V(0-5)	-0,14*	-0,03	0,54*	0,36*	-0,12	0,28*	0,30*	0,27*
V(5-25)	-0,15*	0,00	0,43*	0,53*	-0,19*	0,18*	0,11	0,27*
m(0-5)	0,21*	0,04	-0,63*	-0,36*	0,12	-0,23*	-0,22*	-0,22*
m(5-25)	0,30*	0,05	-0,50*	-0,62*	0,16*	-0,15*	-0,03	-0,24*
Areia(0-5)	0,03	0,02	0,08	0,26*	0,18*	-0,42*	-0,22*	-0,01
Areia(5-25)	0,01	0,00	0,07	0,22*	0,10	-0,30*	-0,06	0,13
Silte(0-5)	-0,31*	0,03	0,14*	0,07	-0,11	0,15*	0,08	-0,01
Silte(5-25)	-0,32*	0,04	0,14*	0,16*	-0,06	-0,10	-0,14*	-0,12
Argila(0-5)	0,14*	-0,05	-0,17*	-0,35*	-0,15*	0,42*	0,22*	0,02
Argila(5-25)	0,13*	-0,02	-0,14*	-0,32*	-0,08	0,37*	0,12	-0,08
Densidade(0-5)	-0,01	-0,04	0,01	-0,07	0,00	-0,10	0,01	-0,02
Densidade(5-25)	-0,04	-0,04	0,02	0,04	0,05	0,10	0,02	0,04

Tabela 2 – Matriz de correlação de Pearson entre as variáveis de solo e tográficas do Parque Estadual de Carlos Botelho (PECB) . (*) Correlação significativa $p = 0,05$ (continuação)

	Na (0-5)	Na (5-25)	K (0-5)	K (5-25)	Ca (0-5)	Ca (5-25)	Mg (0-5)	Mg (5-25)	Al (0-5)
Altitude									
Declividade									
pH(H ₂ O)(0-5)									
pH(H ₂ O)(5-25)									
MO(0-5)									
MO(5-25)									
P(0-5)									
P(5-25)									
Na(0-5)	1,00								
Na(5-25)	0,67*	1,00							
K(0-5)	0,59*	0,45*	1,00						
K(5-25)	0,42*	0,49*	0,70*	1,00					
Ca(0-5)	0,52*	0,50*	0,47*	0,34*	1,00				

Tabela 2 – Matriz de correlação de Pearson entre as variáveis de solo e tográficas do Parque Estadual de Carlos Botelho (PECB). (*) Correlação significativa $p = 0,05$ (continuação)

	Na (0-5)	Na (5-25)	K (0-5)	K (5-25)	Ca (0-5)	Ca (5-25)	Mg (0-5)	Mg (5-25)	Al (0-5)
Ca(5-25)	0,23*	0,35*	0,21*	0,26*	0,67*	1,00			
Mg(0-5)	0,63*	0,52*	0,61*	0,41*	0,68*	0,37*	1,00		
Mg(5-25)	0,46*	0,55*	0,42*	0,50*	0,52*	0,50*	0,63*	1,00	
Al(0-5)	-0,09	-0,16*	-0,28*	-0,33*	-0,45*	-0,35*	-0,34*	-0,20*	1,00
Al(5-25)	0,13*	0,10	0,08	-0,06	-0,16*	-0,28*	0,10	0,03	0,54*
SB(0-5)	0,61*	0,56*	0,59*	0,42*	0,98*	0,63*	0,80*	0,59*	-0,45*
SB(5-25)	0,39*	0,53*	0,41*	0,52*	0,71*	0,93*	0,53*	0,74*	-0,38*
CTC(0-5)	0,57*	0,42*	0,44*	0,23*	0,64*	0,38*	0,68*	0,49*	0,08
CTC(5-25)	0,36*	0,41*	0,31*	0,30*	0,35*	0,38*	0,42*	0,49*	0,03
V(0-5)	0,49*	0,46*	0,55*	0,40*	0,86*	0,58*	0,77*	0,53*	-0,64*
V(5-25)	0,27*	0,39*	0,35*	0,49*	0,59*	0,78*	0,41*	0,60*	-0,48*
m(0-5)	-0,36*	-0,32*	-0,49*	-0,39*	-0,66*	-0,46*	-0,69*	-0,41*	0,82*
m(5-25)	-0,24*	-0,37*	-0,32*	-0,49*	-0,58*	-0,77*	-0,38*	-0,59*	0,60*
Areia(0-5)	-0,40*	-0,26*	-0,31*	-0,16*	-0,11	0,05	-0,34*	-0,27*	-0,18*
Areia(5-25)	-0,33*	-0,28*	-0,22*	-0,12	-0,04	0,09	-0,30*	-0,25*	-0,13*
Silte(0-5)	0,21*	0,10	0,22*	0,16*	0,16*	0,08	0,20*	0,15*	-0,15*
Silte(5-25)	0,04	0,07	0,04	0,12	-0,03	-0,02	0,00	0,00	-0,16*
Argila(0-5)	0,36*	0,26*	0,26*	0,10	0,04	-0,10	0,30*	0,24*	0,30*
Argila(5-25)	0,34*	0,27*	0,22*	0,07	0,06	-0,09	0,33*	0,27*	0,22*
Densidade(0-5)	-0,04	-0,05	-0,06	-0,10	-0,11	-0,10	-0,10	-0,08	0,10
Densidade(5-25)	0,10	0,03	0,07	0,07	0,10	0,07	0,11	0,06	-0,08

Tabela 2 – Matriz de correlação de Pearson entre as variáveis de solo e tográficas do Parque Estadual de Carlos Botelho (PECB). (*) Correlação significativa $p = 0,05$ (continuação)

	Al (5-25)	SB (0-5)	SB (5-25)	CTC (0-5)	CTC (5-25)	V (0-5)	V (5-25)	m (0-5)	m (5-25)
Altitude									
Declividade									
pH(H ₂ O)(0-5)									
pH(H ₂ O)(5-25)									
MO(0-5)									
MO(5-25)									
P(0-5)									
P(5-25)									
Na(0-5)									
Na(5-25)									
K(0-5)									
K(5-25)									
Ca(0-5)									
Ca(5-25)									
Mg(0-5)									
Mg(5-25)									
Al(0-5)									
Al(5-25)	1,00								
SB(0-5)	-0,10	1,00							
SB(5-25)	-0,20*	0,71*	1,00						
CTC(0-5)	0,30*	0,69*	0,47*	1,00					
CTC(5-25)	0,40*	0,40*	0,48*	0,64*	1,00				
V(0-5)	-0,23*	0,89*	0,66*	0,39*	0,19*	1,00			
V(5-25)	-0,45*	0,58*	0,84*	0,17*	0,03	0,68*	1,00		
m(0-5)	0,27*	-0,71*	-0,52*	-0,33*	-0,19*	-0,87*	-0,56*	1,00	
m(5-25)	0,63*	-0,57*	-0,82*	-0,17*	-0,12	-0,65*	-0,92*	0,62*	1,00
Areia(0-5)	-0,31*	-0,19*	-0,07	-0,36*	-0,22*	-0,11	0,01	0,04	-0,07

