



UNIVERSIDADE FEDERAL DE MINAS GERAIS
INSTITUTO DE CIÊNCIAS BIOLÓGICAS

Departamento de Botânica

Programa de Pós-Graduação em Biologia Vegetal



MARIANA PIACESI

**ESTRUTURA, DINÂMICA E DIVERSIDADE EM UM FRAGMENTO DE
FLORESTA DE GALERIA EM ITUTINGA (MG) EM UM INTERVALO DE
DEZOITO ANOS**

**Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação
em Biologia Vegetal do Departamento de Botânica do
Instituto de Ciências Biológicas da Universidade Federal
de Minas Gerais, como requisito parcial à obtenção do
título de Mestre em Biologia Vegetal.**

**Área de Concentração Fisiologia Vegetal e
Ecologia/Estrutura e Dinâmica de Comunidades Vegetais**

BELO HORIZONTE – MG

2014



UNIVERSIDADE FEDERAL DE MINAS GERAIS
INSTITUTO DE CIÊNCIAS BIOLÓGICAS

Departamento de Botânica

Programa de Pós-Graduação em Biologia Vegetal



MARIANA PIACESI

**ESTRUTURA, DINÂMICA E DIVERSIDADE EM UM FRAGMENTO DE
FLORESTA DE GALERIA EM ITUTINGA (MG) EM UM INTERVALO DE
DEZOITO ANOS**

**Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação
em Biologia Vegetal do Departamento de Botânica do
Instituto de Ciências Biológicas da Universidade Federal
de Minas Gerais, como requisito parcial à obtenção do
título de Mestre em Biologia Vegetal.**

**Área de Concentração: Fisiologia Vegetal e
Ecologia/Estrutura e Dinâmica de Comunidades Vegetais**

**Orientador: Prof. Dr. Ary Teixeira de Oliveira Filho
Universidade Federal de Minas Gerais**

**Coorientador: Dr. Pedro Vasconcellos Eisenlohr
Universidade Federal de Minas Gerais**

BELO HORIZONTE – MG

2014

"Não acredite em algo simplesmente porque ouviu. Não acredite em algo simplesmente porque todos falam a respeito. Não acredite em algo simplesmente porque está escrito em seus livros. Não acredite em algo só porque seus professores e mestres dizem que é verdade. Não acredite em tradições só porque foram passadas de geração em geração. Mas, depois de muita análise e observação, se você vê que algo concorda com a razão, e que conduz ao bem e benefício de todos, aceite-o e viva-o."

(Discurso atribuído a Siddhartha Gautama, o Buddha)

AGRADECIMENTOS

A Deus, que sempre me conduziu;

Aos meus pais e irmã, pelo apoio e compreensão;

Ao meu orientador, Ary, que mostrou ser não apenas um brilhante pesquisador, mas acima de tudo uma pessoa maravilhosa;

Ao meu coorientador, Pedro Eisenlohr, parceiro acadêmico de longa data, pelos ensinamentos, pelo incentivo e pela amizade ao longo dos anos;

Aos professores Paulo Garcia, Rubens Santos e Marco Aurélio Fontes, da Universidade Federal de Lavras, que me cederam os dados de Itutinga e colaboraram na sua análise;

Ao Matheus, pelo companheirismo;

À Gabi, minha amiga-irmã;

À Renata, também amiga-irmã, que entendeu minhas ausências e nunca desapareceu;

Aos colegas de pós-graduação, especialmente Cris Sarmiento, Pedro Miranda, Leila, Suzana, Ju, Ferrrrnanda, Edison, Aline Joseph, Vanessa, Felipe, Jefferson, Cris Teixeira, Eric, Ana Claudia. Encontrei em vocês alegria de viver, sinceridade no coração e uma paixão nata pela Botânica, que muito me ensinou!

Ao Departamento de Botânica da UFMG, por todas as oportunidades;

À CAPES, pela bolsa de mestrado;

Aos membros da banca, pelo interesse em participar da defesa;

E à Vovó que vende doces no ICB, pelos seus Brigadeirões.

SUMÁRIO

ÍNDICE DE TABELAS.....	iv
ÍNDICE DE FIGURAS.....	vi
RESUMO.....	1
ABSTRACT.....	2
INTRODUÇÃO.....	3
MATERIAL E MÉTODOS.....	6
Descrição da área de estudo.....	6
Amostragem da vegetação.....	7
Obtenção de variáveis ambientais.....	8
Descrição da estrutura florística.....	10
Descrição da dinâmica.....	10
Descrição da diversidade de espécies.....	12
Variações temporais e correlações com o ambiente e o espaço.....	12
Autocorrelação espacial.....	13
RESULTADOS.....	14
Estrutura florística.....	14
Dinâmica.....	16
Diversidade de espécies.....	26
Modelos lineares.....	29
Estrutura florística.....	29
Dinâmica.....	32
Diversidade de espécies.....	35
Autocorrelação espacial.....	37
DISCUSSÃO.....	40
CONSIDERAÇÕES FINAIS.....	51
REFERÊNCIAS.....	53
APÊNDICE.....	63

ÍNDICE DE TABELAS

Tabela 1: Resumo dos resultados das análises de correspondência distendida (DCAs), obtidas para os quatro levantamentos realizados na floresta de Itutinga. *Significativo a $p = 0,05$; *Significativo a $p = 0,01$	15
Tabela 2: Relação das dez espécies de maior índice de valor de importância (IVI) na floresta de Itutinga, em ordem decrescente, por ano e setor amostral.....	16
Tabela 3: Dinâmica geral da floresta de Itutinga ao longo dos inventários realizados entre 1992 e 2010, quanto ao número de indivíduos e à área basal.....	17
Tabela 4: Dinâmica dos dois setores da floresta de Itutinga ($DAP \geq 5$ cm), ao longo dos inventários realizados entre 1992 e 2010, quanto ao número de indivíduos e área basal.....	18
Tabela 5: Dinâmica das guildas de regeneração na floresta de Itutinga ($DAP \geq 5$ cm), ao longo dos inventários realizados entre 1992 e 2010, quanto ao número de indivíduos e área basal.....	20
Tabela 6: Dinâmica das classes diamétricas na floresta de Itutinga, em número de indivíduos, entre os anos de 1992 e 2010, para a amostra geral e os setores. M=Mortos; R=Recrutas; I=Imigrantes; E=Emigrantes; Z=Contagens de Poisson entre entradas (recrutas+imigrantes) e saídas (mortos+emigrantes) em cada classe; G=Teste G com correção de Williams. *Significativo a $p=0,05$; **Significativo a $p=0,01$. Valores entre parênteses são os esperados com base no inventário anterior. Os intervalos estão abreviados (98 = 92-98; 05 = 98-05 e 10 = 05-10).....	22
Tabela 7: Dinâmica geral das espécies mais abundantes ($n \geq 15$) na floresta de Itutinga, entre os anos de 1992 e 2010. Cl.Luz= Clímax exigente de luz; Cl.Sombra=Clímax tolerante à sombra; N = Nº de indivíduos; AB = Área basal, em m^2 ; M = Mortos; R = Recrutas; Z = Contagem de Poisson entre mortos e recrutas; *Significativo a $p = 0,05$; **Significativo a $p = 0,01$ Os intervalos estão abreviados (98 = 92-98; 05 = 98-05 e 10 = 05-10).....	25
Tabela 8: Variações temporais da diversidade na floresta de Itutinga, entre os anos de 1992 e 2010, para a amostra geral e por setores.....	26
Tabela 9: Entradas e saídas de espécies na comunidade arbórea da floresta de Itutinga, entre os anos de 1992 e 2010. Int.=Interflúvio; Rip.=Ripário; CL=Clímax exigente de luz; CS=Clímax tolerante à sombra; P=Pioneira; NC=Não classificada.....	27
Tabela 10: Efeitos de cada fonte de variação do modelo linear para os escores do Eixo 1 das DCAs, baseadas nos dados de abundância da floresta de Itutinga, entre os anos de 1992 e 2010. Dist. H = distância horizontal; MEMs: <i>Moran Eigenvector Maps</i> (filtros espaciais). *Significativo a $p = 0,05$; **Significativo a $p = 0,01$	29
Tabela 11: Testes de significância global do modelo linear e das diferenças entre as médias dos escores do Eixo 1 das DCAs baseadas nos dados de abundância da floresta de Itutinga, entre os anos de 1992 e 2010. R^2_{aj} .=Coeficiente de determinação ajustado; *Significativo a $p = 0,05$; **Significativo a $p = 0,01$. Médias designadas pela mesma letra não diferem, de acordo com testes de Tukey <i>a posteriori</i>	29
Tabela 12: Coeficientes de regressão padronizados (Beta) e de correlação parcial (r parc.) entre as variáveis preditoras e os escores do Eixo 1 das DCAs baseadas nos dados de abundância da floresta de Itutinga, entre os anos de 1992 e 2010. Dist. H = distância horizontal; MEMs: <i>Moran Eigenvector Maps</i> (filtros espaciais). *Significativo a $p = 0,05$; **Significativo a $p = 0,01$	29

Tabela 13: Efeitos das fontes de variação do modelo linear para os escores do Eixo 2 das DCAs, baseadas nos dados de abundância da floresta de Itutinga, entre os anos de 1992 e 2010. F. Borda = fator de borda; MEMs: <i>Moran Eigenvector Maps</i> (filtros espaciais). *Significativo a $p = 0,05$; **Significativo a $p = 0,01$	30
Tabela 14: Testes de significância global do modelo linear e das diferenças entre as médias dos escores do Eixo 2 das DCAs, baseadas nos dados de abundância da floresta de Itutinga, entre os anos de 1992 e 2010. R^2 aj. = Coeficiente de determinação ajustado; *Significativo a $p = 0,05$; **Significativo a $p = 0,01$. Médias designadas pela mesma letra não diferem, de acordo com testes de Tukey <i>a posteriori</i>	31
Tabela 15: Coeficientes de regressão padronizados (Beta) e de correlação parcial (r parc.) entre as variáveis preditoras e os escores do Eixo 2 das DCAs baseadas nos dados de abundância da floresta de Itutinga, entre os anos de 1992 e 2010. F. Borda = fator de borda; MEMs: <i>Moran Eigenvector Maps</i> (filtros espaciais). *Significativo a $p = 0,05$; **Significativo a $p = 0,01$	31
Tabela 16: Efeitos de cada fonte de variação do modelo linear para as taxas de dinâmica da floresta de Itutinga, entre os anos de 1992 e 2010. Dist. H = distância horizontal; MEMs: <i>Moran Eigenvector Maps</i> (filtros espaciais). *Significativo a $p = 0,05$; **Significativo a $p = 0,01$	29
	c
Tabela 17: Testes de significância global do modelo linear e das diferenças entre as médias das taxas de dinâmica da floresta de Itutinga, entre os anos de 1992 e 2010. R^2 aj. = Coeficiente de determinação ajustado; *Significativo a $p = 0,05$; **Significativo a $p = 0,01$. Médias designadas pela mesma letra não diferem, de acordo com testes de Tukey <i>a posteriori</i>	29
Tabela 18: Coeficientes de regressão padronizados (Beta) e de correlação parcial (r parcial) entre as variáveis preditoras e taxas de dinâmica da floresta de Itutinga, entre os anos de 1992 e 2010. Dist. H = distância horizontal; MEMs: <i>Moran Eigenvector Maps</i> (filtros espaciais). *Significativo a $p = 0,05$; **Significativo a $p = 0,01$	30
Tabela 19: Efeitos das fontes de variação do modelo linear para as medidas de diversidade na floresta de Itutinga, entre os anos de 1992 e 2010. MEMs: <i>Moran Eigenvector Maps</i> (filtros espaciais). *Significativo a $p = 0,05$; **Significativo a $p = 0,01$	32
Tabela 20: Testes de significância global do modelo linear e das diferenças entre as médias das medidas de diversidade na floresta de Itutinga, entre os anos de 1992 e 2010. R^2 aj. = Coeficiente de determinação ajustado; *Significativo a $p = 0,05$; **Significativo a $p = 0,01$. Médias designadas pelas mesmas letras não diferem, de acordo com testes de Tukey <i>a posteriori</i>	32
Tabela 21: Coeficientes de regressão padronizados (Beta) e de correlação parcial (r parc.) entre as variáveis preditoras e medidas de diversidade da floresta de Itutinga, entre os anos de 1992 e 2010. MEMs: <i>Moran Eigenvector Maps</i> (filtros espaciais). *Significativo a $p = 0,05$; **Significativo a $p = 0,01$	32

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1: Localização do fragmento de floresta de galeria estudado (seta), às margens do Reservatório de Camargos, bacia hidrográfica do Rio Grande, sul de Minas Gerais. Data da imagem: 21/08/2009. Fonte: Google Earth (2013).....	7
Figura 2: Disposição das parcelas permanentes no fragmento de floresta de galeria estudado. As linhas contínuas mais grossas representam os limites das parcelas, as mais finas representam as curvas de nível, em metros, e as pontilhadas representam os córregos. (Adaptado de Oliveira-Filho <i>et al.</i> 1994a).....	9
Figura 3: Ordenação das parcelas nos dois primeiros eixos das análises de correspondência distendida (DCAs) obtidas para os quatro inventários realizados em Itutinga. Eixos na escala Mínimo-Máximo. Setores das parcelas: Rip = Ripário; Int = Interflúvio.....	15
Figura 4: Variação temporal das taxas de dinâmica (M=mortalidade; R=recrutamento; P=perda e G=ganho) da floresta de Itutinga, para a amostra geral e os dois setores.....	19
Figura 5: Variações temporais das guildas de regeneração nos dois setores da floresta de Itutinga, ao longo dos inventários realizados entre 1992 e 2010, quanto ao número de indivíduos e área basal. Cl. Luz = Climácicas exigentes de luz; Cl. Sombra = Climácicas tolerantes à sombra; Int. = Interflúvio; Rip.= Ripário.....	20
Figura 6: Alterações na distribuição diamétrica da amostra geral e dos setores na floresta de Itutinga, entre os anos de 1992 e 2010, quanto ao número de indivíduos.....	24
Figura 7: Perfis de diversidade calculados para os setores da floresta de Itutinga, nos anos de 1992, 1998, 2005 e 2010. As linhas vermelhas se referem ao Interflúvio e as azuis ao Ripário.....	28
Figura 8: Partição da variância explicada pelo modelo linear generalizado para os escores do Eixo 1 das DCAs, baseadas nos dados de abundância da floresta de Itutinga em 1992, 1998, 2005 e 2010.....	30
Figura 9: Partição da variância explicada pelo modelo linear para os escores do Eixo 2 das DCAs, baseadas nos dados de abundância da floresta de Itutinga em 1992, 1998, 2005 e 2010.....	31
Figura 10: Partição da variância explicada pelo modelo linear para as taxas de dinâmica da floresta de Itutinga, entre os anos de 1992 e 2010.....	34
Figura 11: Partição da variância explicada pelo modelo linear para as medidas de diversidade da floresta de Itutinga, entre os anos de 1992 e 2010.....	36
Figura 12: Mapas dos valores dos escores do Eixos 1 e 2 das DCAs para os quatro inventários realizados na floresta de Itutinga, entre os anos de 1992 e 2010. Quanto mais escuros os tons, maiores são os valores.....	38
Figura 13: Mapas dos valores das taxas de dinâmica para a floresta de Itutinga, entre os anos de 1992 e 2010. Quanto mais escuros os tons, maiores são os valores. M = mortalidade; R = recrutamento; P = perda; G = ganho.....	38
Figura 14: Mapas dos valores das medidas de diversidade para a floresta de Itutinga, entre os anos de 1992 e 2010. Quanto mais escuros os tons, maiores são os valores.....	39

RESUMO

Estudos sobre variações temporais e espaciais das florestas tropicais vêm ganhando cada vez mais importância, e os resultados já obtidos para o Sudeste do Brasil apontam a necessidade de mais trabalhos. O objetivo geral desta dissertação foi analisar as mudanças ocorridas na estrutura, dinâmica e diversidade de espécies da comunidade arbórea de um fragmento de floresta de galeria no município de Itutinga, Minas Gerais, bem como a existência de padrões espaciais e relações com variáveis ambientais, relativas à topografia, fertilidade, umidade do solo e efeito de borda. Em 1992, foram instalados dois transectos perpendiculares representando os setores ripário e interfluvial do fragmento, totalizando 42 parcelas adjacentes e permanentes de 15 × 15 metros. Os indivíduos cujo diâmetro à altura do solo era igual ou superior a 5 cm foram então medidos e identificados. Os inventários se repetiram em 1998, 2005 e 2010, modificando-se o critério de inclusão no último intervalo para diâmetro à altura do peito (DAP, ou 1,30 m do solo) \geq 5 cm. Nas análises, foram considerados apenas os indivíduos que atendiam a este último critério, transformando-se os valores anteriores a 2005. As mudanças significativas nos descritores da estrutura, dinâmica e diversidade de espécies da comunidade arbórea indicaram instabilidade durante todo o período analisado. Um processo generalizado de autodesbaste, em conjunto com as modificações nas abundâncias de várias espécies e nas proporções entre grupos funcionais, forneceram fortes evidências de que a floresta se encontra em transição para um estágio mais maduro, apesar de perturbações localizadas interferirem de forma regressiva no processo, tornando-o espacialmente heterogêneo. O quadro foi coerente com um provável processo de sucessão primária envolvendo um avanço da floresta sobre os campos adjacentes. As taxas de dinâmica foram aceleradas em relação às de outras florestas da região Sudeste sem intervenções humanas. A diversidade de espécies reduziu-se ao longo dos inventários, principalmente na porção ripária da floresta, mas isto não pôde ser relacionado ao isolamento geográfico do fragmento, embora seja plausível uma relação com o processo sucessional. A estrutura florística mostrou-se autocorrelacionada espacialmente e relacionada à disponibilidade de água e fertilidade do solo. A dinâmica e a diversidade, por sua vez, foram pouco influenciadas pelo ambiente, de forma que o histórico de distúrbios naturais despontou como o principal candidato à explicação das variações espaciais e temporais encontradas, criando heterogeneidade entre as parcelas de um mesmo setor da floresta. Todas as medidas de diversidade apresentaram estruturas espaciais significativas; já as taxas de dinâmica apresentaram tanto padrões aleatórios quanto espacialmente estruturados, sugerindo que os eventos determinantes das taxas ocorreram na floresta de ambas as formas. Para que a hipótese sobre a importância das perturbações possa ser testada no futuro, é necessário que se passe a documentar a incidência de luz no sub-bosque, a localização e o tamanho das clareiras formadas.

Palavras-chave: dinâmica florestal, diversidade de espécies, fragmentação florestal, padrões espaciais, variações temporais.

ABSTRACT

Studies on the spatial and temporal variations of tropical forests have received an increased attention, and results obtained so far in South-eastern Brazil reinforce the need of additional studies. The general purpose of this dissertation was to analyse the changes that took place on the structure, dynamics and species diversity of the tree community of a fragment of gallery forest situated in Itutinga, Minas Gerais state, as well as the existence of spatial patterns and relations with environmental variables regarding topography, soil fertility and water availability, and edge-effects. In 1992, two perpendicular transects were established in order to sample the riparian and interfluvial sectors of the forest fragment, and were made up of 42 adjacent and permanent plots of 15 × 15 m of dimension. Individual trees whose diameter at the ground level was equal to or higher than 5 cm were then measured and identified. The surveys were repeated in 1998, 2005 and 2010, though the minimum size criterion was changed in the last interval to diameter at breast height (dbh, 1,3 m from the ground). For all analyses, only individual that met the latter criterion were considered, after transforming DAP values prior to 2005. Significant changes of the descriptors of tree community structure, dynamics and species diversity indicated forest instability throughout the study period. An overall process of self-thinning, together with the changes in abundance for many species and proportions of functional groups, provided strong evidence that there was a prevailing process of transition toward a more mature stage, although disturbance events interfered locally in a regressive manner, so that the overall process was spatially heterogeneous. The picture was coherent with a likely process of primary succession involving an advance of the forest over the adjacent grasslands. The rates of dynamics were accelerated compared to other forests free of human interference in Southeast of Brazil. The species diversity dropped along the period, particularly in the riparian sector, but this could not be related to the fragment's geographic isolation, though a connection with the succession process is quite plausible. The floristic structure was spatially auto-correlated and also related to soil fertility and water availability. The dynamics and diversity, instead, were not significantly related to the environment, so that the history of natural disturbances outstood as the main candidate to explain the observed temporal and spatial variations, giving rise to heterogeneity among plots of the same forest sector. All measures of species diversity showed significant spatial structure; the dynamics rates, instead, showed both random and spatially structured patterns, suggesting that their determining events took place in the forest in both manners. In order to test, in the future, the hypotheses of a significant role of natural disturbances, it will be necessary to start recording both the light incidence in the forest understory and the location and size of the appearing tree-fall gaps.

Keywords: forest dynamics, forest fragmentation, spatial patterns, species diversity, temporal variations.

INTRODUÇÃO

Estudos sobre mudanças ao longo do tempo nas florestas tropicais têm crescido em número e importância a partir do final do século passado, dado o contexto de aumento da fragmentação (Laurance & Bierregaard 1997; Myers *et al.* 2000), das mudanças climáticas e atmosféricas (Lewis *et al.* 2004a, Phillips *et al.* 2004; Clark 2007), bem como de outras perturbações antrópicas (Michalski & Peres 2005; Tabarelli *et al.* 2005). Adicionalmente, a discussão em torno dos fatores responsáveis pela manutenção da biodiversidade (Condit *et al.* 1992, Hubbell 2001, Rees *et al.* 2001, Condit *et al.* 2002, Wills *et al.* 2006) demanda que mais trabalhos, considerando os aspectos temporais e espaciais, sejam realizados. Essas informações servem como subsídio para a avaliação, manejo e recuperação de remanescentes, ajudando na conservação da biodiversidade retida nos mesmos e na geração de outros serviços ambientais.

Há várias décadas, medições de parcelas permanentes têm sido realizadas em diversas regiões tropicais (Swaine *et al.* 1987, Korning & Balslev 1994, Condit 1995). As conclusões desses trabalhos, realizados principalmente em florestas úmidas preservadas, não podem ser diretamente extrapoladas para outras localidades, devido às particularidades ambientais e históricas das mesmas, além da existência de elevada diversidade alfa e beta entre florestas e, mesmo, entre fragmentos próximos (Condit *et al.* 2002, Pereira *et al.* 2007). No Brasil, as variações temporais nas florestas extra-amazônicas começaram a ser conhecidas a partir da década de 80, quando inventários periódicos passaram a ser realizados nos Domínios da Mata Atlântica e do Cerrado (Felfili 1995, Oliveira-Filho *et al.* 1997, Rolim *et al.* 1999, Pedroni 2001).