Tabela 2 – Matriz de correlação de Pearson entre as variáveis de solo e toográficas do Parque Estadual de Carlos Botelho (PECB) . (*) Correlação significativa $p = 0,05$ (conclusão)

	Areia (0-5)	Areia (5-25)	Silte (0-5)	Silte (5-25)	Argila (0-5)	Argila (5-25)	Densidade (0-5)	Densidade (5-25)
Altitude								
Declividade								
pH(H ₂ O)(0-5)								
pH(H ₂ O)(5-25)								
MO(0-5)								
MO(5-25)								
P(0-5)								
P(5-25)								
Na(0-5)								
Na(5-25)								
K(0-5)								
K(5-25)								
Ca(0-5)								
Ca(5-25)								
Mg(0-5)								
Mg(5-25)								
Al(0-5)								
Al(5-25)								
SB(0-5)								
SB(5-25)								
CTC(0-5)								
CTC(5-25)								
V(0-5)								
V(5-25)								
m(0-5)								
m(5-25)								
Areia(0-5)	1,00							
Areia(5-25)	0,76*	1,00						
Silte(0-5)	-0,58*	-0,36*	1,00					
Silte(5-25)	-0,17*	-0,39*	0,54*	1,00				
Argila(0-5)	-0,89*	-0,72*	0,14*	-0,09	1,00			
Argila(5-25)	-0,75*	-0,91*	0,14*	-0,03	0,83*	1,00		
Densidade(0-5)	-0,03	0,00	0,00	0,11	0,03	-0,05	1,00	
Densidade(5-25)	0,08	-0,02	-0,02	-0,05	-0,09	0,04	-0,78*	1,00

Tabela 3 – Matriz de correlação de Pearson entre as variáveis de solo e tográficas da Estação Ecológica de Caetetus (EEC). (*) Correlação significativa $p = 0,05$

	Altitude	Declividade	pH(H ₂ O) (0-5)	pH(H ₂ O) (5-25)	PH(H ₂ O) (80-100)	MO (0-5)	MO (5-25)	MO (80-100)
Altitude	1,00							
Declividade	0,00	1,00						
pH(H ₂ O)(0-5)	-0,17*	0,06	1,00					
pH(H ₂ O)(5-25)	-0,22*	0,00	0,64*	1,00				
PH(H ₂ O)(80-100)	-0,48*	0,04	0,47*	0,58*	1,00			
MO(0-5)	-0,17*	-0,01	0,05	0,08	0,11	1,00		
MO(5-25)	0,12	0,02	-0,02	0,00	0,03	-0,23*	1,00	
MO(80-100)	0,42*	0,09	-0,04	-0,08	-0,19*	-0,34*	0,25*	1,00
P(0-5)	-0,21*	0,06	0,00	0,08	0,11	0,33*	-0,03	-0,23*
P(5-25)	-0,34*	0,05	0,13*	0,29*	0,29*	0,11	0,19*	-0,04
P(80-100)	-0,57*	0,04	0,17*	0,25*	0,31*	-0,01	0,05	-0,06
Na(0-5)	-0,36*	0,03	0,16*	0,18*	0,23*	0,13*	-0,02	-0,24*
Na(5-25)	0,16*	0,07	0,15*	0,10	0,09	-0,20*	0,28*	0,28*
Na(80-100)	0,05	0,02	-0,01	-0,08	-0,09	0,04	0,19*	0,13*
K(0-5)	-0,13*	0,14*	-0,06	-0,03	0,03	0,08	0,03	0,01
K(5-25)	-0,16*	0,01	0,17*	0,17*	0,19*	0,07	0,03	-0,02
K(80-100)	-0,13*	0,07	0,22*	0,23*	0,18*	-0,01	-0,01	0,07
Ca(0-5)	0,05	0,03	0,42*	0,39*	0,31*	0,21*	0,06	-0,03
Ca(5-25)	-0,05	0,05	0,32*	0,55*	0,37*	0,02	0,22*	0,08
Ca(80-100)	0,05	0,15*	0,22*	0,27*	0,29*	0,10	0,09	0,06
Mg(0-5)	0,10	0,01	0,14*	0,15*	0,08	0,25*	0,06	-0,04
Mg(5-25)	0,18*	-0,01	0,30*	0,37*	0,18*	0,14*	0,19*	0,05
Mg(80-100)	0,41*	0,21*	0,06	0,05	-0,12	0,07	0,08	0,12
SB(0-5)	0,05	0,03	0,40*	0,38*	0,30*	0,22*	0,06	-0,03
SB(5-25)	-0,03	0,05	0,34*	0,55*	0,37*	0,04	0,22*	0,08
SB(80-100)	0,17*	0,19*	0,20*	0,23*	0,18*	0,10	0,09	0,09
Al(0-5)	0,09	0,06	-0,01	0,01	0,07	-0,13*	0,06	0,16*
Al(5-25)	0,07	-0,07	-0,30*	-0,55*	-0,30*	-0,08	-0,03	0,08
Al(80-100)	0,39*	-0,04	-0,13*	-0,28*	-0,69*	-0,16*	0,01	0,33*
CTC(0-5)	0,09	0,04	0,33*	0,34*	0,27*	0,20*	0,09	0,02
CTC(5-25)	0,10	0,07	0,24*	0,39*	0,28*	-0,08	0,32*	0,23*
CTC(80-100)	0,47*	0,18*	0,10	0,05	-0,19*	-0,09	0,13*	0,38*
V(0-5)	-0,15*	0,03	0,60*	0,40*	0,33*	0,24*	-0,08	-0,22*
V(5-25)	-0,26*	0,00	0,43*	0,70*	0,43*	0,28*	-0,04	-0,28*
V(80-100)	-0,41*	0,01	0,16*	0,32*	0,57*	0,33*	-0,09	-0,44*
m(0-5)	0,04	0,02	-0,14*	-0,10	-0,01	-0,10	0,02	0,13*
m(5-25)	0,01	-0,06	-0,28*	-0,53*	-0,27*	-0,06	-0,06	0,05
m(80-100)	0,35*	-0,08	-0,20*	-0,36*	-0,73*	-0,19*	-0,01	0,31*
Areia(0-5)	-0,40*	-0,07	-0,11	-0,14*	0,01	-0,23*	-0,12	-0,23*
Areia(5-25)	-0,57*	-0,06	0,11	0,11	0,27*	-0,08	-0,08	-0,34*
Areia(80-100)	-0,60*	-0,11	0,03	0,13*	0,48*	0,10	-0,07	-0,41*
Silte(0-5)	0,25*	0,10	0,06	0,13*	0,02	0,19*	0,10	0,14*
Silte(5-25)	0,15*	-0,01	-0,01	0,04	-0,02	0,16*	-0,03	0,07
Silte(80-100)	0,19*	0,10	0,11	0,05	-0,03	0,00	0,08	0,13*
Argila(0-5)	0,38*	0,01	0,11	0,08	-0,04	0,17*	0,08	0,23*
Argila(5-25)	0,60*	0,08	-0,13*	-0,17*	-0,33*	-0,03	0,12	0,38*
Argila(80-100)	0,61*	0,09	-0,07	-0,17*	-0,53*	-0,11	0,04	0,41*
Densidade(0-5)	0,02	-0,02	0,07	0,09	0,08	0,00	0,09	0,01
Densidade(5-25)	0,79*	-0,04	-0,15*	-0,17*	-0,39*	-0,12	0,12	0,27*
Densidade(80-100)	-0,70*	0,02	0,22*	0,25*	0,43*	0,11	-0,01	-0,24*

Tabela 3 – Matriz de correlação de Pearson entre as variáveis de solo e toográficas da Estação Ecológica de Caetetus (EEC). (*) Correlação significativa $p = 0,05$ (continuação)

	P (0-5)	P (5-25)	P (80-100)	Na (0-5)	Na (5-25)	Na (80-100)	K (0-5)	K (5-25)	K (80-100)
Altitude									
Declividade									
pH(H ₂ O)(0-5)									
pH(H ₂ O)(5-25)									
PH(H ₂ O)(80-100)									
MO(0-5)									
MO(5-25)									
MO(80-100)									
P(0-5)	1,00								
P(5-25)	0,40*	1,00							
P(80-100)	0,14*	0,34*	1,00						
Na(0-5)	0,14*	0,11	0,23*	1,00					
Na(5-25)	-0,02	0,18*	-0,05	-0,07	1,00				
Na(80-100)	0,00	0,03	0,04	0,03	0,22*	1,00			
K(0-5)	0,60*	0,19*	0,10	0,11	-0,03	0,03	1,00		
K(5-25)	0,39*	0,44*	0,15*	0,06	0,21*	0,13*	0,55*	1,00	
K(80-100)	0,16*	0,19*	0,23*	0,06	0,15*	0,14*	0,20*	0,36*	1,00
Ca(0-5)	0,55*	0,25*	-0,02	0,13*	0,22*	-0,06	0,20*	0,24*	0,15*
Ca(5-25)	0,15*	0,67*	0,16*	0,11	0,28*	-0,01	0,04	0,28*	0,23*
Ca(80-100)	0,11	0,09	0,12	0,07	0,13*	0,01	0,15*	0,10	0,30*
Mg(0-5)	0,69*	0,27*	-0,03	0,05	0,07	0,01	0,50*	0,42*	0,17*
Mg(5-25)	0,35*	0,51*	-0,02	0,01	0,21*	0,07	0,25*	0,47*	0,27*
Mg(80-100)	0,12	-0,05	-0,11	-0,07	0,04	0,06	0,12	0,01	0,35*
SB(0-5)	0,60*	0,27*	-0,02	0,13*	0,21*	-0,05	0,26*	0,28*	0,16*
SB(5-25)	0,20*	0,69*	0,15*	0,10	0,29*	0,01	0,09	0,37*	0,26*
SB(80-100)	0,13*	0,06	0,06	0,03	0,12	0,04	0,16*	0,10	0,41*
Al(0-5)	0,03	-0,11	-0,12	0,13*	0,21*	-0,09	0,14*	0,11	0,02
Al(5-25)	-0,06	-0,14*	-0,05	-0,01	-0,07	-0,02	0,04	-0,11	-0,14*
Al(80-100)	-0,12	-0,20*	-0,17*	-0,20*	-0,02	0,03	-0,06	-0,13*	-0,04
CTC(0-5)	0,60*	0,25*	-0,04	0,12	0,23*	-0,07	0,27*	0,26*	0,15*
CTC(5-25)	0,12	0,64*	0,07	0,08	0,37*	0,00	0,09	0,33*	0,21*
CTC(80-100)	-0,03	-0,10	-0,10	-0,06	0,17*	0,04	0,11	0,01	0,33*
V(0-5)	0,40*	0,18*	0,12	0,14*	0,07	0,04	0,17*	0,26*	0,22*
V(5-25)	0,30*	0,46*	0,22*	0,13*	0,05	0,03	0,06	0,30*	0,28*
V(80-100)	0,29*	0,26*	0,24*	0,14*	-0,08	0,02	0,09	0,12	0,17*
m(0-5)	-0,09	-0,17*	-0,10	0,12	0,10	-0,08	0,09	0,03	-0,06
m(5-25)	-0,05	-0,19*	-0,04	-0,05	-0,09	-0,01	0,01	-0,14*	-0,14*
m(80-100)	-0,13*	-0,21*	-0,18*	-0,22*	-0,04	0,00	-0,07	-0,15*	-0,14*
Areia(0-5)	-0,33*	-0,10	0,19*	0,08	-0,13*	0,02	-0,15*	-0,10	-0,12
Areia(5-25)	0,04	0,11	0,29*	0,19*	-0,14*	0,04	0,01	0,03	-0,09
Areia(80-100)	0,08	0,22*	0,20*	0,19*	-0,07	-0,06	-0,04	0,08	-0,20*
Silte(0-5)	0,38*	0,20*	-0,11*	-0,01	0,13*	-0,01	0,24*	0,16*	0,17*
Silte(5-25)	0,02	-0,06	-0,06	0,00	0,14*	-0,04	0,00	0,00	0,16*
Silte(80-100)	0,00	-0,03	0,01	-0,05	0,12	0,02	0,05	0,01	0,12
Argila(0-5)	0,14*	-0,04	-0,18*	-0,11	0,07	-0,02	-0,01	0,00	0,01
Argila(5-25)	-0,07	-0,09	-0,31*	-0,24*	0,07	-0,02	-0,01	-0,04	-0,01
Argila(80-100)	-0,09	-0,23*	-0,23*	-0,20*	0,04	0,06	0,03	-0,09	0,18*
Densidade(0-5)	-0,03	-0,05	0,00	0,05	0,11	0,00	0,11	0,17*	0,00
Densidade(5-25)	-0,17*	-0,28*	-0,46*	-0,29*	0,09	0,07	-0,01	-0,05	-0,13*
Densidade(80-100)	0,11	0,20*	0,40*	0,32*	0,03	-0,06	0,13*	0,22*	0,13*

Tabela 3 – Matriz de correlação de Pearson entre as variáveis de solo e toográficas da Estação Ecológica de Caetetus (EEC) . (*) Correlação significativa $p = 0,05$ (continuação)