Nas florestas da região Sudeste, representadas principalmente por fragmentos nos dias atuais (Tabarelli *et al.* 2005), as áreas localizadas em bordas, sejam estas naturais ou de origem antrópica, apresentam elevado dinamismo temporal, o que se deve ao aumento de indivíduos de espécies pioneiras e secundárias, favorecidas pela maior incidência de luz, e ao stress induzido nas árvores por fatores como a maior exposição aos ventos e ressecamento do solo (van den Berg 2001, Oliveira-Filho *et al.* 2007, Guimarães *et al.* 2008). A disponibilidade de recursos, que é alterada em áreas de bordas ou submetidas a distúrbios, parece ser determinante para a dinâmica florestal (Oliveira-Filho *et al.* 1997, Higuchi *et al.* 2008a). No entanto, características ambientais como tipo de solo, topografia e disponibilidade de água, que comprovadamente influenciam a composição e a diversidade de espécies (Bertani *et al.* 2001, Souza *et al.* 2003, Pereira *et al.* 2007),

também podem afetar as taxas (Appolinário *et al.* 2005, *et al.* 2005, Machado & Oliveira-Filho 2010).

Durante o processo de regeneração em uma floresta, os valores das taxas de dinâmica, bem como as diferenças entre elas, se modificam de acordo com a fase silvigenética. Menores rotatividades são esperadas conforme a sucessão avança, particularmente devido à redução da abundância de espécies pioneiras (Higuchi *et al.* 2008b, Garcia 2012). Porém, mesmo áreas livres de perturbações têm apresentado variações temporais em seus aspectos estruturais, cujas causas também podem estar ligadas a flutuações cíclicas inerentes às comunidades ou, então, a mudanças climáticas (Pedroni 2001, Bertani *et al.* 2001, van den Berg 2001, Oliveira-Filho *et al.* 2007, Gastauer & Meira Neto 2013). Embora um dos efeitos negativos previstos para as florestas fragmentadas seja a perda de diversidade (Tabarelli *et al.* 2008), não foram registradas variações temporais significativas na maior parte dos casos, o que pode ser devido à duração relativamente curta dos levantamentos disponíveis, geralmente inferior a dez anos (Bertani *et al.* 2001, Werneck & Franceschinelli 2004, Silva & Araújo 2009).

Quanto à influência de processos espaciais, os poucos trabalhos feitos até agora nas matas do Sudeste têm revelado o efeito da proximidade espacial sobre as abundâncias das espécies (Carvalho *et al.* 2007, Machado *et al.* 2008), o que pode ocorrer devido a limitações de dispersão ou a variações ambientais espacialmente estruturadas. Para a dinâmica, tem sido indicada tanto a existência de estruturas espaciais (Higuchi *et al.* 2008a), quanto de padrões estocásticos (Guilherme *et al.* 2004, Higuchi *et al.* 2008b, Machado & Oliveira-Filho 2010, Garcia 2012).

Dessa forma, os resultados disponíveis para a região apontam para múltiplas direções, e poucas perguntas foram satisfatoriamente respondidas. Faz-se necessária a realização de mais estudos, abrangendo intervalos de tempo cada vez maiores, e em locais sob condições diversas daquelas já estudadas. Em Itutinga, sul de Minas Gerais, a comunidade arbórea de um fragmento florestal foi monitorada através de inventários, entre 1992 e 2010. Essa mata, que foi parcialmente eliminada pela criação do reservatório de Camargos na década de 1960, atualmente se encontra livre de perturbações antrópicas diretas e pode ser dividida em dois setores com características ambientais e estruturais diversas: o Ripário (que acompanha os córregos) e o Interflúvio (localizado nas cotas mais altas e de melhor drenagem). Segundo Oliveira-Filho *et al.* (1994a) e Vilela *et al.* (1995), há indícios de que a floresta do Interflúvio tenha surgido através do avanço da Ripária, mais antiga, sobre os campos limpos adjacentes.

O objetivo deste trabalho foi analisar, para um período de 18 anos, as variações temporais e espaciais na estrutura florística (ou seja, nas abundâncias das espécies que compõem a comunidade), dinâmica e diversidade de espécies da floresta de Itutinga, bem como suas possíveis correlações com fatores ambientais. As seguintes hipóteses foram testadas: i) A estrutura florística e a dinâmica apresentaram variações significativas ao longo do período, relacionadas principalmente ao avanço sucessional no Interflúvio; ii) A diversidade de espécies, por sua vez, também apresentou variações temporais significativas, relacionadas ao isolamento geográfico do fragmento; iii) Devido à grande incidência de efeito de borda, a dinâmica do fragmento se encontra acelerada em relação a outras florestas da região Sudeste em bom estado de conservação; iv) A dinâmica difere entre os dois setores da floresta, com rotatividades maiores no Interflúvio, por ser este mais recente e instável que o Ripário; v) A diversidade de espécies também difere entre os setores da floresta, por suas características ambientais; vi) A estrutura florística, as taxas de dinâmica e a diversidade apresentam autocorrelação espacial; vii) A estrutura florística, a dinâmica e a diversidade se correlacionam com variáveis ambientais ligadas à topografia, fertilidade, umidade do solo e efeito de borda.

MATERIAL E MÉTODOS

Descrição da área de estudo

O fragmento situa-se no município de Itutinga, região sul de Minas Gerais (21°21'10"S, 44°36'33"W), a cerca de 950 metros de altitude. Sua área atual, de aproximadamente 3,5 hectares, é o que restou de uma antiga mata ripária, cuja porção inferior foi submersa em 1961 pela criação do reservatório da hidrelétrica de Camargos (Oliveira-Filho *et al.* 1994a). De acordo com o sistema do IBGE (2012), a vegetação do fragmento pode ser classificada como floresta-de-galeria, já que se localiza em uma disjunção de Savanas (IBGE 2004), acompanha dois córregos e é rodeada por campos limpos (os campos de altitude *sensu* Oliveira-Filho & Fluminhan-Filho 1999). No entanto, sua composição florística é similar à das florestas atlânticas semidecíduas da região (Oliveira-Filho *et al.* 1994b) O clima é do tipo Cwb de Köppen, com temperatura média de 19,4°C (mensais variando de 16,0°C em julho a 21,8°C em fevereiro), e precipitação anual de 1517 mm (concentrada entre outubro e abril). Os solos são Cambissolos nas partes mais altas e Argissolos Vermelho-Amarelos nas partes baixas. Segundo Oliveira-Filho *et al.* (1994a), a área encontrava-se livre de interferências antrópicas severas até 1992.

Estudos prévios sobre o componente arbustivo-arbóreo da vegetação indicaram que o mesmo responde a variações ambientais, condicionadas pela proximidade dos cursos d'água e pela fertilidade do solo. As características do interflúvio sugerem que a floresta nessa porção seja mais recente, formada a partir da expansão das matas de galeria sobre os campos limpos, após o último episódio seco do Holoceno (Oliveira-Filho *et al.* 1994a, Vilela *et al.* 1995, Oliveira-Filho & Ratter 2000).



Figura 1: Localização do fragmento de floresta de galeria estudado (seta), às margens do Reservatório de Camargos, bacia hidrográfica do Rio Grande, sul de Minas Gerais. Data da imagem: 21/08/2009. Fonte: Google Earth (2013).

Amostragem da vegetação

Em 1992, foram demarcadas 42 parcelas permanentes e adjacentes com 15×15 m de dimensões, distribuídas em dois transectos perpendiculares (Figura 2), totalizando 9450 m² de área amostral. O desenho amostral buscou captar as diferenças entre as porções Ripária e Interfluvial da floresta.

Nas parcelas, todos os arbustos, árvores, samambaias e palmeiras com circunferência à altura do solo (CAS) igual ou superior a 15,7 cm (equivalente a 5 cm de diâmetro) foram medidos, identificados e marcados com plaquetas. A CAS foi medida com o auxílio de uma fita métrica e a altura total foi estimada visualmente, por um único avaliador, tomando como referência uma régua de 12,5 m, dividida em segmentos de 1,25 m. Os inventários foram repetidos em 1998, 2005 e 2010, registrando-se, em cada um deles, a ocorrência de mortes, os novos indivíduos (recrutas) e as medidas de circunferência dos sobreviventes. No ano de 2005, também foi anotada a circunferência à altura do peito (CAP) e, a partir de 2010, o critério de inclusão passou a ser CAP igual ou superior a 15,7 cm, deixando-se de medir o CAS.

Nas análises deste trabalho, foram desconsideradas duas parcelas (AA e AC), as quais sofrem perturbações frequentes pelas oscilações no nível do reservatório, e cuja estrutura peculiar é dominada pela espécie pioneira *Croton urucurana* e pela arácea *Philodendron brasiliense* Engl. (Oliveira-Filho *et al.* 1994a). Análises exploratórias

confirmaram o caráter discrepante das duas parcelas nos resultados. A eliminação de ambas também facilitou o tratamento estatístico dos dados, pois os setores da floresta passaram a ser representados pelo mesmo número de parcelas (20 em cada um).

Também foram retiradas das análises as espécies de samambaias, palmeiras e piperáceas, cujas características intrínsecas (ausência de circunferência à altura do peito, perda de plaquetas devido à morte de ramos, expansão temporária de caules pela absorção de água) prejudicaram os registros temporais. Outro motivo que justifica a exclusão das palmeiras é o fato de elas apresentarem crescimento secundário restrito, pouco correlacionado com seu desenvolvimento, o que deprecia o cálculo do crescimento em área basal da comunidade (Korning & Balslev 1994; Garcia 2012).

Para contornar as diferenças causadas pela mudança no critério de inclusão em 2010, os dados dos inventários anteriores foram padronizados para o mesmo critério, mais restritivo, de $CAP \geq 15,7$ cm. Os valores de CAS mensurados em 1992 e 1998 foram transformados para CAP através de regras de três simples, com base na relação alométrica por indivíduo no ano de 2005. Foi assumida, dessa forma, uma tendência linear de crescimento individual em CAP, de acordo com Swaine *et al.* (1987). Para aqueles que morreram antes de 2005, a aplicação da regra de três não foi possível, e o CAP foi estimado por meio de fatores alométricos obtidos por classe de diâmetro (Apêndice A).

Obtenção de variáveis ambientais

Paralelamente ao primeiro inventário da vegetação, foram obtidos os valores de diversas características relacionadas à topografia, fertilidade e umidade do solo e efeito de borda. A partir do levantamento topográfico do terreno, foram produzidas as curvas de nível, com diferença de um metro, e obtidas as seguintes variáveis, por parcela: cota média (média entre as altitudes dos quatro vértices), desnível (diferença entre as cotas máxima e mínima) e declividade (maior ângulo de inclinação entre os quatro vértices, podendo ser este em um dos quatro lados, no caso de vértices adjacentes, ou em uma das duas diagonais, no caso de vértices opostos). Na ocasião, também foram coletadas amostras de 0,5 L de solo no centro de cada parcela, contendo a camada de 0 a 20 cm de profundidade que, após análises laboratoriais, forneceram as seguintes variáveis edáficas: pH, acidez trocável ($H+Al^{+3}$), teores de P, K^+ , Na^+ , Ca^{+2} , Mg^{+2} e Al^{+3} , soma de bases (SB), saturação por bases (V), capacidade de troca catiônica (T), capacidade de troca catiônica efetiva (t), saturação por Al^{+3} (m), e porcentagens de matéria orgânica, silte, areia e argila. Outros detalhes sobre a obtenção dessas variáveis estão disponíveis em Oliveira-Filho *et al.*

(1994a). A unidade do solo foi representada pelas distâncias horizontal e vertical, em metros, medidas do centro de cada parcela até o córrego, no ponto mais próximo.

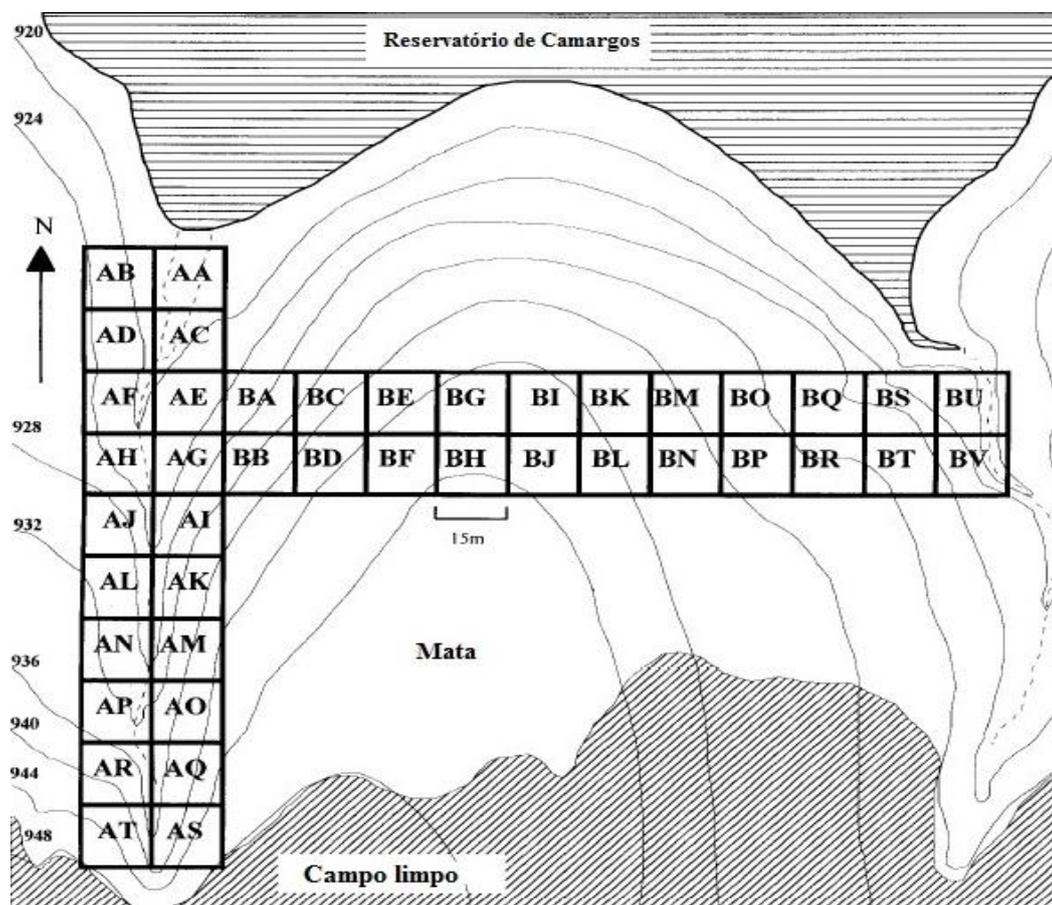


Figura 2: Disposição das parcelas permanentes no fragmento de floresta de galeria estudado. As linhas contínuas mais grossas representam os limites das parcelas, as mais finas representam as curvas de nível, em metros, e as pontilhadas representam os córregos. (Adaptado de Oliveira-Filho *et al.* 1994a).

Por fim, foi calculado o fator de borda, segundo o método proposto por Oliveira-Filho *et al.* (1997). Trata-se de uma medida morfométrica, obtida a partir de um raio R centrado no meio da parcela, o qual deve representar o alcance máximo do efeito de borda sobre a comunidade arbórea do interior do fragmento. O fator de borda de cada parcela é o comprimento linear da borda do fragmento contida no interior do círculo de raio R. Neste trabalho, assim como em outros realizados na região do Alto Rio Grande (Machado *et al.* 2008), foi assumido um valor de 100 metros para R, com base nas observações de Laurance *et al.* (1998).

O conjunto de variáveis descritas acima foi reduzido para uso nas modelagens. A eliminação de variáveis colineares foi feita da seguinte forma: primeiro, foram calculadas as correlações lineares de Pearson (r) entre todas as variáveis padronizadas (média = 0 e desvio padrão = 1), sendo consideradas colineares aquelas com $r > 0,8$; dentre as

colineares, foi mantida apenas uma variável em cada grupo, com base no seu significado biológico; em seguida, foi verificado se alguma das variáveis permanecia com valor de inflação de variância (VIF) acima de 10, para que as colinearidades remanescentes pudessem também ser eliminadas. Esses procedimentos foram realizados no SAM v. 4.0 (Rangel *et al.* 2010). Desta forma, nove variáveis ambientais foram selecionadas: pH, acidez trocável, saturação por bases, porcentagem de matéria orgânica, cota, distância horizontal, fator de borda e teores de P e K⁺.

Descrição da estrutura florística

Para cada um dos levantamentos, foram efetuadas ordenações por análise de correspondência distendida – DCA (Hill & Gauch 1980), no programa PCOrd v. 6.0 (McCune & Mefford 2011), com base nas abundâncias (número de indivíduos) das espécies, excluindo aquelas com apenas um indivíduo na amostra (*singletons*) e utilizando o recurso *downweighting of rare species*. Esses procedimentos visaram reduzir a interferência de espécies representadas por pequeno número de indivíduos, que geram muito ruído nos cálculos e pouco contribuem para os padrões encontrados pela ordenação (Scudeller *et al.* 2001). A significância dos eixos foi testada através de 999 permutações de Monte Carlo.

Para complementar as informações das DCAs, foram geradas as tabelas de índice de valor de importância (IVI) gerais e por setor, no programa Fitopac v. 2.1 (Shepherd 2009), para as dez primeiras espécies. O IVI é composto pela soma da abundância, dominância e frequência relativas, e indica quais espécies mais contribuem para a comunidade (Moro & Martins 2011).

Descrição da dinâmica

A dinâmica foi expressa em termos de número de indivíduos, por meio das taxas anuais de recrutamento (R) e mortalidade (M), e em termos de área basal, através das taxas de ganho (G) e perda (P). As taxas foram calculadas para a amostra geral, setores, parcelas e guildas de regeneração.

De acordo com Sheil & May (1996), foram assumidas mudanças em proporção constante do tamanho inicial da população por intervalo de tempo, o que resulta nas seguintes fórmulas para as taxas: $R = [1 - (1 - r/N_t)^{1/t}] \times 100$; $M = \{1 - [(N_0 - m)/N_0]^{1/t}\} \times 100$; $G = \{1 - [1 - (AB_r + AB_g)/AB_t]^{1/t}\} \times 100$; $P = \{1 - [(AB_0 - (AB_m + AB_d))/AB_0]^{1/t}\} \times 100$, em que: t = tempo entre inventários, em anos; N₀ = número inicial de

indivíduos; N_t = número de indivíduos após o tempo t ; r = número de indivíduos recrutados; m = número de indivíduos mortos; AB_0 = área basal inicial; AB_t = área basal após o tempo t ; AB_r = área basal ganha devido aos indivíduos recrutados; AB_g = área basal ganha pelo incremento dos sobreviventes; AB_m = área basal perdida pelos indivíduos mortos; AB_d = área basal perdida pelos decrementos dos sobreviventes.

Também foram obtidas as taxas de rotatividade e de mudança líquida, em número de indivíduos e área basal. A rotatividade foi representada pelas médias entre recrutamento e mortalidade e entre perda e ganho (Phillips & Gentry 1994). A mudança líquida (ML) foi calculada segundo Korning & Balslev (1994): $ML_N = [(N_t/N_0)^{1/t} - 1] \times 100$; $ML_{AB} = [(AB_t/AB_0)^{1/t} - 1] \times 100$.

Com o intuito de ampliar as possibilidades de comparações, as taxas da amostra geral também foram calculadas com base no critério $DAP \geq 10$ cm, o mais utilizado em trabalhos de dinâmica de florestas tropicais (Werneck & Franceschinelli 2004). Além disso, a mortalidade e o recrutamento da amostra geral sofreram a correção proposta por Lewis *et al.* (2004b), que valida comparações entre inventários de diferentes amplitudes temporais.

As variações na distribuição diamétrica (amostra geral e setores) foram analisadas por meio de testes G de aderência com a correção de Williams, que verificaram as diferenças entre inventários e a independência da mortalidade em relação às classes de diâmetro, em cada intervalo; e por contagens de Poisson, que avaliaram, em cada classe, se as saídas (mortos+emigrantes) se igualaram às entradas (recrutadas+imigrantes) (Zar 2010). Contagens de Poisson também foram aplicadas para os recrutadas e mortos das espécies mais abundantes no ano de 1992 (definidas, arbitrariamente, como aquelas com 15 ou mais indivíduos na amostra geral). Os testes estatísticos foram feitos no programa BioEstat (Ayres *et al.* 2007).

As classes diamétricas foram estabelecidas com intervalos crescentes (0-5 cm, 10-20 cm, 20-40 cm, 40-80 cm, >80 cm), para compensar o forte decréscimo de abundância nas classes maiores (Botrel *et al.* 2002, Appolinário *et al.* 2005). Quanto à guilda de regeneração, cada espécie foi classificada em “clímax exigente de luz”, “pioneira” ou “clímax tolerante à sombra”, segundo a metodologia de Swaine & Whitmore (1988), modificada por Oliveira-Filho *et al.* (1994c). O enquadramento das espécies nas guildas foi feito com base nos trabalhos de Oliveira-Filho *et al.* (1995), Lorenzi (2002a, 2002b, 2009), Nunes *et al.* (2003), Pereira *et al.* (2010), Arantes *et al.* (2012) e Garcia (2012).

Descrição da diversidade de espécies

Três parâmetros foram calculados para descrever a diversidade de espécies a amostra geral e das parcelas, no programa PAST v. 2.15 (Hammer *et al.* 2001): riqueza de espécies (S), índice de Shannon-Wiener (H') e forma recíproca do índice de Simpson ($1/D$, onde D =dominância). Os três descritores ponderam riqueza e equabilidade de formas distintas (Magurran 2004) e fornecem, em conjunto, uma descrição mais completa dos aspectos da diversidade.

Diferenças entre a diversidade dos dois setores da floresta foram verificadas através de perfis de diversidade (Tóthmérész 1995) baseados na série de Rényi, que também foram calculados no PAST. Os perfis de diversidade demonstram o comportamento desta graficamente, em resposta à variação no peso dado às espécies raras, e são preferíveis ao emprego de uma única medida, já que os resultados podem variar de acordo com o índice escolhido (Melo 2008).

Variações temporais e correlações com o ambiente e o espaço

Modelos lineares de medidas repetidas (Miller & Hadden 2006) avaliaram simultaneamente as variações temporais, as diferenças entre os setores da amostra e as correlações com variáveis preditoras. No caso da estrutura florística, um modelo foi construído para cada eixo significativo das quatro DCAs, utilizando os escores das parcelas como variável resposta. A dinâmica foi analisada em um modelo multivariado para as taxas de recrutamento, mortalidade, ganho e perda, que sofreram a transformação arco-seno da raiz quadrada. A diversidade também foi analisada em um modelo multivariado, por meio da riqueza e índices de Shannon e Simpson, transformados para logaritmo na base decimal. As transformações foram necessárias para que os respectivos modelos atendessem aos pressupostos estatísticos, detalhados mais adiante.

O componente espacial foi modelado mediante a inclusão de filtros espaciais do tipo *Moran's Eigenvector Maps* (MEMs – Dray *et al.* 2006), a fim de controlar o efeito da dependência espacial sobre os testes de significância dos coeficientes das demais variáveis (Borcard *et al.* 2011). Para cada modelo, os preditores ambientais e MEMs foram obtidos através de seleção progressiva com dois critérios de interrupção (Blanchet *et al.* 2008). Nos casos em que a 'distância horizontal' foi selecionada como variável preditora, esta não foi incluída nos modelos juntamente com a categórica 'Setor', devido à alta redundância entre as duas variáveis. Em vez disso, seus efeitos foram verificados em modelos separados e foi

escolhido aquele que proporcionou a melhor explicação dos dados e distribuição de resíduos.

A normalidade multivariada foi verificada a partir dos resíduos do modelo particionado, isto é, excluindo-se o efeito da estrutura espacial, usando-se o teste *omnibus* de Doornik & Hansen (1994). A homogeneidade de variâncias e a linearidade foram verificadas a partir da distribuição desses resíduos em função dos valores estimados pelos modelos (Quinn & Keough 2002). No modelo de diversidade, quatro unidades amostrais discrepantes precisaram ser removidas (parcelas BO, BJ, BK e AN) para que se pudesse atender aos pressupostos.

De posse dos modelos lineares, foi feita a partição da variância em frações devidas ao componente ambiental puro, ao ambiente espacialmente estruturado e ao componente espacial puro (Peres-Neto & Legendre 2010). Dessa forma, puderam ser verificadas as contribuições isoladas e conjuntas do espaço e do ambiente para a explicação dos dados.

Todos os procedimentos descritos foram realizados no programa R v. 3.0.1 (R Core Team 2013) com o auxílio de funções dos pacotes packfor (Dray *et al.* 2013), spacemaker (Dray 2013), spdep (Bivand 2013) e vegan (Oksanen *et al.* 2013), exceto o teste de normalidade multivariada, que foi feito no PAST.

Autocorrelação espacial

A existência de estruturas espaciais nos escores dos eixos das DCAs, nas taxas de dinâmica e nas medidas de diversidade foi analisada por meio de correlogramas preparados no programa SAM, baseados no coeficiente I de Moran (Legendre & Fortin 1989), cujas significâncias e intervalos de confiança foram calculados após 999 permutações de Monte Carlo. A significância global dos correlogramas foi verificada aplicando-se correções sequenciais de Bonferroni (Fortin & Dale 2005).

RESULTADOS

Estrutura florística

As quatro ordenações produziram dois eixos significativos ($p \leq 0,05$), sendo que o primeiro distinguiu as parcelas do setor Ripário (concentradas, em sua maior parte, na metade direita dos gráficos) das do Interflúvio (dispostas na metade esquerda), e o segundo eixo destacou algumas parcelas de ambos os setores (Figura 3). Para o ano de 1992, ainda foi produzido um terceiro eixo significativo (Tabela 1), no qual apenas a parcela AE apareceu separada do restante da amostra.

Os autovalores variaram de 0,29 a 0,36 para o eixo 1 e de 0,16 a 0,20 para o eixo 2, os quais, em conjunto com os valores de comprimento de gradiente (Tabela 1), apontam a existência de gradientes moderados. Dessa forma, ocorrem algumas substituições de espécies ao longo dos gradientes, mas a maioria delas variam essencialmente em abundância. No decorrer dos anos os escores sofreram variações, com destaque para os de algumas parcelas do Interflúvio (por exemplo, BA, BO e BQ), quanto à posição no segundo eixo.

Os *rankings* de IVI também sofreram modificações durante o período analisado. Em 2005, as espécies *Diospyros hispida* e *Lithrea molleoides* já não integravam o rol das dez mais importantes no setor interfluvial, que passou a contar com *Machaerium villosum* a partir de 1998 e com *Pera glabrata* em 2010. No *ranking* da porção ripária, *Guarea macrophylla* passou a figurar em 2005 e *Machaerium nyctitans* surgiu em 2010, quando *Machaerium hirtum* e *Tapirira obtusa* deixaram de ser registradas. Depois de surgirem no rol pela primeira vez, *G. macrophylla* e *M. villosum* aumentaram de importância continuamente. Espécies presentes desde o inventário inicial também sofreram mudanças em suas colocações, que foram positivas para *Myrcia venulosa* (Interflúvio) e *Sebastiania commersoniana* (Ripário), e negativas para *Tapirira guianensis* (nos dois setores) e *Casearia sylvestris* (Ripário).

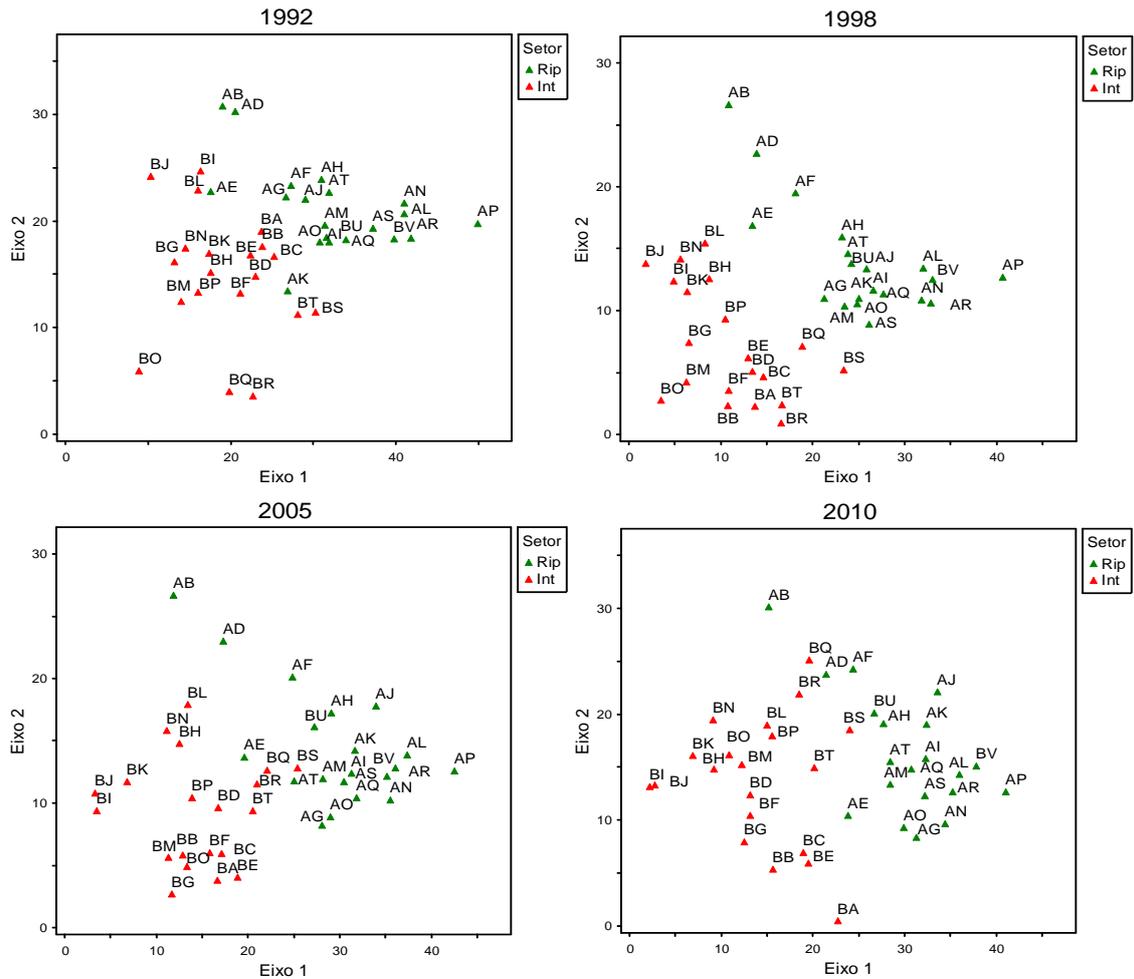


Figura 3: Ordenação das parcelas nos dois primeiros eixos das análises de correspondência distendida (DCAs) obtidas para os quatro inventários realizados em Itutinga. Eixos na escala Mínimo-Máximo. Setores das parcelas: Rip = Ripário; Int = Interflúvio.

Tabela 1: Resumo dos resultados das análises de correspondência distendida (DCAs), obtidos para os quatro levantamentos realizados na floresta de Itutinga. *Significativo a $p = 0,05$; **Significativo a $p = 0,01$.

Ano	Eixo	Autovalor	Comprimento do gradiente	p
1992	1	0,29225	2,803	0,001**
	2	0,16449	1,827	0,010**
	3	0,12502	2,072	0,021*
1998	1	0,30145	2,632	0,001**
	2	0,18534	1,724	0,002**
	3	0,12083	1,939	0,178
2005	1	0,32602	2,662	0,001**
	2	0,20033	1,862	0,001**
	3	0,10993	1,714	0,924
2010	1	0,36272	2,784	0,001**
	2	0,20447	2,231	0,001**
	3	0,11180	1,570	0,955

Tabela 2: Relação das dez espécies de maior índice de valor de importância (IVI) na floresta de Itutinga, em ordem decrescente, por ano e setor amostral.

	GERAL	INTERFLÚVIO	RIPÁRIO
1992	<i>Copaifera langsdorffii</i>	<i>Copaifera langsdorffii</i>	<i>Copaifera langsdorffii</i>
	<i>Tapirira guianensis</i>	<i>Tapirira guianensis</i>	<i>Protium spruceanum</i>
	<i>Protium spruceanum</i>	<i>Protium widgrenii</i>	<i>Tapirira guianensis</i>
	<i>Protium widgrenii</i>	<i>Myrcia venulosa</i>	<i>Dendropanax cuneatus</i>
	<i>Dendropanax cuneatus</i>	<i>Protium spruceanum</i>	<i>Tapirira obtusa</i>
	<i>Myrcia venulosa</i>	<i>Tapirira obtusa</i>	<i>Protium widgrenii</i>
	<i>Tapirira obtusa</i>	<i>Dendropanax cuneatus</i>	<i>Sebastiania commersoniana</i>
	<i>Ocotea pulchella</i>	<i>Ocotea pulchella</i>	<i>Casearia sylvestris</i>
	<i>Casearia sylvestris</i>	<i>Lithrea molleoides</i>	<i>Machaerium hirtum</i>
		GERAL	INTERFLÚVIO
1998	<i>Copaifera langsdorffii</i>	<i>Copaifera langsdorffii</i>	<i>Copaifera langsdorffii</i>
	<i>Protium spruceanum</i>	<i>Tapirira guianensis</i>	<i>Protium spruceanum</i>
	<i>Tapirira guianensis</i>	<i>Myrcia venulosa</i>	<i>Dendropanax cuneatus</i>
	<i>Myrcia venulosa</i>	<i>Protium widgrenii</i>	<i>Tapirira guianensis</i>
	<i>Protium widgrenii</i>	<i>Protium spruceanum</i>	<i>Sebastiania commersoniana</i>
	<i>Dendropanax cuneatus</i>	<i>Tapirira obtusa</i>	<i>Tapirira obtusa</i>
	<i>Tapirira obtusa</i>	<i>Ocotea pulchella</i>	<i>Casearia sylvestris</i>
	<i>Casearia sylvestris</i>	<i>Dendropanax cuneatus</i>	<i>Protium widgrenii</i>
	<i>Ocotea pulchella</i>	<i>Machaerium villosum</i>	<i>Machaerium hirtum</i>
	<i>Luehea grandiflora</i>	<i>Diospyros hispida</i>	<i>Guarea macrophylla</i>
	GERAL	INTERFLÚVIO	RIPÁRIO
2005	<i>Copaifera langsdorffii</i>	<i>Copaifera langsdorffii</i>	<i>Copaifera langsdorffii</i>
	<i>Protium spruceanum</i>	<i>Myrcia venulosa</i>	<i>Protium spruceanum</i>
	<i>Myrcia venulosa</i>	<i>Protium widgrenii</i>	<i>Dendropanax cuneatus</i>
	<i>Tapirira guianensis</i>	<i>Tapirira guianensis</i>	<i>Sebastiania commersoniana</i>
	<i>Protium widgrenii</i>	<i>Protium spruceanum</i>	<i>Tapirira guianensis</i>
	<i>Tapirira obtusa</i>	<i>Tapirira obtusa</i>	<i>Protium widgrenii</i>
	<i>Dendropanax cuneatus</i>	<i>Machaerium villosum</i>	<i>Casearia sylvestris</i>
	<i>Casearia sylvestris</i>	<i>Dendropanax cuneatus</i>	<i>Guarea macrophylla</i>
	<i>Luehea grandiflora</i>	<i>Ocotea pulchella</i>	<i>Machaerium hirtum</i>
	<i>Machaerium hirtum</i>	<i>Platypodium elegans</i>	<i>Tapirira obtusa</i>
	GERAL	INTERFLÚVIO	RIPÁRIO
2010	<i>Copaifera langsdorffii</i>	<i>Copaifera langsdorffii</i>	<i>Copaifera langsdorffii</i>
	<i>Protium spruceanum</i>	<i>Myrcia venulosa</i>	<i>Protium spruceanum</i>
	<i>Myrcia venulosa</i>	<i>Protium widgrenii</i>	<i>Dendropanax cuneatus</i>
	<i>Protium widgrenii</i>	<i>Protium spruceanum</i>	<i>Sebastiania commersoniana</i>
	<i>Dendropanax cuneatus</i>	<i>Tapirira obtusa</i>	<i>Protium widgrenii</i>
	<i>Tapirira guianensis</i>	<i>Tapirira guianensis</i>	<i>Tapirira guianensis</i>
	<i>Tapirira obtusa</i>	<i>Machaerium villosum</i>	<i>Guarea macrophylla</i>
	<i>Sebastiania commersoniana</i>	<i>Pera glabrata</i>	<i>Machaerium nycitans</i>
	<i>Luehea grandiflora</i>	<i>Dendropanax cuneatus</i>	<i>Luehea grandiflora</i>
	<i>Machaerium hirtum</i>	<i>Ocotea pulchella</i>	<i>Casearia sylvestris</i>

Dinâmica

No primeiro intervalo (92-98) a mortalidade geral foi ligeiramente inferior ao recrutamento e o ganho de área basal superou a perda, pois o incremento dos sobreviventes foi maior do que a área basal dos indivíduos mortos. No segundo (98-05), houve redução drástica no recrutamento e no ganho de área basal dos indivíduos, o que gerou um balanço a favor da mortalidade e fez com que o ganho se aproximasse da perda. No terceiro intervalo (05-10), o recrutamento e o ganho aumentaram (sem atingir os níveis de 92-98),

bem como a mortalidade. Assim, o ganho voltou a superar a perda, e a mortalidade continuou prevalecendo sobre o recrutamento. Como resposta às taxas de dinâmica dos três períodos, a abundância de indivíduos na comunidade diminuiu e a área basal cresceu, apesar de algumas oscilações contrárias entre 1992 e 2005. O diâmetro médio, por sua vez, aumentou em todos os intervalos.

Para o conjunto de indivíduos com $DAP \geq 10$ cm, os balanços sucessivos entre perda e ganho de área basal foram semelhantes ao da amostra completa; por outro lado, as diferenças entre mortalidade e recrutamento se ampliaram em 92-98 (causando um aumento relativamente maior na abundância) e reduziram em 05-10 (mantendo a abundância praticamente constante nesse intervalo).

Tabela 3: Dinâmica geral da floresta de Itutinga ao longo dos inventários realizados entre 1992 e 2010, quanto ao número de indivíduos e à área basal.

	DAP ≥ 5 cm			DAP ≥ 10 cm		
	92-98	98-05	05-10	92-98	98-05	05-10
<i>Número de indivíduos</i>						
Inicial	1865	1889	1746	699	759	697
Mortos	294	316	311	95	128	88
Recrutas	318	173	182	155	66	94
Final	1889	1746	1617	759	697	703
Mortalidade (%.ano ⁻¹)	3,25	3,02	4,38	2,78	3,04	3,03
Recrutamento(%.ano ⁻¹)	3,49	1,73	2,68	4,31	1,65	3,22
Rotatividade (%.ano ⁻¹)	3,37	2,37	3,53	3,54	2,35	3,12
Mudança líquida (%)	0,21	-1,12	-1,52	1,38	-1,21	0,12
<i>Área basal</i>						
Inicial (m ²)	21,45	24,90	24,44	16,91	20,39	20,22
Incremento (m ²)	5,10	2,63	3,33	3,69	2,15	2,57
Morta (m ²)	2,46	3,26	2,61	1,77	2,65	1,85
Recruta (m ²)	0,87	0,61	0,53	1,58	0,66	0,90
Final (m ²)	24,90	24,44	25,18	20,39	20,22	21,45
Perda (%.ano ⁻¹)	2,06	2,30	2,68	1,85	2,24	2,32
Ganho (%.ano ⁻¹)	4,47	2,04	3,27	4,86	2,12	3,47
Rotatividade (%.ano ⁻¹)	3,27	2,17	2,97	3,35	2,18	2,90
Mudança líquida (%)	2,51	-0,26	0,60	3,17	-0,12	0,85
DAP médio em 1992 (cm)	10,40					
DAP médio em 1998 (cm)	11,03					
DAP médio em 2005 (cm)	11,23					
DAP médio em 2010 (cm)	11,64					

Os dois setores da floresta reproduziram a dinâmica geral, quanto às variações temporais e ao balanço entre taxas nos diferentes intervalos. Houve poucas diferenças no Interflúvio em 92-98, quando o recrutamento praticamente igualou a mortalidade; e em 98-05, quando a perda diminuiu. As rotatividades do Interflúvio foram superiores às do Ripário em todos os períodos, como consequência dos maiores valores para as taxas. No Ripário, as diferenças entre as taxas foram mais acentuadas, resultando em maiores mudanças líquidas (exceto para o número de indivíduos em 98-05).

Tabela 4: Dinâmica dos dois setores da floresta de Itutinga ($DAP \geq 5$ cm), ao longo dos inventários realizados entre 1992 e 2010, quanto ao número de indivíduos e área basal.

	Interflúvio			Ripário		
	92-98	98-05	05-10	92-98	98-05	05-10
<i>Número de indivíduos</i>						
Inicial	1049	1047	957	816	842	789
Mortos	184	198	178	110	118	133
Recrutadas	182	108	109	136	65	73
Final	1047	957	888	842	789	729
Mortalidade (%.ano ⁻¹)	3,16	2,95	4,03	2,38	2,13	3,62
Recrutamento(% .ano ⁻¹)	3,13	1,70	2,59	2,89	1,22	2,09
Rotatividade (%.ano ⁻¹)	3,15	2,32	3,31	2,64	1,68	2,86
Mudança líquida (%)	-0,03	-1,28	-1,49	0,52	-0,92	-1,57
<i>Área basal</i>						
Inicial (m ²)	10,99	12,44	12,31	10,46	12,46	12,13
Incremento (m ²)	2,52	1,42	1,80	2,57	1,25	1,53
Morta (m ²)	1,49	1,73	1,47	0,96	1,53	1,13
Recruta (m ²)	0,47	0,42	0,32	0,40	0,19	0,20
Final (m ²)	12,44	12,31	12,61	12,46	12,13	12,57
Perda (%.ano ⁻¹)	2,51	2,43	3,15	1,61	2,17	2,22
Ganho (%.ano ⁻¹)	4,49	2,29	3,61	4,44	1,79	2,92
Rotatividade (%.ano ⁻¹)	3,50	2,36	3,38	3,03	1,98	2,57
Mudança líquida (%)	2,08	-0,14	0,48	2,96	-0,39	0,72
DAP médio em 1992 (cm)	10,07			10,82		
DAP médio em 1998 (cm)	10,59			11,56		
DAP médio em 2005 (cm)	10,89			11,72		
DAP médio em 2010 (cm)	11,38			12,40		

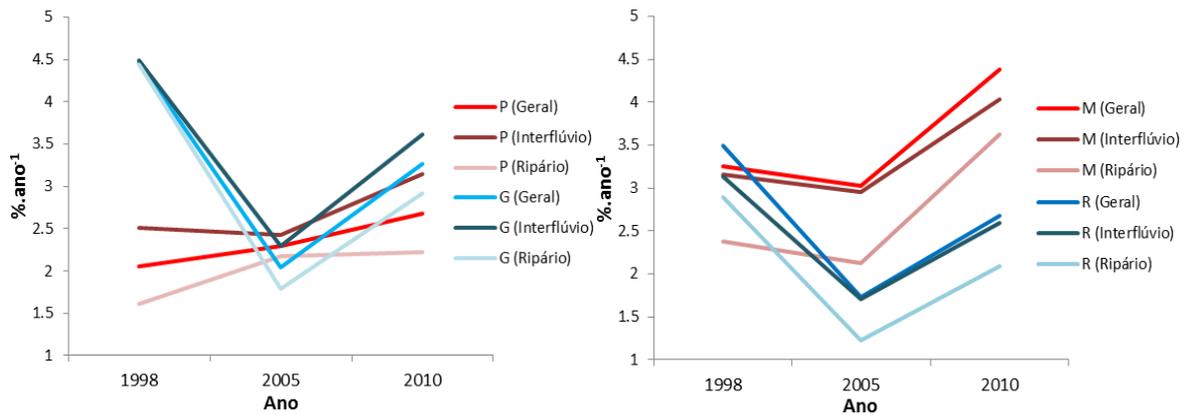


Figura 4: Variação temporal das taxas de dinâmica (M=mortalidade; R=recrutamento; P=perda e G=ganho) da floresta de Itutinga, para a amostra geral e os dois setores.

Para a guilda das espécies pioneiras, houve redução do número de indivíduos e da área basal em todos os intervalos, como resultado das taxas de mortalidade e perda muito superiores às de recrutamento e ganho. As climáticas exigentes de luz sofreram declínio quanto à abundância a partir de 98-05, após um pequeno aumento no período anterior; já a área basal dessa categoria apresentou um crescimento contínuo. As climáticas tolerantes à sombra também aumentaram em área basal durante todos os intervalos, e cresceram em número de indivíduos até 98-05, passando, em seguida, por uma pequena redução. As mudanças nas guildas foram semelhantes nos dois ambientes da floresta (Figura 5), com pequenas diferenças apenas em 92-98, quando as espécies climáticas exigentes de luz se reduziram no Ripário; e em 05-10, no Interflúvio, quando a área basal das tolerantes à sombra diminuiu.

Do mesmo modo que na dinâmica dos setores e da amostra geral, o recrutamento das guildas climáticas atingiu os menores valores em 98-05 (as pioneiras tiveram seu pico nesse intervalo), bem como o ganho de área basal das três guildas, o qual apresentou valores máximos no período de 92-98.

Tabela 5: Dinâmica das guildas de regeneração na floresta de Itutinga ($DAP \geq 5$ cm), ao longo dos inventários realizados entre 1992 e 2010, quanto ao número de indivíduos e área basal.