	Ca (0-5)	Ca (5-25)	Ca (80-100)	Mg (0-5)	Mg (5-25)	Mg (80-100)	SB (0-5)	SB (5-25)	SB (80-100)
Altitude									
Declividade									
pH(H ₂ O)(0-5)									
pH(H ₂ O)(5-25)									
pH(H ₂ O)(80-100)									
MO(0-5)									
MO(5-25)									
MO(80-100)									
P(0-5)									
P(5-25)									
P(80-100)									
Na(0-5)									
Na(5-25)									
Na(80-100)									
K(0-5)									
K(5-25)									
K(80-100)									
Ca(0-5)	1,00								
Ca(5-25)	0,36*	1,00							
Ca(80-100)	0,24*	0,36*	1,00						
Mg(0-5)	0,60*	0,21*	0,20*	1,00					
Mg(5-25)	0,43*	0,60*	0,33*	0,63*	1,00				
Mg(80-100)	0,18*	0,13*	0,61*	0,26*	0,33*	1,00			
SB(0-5)	0,99*	0,36*	0,25*	0,68*	0,47*	0,20*	1,00		
SB(5-25)	0,39*	0,99*	0,37*	0,29*	0,69*	0,16*	0,40*	1,00	
SB(80-100)	0,25*	0,32*	0,96*	0,25*	0,37*	0,81*	0,26*	0,34*	1,00
Al(0-5)	0,13*	0,02	-0,05	0,14*	0,06	-0,05	0,14*	0,03	-0,05
Al(5-25)	-0,20*	-0,27*	-0,21*	-0,11	-0,27*	-0,09	-0,20*	-0,28*	-0,19*
Al(80-100)	-0,15*	-0,21*	-0,25*	-0,01	-0,06	0,04	-0,15*	-0,20*	-0,17*
CTC(0-5)	0,99*	0,35*	0,24*	0,68*	0,45*	0,20*	0,99*	0,39*	0,26*
CTC(5-25)	0,35*	0,94*	0,34*	0,25*	0,65*	0,16*	0,35*	0,95*	0,32*
CTC(80-100)	0,15*	0,20*	0,73*	0,20*	0,30*	0,76*	0,17*	0,22*	0,82*
V(0-5)	0,66*	0,22*	0,21*	0,49*	0,38*	0,14*	0,67*	0,26*	0,21*
V(5-25)	0,39*	0,61*	0,30*	0,30*	0,52*	0,14*	0,39*	0,63*	0,29*
V(80-100)	0,21*	0,25*	0,46*	0,15*	0,16*	0,18*	0,21*	0,25	0,41*
m(0-5)	-0,10	-0,13*	-0,13*	-0,07	-0,11	-0,12	-0,10	-0,12	-0,14
m(5-25)	-0,19*	-0,32*	-0,21*	-0,14*	-0,33*	-0,12	-0,20*	-0,34*	-0,21*
m(80-100)	-0,21*	-0,27*	-0,37*	-0,08	-0,14*	-0,09	-0,20*	-0,27	-0,31*
Areia(0-5)	-0,55*	-0,31*	-0,41*	-0,49*	-0,43*	-0,47*	-0,57*	-0,34*	-0,47*
Areia(5-25)	-0,10	-0,12	-0,34*	-0,18*	-0,29*	-0,50*	-0,11*	-0,15*	-0,43*
Areia(80-100)	0,03	0,01	-0,38*	-0,12	-0,19*	-0,63*	0,01	-0,01	-0,50*
Silte(0-5)	0,46*	0,28*	0,36*	0,45*	0,36*	0,43*	0,48*	0,31*	0,42*
Silte(5-25)	0,04	0,07	0,36*	0,09	0,17*	0,31*	0,05	0,09	0,38*
Silte(80-100)	-0,01	0,10	0,15*	0,04	0,16*	0,21*	0,00	0,11	0,19*
Argila(0-5)	0,40*	0,20*	0,28*	0,31*	0,31*	0,30*	0,41*	0,22*	0,31*
Argila(5-25)	0,09	0,10	0,15*	0,16*	0,23*	0,39*	0,10	0,12	0,24*
Argila(80-100)	-0,03	-0,05	0,36*	0,12	0,15*	0,63*	-0,01	-0,03	0,49*
Densidade(0-5)	0,09	0,06	0,01	0,16*	0,15*	0,04	0,10	0,08	0,02
Densidade(5-25)	0,04	-0,02	0,01	0,17*	0,23*	0,31*	0,06	0,01	0,11
Densidade(80-100)	0,05	0,09	0,01	0,00	-0,04	-0,24*	0,05	0,08	-0,07

Tabela 3 – Matriz de correlação de Pearson entre as variáveis de solo e toográficas da Estação Ecológica de Caetetus (EEC). (*) Correlação significativa $p = 0,05$ (continuação)

	Al (0-5)	Al (5-25)	Al (80-100)	CTC (0-5)	CTC (5-25)	CTC (80-100)	V (0-5)	V (5-25)	V (80-100)
Altitude									
Declividade									
pH(H ₂ O)(0-5)									
pH(H ₂ O)(5-25)									
PH(H ₂ O)(80-100)									
MO(0-5)									
MO(5-25)									
MO(80-100)									
P(0-5)									
P(5-25)									
P(80-100)									
Na(0-5)									
Na(5-25)									
Na(80-100)									
K(0-5)									
K(5-25)									
K(80-100)									
Ca(0-5)									
Ca(5-25)									
Ca(80-100)									
Mg(0-5)									
Mg(5-25)									
Mg(80-100)									
SB(0-5)									
SB(5-25)									
SB(80-100)									
Al(0-5)	1,00								
Al(5-25)	0,14*	1,00							
Al(80-100)	-0,03	0,20*	1,00						
CTC(0-5)	0,19*	-0,17*	-0,13*	1,00					
CTC(5-25)	0,15*	-0,15*	-0,14*	0,37*	1,00				
CTC(80-100)	0,11	-0,07	0,28*	0,19*	0,31*	1,00			
V(0-5)	-0,17*	-0,29*	-0,16*	0,58*	0,10	0,01	1,00		
V(5-25)	-0,24*	-0,62*	-0,31*	0,33*	0,38*	-0,03	0,58*	1,00	
V(80-100)	-0,30*	-0,29*	-0,63*	0,16*	0,06	-0,14*	0,39*	0,61*	1,00
m(0-5)	0,86*	0,24*	-0,02	-0,04	0,00	0,01	-0,37*	-0,38*	-0,34*
m(5-25)	0,08	0,95*	0,20*	-0,17*	-0,22*	-0,10	-0,27*	-0,63*	-0,27*
m(80-100)	-0,03	0,32*	0,92*	-0,19*	-0,18*	0,13*	-0,24*	-0,43*	-0,72*
Areia(0-5)	0,02	0,17*	-0,05	-0,58*	-0,34*	-0,46*	-0,32*	-0,23*	-0,13*
Areia(5-25)	-0,04	-0,02	-0,24*	-0,14*	-0,23*	-0,57*	0,05	0,08	0,11
Areia(80-100)	-0,03	-0,03	-0,56*	-0,01	-0,09	-0,77*	0,08	0,14*	0,27*
Silte(0-5)	-0,03	-0,14*	-0,02	0,50*	0,30*	0,37*	0,29*	0,24*	0,19*
Silte(5-25)	-0,01	-0,04	-0,04	0,06	0,09	0,35*	0,06	0,08	0,11
Silte(80-100)	0,08	0,03	0,15*	0,01	0,13*	0,24*	0,02	0,03	-0,04
Argila(0-5)	0,00	-0,13*	0,10	0,42*	0,24*	0,35*	0,21*	0,12	0,01
Argila(5-25)	0,06	0,06	0,33*	0,13*	0,22*	0,44*	-0,10	-0,16*	-0,22*
Argila(80-100)	-0,01	0,02	0,57*	0,01	0,05	0,78*	-0,10	-0,17*	-0,29*
Densidade(0-5)	0,27*	0,05	-0,07	0,12	0,12	0,04	-0,01	-0,07	-0,10
Densidade(5-25)	0,09	0,06	0,29*	0,09	0,11	0,33*	-0,10	-0,20*	-0,34*
Densidade(80-100)	0,21*	-0,01	-0,34*	0,04	0,04	-0,25*	0,08	0,11	0,20*