	Pioneiras			Climácicas exigentes de luz			Climácicas tolerantes à sombra		
	92-98	98-05	05-10	92-98	98-05	05-10	92-98	98-05	05-10
	<i>Número de indivíduos</i>								
Inicial	286	197	111	1192	1225	1147	386	465	486
Mortos	97	99	44	169	178	179	28	39	88
Recrutas	08	13	03	202	100	111	107	60	67
Final	197	111	70	1225	1147	1079	465	486	465
Mortalidade (%.ano ⁻¹)	6,67	9,49	9,60	2,52	2,22	3,34	1,25	1,24	3,92
Recrutamento(% .ano ⁻¹)	0,69	1,76	0,87	2,96	1,29	2,15	4,26	1,86	3,06
Rotatividade (%.ano ⁻¹)	3,68	5,63	5,24	2,74	1,76	2,74	2,76	1,55	3,49
Mudança líquida (%)	-6,02	-7,87	-8,81	0,46	-0,94	-1,21	3,15	0,63	-0,88
<i>Área basal</i>									
Inicial (m ²)	3,41	2,68	1,50	14,89	17,85	18,53	3,16	4,35	4,40
Incremento (m ²)	0,49	0,16	0,15	3,60	2,08	2,59	1,01	0,43	0,58
Morta (m ²)	1,22	1,35	0,46	1,13	1,46	1,66	0,11	0,45	0,49
Recruta (m ²)	0,03	0,06	0,01	0,54	0,40	0,33	0,30	0,16	0,19
Final (m ²)	2,68	1,50	1,16	17,85	18,53	19,40	4,35	4,40	4,61
Perda (%.ano ⁻¹)	7,31	10,02	7,90	1,36	1,50	2,32	0,57	1,86	2,65
Ganho (%.ano ⁻¹)	3,55	2,22	3,00	4,30	2,03	3,21	5,75	2,02	3,55
Rotatividade (%.ano ⁻¹)	5,43	6,12	5,45	2,83	1,77	2,76	3,16	1,94	3,10
Mudança líquida (%)	-3,90	-7,98	-5,05	3,08	0,53	0,92	5,50	0,16	0,93

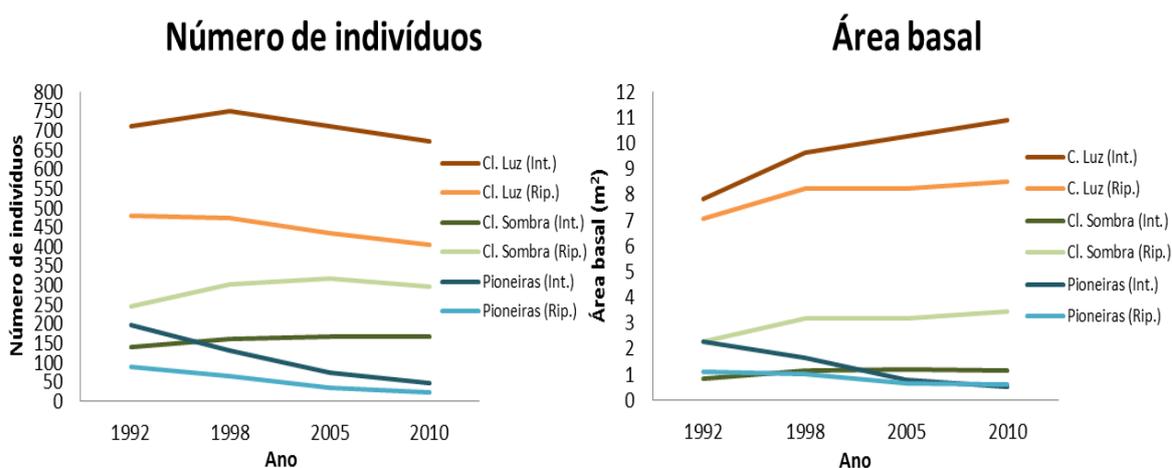


Figura 5: Variações temporais das guildas de regeneração nos dois setores da floresta de Itutinga, ao longo dos inventários realizados entre 1992 e 2010, quanto ao número de indivíduos e área basal. Cl. Luz = Climácicas exigentes de luz; Cl. Sombra = Climácicas tolerantes à sombra; Int. = Interflúvio; Rip.= Ripário.

Entre 1992 e 1998, a distribuição diamétrica geral alterou-se significativamente (Teste $G = 21,4278$, $p=0,0156$), devido ao crescimento dos indivíduos, que levou ao aumento das frequências em todas as classes de diâmetro a partir de 10 cm e à diminuição da primeira classe (Figura 6). Porém, de acordo com as contagens de Poisson, apenas a terceira classe (>10-20 cm) apresentou aumento líquido significativo, tanto na amostra geral quanto nos dois setores (Tabela 6). No Ripário, houve também um aumento marginalmente significativo da segunda classe. A mortalidade se concentrou nos indivíduos menores, e foi dependente da classe de diâmetro no caso da amostra geral ($G=10,382$, $p = 0,0156$).

Em 98-05, as mudanças na distribuição não chegaram a ser significativas, apesar da expressiva redução nas duas primeiras classes (Tabela 6). A terceira classe se manteve praticamente estável, pois o número de mortos foi quase três vezes maior do que no período anterior (18 em 98-05, contra sete em 92-98) e os imigrantes caíram pela metade. A quarta classe teve um pequeno aumento líquido, porém não significativo, em função do crescimento de apenas três árvores no Interflúvio. As proporções de indivíduos mortos não mostraram dependência em relação à classe de diâmetro, provavelmente pelo aumento da mortalidade na terceira classe.

Em 05-10, a distribuição voltou a apresentar diferenças significativas ($G=34,6146$, $p<0,0001$), devido a mais uma redução de indivíduos nas duas primeiras classes, e à retomada do crescimento da terceira (Tabela 6). A quarta classe não aumentou, pois duas mortes no Ripário contrabalancearam as entradas no Interflúvio. A mortalidade foi altamente relacionada à classe de diâmetro, tanto na amostra geral quanto nos dois setores.

No decorrer dos 18 anos de monitoramento, o conjunto global de modificações levou os dois setores da floresta a uma crescente redução das menores classes de diâmetro e ao aumento das maiores (Figura 6), como resultado da mortalidade entre os indivíduos de menor porte e do crescimento dos sobreviventes.

Tabela 6: Dinâmica das classes diamétricas na floresta de Itutinga, em número de indivíduos, entre os anos de 1992 e 2010, para a amostra geral e os setores. M=Mortos; R=Recrutas; I=Imigrantes; E=Emigrantes; Z=Contagens de Poisson entre entradas (recrutas+imigrantes) e saídas (mortos+emigrantes) em cada classe; G=Teste G com correção de Williams. *Significativo a p=0,05; **Significativo a p=0.01. Valores entre parênteses são os esperados com base no inventário anterior. Os intervalos estão abreviados (98 = 92-98; 05 = 98-05 e 10 = 05-10).

DAP (cm)	1992	1998	2005	2010	M ₉₈	E ₉₈	R ₉₈	I ₉₈	Z ₉₈	p ₉₈	M ₀₅	E ₀₅	R ₀₅	I ₀₅	Z ₀₅	p ₀₅	M ₁₀	E ₁₀	R ₁₀	I ₁₀	Z ₁₀	p ₁₀
<i>Geral</i>																						
5-10	1166	1130 (1181)	1049 (1044)	914 (971)	204 (184)	154	317	5	-1,38	0,17	205 (189)	51	158	17	-3,92	<0,01**	227 (187)	91	179	4	-6,08	<0,01**
>10-20	575	585 (582)	522 (541)	499 (483)	82 (91)	64	1	155	0,57	0,57	92 (98)	42	15	56	-4,45	<0,01**	75 (93)	45	3	94	-1,56	0,12
>20-40	114	159 (115)	157 (147)	186 (145)	7 (18)	7	0	59	5,54	<0,01**	18 (27)	9	0	25	-0,28	0,78	7 (28)	6	0	42	4,03	<0,01**
>40-80	10	15 (10)	18 (14)	18 (17)	1 (2)	0	0	6	1,91	0,06	1 (3)	0	0	4	1,30	0,19	2 (3)	0	0	2	0,00	1,00
G		21,43	2,41	16,62	10,38						4,89						34,61					
P		<0,01**	0,49	<0,01**	0,02*						0,18						<0,00**					
<i>Interflúvio</i>																						
5-10	667	644 (666)	591 (589)	521 (548)	130 (117)	80	182	5	1,15	0,25	136 (122)	27	96	14	-3,22	<0,01**	127 (110)	52	106	3	-4,15	<0,01**
>10-20	339	327 (338)	285 (299)	271 (264)	50 (59)	43	0	81	0,91	0,36	55 (62)	28	12	29	-3,82	<0,01**	45 (53)	26	3	54	-1,24	0,22
>20-40	40	71 (40)	73 (65)	86 (68)	3 (7)	4	0	38	4,92	<0,01**	7 (13)	5	0	14	0,39	0,70	6 (14)	5	0	24	2,21	0,03*
>40-80	3	5 (3)	8 (5)	10 (7)	1 (1)	0	0	3	0,94	0,35	0 (1)	0	0	3	1,73	0,08	0 (1)	0	0	2	1,31	0,19
G		21,67	1,14	9,05	5,73						6,29						10,17					
P		<0,01**	0,77	0,03*	0,13						0,10						0,02*					
<i>Ripário</i>																						
5-10	499	486 (515)	458 (455)	393 (423)	74 (67)	74	0	148	-0,73	0,48	69 (68)	24	62	3	-2,23	0,03*	100 (77)	39	73	1	-4,5	<0,01**

Continua...

Tabela 6 – Continuação.

DAP (cm)	1992	1998	2005	2010	M ₉₈	E ₉₈	R ₉₈	I ₉₈	Z ₉₈	p ₉₈	M ₀₅	E ₀₅	R ₀₅	I ₀₅	Z ₀₅	p ₀₅	M ₁₀	E ₁₀	R ₁₀	I ₁₀	Z ₁₀	p ₁₀	
<i>Ripário</i>																							
>10-20	236	258 (244)	237 (242)	228 (219)	32 (32)	21	74	53	1,95	0,05	37 (36)	14	3	27	-2,34	0,02*	30 (40)	19	0	40	-0,95	0,34	
>20-40	74	88 (76)	84 (82)	100 (78)	4 (10)	3	21	7	2,68	0,01**	11 (12)	4	0	11	-0,78	0,44	1 (14)	1	0	18	3,88	<0,01**	
>40-80	7	10 (7)	10 (9)	8 (9)	0 (1)	0	3	0	1,37	0,08	1 (1)	0	0	1	0,00	1,00	2 (2)	0	0	0	-1,31	0,19	
G		5,38	2,28	8,34	5,95						2,11						29,55						
p		0,15	0,52	0,04*	0,11						0,55						<0,01**						

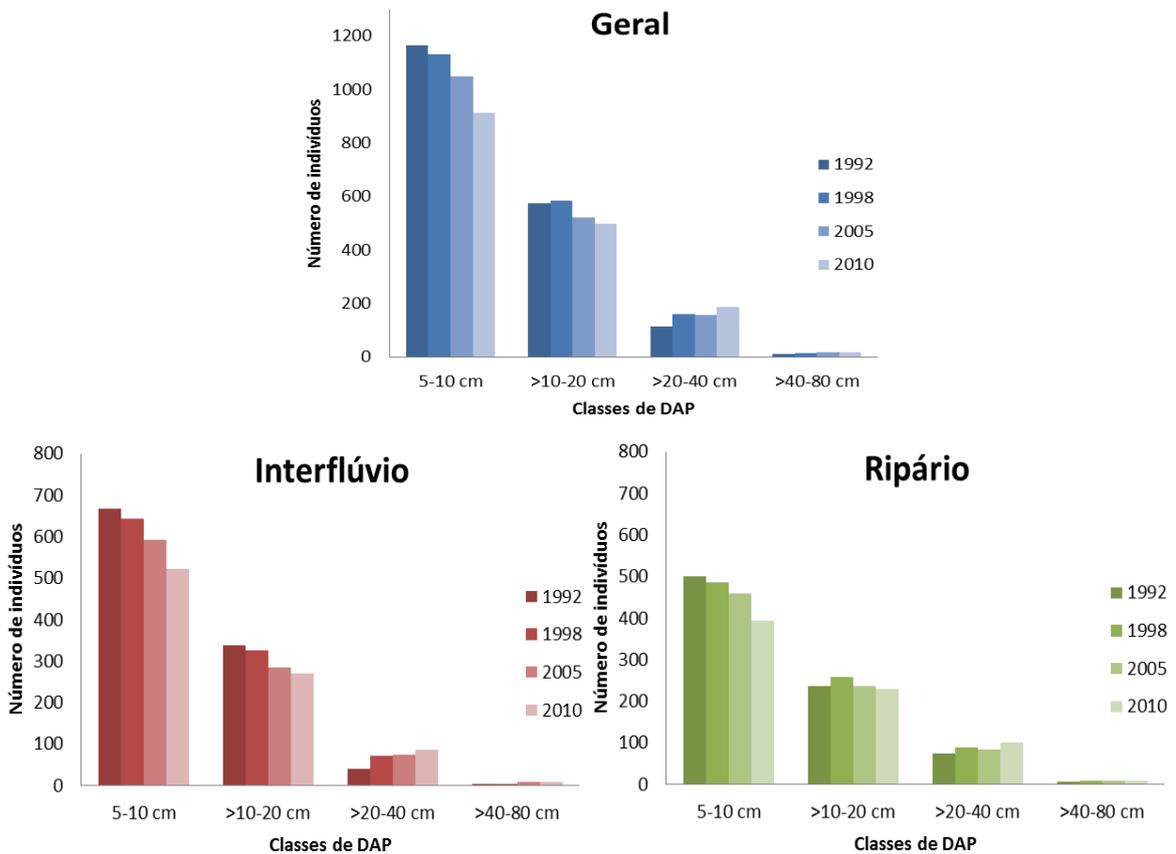


Figura 6: Alterações na distribuição diamétrica da amostra geral e dos setores na floresta de Itutinga, entre os anos de 1992 e 2010, quanto ao número de indivíduos.

Dentre as 24 espécies mais abundantes no primeiro inventário, a maioria reduziu em número de indivíduos até 2010. Apenas cinco tiveram aumento, sendo três climáticas tolerantes à sombra (*Protium spruceanum*, *Casearia decandra* e *Guarea macrophylla*) e duas climáticas exigentes de luz (*Myrcia venulosa* e *Sebastiania commersoniana*). Em termos de área basal, 11 espécies aumentaram e 13 reduziram.

Ao longo dos quatro inventários, quase todas as espécies apresentaram, em pelo menos uma das ocasiões, diferenças significativas entre mortos e recrutas. As exceções foram *Copaifera langsdorfii*, *Machaerium hirtum*, *Luehea grandiflora*, *Guettarda uruguensis* e *C. decandra*. Algumas espécies tiveram diferenças significativas em vários intervalos, que foram todas negativas no caso de *Tapirira guianensis*, *Lithrea molleoides* e *Tapirira obtusa*; o contrário ocorreu com *S. commersoniana* e *M. venulosa*. O comportamento de *C. sylvestris* foi um caso à parte: houve uma diferença significativa em favor do recrutamento em 92-98, e outra em favor da mortalidade em 05-10. Em 92-98, as contagens de Poisson abrangeram valores positivos e negativos em proporções semelhantes, mas a partir de 98-05, predominaram as diferenças negativas.

Tabela 7: Dinâmica geral das espécies mais abundantes ($n \geq 15$) na floresta de Itutinga, entre os anos de 1992 e 2010. Cl.Luz= Clímax exigente de luz; Cl.Sombra=Clímax tolerante à sombra; N = N° de indivíduos; AB = Área basal, em m²; M = Mortos; R = Recrutas; Z = Contagem de Poisson entre mortos e recrutas;*Significativo a $p = 0,05$; **Significativo a $p = 0,01$. Os intervalos estão abreviados (98 = 92-98; 05 = 98-05 e 10 = 05-10).

Espécie	Categoria	N ₁₉₉₂	N ₁₉₉₈	N ₂₀₀₅	N ₂₀₁₀	AB ₁₉₉₂	AB ₁₉₉₈	AB ₂₀₀₅	AB ₂₀₁₀	M ₉₈	R ₉₈	Z ₉₈	p ₉₈	M ₀₅	R ₀₅	Z ₀₅	p ₀₅	M ₁₀	R ₁₀	Z ₁₀	p ₁₀
<i>Copaifera langsdorffii</i>	Cl.Luz	280	280	277	271	6,94	8,32	8,99	9,48	8	8	0,00	1,00	8	5	0,81	0,42	13	7	1,33	0,18
<i>Tapirira guianensis</i>	Pioneira	220	147	81	51	2,81	2,08	1,06	0,73	75	2	10,10	<0,01**	73	7	8,27	<0,01**	32	2	5,87	<0,01**
<i>Protium spruceanum</i>	Cl.Sombra	185	223	225	209	1,70	2,41	2,33	2,46	4	42	-6,25	<0,01**	20	22	-0,31	0,76	34	18	2,23	0,03*
<i>Protium widgrenii</i>	Cl.Luz	96	93	89	80	0,68	0,76	0,78	0,77	10	7	0,72	0,48	9	5	1,05	0,29	12	3	2,38	0,02*
<i>Myrcia venulosa</i>	Cl.Luz	94	127	139	134	0,54	0,79	0,80	0,87	8	41	-5,00	<0,01**	11	23	-2,07	0,04*	24	19	0,76	0,44
<i>Dendropanax cuneatus</i>	Cl.Luz	81	76	60	62	0,62	0,61	0,49	0,43	27	22	0,71	0,48	25	9	2,79	0,01**	18	20	-0,32	0,75
<i>Tapirira obtusa</i>	Cl.Luz	64	67	60	45	0,82	0,88	0,87	0,69	15	17	-0,35	0,73	10	3	1,96	0,05*	16	1	4,07	<0,01**
<i>Casearia sylvestris</i>	Cl.Luz	43	51	48	40	0,18	0,25	0,26	0,22	3	11	-2,17	0,03*	5	2	1,10	0,27	12	4	2,02	0,04*
<i>Ocotea pulchella</i>	Cl.Luz	37	39	30	27	0,32	0,35	0,31	0,29	3	5	-0,68	0,50	10	1	2,90	<0,01**	5	2	1,10	0,27
<i>Lithrea molleoides</i>	Pioneira	33	21	10	4	0,30	0,27	0,13	0,08	12	0	4,11	<0,01**	12	1	3,32	<0,01**	6	0	2,70	0,01**
<i>Andira fraxinifolia</i>	Cl.Sombra	32	31	29	25	0,22	0,24	0,23	0,19	4	3	0,36	0,72	3	1	0,94	0,35	4	0	2,09	0,04*
<i>Machaerium hirtum</i>	Cl.Luz	32	31	29	27	0,31	0,37	0,38	0,37	4	3	0,36	0,72	2	0	1,31	0,19	2	0	1,31	0,19
<i>Diospyros hispida</i>	Cl.Luz	30	24	17	17	0,12	0,11	0,08	0,08	10	4	1,60	0,11	10	3	1,96	0,05*	3	3	0,00	1,00
<i>Luehea grandiflora</i>	Cl.Luz	29	30	28	28	0,47	0,57	0,59	0,66	0	1	-0,79	0,43	2	0	1,31	0,19	1	1	0,00	1,00
<i>Sebastiania commersoniana</i>	Cl.Luz	27	34	40	49	0,24	0,32	0,34	0,39	3	10	-1,96	0,05*	1	7	-2,18	0,03*	2	11	-2,59	0,01**
<i>Cupania zanthoxyloides</i>	Cl.Luz	25	28	18	15	0,14	0,16	0,09	0,10	6	9	-0,76	0,45	12	2	2,80	0,01**	5	2	1,10	0,27
<i>Guatteria australis</i>	Cl.Sombra	22	22	20	11	0,09	0,09	0,09	0,05	5	5	0,00	1,00	3	1	0,94	0,35	12	3	2,38	0,02*
<i>Casearia decandra</i>	Cl.Sombra	20	22	24	21	0,12	0,15	0,17	0,16	0	2	-1,31	0,19	1	3	-0,94	0,35	5	2	1,10	0,27
<i>Guettarda uruguensis</i>	Cl.Luz	19	20	15	12	0,15	0,16	0,14	0,11	2	3	-0,42	0,68	6	1	1,91	0,06	3	0	1,73	0,08
<i>Myrcia tomentosa</i>	Cl.Luz	17	8	9	7	0,08	0,03	0,03	0,03	10	1	2,90	<0,01**	0	1	-0,79	0,43	2	0	1,31	0,19
<i>Guarea macrophylla</i>	Cl.Sombra	16	24	27	33	0,07	0,12	0,14	0,17	0	8	-3,23	<0,01**	1	4	-1,30	0,19	4	10	-1,60	0,11
<i>Platypodium elegans</i>	Cl.Luz	16	14	13	9	0,34	0,41	0,43	0,38	2	0	1,31	0,19	1	0	0,79	0,43	4	0	2,09	0,04*
<i>Myrcia splendens</i>	Cl.Luz	15	6	3	2	0,09	0,04	0,02	0,01	10	1	2,90	<0,01**	4	1	1,30	0,19	1	0	0,79	0,43
<i>Nectandra nitidula</i>	Cl.Luz	15	16	10	3	0,09	0,08	0,03	0,01	5	6	-0,29	0,77	8	2	1,91	0,06	8	1	2,43	0,01**

Diversidade de espécies

Considerando a amostra geral, houve declínio da riqueza em todos os intervalos, com o número de espécies perdidas superando o de espécies ganhas (Tabelas 8 e 9). Os índices de Shannon e Simpson também se reduziram a partir de 2005, após aumentarem entre 92-98. Todas as espécies que deixaram de ser registradas estavam representadas inicialmente por, no máximo, três indivíduos.

A redução das medidas de diversidade se concentrou no setor Ripário, onde os índices de Shannon e Simpson diminuíram em todos os intervalos e a riqueza passou a reduzir após um pequeno aumento em 92-98. No Interflúvio, a riqueza e o índice de Shannon diminuíram apenas em 98-05 e aumentaram nos demais intervalos; já o índice de Simpson apresentou-se em queda a partir de 1998.

Tabela 8: Variações temporais da diversidade na floresta de Itutinga, entre os anos de 1992 e 2010, para a amostra geral e por setores.

	1992	1998	2005	2010
<i>Geral</i>				
Nº de espécies perdidas	-	9	9	10
Nº de espécies ganhas	-	7	4	4
Riqueza	140	138	133	127
Shannon-Wiener (H')	3,61	3,65	3,63	3,60
Simpson Recíproco (1/D)	17,02	17,80	16,76	16,10
<i>Interflúvio</i>				
Nº de espécies perdidas	-	3	8	4
Nº de espécies ganhas	-	7	4	7
Riqueza	96	100	96	99
Shannon-Wiener (H')	3,42	3,49	3,46	3,49
Simpson Recíproco (1/D)	14,75	16,10	15,11	14,65
<i>Ripário</i>				
Nº de espécies perdidas	-	7	11	13
Nº de espécies ganhas	-	10	5	1
Riqueza	109	112	106	94
Shannon-Wiener (H')	3,54	3,51	3,46	3,32
Simpson Recíproco (1/D)	15,57	14,38	12,89	11,68

Tabela 9: Entradas e saídas de espécies na comunidade arbórea da floresta de Itutinga, entre os anos de 1992 e 2010. Int.=Interflúvio; Rip.=Ripário; CL=Clímax exigente de luz; CS=Clímax tolerante à sombra; P=Pioneira; NC=Não classificada.