Tabela 3 – Matriz de correlação de Pearson entre as variáveis de solo e tográficas da Estação Ecológica de Caetetus (EEC) . (*) Correlação significativa $p = 0,05$ (continuação)

	m (0-5)	m (5-25)	m (80-100)	Areia (0-5)	Areia (5-25)	Areia (80-100)	Silte (0-5)	Silte (5-25)	Silte (80-100)
Altitude									
Declividade									
pH(H ₂ O)(0-5)									
pH(H ₂ O)(5-25)									
PH(H ₂ O)(80-100)									
MO(0-5)									
MO(5-25)									
MO(80-100)									
P(0-5)									
P(5-25)									
P(80-100)									
Na(0-5)									
Na(5-25)									
Na(80-100)									
K(0-5)									
K(5-25)									
K(80-100)									
Ca(0-5)									
Ca(5-25)									
Ca(80-100)									
Mg(0-5)									
Mg(5-25)									
Mg(80-100)									
SB(0-5)									
SB(5-25)									
SB(80-100)									
Al(0-5)									
Al(5-25)									
Al(80-100)									
CTC(0-5)									
CTC(5-25)									
CTC(80-100)									
V(0-5)									
V(5-25)									
V(80-100)									
m(0-5)	1,00								
m(5-25)	0,20*	1,00							
m(80-100)	0,02	0,34*	1,00						
Areia(0-5)	0,17*	0,18*	0,04	1,00					
Areia(5-25)	0,05	0,01	-0,16*	0,62*	1,00				
Areia(80-100)	0,02	0,00	-0,41*	0,44*	0,68*	1,00			
Silte(0-5)	-0,17*	-0,15*	-0,11*	-0,78*	-0,43*	-0,31*	1,00		
Silte(5-25)	-0,05	-0,06	-0,09	-0,30*	-0,61*	-0,33*	0,33*	1,00	
Silte(80-100)	0,06	0,02	0,11	-0,16*	-0,34*	-0,50*	0,17*	0,32*	1,00
Argila(0-5)	-0,10	-0,12*	0,05	-0,79*	-0,54*	-0,38*	0,22*	0,13*	0,08
Argila(5-25)	-0,02	0,03	0,27*	-0,55*	-0,79*	-0,60*	0,28*	-0,01	0,18*
Argila(80-100)	-0,04	-0,01	0,43*	-0,43*	-0,63*	-0,94*	0,28*	0,24*	0,16*
Densidade(0-5)	0,25*	0,02	-0,06	-0,07	-0,10	-0,04	-0,01	0,01	0,02
Densidade(5-25)	0,05	0,01	0,27*	-0,30*	-0,44*	-0,44*	0,14*	0,04	0,07
Densidade(80-100)	0,22*	0,01	-0,31*	0,20*	0,29*	0,35*	-0,14*	-0,02	-0,04

Tabela 3 – Matriz de correlação de Pearson entre as variáveis de solo e toográficas da Estação Ecológica de Caetetus (EEC). (*) Correlação significativa $p = 0,05$ (conclusão)

	Argila (0-5)	Argila (5-25)	Argila (80-100)	Densidade (0-5)	Densidade (5-25)	Densidade (80-100)
Altitude						
Declividade						
pH(H ₂ O)(0-5)						
pH(H ₂ O)(5-25)						
PH(H ₂ O)(80-100)						
MO(0-5)						
MO(5-25)						
MO(80-100)						
P(0-5)						
P(5-25)						
P(80-100)						
Na(0-5)						
Na(5-25)						
Na(80-100)						
K(0-5)						
K(5-25)						
K(80-100)						
Ca(0-5)						
Ca(5-25)						
Ca(80-100)						
Mg(0-5)						
Mg(5-25)						
Mg(80-100)						
SB(0-5)						
SB(5-25)						
SB(80-100)						
Al(0-5)						
Al(5-25)						
Al(80-100)						
CTC(0-5)						
CTC(5-25)						
CTC(80-100)						
V(0-5)						
V(5-25)						
V(80-100)						
m(0-5)						
m(5-25)						
m(80-100)						
Areia(0-5)						
Areia(5-25)						
Areia(80-100)						
Silte(0-5)						
Silte(5-25)						
Silte(80-100)						
Argila(0-5)	1,00					
Argila(5-25)	0,59*	1,00				
Argila(80-100)	0,39*	0,61*	1,00			
Densidade(0-5)	0,11	0,12	0,03	1,00		
Densidade(5-25)	0,32*	0,53*	0,47*	0,45*	1,00	
Densidade(80-100)	-0,18*	-0,34*	-0,38*	0,60*	-0,44*	1,00

Tabela 4 – Matriz de correlação de Pearson entre as variáveis de solo e tográficas da Estação Ecológica de Assis (EEA). (*) Correlação significativa $p = 0,05$ (continua)

	Altitude	Declividade	pH(H ₂ O) (0-5)	pH(H ₂ O) (5-25)	PH(H ₂ O) (80-100)	MO (0-5)	MO (5-25)	MO (80-100)
Altitude	1,00							
Declividade	-0,20*	1,00						
pH(H ₂ O)(0-5)	0,32*	-0,16*	1,00					
pH(H ₂ O)(5-25)	0,30*	-0,12	0,37*	1,00				
PH(H ₂ O)(80-100)	-0,09	0,05	0,16*	0,38*	1,00			
MO(0-5)	0,01	-0,05	0,19*	0,14*	0,06	1,00		
MO(5-25)	0,00	-0,06	0,03	0,08	0,06	0,46*	1,00	
MO(80-100)	-0,23*	0,02	-0,12	-0,02	0,04	0,13*	0,36*	1,00
P(0-5)	-0,10	-0,05	0,01	-0,06	-0,04	0,57*	0,16*	-0,01
P(5-25)	-0,13*	-0,07	-0,05	-0,26*	-0,15*	0,24*	0,35*	0,08
P(80-100)	-0,06	0,02	0,02	-0,05	0,16*	-0,11	-0,15*	-0,12
Na(0-5)	-0,10	0,15*	0,08	0,07	0,22*	0,27*	-0,03	0,03
Na(5-25)	0,11	-0,07	0,02	0,03	0,07	0,05	0,21*	0,06
Na(80-100)	-0,07	-0,02	0,02	-0,06	0,06	-0,03	-0,03	-0,06
K(0-5)	-0,03	-0,02	0,06	0,12	0,07	0,43*	0,08	0,08
K(5-25)	-0,18*	-0,03	-0,05	0,07	0,06	0,18*	0,30*	0,29*
K(80-100)	-0,31*	-0,02	-0,12	0,10	0,32*	0,16*	0,27*	0,48*
Ca(0-5)	-0,23*	-0,01	0,09	0,05	0,24*	0,39*	0,20*	0,15*
Ca(5-25)	-0,35*	0,08	-0,09	0,04	0,33*	0,12	0,23*	0,41*
Ca(80-100)	-0,28*	0,04	-0,08	0,10	0,37*	0,09	0,23*	0,48*
Mg(0-5)	-0,04	-0,08	0,16*	0,01	-0,03	0,39*	0,06	-0,08
Mg(5-25)	-0,12	-0,02	0,08	-0,04	-0,02	0,07	0,13*	0,00
Mg(80-100)	-0,02	0,08	-0,16*	-0,14*	0,00	-0,04	-0,12	-0,08
SB(0-5)	-0,16*	-0,03	0,12	0,05	0,16*	0,45*	0,15*	0,07
SB(5-25)	-0,33*	0,04	-0,06	0,04	0,25*	0,16*	0,30*	0,38*
SB(80-100)	-0,30*	0,04	-0,12	0,09	0,37*	0,11	0,23*	0,48*
Al(0-5)	0,01	0,15*	-0,28*	-0,02	0,07	0,18*	0,05	0,01
Al(5-25)	-0,10	0,01	-0,15*	-0,30*	0,10	0,15*	0,33*	0,10
Al(80-100)	-0,17*	-0,03	-0,09	-0,13*	0,00	0,17*	0,15*	0,18*
CTC(0-5)	-0,19*	0,09	0,00	0,09	0,18*	0,71*	0,36*	0,21*
CTC(5-25)	-0,24*	0,00	-0,09	-0,04	0,19*	0,40*	0,64*	0,44*
CTC(80-100)	-0,26*	0,01	-0,14*	0,01	0,07	0,15*	0,27*	0,42*
V(0-5)	-0,05	-0,06	0,09	0,01	0,04	0,18*	0,01	-0,04
V(5-25)	-0,27*	0,04	-0,02	0,07	0,17*	-0,04	-0,01	0,20*
V(80-100)	-0,18*	0,06	-0,06	0,15*	0,40*	-0,01	0,04	0,18*
m(0-5)	0,15*	0,07	-0,18*	-0,07	-0,10	-0,35*	-0,16*	-0,09
m(5-25)	0,29*	-0,02	-0,01	-0,18*	-0,20*	-0,12	-0,19*	-0,35*
m(80-100)	0,29*	-0,05	0,12	-0,14*	-0,37*	-0,06	-0,19*	-0,43*
Areia(0-5)	-0,09*	0,03	-0,20*	-0,27*	-0,17*	-0,51*	-0,42*	-0,18*
Areia(5-25)	0,05	0,01	-0,03	-0,07	-0,16*	-0,23*	-0,40*	-0,22*
Areia(80-100)	0,05	-0,03	-0,01	-0,06	-0,16*	-0,18*	-0,33*	-0,27*
Silte(0-5)	0,23*	-0,10	0,22*	0,14*	0,01	0,24*	0,05	-0,09
Silte(5-25)	-0,05	0,05	0,00	-0,01	0,11	-0,03	0,01	-0,06
Silte(80-100)	0,06	0,03	0,04	0,01	0,03	-0,12	-0,06	0,00
Argila(0-5)	-0,04	0,03	0,11	0,24*	0,19*	0,46*	0,47*	0,27*
Argila(5-25)	-0,03	-0,05	0,03	0,09	0,11	0,30*	0,47*	0,31*
Argila(80-100)	-0,10	0,01	-0,02	0,06	0,15*	0,27*	0,37*	0,27*
Densidade(0-5)	-0,08	0,03	-0,05	0,04	0,04	-0,07	-0,05	-0,07
Densidade(5-25)	0,01	-0,04	0,01	0,05	-0,01	-0,12	-0,20	-0,11
Densidade(80-100)	-0,16*	-0,13*	-0,02	-0,08	-0,05	0,05	0,00	0,08

Tabela 4 – Matriz de correlação de Pearson entre as variáveis de solo e tográficas da Estação Ecológica de Assis (EEA). (*) Correlação significativa $p = 0,05$ (continuação)

	Na (0-5)	Na (5-25)	Na (80-100)	K (0-5)	K (5-25)	K (80-100)	Ca (0-5)	Ca (5-25)	Ca (80-100)
Altitude									
Declividade									
pH(H ₂ O)(0-5)									
pH(H ₂ O)(5-25)									
PH(H ₂ O)(80-100)									
MO(0-5)									
MO(5-25)									
MO(80-100)									
P(0-5)									
P(5-25)									
P(80-100)									
Na(0-5)	1,00								
Na(5-25)	0,02	1,00							
Na(80-100)	0,07	0,01	1,00						
K(0-5)	0,20*	0,04	-0,09	1,00					
K(5-25)	0,05	0,05	-0,06	0,42*	1,00				
K(80-100)	0,10	0,10	-0,09	0,25*	0,52*	1,00			
Ca(0-5)	0,27*	0,05	0,00	0,54*	0,28*	0,26*	1,00		
Ca(5-25)	0,30*	0,02	-0,07	0,22*	0,44*	0,64*	0,36*	1,00	
Ca(80-100)	0,19*	-0,02	-0,07	0,19*	0,44*	0,71*	0,30*	0,82*	1,00
Mg(0-5)	0,12	-0,04	-0,01	0,60*	0,11	-0,09	0,73*	-0,05	-0,12
Mg(5-25)	0,08	-0,01	0,08	0,17*	0,27*	0,09	0,34*	0,29*	0,13*
Mg(80-100)	-0,04	-0,05	-0,02	0,01	0,06	0,07	-0,05	0,01	0,16*
SB(0-5)	0,30*	0,02	-0,02	0,69*	0,27*	0,17*	0,95*	0,25*	0,18*
SB(5-25)	0,25*	0,07	-0,04	0,33*	0,68*	0,64*	0,43*	0,92*	0,75*
SB(80-100)	0,16*	0,00	-0,07	0,22*	0,49*	0,82*	0,29*	0,80*	0,97*
Al(0-5)	0,14*	0,04	0,07	-0,08	-0,13*	0,04	-0,30*	0,04	0,08
Al(5-25)	0,04	0,33*	0,07	0,05	0,17*	0,26*	0,15*	0,19*	0,23*
Al(80-100)	0,22*	-0,10	0,10	0,13*	0,24*	0,25*	0,21*	0,32*	0,32*
CTC(0-5)	0,40*	0,07	0,01	0,55*	0,32*	0,37*	0,49*	0,35*	0,33*
CTC(5-25)	0,11	0,21*	-0,04	0,27*	0,52*	0,59*	0,34*	0,56*	0,57*
CTC(80-100)	0,13*	-0,01	-0,04	0,11	0,39*	0,54*	0,16*	0,54*	0,64*
V(0-5)	0,13*	-0,02	-0,03	0,48*	0,13*	-0,01	0,73*	0,08	0,03
V(5-25)	0,23*	-0,03	-0,01	0,27*	0,57*	0,46*	0,34*	0,77*	0,58*
V(80-100)	0,12	-0,01	-0,06	0,20*	0,34*	0,56*	0,24*	0,49*	0,63*
m(0-5)	-0,22*	0,00	0,05	-0,63*	-0,34*	-0,19*	-0,82*	-0,24*	-0,19*
m(5-25)	-0,22*	0,01	0,07	-0,35*	-0,67*	-0,58*	-0,40*	-0,81*	-0,66*
m(80-100)	-0,11	-0,06	0,11	-0,19*	-0,47*	-0,79*	-0,23*	-0,69*	-0,86*
Areia(0-5)	-0,10	-0,14*	0,07	-0,21*	-0,08	-0,14*	-0,29*	-0,10	-0,16*
Areia(5-25)	-0,14*	-0,09	0,03	-0,06	-0,11	-0,18*	-0,21*	-0,19*	-0,21*
Areia(80-100)	-0,11	-0,05	0,07	-0,11	-0,14*	-0,24*	-0,20*	-0,31*	-0,35*
Silte(0-5)	0,07	0,01	0,01	-0,02	-0,16*	-0,20*	0,01	-0,21*	-0,20*
Silte(5-25)	0,07	0,00	0,05	-0,12	-0,17*	-0,12	-0,01	-0,08	-0,11
Silte(80-100)	0,02	0,03	0,06	-0,06	-0,10	-0,13*	-0,02	-0,10	-0,05
Argila(0-5)	0,07	0,16*	-0,09	0,26*	0,20*	0,30*	0,34*	0,25*	0,31*
Argila(5-25)	0,11	0,11	-0,07	0,16*	0,26*	0,31*	0,26*	0,28*	0,34*
Argila(80-100)	0,10	0,03	-0,12	0,15*	0,20*	0,33*	0,22	0,38*	0,39*
Densidade(0-5)	-0,12	-0,02	-0,02	0,05	0,03	-0,03	0,07	0,00	-0,01
Densidade(5-25)	-0,13*	-0,08	-0,09	0,03	-0,05	-0,10	0,02	-0,13*	-0,11
Densidade(80-100)	0,06	-0,03	-0,01	0,05	0,05	0,10	0,12	0,06	0,03