	Entradas	Saídas
92-98	<i>Abutilon bedfordianum</i> (Rip.; P)	<i>Aspidosperma olivaceum</i> (Int.; CL)
	<i>Cedrela fissilis</i> (Int.; CL)	<i>Campomanesia guazumifolia</i> (Rip.; CL)
	<i>Lacistema hasslerianum</i> (Rip.; CS)	<i>Cheilochlinium cognatum</i> (Rip.; CS)
	<i>Ocotea puberula</i> (Rip.; CS)	<i>Croton echinocarpus</i> (Rip.; P)
	<i>Prunus myrtifolia</i> (Int.; CS)	<i>Handroanthus ochraceus</i> (Int.; CL)
	<i>Siphoneugena crassifolia</i> (Int.; NC)	<i>Lamanonia ternata</i> (Rip.; CL)
	<i>Siphoneugena densiflora</i> (Rip.; CS)	<i>Leandra melastomoides</i> (Rip.; CS)
		<i>Siparuna brasiliensis</i> (Rip.; CS)
		<i>Trichilia pallida</i> (Int.; CS)
	Entradas	Saídas
98-05	<i>Guapira opposita</i> (Rip.; CS)	<i>Abutilon bedfordianum</i> (Rip.; P)
	<i>Jacaranda macrantha</i> (Int.; CL)	<i>Campomanesia guaviroba</i> (Int.; CL)
	<i>Maytenus communis</i> (Rip.; CS)	<i>Croton urucurana</i> (Rip.; P)
	<i>Trichilia pallida</i> (Rip.; CS)	<i>Erythroxylum deciduum</i> (Int.; CS)
		<i>Erythroxylum pelleterianum</i> (Rip.; CS)
		<i>Helicteres ovata</i> (Rip.; P)
		<i>Myrcia eriocalyx</i> (Rip.; CL)
		<i>Styrax camporum</i> (Int.; CL)
		<i>Tibouchina candolleana</i> (Int.; CL)
	Entradas	Saídas
05-10	<i>Cupania vernalis</i> (Int.; CL)	<i>Cecropia pachystachya</i> (Rip.; P)
	<i>Helicteres</i> sp. (Rip.; NC)	<i>Guapira opposita</i> (Rip.; CS)
	<i>Senna macranthera</i> (Int.; P)	<i>Inga sessilis</i> (Rip.; CL)
	<i>Trichilia pallens</i> (Int.; CS)	<i>Lafoensia pacari</i> (Rip.; CL)
		<i>Maytenus communis</i> (Rip.; CS)
		<i>Myrcia laruotteana</i> (Int.; CL)
		<i>Myrcia mutabilis</i> (Rip.; CS)
	<i>Ocotea puberula</i> (Rip.; CS)	
		<i>Siphoneugena kiaerskoviana</i> (Int.; CS)
		<i>Symplocos pubescens</i> (Rip.; CL)

Os perfis de diversidade (Figura 7) mostraram que, nos três primeiros inventários, as diferenças entre os setores ocorreram apenas em função do peso conferido às espécies raras, com progressiva aproximação das curvas em 1992 conforme o valor de alfa aumenta, e inversão da posição das curvas para valores de alfa superiores à unidade, em 1998 e 2005. Em 2010, o Interflúvio apresentou maior diversidade que o Ripário, independentemente do alfa adotado. Porém, os intervalos de confiança das curvas se sobrepuseram em todos os casos, indicando que as diferenças entre a diversidade dos setores não foram significativas.

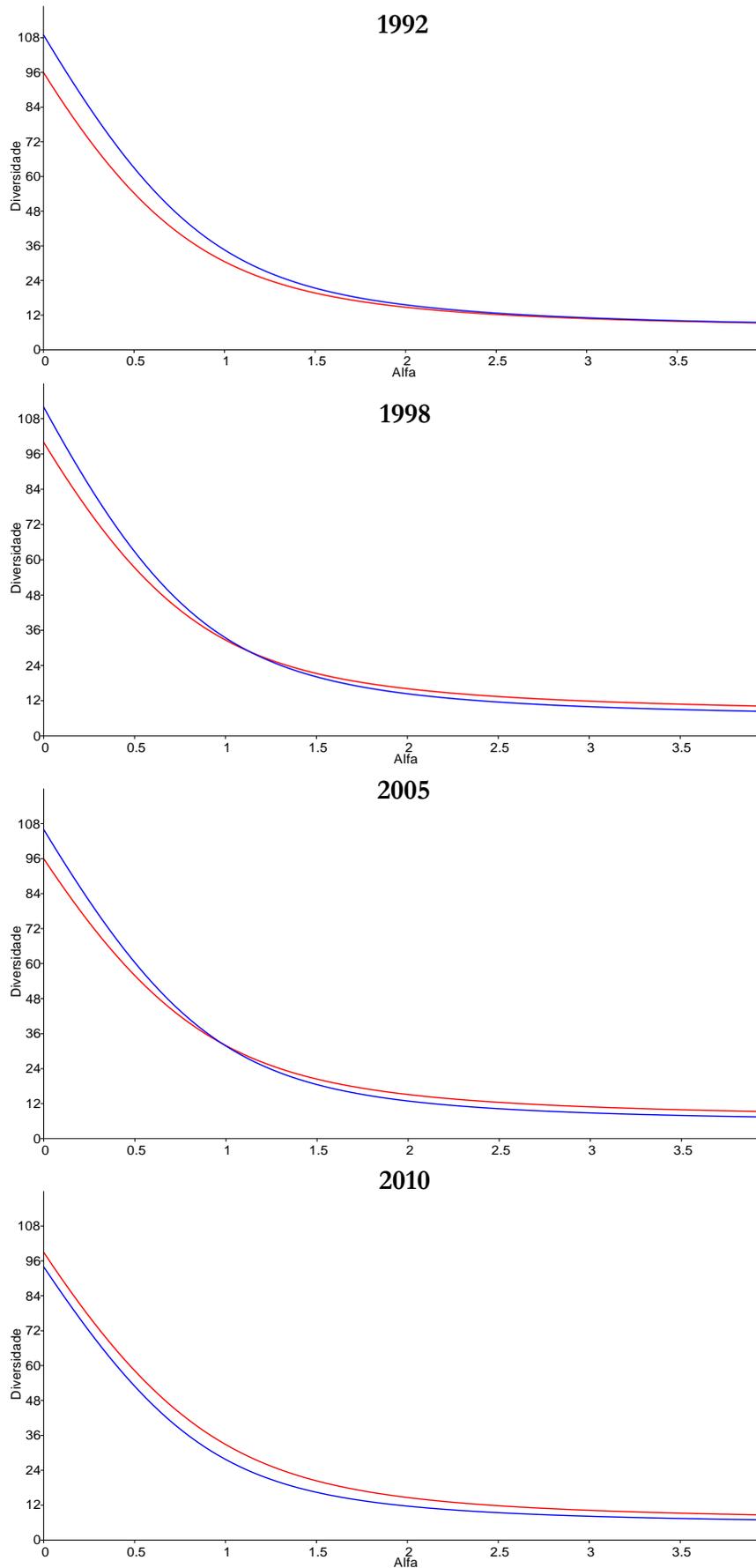


Figura 7: Perfis de diversidade calculados para os setores da floresta de Itutinga, nos anos de 1992, 1998, 2005 e 2010. As linhas vermelhas se referem ao Interflúvio e as azuis ao Ripário.

Modelos lineares

Estrutura florística

Os escores do Eixo 1 das DCAs apresentaram correlações significativas com a distância horizontal e com dois filtros espaciais (Tabelas 10 e 12). Ao longo dos anos, ocorreram alterações significativas nas médias, que só não diferiram entre 1992 e 1998 (Tabela 11). A maior parte da variação nos dados foi explicada pelo componente ambiental espacialmente estruturado (Figura 8).

Tabela 10: Efeitos de cada fonte de variação do modelo linear para os escores do Eixo 1 das DCAs, baseadas nos dados de abundância da floresta de Itutinga, entre os anos de 1992 e 2010. Dist. H = distância horizontal; MEMs: *Moran Eigenvector Maps* (filtros espaciais). *Significativo a $p = 0,05$; **Significativo a $p = 0,01$.

Fontes de variação	F	p	Fontes de variação	F	p
Cota	1,5	0,23	Tempo × Cota	0,38	0,77
Dist. H	5,66	0,02*	Tempo × Dist. H	1,69	0,18
MEM 1	0,31	0,58	Tempo × MEM 1	0,96	0,42
MEM 2	19,17	<0,01**	Tempo × MEM 2	0,94	0,42
MEM 3	9,54	<0,01**	Tempo × MEM 3	1,02	0,39
MEM 5	1,37	0,25	Tempo × MEM 5	0,79	0,50
Tempo	41,34	<0,01**			

Tabela 11: Testes de significância global do modelo linear e das diferenças entre as médias dos escores do Eixo 1 das DCAs baseadas nos dados de abundância da floresta de Itutinga, entre os anos de 1992 e 2010. R^2 aj.=Coeficiente de determinação ajustado; *Significativo a $p = 0,05$; **Significativo a $p = 0,01$. Médias designadas pela mesma letra não diferem, de acordo com testes de Tukey *a posteriori*.

Ano	Média	R^2 aj.	F	p
1992	114,35a	0,7615	21,75	<0,01**
1998	108,64a	0,8327	33,34	<0,01**
2005	125,9b	0,8393	34,95	<0,01**
2010	142,61c	0,8289	32,48	<0,01**

Tabela 12: Coeficientes de regressão padronizados (Beta) e de correlação parcial (r parc.) entre as variáveis predictoras e os escores do Eixo 1 das DCAs baseadas nos dados de abundância da floresta de Itutinga, entre os anos de 1992 e 2010. Dist. H = distância horizontal; MEMs: *Moran Eigenvector Maps* (filtros espaciais). *Significativo a $p = 0,05$; **Significativo a $p = 0,01$.

Preditor	1992			1998			2005			2010		
	Beta	r parc.	p									
Cota	-0,1317	-0,1234	0,48	-0,2375	-0,2586	0,13	-0,2125	-0,2374	0,17	-0,1334	-0,1470	0,4
Dist. H	-0,3965	-0,3079	0,07	-0,3347	-0,3100	0,07	-0,3134	-0,2975	0,08	-0,5412	-0,4624	0,01**
MEM 1	-0,0017	-0,0028	0,99	-0,0137	-0,0269	0,88	-0,0981	-0,1931	0,27	-0,0678	-0,1306	0,45
MEM 2	0,5288	0,5491	<0,01**	0,5471	0,6301	<0,01**	0,5005	0,6038	<0,01**	0,3673	0,4742	<0,01**
MEM 3	0,3010	0,3490	0,04*	0,3755	0,4851	<0,01**	0,4232	0,5379	<0,01**	0,2729	0,3704	0,03*
MEM 5	0,1474	0,2382	0,17	0,1230	0,2374	0,17	0,0732	0,1468	0,4	0,0475	0,0930	0,6

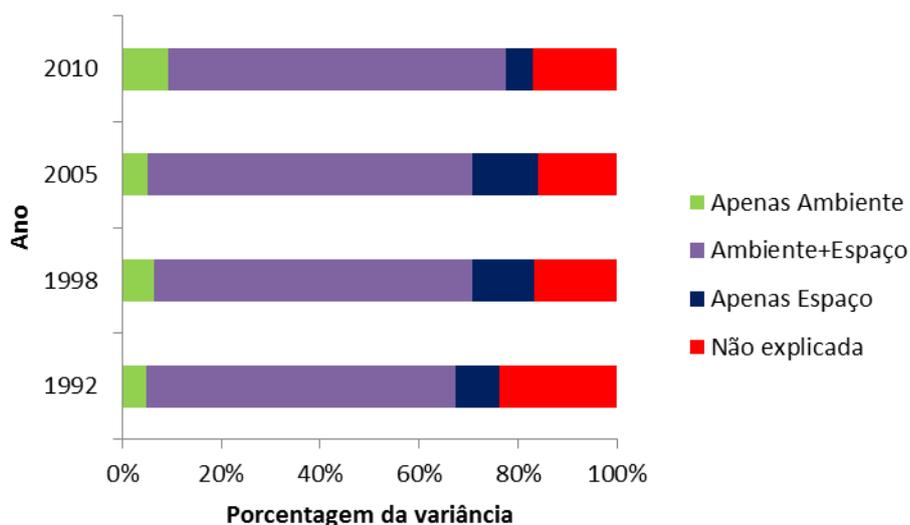


Figura 8: Partição da variância explicada pelo modelo linear generalizado para os escores do Eixo 1 das DCAs, baseadas nos dados de abundância da floresta de Itutinga em 1992, 1998, 2005 e 2010.

Os escores do Eixo 2 correlacionaram-se significativamente ao teor de potássio, ao setor da floresta e a alguns filtros espaciais (Tabela 15). Apesar de não ter apresentado correlação significativa com os escores em nenhum dos intervalos, o fator de borda ajudou a explicar as variações temporais (Tabela 13). Apenas as médias de 1998 e 2005 não diferiram entre si (Tabela 14).

O espaço puro e o ambiente espacialmente estruturado se alternaram na posição de maior importância para a explicação dos dados, ao longo dos anos (Figura 9). Embora o modelo para o Eixo 2 tenha incluído um número maior de variáveis, as frações explicadas foram menores do que no caso do Eixo 1.

Tabela 13: Efeitos das fontes de variação do modelo linear para os escores do Eixo 2 das DCAs, baseadas nos dados de abundância da floresta de Itutinga, entre os anos de 1992 e 2010. F. Borda = fator de borda; MEMs: *Moran Eigenvector Maps* (filtros espaciais). *Significativo a $p = 0,05$; **Significativo a $p = 0,01$.

Fonte de variação	F	p	Fonte de variação	F	p
K	5,22	0,03*	Tempo × K	0,36	0,78
F. Borda	1,3	0,26	Tempo × F. Borda	4,01	0,01**
MEM 1	0,26	0,62	Tempo × MEM 1	0,95	0,42
MEM 2	2,29	0,14	Tempo × MEM 2	4,77	<0,01**
MEM 4	7,00	0,01*	Tempo × MEM 4	4,8	<0,01**
MEM 5	0,68	0,42	Tempo × MEM 5	8,99	<0,01**
MEM 6	2,11	0,16	Tempo × MEM 6	3,37	0,02*
MEM 8	2,79	0,11	Tempo × MEM 8	5,21	<0,01**
MEM 12	4,87	0,04*	Tempo × MEM 12	15,63	<0,01**
MEM 39	6,54	0,02*	Tempo × MEM 39	0,2	0,9
Setor	5,09	0,03*	Tempo × Setor	8,31	<0,01**
Tempo	66,11	<0,01**			

Tabela 14: Testes de significância global do modelo linear e das diferenças entre as médias dos escores do Eixo 2 das DCAs, baseadas nos dados de abundância da floresta de Itutinga, entre os anos de 1992 e 2010. R^2 aj. = Coeficiente de determinação ajustado; *Significativo a $p = 0,05$; **Significativo a $p = 0,01$. Médias designadas pela mesma letra não diferem, de acordo com testes de Tukey *a posteriori*.

Ano	Média	R^2 aj.	F	p
1992	97,01a	0,6725	8,28	<0,01**
1998	64,60b	0,6738	8,32	<0,01**
2005	70,48b	0,5506	5,34	<0,01**
2010	109,02c	0,6977	9,18	<0,01**

Tabela 15: Coeficientes de regressão padronizados (Beta) e de correlação parcial (r parc.) entre as variáveis preditoras e os escores do Eixo 2 das DCAs baseadas nos dados de abundância da floresta de Itutinga, entre os anos de 1992 e 2010. F. Borda = fator de borda; MEMs: *Moran Eigenvector Maps* (filtros espaciais). *Significativo a $p = 0,05$; **Significativo a $p = 0,01$.

Preditor	1992			1998			2005			2010		
	Beta	r parc.	P	Beta	r parc.	p	Beta	r parc.	p	Beta	r parc.	p
K	0,2836	0,4168	0,02*	0,2210	0,3371	0,07	0,2492	0,325	0,08	0,1447	0,2366	0,21
F. Borda	-0,2897	-0,203	0,28	0,2761	0,1944	0,3	0,5011	0,293	0,12	0,4800	0,3371	0,07
MEM 1	-0,0986	-0,086	0,65	-0,1947	-0,1675	0,38	-0,2142	-0,157	0,41	0,1095	0,0988	0,6
MEM 2	0,0340	0,0605	0,75	-0,0612	-0,1085	0,57	-0,1628	-0,24	0,2	-0,3159	-0,5054	<0,01**
MEM 4	0,3712	0,5895	<0,01**	0,3216	0,5352	<0,01**	0,1557	0,253	0,18	0,0271	0,0554	0,77
MEM 5	0,2972	0,4626	0,01**	0,1960	0,3259	0,08	0,0630	0,094	0,62	-0,2169	-0,3685	0,05*
MEM 6	0,4290	0,4676	0,01**	0,3006	0,3482	0,06	0,0500	0,053	0,78	-0,0073	-0,0093	0,96
MEM 8	-0,3333	-0,491	0,01**	-0,2134	-0,3403	0,07	-0,2001	-0,278	0,14	0,0913	0,1588	0,4
MEM 12	0,1386	0,272	0,15	-0,0771	-0,1556	0,41	-0,2801	-0,438	0,02*	-0,4230	-0,668	0,00**
MEM 39	-0,1655	-0,318	0,09	-0,2241	-0,4139	0,02*	-0,1954	-0,32	0,08	-0,2081	-0,4017	0,03*
Setor	-0,1323	-0,175	0,36	0,2658	0,3364	0,07	0,4027	0,419	0,02*	0,4894	0,5642	<0,01**

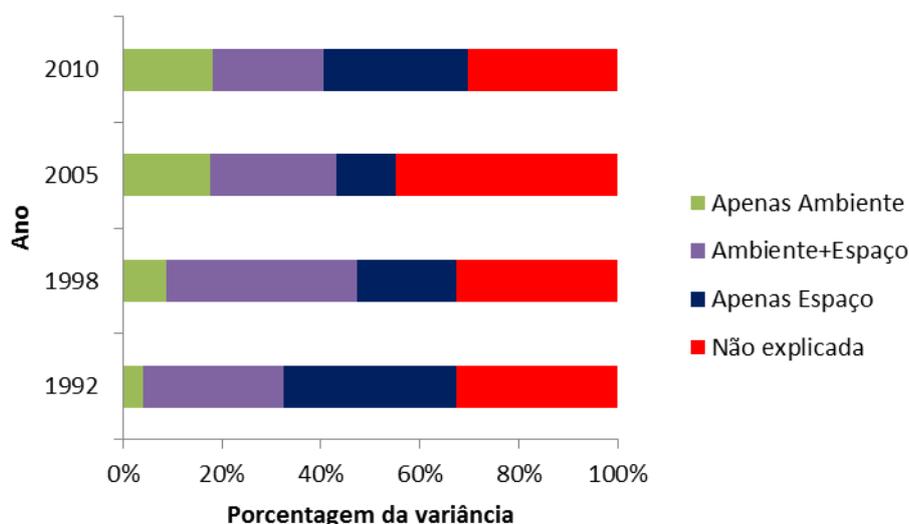


Figura 9: Partição da variância explicada pelo modelo linear para os escores do Eixo 2 das DCAs, baseadas nos dados de abundância da floresta de Itutinga em 1992, 1998, 2005 e 2010.

Dinâmica

O modelo linear multivariado apontou o tempo como um fator altamente significativo para as taxas de dinâmica (Tabela 16). De fato, apenas a perda de área basal não apresentou diferenças ao longo dos dezoito anos avaliados; a mortalidade em 05-10 superou a dos períodos anteriores, e as taxas de recrutamento e ganho variaram entre todos os intervalos (Tabela 17).

O componente espacial puro foi o que mais contribuiu para a explicação do modelo (Figura 10), predominando sobre as frações do ambiente puro e do ambiente espacialmente estruturado (exceto para ganho em 98-05). Enquanto as quatro taxas apresentaram correlações significativas com filtros espaciais, apenas a mortalidade se correlacionou significativamente com o teor de fósforo e com a distância horizontal (Tabela 18). Em nenhum dos períodos o modelo conseguiu explicar mais que 50% da variação nas taxas.

Tabela 16: Efeitos de cada fonte de variação do modelo linear para as taxas de dinâmica da floresta de Itutinga, entre os anos de 1992 e 2010. Dist. H = distância horizontal; MEMs: *Moran Eigenvector Maps* (filtros espaciais). *Significativo a $p = 0,05$; **Significativo a $p = 0,01$.

Fonte de Variação	Wilks	p	Fonte de Variação	Wilks	p
P	1,35	0,28	Tempo \times P	1,89	0,11
Dist. H	1,58	0,21	Tempo \times Dist. H	1,95	0,1
MEM 3	4,17	0,01*	Tempo \times MEM 3	1,6	0,18
MEM 4	1,34	0,28	Tempo \times MEM 4	2,72	0,03*
MEM 7	1,53	0,22	Tempo \times MEM 7	1,63	0,17
MEM 8	0,91	0,47	Tempo \times MEM 8	0,77	0,64
MEM 13	3,06	0,03*	Tempo \times MEM 13	0,87	0,56
MEM 22	2,38	0,08	Tempo \times MEM 22	1,29	0,3
MEM 27	2,57	0,06	Tempo \times MEM 27	1,17	0,36
MEM 38	0,43	0,78	Tempo \times MEM 38	2,68	0,03*
Tempo	29,67	<0,01**			

Tabela 17: Testes de significância global do modelo linear e das diferenças entre as médias das taxas de dinâmica da floresta de Itutinga, entre os anos de 1992 e 2010. R^2 aj. = Coeficiente de determinação ajustado; *Significativo a $p = 0,05$; **Significativo a $p = 0,01$. Médias designadas pela mesma letra não diferem, de acordo com testes de Tukey *a posteriori*.

<i>Mortalidade</i>					<i>Recrutamento</i>				
Intervalo	Média	R^2 aj.	F	p	Intervalo	Média	R^2 aj.	F	p
92-98	0,1641a	0,3694	3,28	0,01**	92-98	0,1679a	0,0337	1,14	0,37
98-05	0,1573a	0,3393	3,00	0,01**	98-05	0,1156b	0,1703	1,8	0,11
05-10	0,1951b	0,2229	2,12	0,06	05-10	0,1395c	0,4691	4,45	<0,01**

<i>Perda</i>					<i>Ganho</i>				
Intervalo	Média	R^2 aj.	F	p	Intervalo	Média	R^2 aj.	F	p
92-98	0,1401a	0,4413	4,08	<0,01**	92-98	0,2142a	0,3932	3,53	<0,01**
98-05	0,1492a	0,2714	2,45	0,03*	98-05	0,1443b	0,1571	1,73	0,12
05-10	0,1578a	0,245	2,27	0,04*	05-10	0,1813c	0,4957	4,83	<0,01**

Tabela 18: Coeficientes de regressão padronizados (Beta) e de correlação parcial (r parcial) entre as variáveis predictoras e taxas de dinâmica da floresta de Itutinga, entre os anos de 1992 e 2010. Dist. H = distância horizontal; MEMs: *Moran Eigenvector Maps* (filtros espaciais). *Significativo a $p = 0,05$; **Significativo a $p = 0,01$.