Tabela 4 – Matriz de correlação de Pearson entre as variáveis de solo e tográficas da Estação Ecológica de Assis (EEA). (*) Correlação significativa $p = 0,05$ (continuação)

	Mg (0-5)	Mg (5-25)	Mg (80-100)	SB (0-5)	SB (5-25)	SB (80-100)	Al (0-5)	Al (5-25)	Al (80-100)
Altitude									
Declividade									
pH(H ₂ O)(0-5)									
pH(H ₂ O)(5-25)									
PH(H ₂ O)(80-100)									
MO(0-5)									
MO(5-25)									
MO(80-100)									
P(0-5)									
P(5-25)									
P(80-100)									
Na(0-5)									
Na(5-25)									
Na(80-100)									
K(0-5)									
K(5-25)									
K(80-100)									
Ca(0-5)									
Ca(5-25)									
Ca(80-100)									
Mg(0-5)	1,00								
Mg(5-25)	0,37*	1,00							
Mg(80-100)	-0,08	-0,03	1,00						
SB(0-5)	0,89*	0,37*	-0,06	1,00					
SB(5-25)	0,10	0,55*	0,02	0,35*	1,00				
SB(80-100)	-0,13*	0,12	0,29*	0,17*	0,74*	1,00			
Al(0-5)	-0,36*	-0,26*	0,08	-0,31*	-0,08	0,08	1,00		
Al(5-25)	-0,01	0,06	0,09	0,09	0,21*	0,26*	0,26*	1,00	
Al(80-100)	0,14*	0,24*	0,02	0,21*	0,36*	0,31*	0,12	0,25*	1,00
CTC(0-5)	0,37*	0,10	-0,01	0,53*	0,38*	0,35*	0,35*	0,22*	0,29*
CTC(5-25)	0,04	0,19*	0,07	0,26*	0,61*	0,60*	0,16*	0,56*	0,27*
CTC(80-100)	-0,10	0,08	0,04	0,09	0,52*	0,64*	0,11	0,20*	0,32*
V(0-5)	0,75*	0,32*	-0,07	0,78*	0,18*	0,01	-0,47*	0,01	0,04
V(5-25)	0,12	0,56*	-0,02	0,30*	0,86*	0,56*	-0,20*	-0,07	0,28*
V(80-100)	-0,04	0,16	0,31*	0,17*	0,49*	0,67*	0,00	0,18*	0,10
m(0-5)	-0,81*	-0,39*	0,09	-0,88*	-0,38*	-0,18*	0,61*	0,00	-0,14*
m(5-25)	-0,13*	-0,51*	0,02	-0,34*	-0,91*	-0,65*	0,21*	0,18*	-0,25*
m(80-100)	0,17*	-0,09	-0,26*	-0,11	-0,66*	-0,90*	-0,04	-0,21*	0,03
Areia(0-5)	-0,28*	-0,06	0,06	-0,31*	-0,11	-0,15*	-0,12	-0,11*	-0,10
Areia(5-25)	-0,10*	-0,01	0,04	-0,18*	-0,17*	-0,20*	-0,09	-0,30*	-0,21*
Areia(80-100)	-0,08	-0,06	0,00	-0,17*	-0,28*	-0,33*	-0,04	-0,24*	-0,25*
Silte(0-5)	0,17*	0,04	-0,03	0,07	-0,19*	-0,21*	0,11	-0,12	-0,11
Silte(5-25)	-0,01	-0,09	0,01	-0,02	-0,13*	-0,11	0,06	0,05	0,02
Silte(80-100)	0,00	-0,11	-0,03	-0,02	-0,13*	-0,08	-0,02	0,03	0,02
Argila(0-5)	0,22*	0,05	-0,05	0,32*	0,25*	0,31*	0,07	0,20	0,19*
Argila(5-25)	0,13*	0,09	-0,06	0,23*	0,31*	0,33*	0,06	0,32*	0,23*
Argila(80-100)	0,08	0,14*	0,03	0,18*	0,37*	0,39*	0,05	0,22*	0,24*
Densidade(0-5)	0,08	0,13*	-0,11	0,07	0,05	-0,03	-0,07	-0,08	0,11
Densidade(5-25)	0,08	-0,02	-0,09	0,04	-0,12	-0,12	-0,09	-0,03	0,04
Densidade(80-100)	0,07	0,00	0,03	0,11	0,05	0,05	-0,08	0,19*	0,01

Tabela 4 – Matriz de correlação de Pearson entre as variáveis de solo e tográficas da Estação Ecológica de Assis (EEA) . (*) Correlação significativa $p = 0,05$ (continuação)