<i>Mortalidade</i>	92-98			98-05			05-10		
	Beta	r parcial	p	Beta	r parcial	p	Beta	r parcial	p
P	-0,3931	-0,4190	0,02*	-0,3356	-0,3592	0,05*	0,1037	0,109	0,56
Dist. H	0,5344	0,4382	0,01*	0,4499	0,3722	0,04*	0,1015	0,0831	0,66
MEM 3	0,1581	0,1583	0,39	-0,0352	-0,0349	0,85	-0,0546	-0,0498	0,79
MEM 4	-0,2711	-0,3498	0,05	0,1641	0,2156	0,24	-0,0050	-0,0062	0,97
MEM 7	0,0084	0,0118	0,95	-0,0716	-0,0983	0,6	-0,4377	-0,4864	0,01**
MEM 8	0,2732	0,3499	0,05	-0,1159	-0,1529	0,41	-0,1812	-0,2178	0,24
MEM 13	-0,0622	-0,0898	0,63	-0,1773	-0,2436	0,19	-0,1368	-0,1759	0,34
MEM 22	0,0168	0,0243	0,9	0,4076	0,4995	<0,01**	0,1491	0,191	0,3
MEM 27	-0,0470	-0,0678	0,72	0,0411	0,058	0,76	0,2935	0,3573	0,05*
MEM 38	0,4482	0,5460	<0,01**	-0,1320	-0,1843	0,32	-0,0837	-0,109	0,56

<i>Recrutamento</i>	92-98			98-05			05-10		
	Beta	r parcial	p	Beta	r parcial	p	Beta	r parcial	p
P	-0,1650	-0,1546	0,41	-0,1771	-0,1784	0,34	-0,0222	-0,0284	0,88
Dist. H	-0,0580	-0,0427	0,82	0,3950	0,2998	0,1	0,0611	0,0607	0,75
MEM 3	-0,2858	-0,228	0,22	0,0533	0,047	0,8	-0,4111	-0,4136	0,02*
MEM 4	0,0808	0,0896	0,63	0,0868	0,1037	0,58	0,3863	0,5017	<0,01**
MEM 7	0,2882	0,3123	0,09	0,0583	0,0716	0,7	-0,0930	-0,1417	0,45
MEM 8	0,0154	0,017	0,93	-0,0041	-0,0049	0,98	0,0665	0,0986	0,6
MEM 13	-0,1050	-0,1221	0,51	-0,2866	-0,3407	0,06	-0,4157	-0,5492	<0,01**
MEM 22	0,0844	0,0983	0,6	0,1857	0,2282	0,22	0,1403	0,2161	0,24
MEM 27	0,1171	0,1355	0,47	0,3345	0,3887	0,03*	0,1850	0,28	0,13
MEM 38	-0,2493	-0,281	0,13	0,1402	0,175	0,35	-0,0661	-0,1042	0,58

Continua....

Tabela 18 - Continuação.

<i>Perda</i>				92-98			98-05			05-10		
Preditor	Beta	r parcial	p	Beta	r parcial	p	Beta	r parcial	p			
P	-0,2713	-0,3205	0,08	0,1124	0,1219	0,51	0,0663	0,071	0,7			
Dist. H	0,2088	0,1983	0,28	0,0507	0,043	0,82	0,2382	0,1948	0,29			
MEM 3	-0,3395	-0,3435	0,06	-0,1749	-0,1628	0,38	-0,0520	-0,0481	0,8			
MEM 4	-0,1561	-0,2226	0,23	0,2590	0,315	0,08	-0,2019	-0,2463	0,18			
MEM 7	0,0035	0,0053	0,98	-0,0518	-0,0678	0,72	-0,3564	-0,4178	0,02*			
MEM 8	0,3270	0,429	0,02*	0,0660	0,0837	0,65	-0,0234	-0,0293	0,88			
MEM 13	-0,1882	-0,2785	0,13	-0,2492	-0,3187	0,08	-0,1487	-0,1933	0,3			
MEM 22	0,2092	0,3064	0,09	0,4389	0,5089	<0,01**	0,1163	0,1521	0,41			
MEM 27	0,0767	0,1171	0,53	0,2421	0,3098	0,09	0,3052	0,3742	0,04*			
MEM 38	0,3560	0,4819	0,01**	0,1293	0,1722	0,35	-0,1553	-0,2021	0,28			

<i>Ganho</i>				92-98			98-05			05-10		
Preditor	Beta	r parcial	p	Beta	r parcial	p	Beta	r parcial	p			
P	-0,2981	-0,336	0,06	-0,0467	-0,0474	0,8	-0,1573	-0,2023	0,28			
Dist. H	-0,3588	-0,3166	0,08	0,2664	0,2057	0,27	0,0158	0,0161	0,93			
MEM 3	-0,6879	-0,5795	<0,01**	-0,2100	-0,1811	0,33	-0,6903	-0,6164	<0,01*			
MEM 4	0,2092	0,2818	0,12	0,2237	0,2576	0,16	0,0735	0,1125	0,55			
MEM 7	0,3120	0,4096	0,02*	0,0569	0,0693	0,71	0,0477	0,075	0,69			
MEM 8	0,1281	0,1757	0,34	0,0247	0,0292	0,88	0,0775	0,1176	0,53			
MEM 13	-0,0156	-0,0231	0,9	-0,1020	-0,1269	0,5	-0,2531	-0,3797	0,04*			
MEM 22	0,1615	0,232	0,21	0,3128	0,3648	0,04*	0,1241	0,1971	0,29			
MEM 27	0,0223	0,0328	0,86	0,0882	0,1097	0,56	0,2647	0,3937	0,03*			
MEM 38	-0,0249	-0,0369	0,84	0,0858	0,1073	0,57	0,0542	0,0878	0,64			

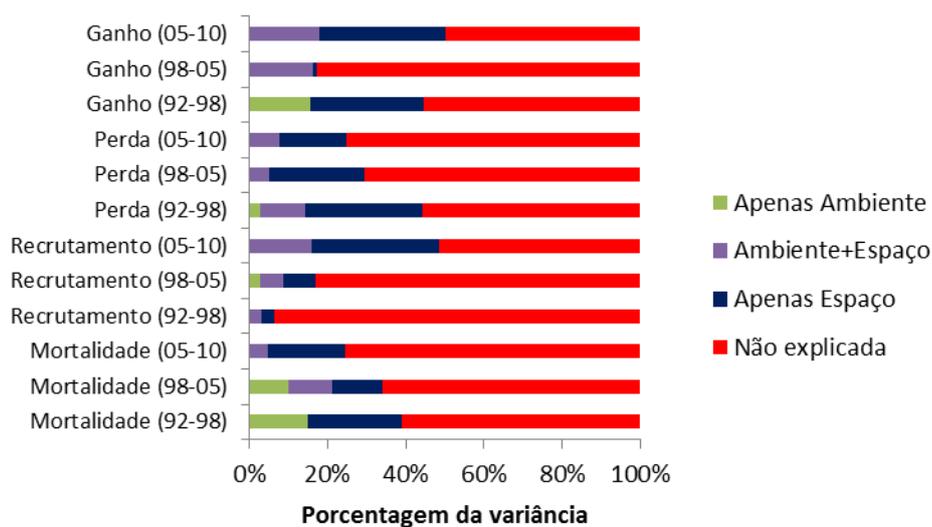


Figura 10: Partição da variância explicada pelo modelo linear para as taxas de dinâmica da floresta de Itutinga, entre os anos de 1992 e 2010.

Diversidade

Ocorreram variações temporais significativas nas três medidas de diversidade avaliadas (Tabela 20). A riqueza diferiu entre 1998 e 2005, e entre 2010 e todos os anos anteriores; os valores dos índices de Simpson recíproco de 92-98 diferiram dos de 05-10; e o índice de Shannon não variou apenas entre 1992 e 1998.

A variável categórica ‘Setor’, o único preditor ambiental incluído no modelo, não apresentou correlações significativas com as medidas de diversidade em cada um dos quatro inventários (Tabela 22), mas sua interação com o tempo foi significativa (Tabela 19). Dos filtros espaciais incluídos, apenas um não teve efeito significativo. O espaço puro explicou a maior parte da variação das três medidas em todos os intervalos analisados, e as contribuições do ambiente foram mínimas (Figura 11).

Tabela 19: Efeitos das fontes de variação do modelo linear para as medidas de diversidade na floresta de Itutinga, entre os anos de 1992 e 2010. MEMs: *Moran Eigenvector Maps* (filtros espaciais). *Significativo a $p = 0,05$; **Significativo a $p = 0,01$.

Fonte de Variação	Wilks	p	Fonte de Variação	Wilks	p
MEM 1	11,03	<0,01**	Tempo × MEM 1	0,93	0,52
MEM 2	2,68	0,07	Tempo × MEM 2	0,6	0,78
MEM 3	6,13	<0,01**	Tempo × MEM 3	1	0,47
MEM 7	8,4	<0,01**	Tempo × MEM 7	1,93	0,11
MEM 10	7,01	<0,01**	Tempo × MEM 10	3,71	0,01*
MEM 25	7,82	<0,01**	Tempo × MEM 25	0,64	0,75
MEM 35	3,17	0,04*	Tempo × MEM 35	0,68	0,72
Setor	0,26	0,85	Tempo × Setor	2,61	0,04*
Tempo	3,43	0,01*			

Tabela 20: Testes de significância global do modelo linear e das diferenças entre as médias das medidas de diversidade na floresta de Itutinga, entre os anos de 1992 e 2010. R^2 aj. = Coeficiente de determinação ajustado; *Significativo a $p = 0,05$; **Significativo a $p = 0,01$. Médias designadas pelas mesmas letras não diferem, de acordo com testes de Tukey *a posteriori*.

<i>Riqueza</i>					<i>Shannon</i>				
Ano	Média	R^2 aj.	F	p	Ano	Média	R^2 aj.	F	p
1992	1,3025ab	0,5104	5,56	<0,01**	1992	0,4202ab	0,5834	7,13	<0,01**
1998	1,3107a	0,5255	5,85	<0,01**	1998	0,4222a	0,6270	8,35	<0,01**
2005	1,2804b	0,4228	4,20	<0,01**	2005	0,4093bc	0,5540	6,43	<0,01**
2010	1,2509d	0,4961	5,31	<0,01**	2010	0,3968c	0,5605	6,58	<0,01**
<i>Simpson</i>									
Ano	Média	R^2 aj.	F	p					
1992	1,0035a	0,5909	7,32	<0,01**					
1998	1,0040a	0,6958	11,01	<0,01**					
2005	0,9624b	0,6761	10,13	<0,01**					
2010	0,9318b	0,5574	6,51	<0,01**					

Tabela 21: Coeficientes de regressão padronizados (Beta) e de correlação parcial (r parc.) entre as variáveis preditoras e medidas de diversidade da floresta de Itutinga, entre os anos de 1992 e 2010. MEMs: *Moran Eigenvector Maps* (filtros espaciais). *Significativo a $p = 0,05$; **Significativo a $p = 0,01$.

Riqueza	1992			1998			2005			2010		
	Beta	r parc.	p									
MEM 1	0,4607	0,5734	<0,01**	0,4186	0,5426	<0,01**	0,3351	0,4245	0,02*	0,3263	0,4390	0,02*
MEM 2	-0,1679	-0,2582	0,18	-0,1728	-0,2691	0,16	-0,1855	-0,2624	0,17	-0,0463	-0,0724	0,71
MEM 3	-0,4788	-0,5432	<0,01**	-0,4583	-0,5324	<0,01**	-0,4669	-0,5024	0,01**	-0,4781	-0,5372	<0,01**
MEM 7	0,0023	0,0037	0,98	-0,2010	-0,3150	0,10	-0,2721	-0,3773	0,04*	-0,2586	-0,3829	0,04*
MEM 10	-0,2461	-0,3711	0,05*	-0,2445	-0,3740	0,05	-0,1509	-0,2202	0,25	-0,1505	-0,2342	0,22
MEM 25	0,2166	0,3316	0,08	0,2544	0,3868	0,04*	0,1188	0,1749	0,36	0,1858	0,2850	0,13
MEM 35	0,2415	0,3647	0,05	0,1715	0,2719	0,15	0,2305	0,3256	0,08	0,1498	0,2329	0,22
Setor	0,0510	0,0643	0,74	-0,0635	-0,0812	0,68	-0,0576	-0,0669	0,73	-0,2199	-0,2641	0,17
MEM 1	0,5370	0,6659	<0,01**	0,4844	0,6824	<0,01**	0,3426	0,5391	<0,01**	0,2812	0,4098	0,03*
MEM 2	-0,2505	-0,3998	0,03*	-0,2189	-0,4043	0,03*	-0,2463	-0,4341	0,02*	-0,1561	-0,2529	0,19
MEM 3	-0,0852	-0,1250	0,52	-0,0761	-0,1293	0,50	-0,0791	-0,1303	0,50	-0,2907	-0,3819	0,04*
MEM 7	-0,1661	-0,2833	0,14	-0,3839	-0,6208	<0,01**	-0,4806	-0,6928	<0,01**	-0,3808	-0,5457	<0,01**
MEM 10	-0,2256	-0,3721	0,05*	-0,3187	-0,5488	<0,01**	-0,3869	-0,6113	<0,01**	-0,4023	-0,5663	<0,01**
MEM 25	0,4075	0,5862	<0,01**	0,4295	0,6624	<0,01**	0,3087	0,5244	<0,01**	0,2999	0,4556	0,01*
MEM 35	0,2753	0,4389	0,02*	0,2082	0,3938	0,03*	0,2593	0,4593	0,01*	0,1571	0,2588	0,18
Setor	0,0449	0,0620	0,75	-0,0738	-0,1175	0,54	-0,1412	-0,2142	0,26	-0,1362	-0,1780	0,36
MEM 1	0,5133	0,6456	<0,01**	0,4477	0,6147	<0,01**	0,3297	0,4647	0,01*	0,2903	0,4220	0,02*
MEM 2	-0,2228	-0,3588	0,06	-0,2157	-0,3660	0,05	-0,2488	-0,3832	0,04*	-0,1208	-0,1988	0,30
MEM 3	-0,2495	-0,3433	0,07	-0,2187	-0,3207	0,09	-0,2242	-0,3025	0,11	-0,3831	-0,4795	0,01**
MEM 7	-0,0859	-0,1497	0,44	-0,3056	-0,4947	0,01**	-0,3861	-0,5495	<0,01**	-0,3311	-0,4940	0,01**
MEM 10	-0,2567	-0,4118	0,03*	-0,3266	-0,5192	<0,01**	-0,3331	-0,4930	0,01**	-0,3318	-0,4944	0,01**
MEM 25	0,3838	0,5596	<0,01**	0,4093	0,6056	<0,01**	0,2543	0,3969	0,03*	0,2711	0,4212	0,02*
MEM 35	0,2897	0,4539	0,01*	0,1992	0,3472	0,06	0,2596	0,4036	0,03*	0,1579	0,2610	0,17
Setor	0,0702	0,0956	0,62	-0,0654	-0,0943	0,63	-0,1386	-0,1804	0,35	-0,1946	-0,2511	0,19

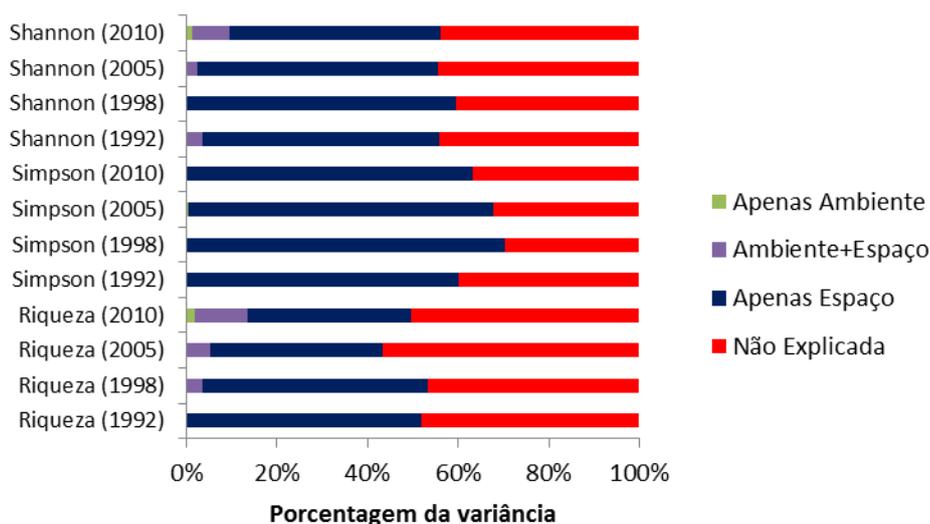


Figura 11: Partição da variância explicada pelo modelo linear para as medidas de diversidade da floresta de Itutinga, entre os anos de 1992 e 2010.

Autocorrelação espacial

Os escores do Eixo 1 apresentaram estrutura espacial forte e significativa nos quatro inventários, caracterizada pela autocorrelação positiva nas três menores classes de distância, negativa nas classes intermediárias, e novamente positiva na maior classe. Essa estrutura refletiu a dicotomia entre os setores, bem como uma diferenciação interna no Ripário, causada pelos escores relativamente altos de um grupo de parcelas mais distantes do reservatório (Figura 12). O gradiente no Ripário se encurtou progressivamente, deixando cada vez mais nítidas as diferenças entre o Interflúvio e o Ripário.

A estrutura espacial dos escores do Eixo 2, também significativa em todos os anos, se mostrou progressivamente mais fraca, conforme demonstrado pela menor quantidade de classes com I de Moran significativo e pelos valores mais baixos desses coeficientes ao longo do tempo. Apenas a autocorrelação positiva da primeira classe se manteve significativa até 2010, devido à ocorrência de agrupamentos de valores semelhantes a pequenas distâncias em todos os inventários (Figura 12).

Para as taxas de dinâmica, a estrutura espacial dos correlogramas não foi significativa em vários casos. A mortalidade apresentou-se estruturada apenas em 98-05, com autocorrelação positiva na classe de distância 1 e negativa na classe 8. O oposto ocorreu com o recrutamento, cuja estrutura foi significativa em 1998 (coeficiente negativo nas classes 2 e 8) e em 05-10 (coeficiente negativo na classe 5). A taxa de perda teve estrutura significativa em 05-10, quando houve autocorrelação positiva na primeira classe e negativa na última. Por fim, o ganho de área basal foi a única taxa com estrutura espacial significativa em todos os intervalos, sempre com autocorrelação positiva na classe 1 e negativa na 8. A maioria dos coeficientes de Moran significativos foram inferiores a 0,4, demonstrando que a autocorrelação nas taxas de dinâmica, quando existente, é fraca.

A riqueza de espécies e o índice de Shannon apresentaram estruturas espaciais significativas durante todo o período analisado, semelhantes à encontrada nos escores do Eixo 1. Já o índice de Simpson recíproco apresentou estrutura espacial significativa em 1992 e 2010, com autocorrelação positiva na primeira classe e negativa em classes intermediárias. Para a riqueza, os coeficientes I de Moran foram maiores do que nos demais índices de diversidade, apontando para uma estrutura espacial relativamente mais forte nessa variável.

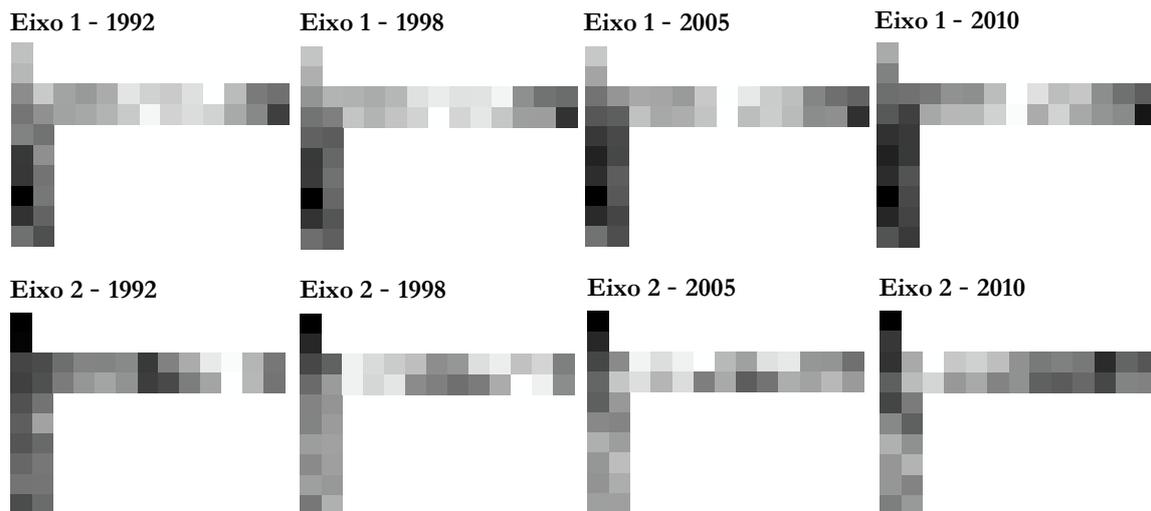


Figura 12: Mapas dos valores dos escores do Eixos 1 e 2 das DCAs para os quatro inventários realizados na floresta de Itutinga, entre os anos de 1992 e 2010. Quanto mais escuros os tons, maiores são os valores.