	CTC (0-5)	CTC (5-25)	CTC (80-100)	V (0-5)	V (5-25)	V (80-100)	m (0-5)	m (5-25)	m (80-100)
Altitude									
Declividade									
pH(H ₂ O)(0-5)									
pH(H ₂ O)(5-25)									
PH(H ₂ O)(80-100)									
MO(0-5)									
MO(5-25)									
MO(80-100)									
P(0-5)									
P(5-25)									
P(80-100)									
Na(0-5)									
Na(5-25)									
Na(80-100)									
K(0-5)									
K(5-25)									
K(80-100)									
Ca(0-5)									
Ca(5-25)									
Ca(80-100)									
Mg(0-5)									
Mg(5-25)									
Mg(80-100)									
SB(0-5)									
SB(5-25)									
SB(80-100)									
Al(0-5)									
Al(5-25)									
Al(80-100)									
CTC(0-5)	1,00								
CTC(5-25)	0,55*	1,00							
CTC(80-100)	0,30*	0,46*	1,00						
V(0-5)	0,00	0,02	-0,04	1,00					
V(5-25)	0,15*	0,16*	0,39*	0,23*	1,00				
V(80-100)	0,17*	0,29*	0,02	0,09	0,40*	1,00			
m(0-5)	-0,34*	-0,22*	-0,11	-0,80*	-0,35*	-0,16*	1,00		
m(5-25)	-0,32*	-0,43*	-0,46*	-0,19*	-0,88*	-0,41*	0,41*	1,00	
m(80-100)	-0,27*	-0,55*	-0,55*	0,00	-0,48*	-0,74*	0,15*	0,59*	1,00
Areia(0-5)	-0,41*	-0,32*	-0,14*	-0,14*	0,05	-0,06	0,24*	0,10	0,12
Areia(5-25)	-0,23*	-0,36*	-0,27*	-0,12	-0,01	-0,02	0,16*	0,07	0,13*
Areia(80-100)	-0,20*	-0,34*	-0,29*	-0,11	-0,14*	-0,15*	0,16*	0,19*	0,24*
Silte(0-5)	0,10	-0,14*	-0,15*	0,02	-0,16*	-0,09	0,00	0,15*	0,18*
Silte(5-25)	-0,04	-0,10	-0,08	-0,02	-0,11	-0,05	0,05	0,16*	0,13*
Silte(80-100)	-0,12	-0,14*	-0,11	0,05	-0,08	0,02	0,02	0,14*	0,09
Argila(0-5)	0,43*	0,46*	0,26*	0,15*	0,04	0,13*	-0,29*	-0,21*	-0,26*
Argila(5-25)	0,30*	0,51*	0,39*	0,16*	0,09	0,07	-0,23*	-0,21*	-0,25*
Argila(80-100)	0,28*	0,44*	0,37*	0,07	0,20*	0,14*	-0,18*	-0,29*	-0,31*
Densidade(0-5)	0,02	-0,07	0,02	-0,02	0,10	0,01	-0,09	-0,07	0,04
Densidade(5-25)	-0,07	-0,17*	-0,05	0,00	-0,04	-0,10	-0,04	0,10	0,15*
Densidade(80-100)	0,01	0,13*	0,06	0,16*	-0,01	-0,03	-0,11	0,01	-0,04

Tabela 4 – Matriz de correlação de Pearson entre as variáveis de solo e toográficas da Estação Ecológica de Assis (EEA). (*) Correlação significativa $p = 0,05$ (continuação)

	Areia (0-5)	Areia (5-25)	Areia (80-100)	Silte (0-5)	Silte (5-25)	Silte (80-100)	Argila (0-5)	Argila (5-25)	Argila (80-100)
Altitude									
Declividade									
pH(H ₂ O)(0-5)									
pH(H ₂ O)(5-25)									
PH(H ₂ O)(80-100)									
MO(0-5)									
MO(5-25)									
MO(80-100)									
P(0-5)									
P(5-25)									
P(80-100)									
Na(0-5)									
Na(5-25)									
Na(80-100)									
K(0-5)									
K(5-25)									
K(80-100)									
Ca(0-5)									
Ca(5-25)									
Ca(80-100)									
Mg(0-5)									
Mg(5-25)									
Mg(80-100)									
SB(0-5)									
SB(5-25)									
SB(80-100)									
Al(0-5)									
Al(5-25)									
Al(80-100)									
CTC(0-5)									
CTC(5-25)									
CTC(80-100)									
V(0-5)									
V(5-25)									
V(80-100)									
m(0-5)									
m(5-25)									
m(80-100)									
Areia(0-5)	1,00								
Areia(5-25)	0,48*	1,00							
Areia(80-100)	0,48*	0,55*	1,00						
Silte(0-5)	-0,55*	-0,08	-0,09	1,00					
Silte(5-25)	-0,15*	-0,55*	-0,17*	0,14*	1,00				
Silte(80-100)	-0,07	-0,06	-0,36*	0,17*	0,29*	1,00			
Argila(0-5)	-0,85*	-0,52*	-0,52*	0,03	0,08	-0,03	1,00		
Argila(5-25)	-0,46*	-0,76*	-0,53*	-0,02	-0,12	-0,15*	0,56*	1,00	
Argila(80-100)	-0,44*	-0,51*	-0,76*	-0,03	-0,03	-0,33*	0,54*	0,63*	1,00
Densidade(0-5)	-0,03	0,02	-0,04	-0,02	0,00	-0,04	0,05	-0,03	0,07
Densidade(5-25)	0,02	0,02	-0,01	-0,01	0,03	0,02	-0,01	-0,05	-0,01
Densidade(80-100)	0,04	-0,07	-0,10	-0,05	0,04	0,04	-0,01	0,06	0,07

Tabela 4 – Matriz de correlação de Pearson entre as variáveis de solo e toográficas da Estação Ecológica de Assis (EEA) . (*) Correlação significativa $p = 0,05$ (conclusão)

	Densidade(0-5)	Densidade(5-25)	Densidade(80-100)
Altitude			
Declividade			
pH(H ₂ O)(0-5)			
pH(H ₂ O)(5-25)			
PH(H ₂ O)(80-100)			
MO(0-5)			
MO(5-25)			
MO(80-100)			
P(0-5)			
P(5-25)			
P(80-100)			
Na(0-5)			
Na(5-25)			
Na(80-100)			
K(0-5)			
K(5-25)			
K(80-100)			
Ca(0-5)			
Ca(5-25)			
Ca(80-100)			
Mg(0-5)			
Mg(5-25)			
Mg(80-100)			
SB(0-5)			
SB(5-25)			
SB(80-100)			
Al(0-5)			
Al(5-25)			
Al(80-100)			
CTC(0-5)			
CTC(5-25)			
CTC(80-100)			
V(0-5)			
V(5-25)			
V(80-100)			
m(0-5)			
m(5-25)			
m(80-100)			
Areia(0-5)			
Areia(5-25)			
Areia(80-100)			
Silte(0-5)			
Silte(5-25)			
Silte(80-100)			
Argila(0-5)			
Argila(5-25)			
Argila(80-100)			
Densidade(0-5)	1,00		
Densidade(5-25)	0,68*	1,00	
Densidade(80-100)	-0,48*	0,10	1,00