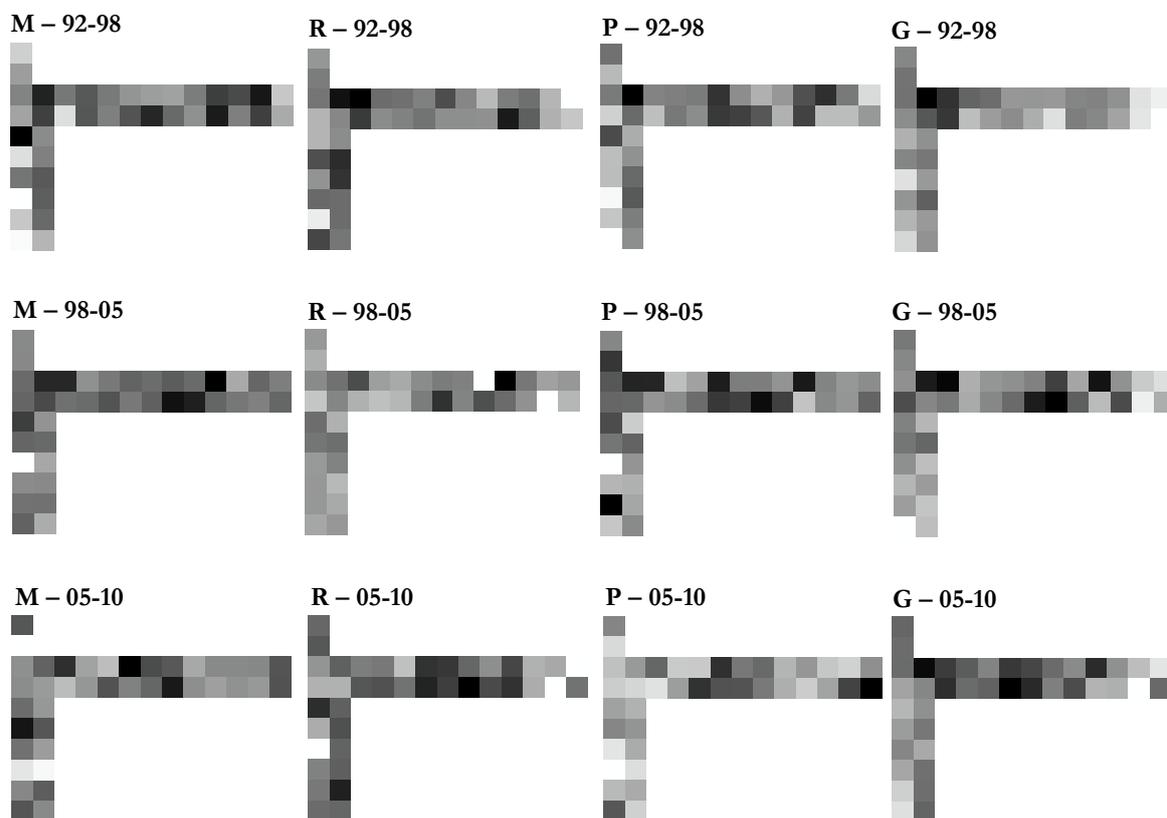


Figura 13: Mapas dos valores das taxas de dinâmica para a floresta de Itutinga, entre os anos de 1992 e 2010. Quanto mais escuros os tons, maiores são os valores. . M = mortalidade; R = recrutamento; P = perda; G = ganho.

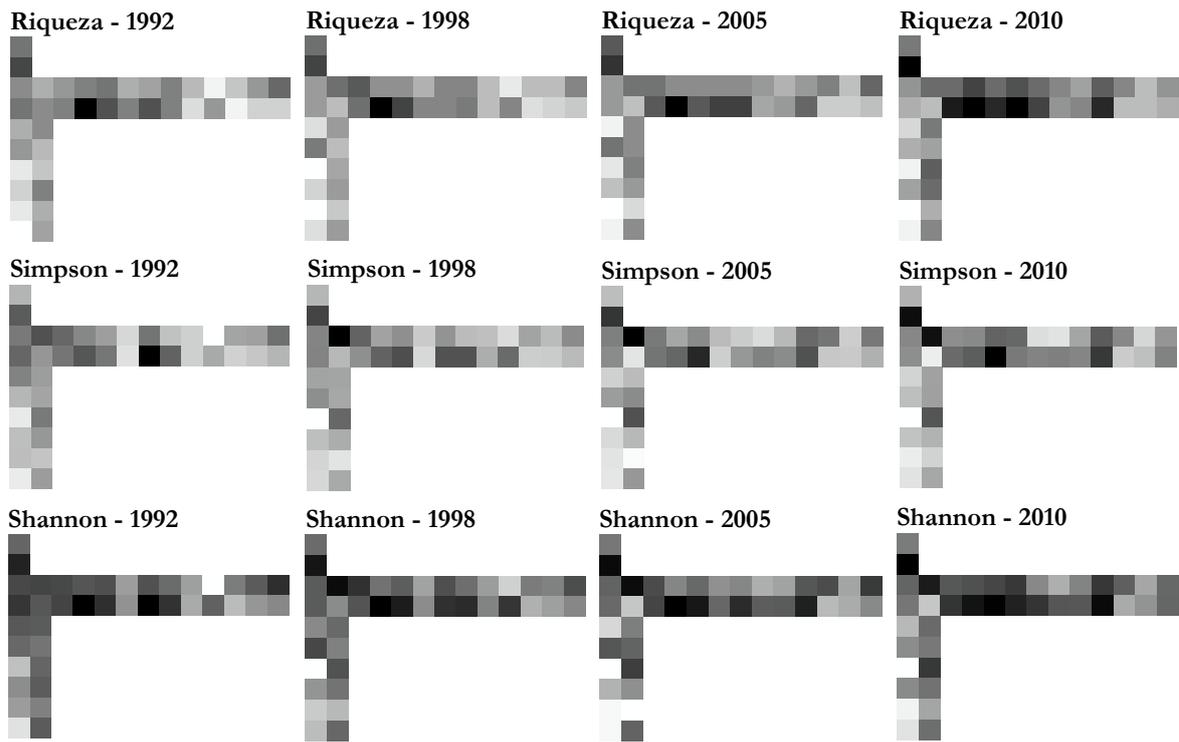


Figura 14: Mapas dos valores das medidas de diversidade para a floresta de Itutinga, entre os anos de 1992 e 2010. Quanto mais escuros os tons, maiores são os valores.

DISCUSSÃO

Durante os dezoito anos de monitoramento, a comunidade arbórea da floresta de Itutinga passou por modificações em vários aspectos de sua estrutura e diversidade. Algumas características da porção ripária confirmam que seu estágio sucessional é mais avançado que o da Interfluvial, tais como as maiores proporções de indivíduos de espécies tolerantes à sombra e pertencentes às classes superiores de diâmetro. Porém, ambos os setores se mostraram instáveis e passaram por modificações muito parecidas, o que demonstrou que suas diferenças foram menores do que se pensava a princípio.

Na estrutura florística, as mudanças foram evidenciadas pelas variações significativas nas ordenações das parcelas e nos valores de importância de algumas das espécies mais abundantes dos dois setores. A maioria delas subiu ou desceu apenas uma ou duas posições nos *rankings* entre 1992 e 2010, o que não representa grandes alterações para a comunidade (Bertani 2001, Abreu 2012). Mas as mudanças negativas para *Tapirira guianensis* (nos dois setores) *Casearia sylvestris* e *Tapirira obtusa* (no Ripário), e positivas para *Pera glabrata*, *Machaerium villosum* (no Interflúvio), *Guarea macrophylla* e *Sebastiania commersoniana* (no Ripário), foram bem mais drásticas.

A redução da densidade e o simultâneo acúmulo de área basal nos dois setores indicam que a floresta provavelmente se encontrava em processo de autodesbaste, comum nos fragmentos florestais da região (Oliveira-Filho *et al.* 1997, Oliveira-Filho *et al.* 2007, Higuchi *et al.* 2008a). A mortalidade foi proporcionalmente maior entre indivíduos de pequeno porte (conforme verificado pela dependência desta em relação às classes de diâmetro, no primeiro e último intervalos), e o crescimento dos sobreviventes levou ao seu ingresso em classes diamétricas superiores, o que foi refletido nas alterações sucessivas da distribuição de tamanhos. Entre os grupos funcionais, os processos de mortalidade e recrutamento também não se deram de forma igualitária, prevalecendo a mortalidade sobre espécies pioneiras (como *T. guianensis* e *Lithrea molleoides*) e o recrutamento para as climáticas tolerantes à sombra (por exemplo, *G. macrophylla*). A guilda das climáticas exigentes de luz seguiu o padrão de autodesbaste da comunidade; no entanto, houve algumas espécies que aumentaram (caso de *S. commersoniana*, *P. glabrata* e *Myrcia venulosa*) e outras que reduziram não apenas em número, mas também em área basal (como *T. obtusa*). Poucas espécies, dentre as mais abundantes, se mantiveram estáveis quanto ao balanço de mortos e recruta nos diferentes intervalos.

Autodesbaste e modificações nas abundâncias relativas de espécies e grupos

funcionais, com redução de pioneiras e aumento de tolerantes à sombra, são típicos de fases de construção tardias do ciclo silvigenético, desencadeadas após a ocorrência de distúrbios (Swaine *et al.* 1990, Oliveira-Filho *et al.* 1997, Werneck & Franceschinelli 2004, Siminski *et al.* 2011) ou como etapas avançadas da sucessão primária (Appolinário *et al.* 2005). Em Itutinga, ambas as hipóteses são plausíveis: o setor Interfluvial da floresta pode ser fruto da expansão da mata ribeirinha sobre os solos rasos anteriormente ocupados por campos e, embora protegida da ação antrópica direta, a comunidade é suscetível a outros tipos de perturbações, como ventos fortes (os moradores relatam a ocorrência de um tornado na zona rural do município em julho de 2005, que chegou a destruir os telhados de algumas casas e derrubar torres de energia) e deslizamentos de terra (que ocorreram, de fato, sobre várias parcelas do Ripário entre 1992 e 1998; e na parcela AR, em 2005).

Variações temporais também foram observadas nos aspectos estruturais de outras florestas de galeria (Felfili 1995, Fontes & Walter 2011), que podem estar relacionadas aos maiores estresses sofridos por esse tipo de formação (Oliveira & Felfili 2008), ou mesmo representar uma característica inerente a elas, no que diz respeito à substituição gradual das espécies dominantes (Felfili 1994). Portanto, a floresta provavelmente já era muito dinâmica antes da supressão parcial, e isso deve ter se intensificado após a criação das novas bordas, que propiciaram o estabelecimento de espécies heliófilas nas proximidades do reservatório e tornaram a comunidade ainda mais vulnerável a perturbações abióticas. As mudanças ocorridas no fragmento também podem estar ligadas ao acúmulo de CO₂ atmosférico e às alterações climáticas, suspeitos de estarem causando o aumento da rotatividade e da biomassa nas florestas amazônicas durante as últimas décadas (Phillips *et al.* 2004). Para o Sudeste do Brasil, evidências a favor dessa hipótese já foram encontradas em florestas mais maduras (Oliveira-Filho *et al.* 2007, Saiter *et al.* 2011, Gastauer & Meira Neto 2013), sendo ainda necessários mais estudos para esclarecer a questão.

Das espécies mais abundantes que se mostraram instáveis, *T. guianensis* foi, certamente, a que apresentou as maiores mudanças. Nos três intervalos a espécie perdeu muito mais indivíduos do que recrutou, de forma que, após os dezoito anos, sua densidade havia caído para menos de um quarto do valor inicial (51 indivíduos em 2010, contra 220 em 1992). A mortalidade foi generalizada, tendo ocorrido em todas as classes de diâmetro, e nos dois setores da floresta. Por isso, as exigências ambientais da espécie, por si só, não justificam as grandes perdas de dominância. Segundo Baldoni (2010), *T. guianensis* possui grande plasticidade, ocorrendo não apenas em florestas mas também em cerrados e restingas, em várzeas úmidas ou em encostas mais secas, e atinge diâmetros de 40 a 60 cm

(Lorenzi 2002a). Um único exemplar morto em Itutinga chegou a alcançar 42 cm de DAP, de forma que a senilidade das árvores também não explica sua mortalidade acentuada. Na floresta vizinha ao fragmento estudado, *T. guianensis* apresentou mudanças positivas entre 1994 e 2004 (Fernandes 2008). Porém, sua abundância era muito inferior à encontrada neste levantamento (apenas cinco indivíduos no primeiro inventário). Isso sugere que competição intraespecífica ou fatores dependentes de densidade podem estar determinando o declínio da população. Alternativamente, *trade-offs* (Giacomini 2007) podem prejudicá-la em situações de distúrbios frequentes, tais como sua madeira excessivamente mole (Lorenzi 2002a). Estudos detalhados de dinâmica populacional ainda são necessários para esclarecer a progressiva redução de *T. guianensis* no fragmento de Itutinga.

Além de *T. guianensis*, várias outras espécies que eram muito abundantes em 1992 reduziram sua dominância ao longo do tempo, e algumas com baixo número inicial de indivíduos (por exemplo, *P. glabrata*), apresentaram a tendência oposta. Isso sugere que, para muitas espécies da floresta, não foi a abundância que determinou o sucesso na ocupação do ambiente, e sim as características intrínsecas de cada uma delas – ou seja, não há equivalência funcional. Portanto, as modificações temporais no nível das espécies mais abundantes não se encaixaram nas previsões da Teoria Neutra de Hubbell (2001).

As taxas de mortalidade geral variaram entre 3,02 e 4,38%.ano⁻¹, considerando DAP ≥ 5 cm, e entre 2,78 e 3,04%.ano⁻¹ para DAPs acima de 10 cm. As rotatividades em número de indivíduos e área basal ficaram em torno de 3% no primeiro e no terceiro inventários, assumindo valores um pouco mais baixos, próximos dos 2%, no segundo. Em florestas tropicais sem intervenções humanas, a taxa de mortalidade fica em torno de 1 a 2%.ano⁻¹ para árvores com mais de 10 cm de diâmetro, podendo atingir valores próximos ou superiores a 3%.ano⁻¹ em locais submetidos a intenso efeito de borda ou a outras perturbações naturais (Swaine *et al.* 1987, Korning & Balslev 1994, Laurance *et al.* 1998, Condit *et al.* 1999, Rolim *et al.* 2005, Oliveira & Felfili 2008). Nos fragmentos da região Sudeste, mortalidades acima de 4%.ano⁻¹ foram observadas, na maior parte das vezes, em locais diretamente afetados pela ação antrópica ou por inundações (Werneck & Franceschinelli 2004, Higuchi *et al.* 2008b, Silva *et al.* 2011); os remanescentes mais protegidos apresentaram taxas semelhantes às de florestas maduras contínuas (Garcia 2012, Gastauer & Meira Neto 2013), onde a rotatividade raramente ultrapassa os 2%.ano⁻¹ (Phillips & Gentry 1994). Logo, a hipótese de que as taxas de dinâmica do fragmento de Itutinga foram superiores às de outras florestas da região livres da ação humana se confirmou, com base em ambos os critérios de inclusão.

Alguns balanços entre as taxas ao longo dos intervalos foram contrários à tendência principal de autodesbaste. Entre 1992 e 1998, houve um pequeno aumento líquido de indivíduos, como resultado do recrutamento pouco maior que a mortalidade no setor Ripário, que não voltou a se repetir nos períodos posteriores. Embora o alto recrutamento possa ter alguma relação com os deslizamentos de terra que ocorreram no intervalo, o balanço positivo se deu essencialmente em função do critério de inclusão escolhido, pois o autodesbaste teria sido verificado para os dois setores se os dados originais, com todas as árvores de circunferência à altura do solo superior a 15,7 cm, tivessem sido utilizados. Outros fragmentos na região do Alto Rio Grande também apresentaram acúmulo pronunciado de área basal durante a década de 1990 (van den Berg 2001, Guilherme *et al.* 2004, Appolinário *et al.* 2005, Higuchi *et al.* 2008), o qual pode ter sido causado pelas chuvas excepcionais de 1992, que teriam aumentado o suprimento de água pelo solo nos anos seguintes (Appolinário *et al.* 2005).

Entre 1998 e 2005, o ganho de área basal foi bastante inferior ao dos outros períodos, e não compensou a perda. Em parte, isso provavelmente refletiu os efeitos do tornado de 2005, que teria sido o responsável pela morte de muitas árvores de diâmetros entre 20 e 40 cm, tanto no Interflúvio quanto no Ripário. Como o tipo de morte que cada indivíduo sofreu e a ocorrência de clareiras nas parcelas não foram sistematicamente documentados, podem ser feitas apenas suposições a respeito. De qualquer forma, esse episódio pontual não foi provavelmente o que determinou a drástica redução do ganho no intervalo, e sim o pequeno incremento dos sobreviventes. A hipótese de um viés causado pela transformação das medidas de 1992 e 1998 foi descartada, pois o baixo crescimento também foi verificado para os dados originais de circunferência à altura do solo.

Variações temporais nas taxas de dinâmica também foram observadas em outros estudos de longo prazo (Manokaran & Kochummen 1987, Rolim *et al.* 2005, Higuchi *et al.* 2008b, Oliveira & Felfili 2008). Em florestas preservadas, períodos de maior recrutamento geralmente sucedem os de alta mortalidade, devido à maior disponibilidade de espaço e de outros recursos deixada pelos indivíduos mortos, de forma que o balanço entre as taxas se compensa ao longo dos intervalos, criando um equilíbrio dinâmico (Oliveira & Felfili 2008). No caso de Itutinga, tal equilíbrio geral não foi detectado em dezoito anos porque, conforme já explicado, a floresta está passando por mudanças direcionais em sua estrutura. Então, as reduções na densidade provavelmente não corresponderam a meras oscilações temporárias. Porém, uma relativa compensação pôde ser observada, pois houve queda acentuada no recrutamento após o pico de 92-98, seguida de aumento no período seguinte,

acompanhando o crescimento da mortalidade.

Da mesma forma que a estrutura e a dinâmica, as variações significativas na diversidade de espécies demonstraram a alta instabilidade do fragmento de Itutinga em relação a outras florestas protegidas monitoradas por mais de dez anos, que tiveram variações pequenas em seus valores de diversidade (Pedroni 2001, Saiter *et al.* 2011, Abreu 2012, Garcia 2012). A diminuição progressiva da riqueza na amostra geral, que se acelerou após 1998, está provavelmente relacionada em parte com o processo de autodesbaste, pois essa medida é muito sensível à densidade de indivíduos (Chazdon *et al.* 2007). Porém, outros fatores podem também estar envolvidos na redução da diversidade do fragmento, que atingiu inclusive o índice de Simpson – cujo valor é determinado pelas espécies mais abundantes (Melo 2008) – e que ocorreu, principalmente, no setor Ripário. No Interflúvio, a riqueza e o índice de Shannon tiveram oscilações positivas e negativas ao longo dos anos, chegando a superar os valores de 1992 em 2010. O índice de Simpson permaneceu praticamente constante, após um aumento em 1998 que foi seguido de duas quedas. Em nenhum dos inventários, as diferenças entre os setores foram significativas, o que foi comprovado tanto pelo modelo linear quanto pelos perfis de diversidade.

O motivo mais provável para a manutenção da diversidade no Interflúvio é a sua maior disponibilidade de luz, conferida pelo dossel mais aberto, pela posição topográfica e pela ocorrência mais frequente de clareiras (que foram observadas em 1998 nas parcelas BO, BP, BQ e BS, segundo A.T. Oliveira Filho, e aparentemente também nos inventários de 2005 e 2010, em outros pontos do setor), que teria favorecido o crescimento de espécies pioneiras e climáticas exigentes de luz, em contrapartida ao ambiente mais sombreado do Ripário. As clareiras de 1998 provavelmente também reduziram a dominância local, o que explica o aumento do índice de Simpson no mesmo ano. A abertura de clareiras é um dos vários mecanismos já propostos para a manutenção da diversidade em florestas tropicais, por proporcionar a regeneração de uma ampla variedade de espécies e evitar a exclusão competitiva (Denslow 1987, Brokaw & Busing 2000). A fertilidade do solo nos dois setores é muito semelhante, com poucas unidades amostrais exibindo valores altos de saturação por bases em cada um deles. No Ripário, a diversidade não se reduziu em duas parcelas (AD e AE) situadas nas proximidades da região altamente perturbada na desembocadura de um dos córregos, e que recebem, em decorrência de sua localização, maior incidência de luz e impactos causados pela flutuação do reservatório em área de depleção brejosa. Isso reforça a ideia de que os distúrbios e a disponibilidade de luz foram cruciais para a manutenção da diversidade, e não características relacionadas ao

suprimento de água e à fertilidade do solo, que também podem influenciar a dominância ecológica (Tilman 1982).

A limitação de dispersão, condicionada pelo maior isolamento geográfico do fragmento após a formação do reservatório e pela instalação de atividades agrícolas nas proximidades em tempos recentes, também pode estar contribuindo para a redução da diversidade, por meio da deriva ecológica no longo prazo (Hubbell 2001). Todavia, não explica por que a diversidade está reduzindo mais em um setor do que no outro. O desaparecimento de espécies representadas por poucos indivíduos na área amostrada não indica necessariamente que elas foram extintas na comunidade. Pode ter sido verificado apenas em função do critério de inclusão adotado, ou do desenho e intensidade amostrais. Devido a esses fatores, a substituição de táxons raros, com perda de alguns e ingresso de outros, é um padrão comum em estudos temporais sobre a vegetação arbórea (Pedroni 2001, Pinto & Hay 2005). Se a comunidade estiver realmente se tornando mais pobre devido ao isolamento geográfico, a perda de espécies ocorrerá primeiro nos estratos inferiores, devido à longevidade apresentada por muitas espécies arbóreas tropicais (Laurance & Bierregaard 1997). Então, pesquisas futuras sobre a chuva de sementes e a regeneração natural dessa floresta poderão determinar quais fatores são realmente responsáveis pelas mudanças na diversidade.

Os resultados de Itutinga somam-se aos de muitos outros trabalhos que suportam a hipótese de maior diversidade sob níveis intermediários de distúrbio (Connell 1978, Crow 1980, Silva *et al.* 2005, Chazdon *et al.* 2007, Lopes & Schiavini 2007, Pereira *et al.* 2007, Giehl & Jarenkow 2008, Machado & Oliveira-Filho 2010, Siminski *et al.* 2011, Garcia 2012, Peixoto *et al.* 2012). Cabe mencionar que essa hipótese, embora apoiada empiricamente, já recebeu críticas quanto ao seu embasamento teórico (Fox 2012), e que a tendência oposta, de aumento da riqueza com o avanço sucessional, já foi relatada (Sheil *et al.* 2000). As modificações podem variar de acordo com a medida de diversidade escolhida, o que dificulta comparações entre diferentes estudos (Chazdon *et al.* 2007).

Os escores do Eixo 1 foram bem explicados pela fração espacialmente estruturada das variáveis ‘distância horizontal’ e ‘cota’ (representada também nos filtros do modelo), que descreveu a maior parte da variabilidade dos dados em todos os inventários e também ajudou a definir sua estrutura espacial. Nesse sentido, as autocorrelações positivas a curtas distâncias, negativas a distâncias intermediárias e novamente positivas a 180 metros refletiram o posicionamento geográfico das parcelas do Interflúvio e do Ripário. Nos três primeiros inventários, a distância horizontal não apresentou correlação significativa com os

escores, por não ter captado as diferenças internas ao setor Ripário, ao contrário dos filtros espaciais incluídos. Com o tempo, esse gradiente se encurtou, tornando mais claras as diferenças estruturais entre os setores, e levando a variável ‘distância horizontal’ a apresentar correlação significativa com os escores no inventário de 2010.

Já os escores do Eixo 2 se correlacionaram ao teor de potássio e ao setor da floresta. As interações do tempo com as variáveis ‘fator de borda’ e ‘setor’ foram detectadas pelo fato de algumas parcelas do Interflúvio com valores extremos de fator de borda terem exibido as maiores variações temporais, o que provavelmente estaria relacionado ao avanço sucessional. Após o primeiro inventário, a correlação do potássio com o Eixo 2 deixou de ser significativa, pois as sucessivas mudanças nos escores se sobrepuseram à relação dos mesmos com o nutriente. A importância da fração puramente espacial (que alocou as possíveis estruturas criadas pelo mosaico sucessional, não captadas pelas variáveis ambientais utilizadas) foi relativamente maior do que no Eixo 1, chegando a superar a das frações ligadas ao ambiente, em 1992. Apesar disso, os escores do Eixo 2 mostraram estruturas espaciais mais fracas, caracterizadas, essencialmente, pela autocorrelação positiva a curtas distâncias.

Portanto, a estrutura florística provavelmente se relacionou ao suprimento de água, à fertilidade do solo e, possivelmente, ao estágio sucessional das parcelas. A influência dos dois primeiros fatores sobre a comunidade de Itutinga já havia sido verificada por Oliveira-Filho *et al.* (1994b), por meio de uma análise de correspondência canônica que gerou resultados semelhantes aos da DCA para o ano de 1992. Espécies típicas de solos úmidos, como *Protium spruceanum*, *Guarea macrophylla*, *Calophyllum brasiliense* e *Inga* spp. se concentram no Ripário, enquanto espécies adaptadas a solos mais secos, como *Diospyros hispida*, *Platypodium elegans* e *Myrcia venulosa*, são mais abundantes no Interflúvio. Entre as espécies preferenciais de parcelas com maior fertilidade, estão, por exemplo, *Casearia sylvestris*, *Guazuma ulmifolia*, *Maclura tinctoria* e *Machaerium nycitans*.

Nas florestas tropicais ripárias, onde a heterogeneidade ambiental é marcante mesmo a curtas distâncias, características ligadas à fertilidade, à topografia, ao regime de água no solo e à disponibilidade de luz geralmente afetam a composição em escala local (van den Berg & Oliveira-Filho 1999, Bertani *et al.* 2001, Botrel *et al.* 2002, Souza *et al.* 2003, Camargos *et al.* 2008, Magnago *et al.* 2011). Os efeitos da topografia são geralmente redundantes com os de outros aspectos ambientais, particularmente a disponibilidade de água (Botrel *et al.* 2002), o que explica por que esses efeitos não foram detectados em Itutinga. A luminosidade nas parcelas não foi fielmente representada pelo fator de borda e

pelo setor, conforme verificado pela grande abundância de pioneiras em algumas unidades amostrais do Ripário com baixos valores dessa variável, e de tolerantes à sombra em parcelas do Interflúvio com altos fatores de borda. O espaço influencia a estrutura do fragmento principalmente por meio do componente ligado às variações ambientais, o que está de acordo com os resultados de outros trabalhos (Giehl & Jarenkow 2008, Machado *et al.* 2008, Carvalho *et al.* 2007). Porém, a autocorrelação positiva a curtas distâncias, que demonstrou a agregação espacial das espécies, pode ser causada tanto pela existência de pequenas manchas de habitat favoráveis, quanto por processos de dispersão (Silva *et al.* 2009).

Ambiente e espaço não conseguiram descrever satisfatoriamente as variações nas taxas de dinâmica. As maiores frações explicadas pelo modelo linear (que não chegaram a atingir 50%) ocorreram em 92-98, para perda e ganho de área basal; e em 05-10, para recrutamento e ganho. Na maioria das vezes, o componente espacial puro foi o mais importante, e as duas variáveis ambientais incluídas – distância horizontal e concentração de fósforo no solo – apresentaram correlações significativas apenas com a mortalidade em 92-98 e 98-05. É surpreendente que esta taxa tenha se relacionado ao fósforo, cujo teor foi muito baixo em todas as parcelas, e que afeta as plantas principalmente em seus estágios iniciais de crescimento, antes que alcancem o porte arbóreo (Novais *et al.* 2007), numa escala numérica muito mais ampla do que a dos valores encontrados em Itutinga. Dessa forma, parece que a correlação da mortalidade com o teor de fósforo foi espúria, com pouco ou nenhum significado biológico (veja caso similar em Sanchez *et al.* 2013). A distância horizontal, por sua vez, indicou que a mortalidade foi maior em parcelas localizadas no Interflúvio, provavelmente devido ao menor suprimento de água ou ao seu estágio sucessional. Para as demais taxas, a ausência de correlação significativa com esta variável demonstrou que as diferenças entre os setores não foram significativas, embora suas médias também tenham sido maiores no Interflúvio.

As taxas de dinâmica podem ser influenciadas por diferenças na fertilidade do solo (Oliveira-Filho *et al.* 2007, Machado & Oliveira-Filho 2010, Salami 2013), na topografia (Guilherme *et al.* 2004, Appolinário *et al.* 2005, Machado *et al.* 2008, Miguel *et al.* 2011) e, principalmente, no efeito de borda (van den Berg 2001, Guimarães *et al.* 2008, Garcia 2012). Locais mais férteis ou mais iluminados podem favorecer o crescimento dos indivíduos, bem como o estabelecimento de espécies pioneiras e pouco competitivas, elevando as taxas de rotatividade (Laurance *et al.* 1998, Phillips *et al.* 2004, Oliveira-Filho *et al.* 2007). A topografia pode afetar as taxas de várias maneiras, mas principalmente

pelas implicações que traz para a disponibilidade de água e luz (Appolinário *et al.* 2005, Miguel *et al.* 2011).

Apesar de sua reconhecida influência, a heterogeneidade ambiental exerce um papel secundário sobre as taxas, que geralmente são determinadas mais fortemente pelo histórico de distúrbios, naturais ou antrópicos, e pela decorrente fase silvigenética de cada peça do mosaico florestal (Guilherme *et al.* 2004, Higuchi *et al.* 2008b, Machado & Oliveira-Filho 2010, Silva *et al.* 2011, Santos 2013). As perturbações também podem interagir com os aspectos ambientais, obscurecendo os efeitos isolados dos mesmos (Machado & Oliveira-Filho 2010). Nas parcelas de Itutinga, não foi diferente: a pequena contribuição das variáveis ambientais utilizadas aponta para a importância de fatores não quantificados, dentre os quais se destacam as perturbações ocorridas antes e durante o período analisado. Apenas as variações quanto à distância dos córregos foram representadas de forma equitativa pelas unidades amostrais, o que certamente dificultou a detecção dos efeitos de outros preditores ambientais.

Padrões espaciais fracos ou aleatórios predominaram entre as taxas de dinâmica, e apenas o ganho apresentou estruturas constantes do ponto de vista temporal. Nos casos em que os correlogramas foram significativos, quase sempre houve coeficientes positivos para a menor classe de distância e negativos para algumas classes superiores, indicando pequenos agrupamentos de valores entre as parcelas e dissimilaridades em maiores escalas. Na maioria dos estudos já realizados, as variações espaciais das taxas foram estocásticas (Carey *et al.* 1994, Korning & Balslev 1994, Sheil *et al.* 2000, Machado & Oliveira-Filho 2010, Abreu 2012, Garcia 2012, Salami 2013), devido à ocorrência aleatória de clareiras geradas pela morte de grandes árvores. Em áreas onde distúrbios mais severos e localizados criam mosaicos sucessionais, as taxas de dinâmica se mostram, em consequência, agrupadas (Higuchi *et al.* 2008b).

O fato de terem sido encontrados tanto padrões aleatórios quanto agrupados para a floresta de Itutinga sugere que os eventos determinantes de sua dinâmica ocorreram de ambas as formas, em escalas mais finas do que a da dicotomia entre o Interflúvio e o Ripário. Os padrões aleatórios, que predominaram entre as taxas de mortalidade e perda, provavelmente se devem à tendência generalizada de autodesbaste, que eliminou indivíduos de pequeno porte distribuídos por toda a floresta. Nos casos em que houve agregação espacial, esta provavelmente se relacionou aos efeitos de grandes clareiras – geralmente formadas em decorrência de distúrbios externos que causam a queda simultânea de vários indivíduos nos pontos mais vulneráveis das florestas ou, então, pela

queda isolada de uma árvore relativamente grande que danifica as vizinhas e as torna mais susceptíveis à morte, expandindo a clareira no espaço e no tempo (Yamamoto 2000, Lima 2005, Machado & Oliveira-Filho 2010). As taxas de dinâmica não se comportam da mesma forma ao longo da regeneração de uma peça do mosaico florestal, havendo o predomínio de diferentes taxas em cada etapa silvigenética (Machado & Oliveira-Filho 2010), o que ajuda a explicar por que as taxas não apresentaram estruturas espaciais nos mesmos intervalos. Uma observação sobre as estruturas encontradas é a de que estas foram, certamente, influenciadas pelo tamanho das parcelas instaladas no fragmento (15 × 15 m). Caso houvesse sido adotado um tamanho maior, que abrangesse clareiras inteiras em uma única unidade amostral, os padrões poderiam ter sido exclusivamente aleatórios.

Para as medidas de diversidade, a importância das variáveis ambientais foi ainda menor, começando pelo fato de nenhuma delas ter sido selecionada para o modelo linear. A categórica ‘Setor’ ajudou a explicar as variações temporais, por motivos já discutidos, mas as suas correlações com as medidas em cada inventário foram baixas e não significativas. O componente ambiental espacialmente estruturado contribuiu muito pouco para a explicação das medidas, principalmente do índice de Simpson, e os MEMs foram os responsáveis pela alta explicação proporcionada pelo modelo para todas as variáveis-resposta nos quatro anos considerados, por captarem a presença de outras estruturas espaciais em grande e pequena escala. Os correlogramas também demonstraram a existência dessas estruturas para a diversidade, constituídas principalmente por agrupamentos de valores semelhantes a curtas distâncias, e autocorrelação negativa a distâncias intermediárias.

Áreas mais expostas ao efeito de borda favorecem o estabelecimento de espécies com variados graus de exigência de luz, o que leva sua diversidade a ser geralmente maior do que a do interior da floresta (Nunes *et al.* 2003, Carvalho *et al.* 2007). Conforme já mencionado, a disponibilidade de água e a fertilidade do solo podem maximizar ou minimizar as vantagens competitivas das espécies, interferindo na dominância local (Tilman 1982, Botrel *et al.* 2002). A topografia pode afetar a diversidade não só por suas correlações com outras características ambientais, mas também porque a fixação de diásporos pode ser dificultada em encostas íngremes, o que os leva a se concentrar em áreas de baixada, que se tornam, então, mais diversas (Meira Neto *et al.* 2011). Apesar da heterogeneidade de tais aspectos no fragmento de Itutinga, a maior parte das variações na diversidade se deve a outros fatores espacialmente estruturados. O histórico de distúrbios, que parece ter se encaixado nas variações temporais da diversidade, é um forte

candidato para a explicação dos padrões de diversidade encontrados em cada um dos quatro inventários. Se essa hipótese for verdadeira, várias parcelas concentradas na primeira metade do transecto ripário, mais próxima ao reservatório, sofreram uma perturbação generalizada antes de 1992, que aumentou temporariamente a diversidade nessa região do setor e criou o gradiente estrutural encontrado nos primeiros inventários. Tal evento também ajudaria a explicar por que as diferenças na dinâmica e na diversidade dos dois setores foram menores do que as presumidas.

CONSIDERAÇÕES FINAIS

Algumas suposições sobre o fragmento de Itutinga foram confirmadas e outras não, levando à formulação de novas hipóteses a serem testadas no futuro. Houve, de fato, variações temporais significativas nos aspectos estruturais, que foram relacionadas à transição de ambos os setores da floresta para estágios mais maduros. A dinâmica foi muito semelhante nos dois setores, em termos dos valores das taxas e das oscilações entre intervalos. Portanto, os resultados não condizem com as hipóteses de mudanças mais rápidas e concentradas no Interflúvio, e há evidências de que distúrbios ocorridos no passado sejam os responsáveis pela instabilidade encontrada na porção Ripária. Durante os dezoito anos avaliados, o fragmento foi atingido por deslizamentos de terra e, provavelmente, também pelo tornado que assolou a região, sem que sua trajetória de construção tardia tenha sido drasticamente alterada. Porém, caso tais eventos se tornem frequentes, a mata poderá ser induzida a um estado de degradação, do qual talvez não seja capaz de se recuperar.

As taxas de dinâmica aceleradas refletem o intenso efeito de borda sobre o pequeno fragmento, que foi incrementado pela criação do reservatório. A variável morfométrica utilizada não se mostrou um bom descritor do efeito de borda nas diferentes partes da floresta, seja porque assumiu valores altos para todas as parcelas, ou porque não representou as variações na incidência de luz e os mosaicos sucessionais formados.

A redução da diversidade está de acordo com os efeitos negativos que são esperados após a fragmentação de uma floresta. No entanto, não pôde ser diretamente relacionada a ela, pois ocorreu de forma pronunciada apenas no setor Ripário. Além disso, espécies que deixam de constar no estrato arbóreo podem estar ainda presentes na floresta sob a forma de mudas ou de sementes. Recomenda-se a realização de estudos sobre a chuva de sementes e a regeneração natural no fragmento, que confirmarão se está realmente ocorrendo uma “erosão” na diversidade de espécies.

Algumas características ambientais exercem uma notável influência sobre a distribuição das espécies, mas não sobre a dinâmica e a diversidade. Embora todas as taxas de dinâmica tenham sido superiores no Interflúvio e a diversidade fosse inicialmente maior no Ripário, as diferenças não chegaram a ter significância estatística. Em conjunto, as contribuições reduzidas ou ausentes dos preditores ambientais e os padrões espaciais encontrados sugerem que distúrbios, causados pela morte natural das árvores ou por eventos de origem externa, são o fator determinante de sua dinâmica e da diversidade.

Dessa forma, é necessário que a luminosidade no sub-bosque das parcelas, o tamanho e os limites das clareiras formadas passem a ser documentados, para que a influência das perturbações possa ser avaliada de forma mais direta.

REFERÊNCIAS

- Abreu, T.A.L. 2012. **Dinâmica da vegetação arbustivo-arbórea no período de 14 anos em uma floresta de vale, Mato Grosso, Brasil**. Dissertação de Mestrado. Universidade Federal de Brasília, Brasília.
- Appolinário, V., Oliveira-Filho, A.T. & Guilherme, F.A.G. 2005. Tree population and community in a Brazilian tropical semideciduous forest. **Revista Brasileira de Botânica** **28**(2): 347-360.
- Arantes, T.B.; Faria, R.A.V.B.; Souza, L.M.; Botelho, S.A.; Guimarães, J.C.C. 2012. Avaliação da regeneração natural como processo de recuperação do entorno de nascente perturbada. **Enciclopédia Biosfera** **8**(14): 1020-1041.
- Ayres, M.; Ayres, J.R.; Ayres, D.L. & Santos, A.A.S. 2007. **Bioestat: Aplicações Estatísticas nas áreas das Ciências Bio-Médicas**. Sociedade Civil Mamirauá, Belém.
- Baldoni, R.N. 2010. **Dinâmica de população de *Tapirira guianensis* Aubl. (Anacardiaceae), em áreas de restinga e cerradão do Estado de São Paulo**. Dissertação de Mestrado. Universidade Federal de São Carlos, São Carlos.
- Bertani, D.F.; Rodrigues, R.R.; Batista, J.L.F. & Shepherd, G.J. 2001. Análise temporal da heterogeneidade florística e estrutural em uma floresta ribeirinha. **Revista Brasileira de Botânica** **24**(1): 11-23.
- Bivand, R. 2013. **spdep: Spatial dependence: weighting schemes, statistics and models**. Pacote R versão 0.5-62. <http://CRAN.R-project.org/package=spdep>
- Blanchet, F.G.; Legendre, P. & Borcard, D. 2008. Forward selection of explanatory variables. **Ecology** **89**: 2623–2632.
- Borcard, D.; Gillet, F. & Legendre, P. 2011. **Numerical Ecology with R**. Springer, New York, Springer.
- Botrel, R.T., Oliveira Filho, A.T., Rodrigues, L.A. & Curi, N. 2002. Influência do solo e topografia sobre variações da composição florística e estrutura da comunidade arbóreo-arbustiva de uma floresta estacional semidecidual em Ingaí, MG. **Revista Brasileira de Botânica** **25**: 195-213.
- Brokaw, N.V.L. & Busing, R.T. 2000. Niche versus chance and tree diversity in forest gaps. **Trends in Ecology and Evolution** **15**(5): 183-88.
- Camargos, V.L.; Silva, A.F.; Meira Neto, J.A.A. & Martins, S.V. 2008. Influência de fatores edáficos sobre variações florísticas na Floresta Estacional Semidecídua no entorno da Lagoa Carioca, Parque Estadual do Rio Doce, MG, Brasil. **Acta Botanica Brasilica** **22**(1): 75-84.

- Carey, E.V.; Brown, S.; Gillespie, A.J.R.; Lugo, A.E. 1994. Tree mortality in mature Lowland tropical moist and tropical lower montane moist forest of Venezuela. **Biotropica** **26**(3): 255-264.
- Carvalho, W.A.C.; Oliveira-Filho, A.T.; Fontes, M.A.L. & Curi, N. 2007. Variação espacial da estrutura da comunidade arbórea de um fragmento de floresta semidecídua em Piedade do rio Grande, MG, Brasil. **Revista Brasileira de Botânica** **30**: 315-335.
- Chazdon, R.L.; Letcher, S.G.; van Breugel, M.; Martínez-Ramos, M.; Bongers, F. & Finegan, B. 2007. Rates of change in tree communities of secondary Neotropical forests following major disturbances. **Philosophical Transactions of the Royal Society of London Series B-Biological Sciences** **362**: 273-289.
- Clark, D.A. 2007. Detecting tropical forests' responses to global climatic and atmospheric change: current challenges and a way forward. **Biotropica** **39** (1): 4-19.
- Condit, R.; Hubbell, S.P. & Foster, R.B. 1992. Short-term dynamics of a Neotropical forest: change within limits. **BioScience** **42**(11): 822-828.
- Condit, R. 1995. Research in large, long-term tropical forest plots. **Trends in Ecology & Evolution** **10**(1): 18-22.
- Condit, R.; Ashton, P.S.; Manokaran, N.; LaFrankie, J.V.; Hubbell, S.P. & Foster, R.B. 1999. Dynamics of the forest communities at Pasoh and Barro Colorado: comparing two 50-ha plots. **Philosophical Biological Sciences** **354**(1391): 1739-1748.
- Condit, R.; Pitman, N.; Leight Jr, E.G.; Chave, J.; Terborgh, J.; Foster, R.B.; Núñez, P.; Aguilar, S.; Valencia, R.; Villa, G.; Muller-Landau, H.C.; Losos, E. & Hubbell, S.P. 2002. Beta-diversity in tropical forest trees. **Science** **295**: 666-668.
- Connell, J. 1978. Diversity in tropical rain forests and coral reefs. **Science** **199**: 1302–1310.
- Crow, T.R. 1980. A rainforest chronicle: a 30-year record of change in structure and composition at El Verde, Puerto Rico. **Biotropica** **12**: 42-55.
- Denslow, J.S. 1987. Tropical rainforest gaps and tree species diversity. **Annual Review of Ecology and Systematics** **18**: 431-451.
- Doornik, J.A. & Hansen, H. 1994. **An omnibus test for univariate and multivariate normality**. Working Paper. Nuel College, Oxford.
- Dray, S. 2013. **spacemakeR: Spatial modelling**. Pacote R versão 0.0-5/r113. <http://R-Forge.R-project.org/projects/sedar/>
- Dray, S.; Legendre, P. & Blanchet, G. 2013. **packfor: Forward Selection with permutation (Canoco p.46)**. Pacote R versão 0.0-8/r109. <http://R-Forge.R-project.org/projects/sedar/>

- Dray, S.; Legendre, P. & Peres-Neto, P.R. 2006. Spatial modeling: a comprehensive framework for principal coordinate analysis of neighbour matrices (PCNM). **Ecological Modelling** **196**: 483-493.
- Felfili, J.M. 1994. Floristic composition and phytosociology of the gallery forest alongside the Gama stream in Brasília, DF, Brazil. **Revista Brasileira de Botânica** **17**: 1-11.
- Felfili, J.M. 1995. Growth, recruitment and mortality in Gama gallery forest in central Brazil over a six-year period (1985-1991). **Journal of Tropical Ecology** **11**: 67-83.
- Fernandes, F.A.B. 2008. **Dinâmica da comunidade arbórea em floresta de galeria em Itutinga, MG, Brasil, em um intervalo de 10 anos (1994 a 2004)**. Tese de Doutorado. Universidade Federal de Lavras, Lavras.
- Fontes, C.G. & Walter, B.M.T. 2011. Dinâmica do componente arbóreo de uma mata de galeria inundável (Brasília, Distrito Federal) em um período de oito anos. **Revista Brasileira de Botânica** **34**(2): 145-158.
- Fortin, M.J.; Dale, M. 2005. **Spatial analysis: a guide for ecologists**. Cambridge, Cambridge University Press.
- Fox, J.W. 2012. The intermediate disturbance hypothesis should be abandoned. **Trends in Ecology & Evolution** **18**(2): 86-92.
- Garcia, P.O. 2012. **Rotatividade da comunidade arbórea em fragmento de Mata Atlântica e correlações com fatores edáficos, topográficos, bióticos e ecológicos**. Tese de Doutorado. Universidade Federal de Lavras, Lavras.
- Gastauer, M. & Meira Neto, J..A.A. 2013. Community dynamics in a species-rich patch of old-growth forest in a global changing scenario. **Acta Botanica Brasilica** **27**(2): 270-285. 2013.
- Giacomini, H.C. 2007. Os mecanismos de coexistência de espécies vistos pela teoria ecológica. **Oecologia Brasiliensis** **11**(4): 521-543.
- Giehl, E.L.H & Jarenkow, J.A. 2008. Gradiente estrutural no componente arbóreo e relação com inundações em uma floresta ribeirinha, rio Uruguai, sul do Brasil. **Acta Botanica Brasilica** **22**(3): 741-753.
- Gomes, E.P.C.; Mantovani, W.; Kageyama, P.Y. 2003. Mortality and recruitment of trees in a secondary montane rain forest in southeastern Brazil. **Brazilian Journal of Biology** **63**(1): 47-60.
- Google Earth v. 7.1.2. 2013. Itutinga, 21°21'10.01"S, 44°36'31.07"W, elev. 3.24 km. <http://www.google.com/earth/> (Acesso 10 Abril 2013)
- Guilherme, F.A.G.; Oliveira Filho, A.T.; Appolinário, V. & Bearzoti, E. 2004. Effects of flooding regime and woody bamboos on tree community dynamics in a section of tropical semideciduous forest in South-Eastern Brazil. **Plant Ecology** **174**: 19-36.

- Guimarães, J.C.C., van den Berg, E., Castro, G.C., Machado, E.L.M. & Oliveira-Filho, A.T. 2008. Dinâmica do componente arbustivo-arbóreo de uma floresta de galeria aluvial no planalto de Poços de Caldas, MG, Brasil. **Revista Brasileira de Botânica** 31(4):621-632.
- Hammer, O.; Harper, D.A.T. & Ryan, P.D. 2001. PAST: Paleontological Statistics Software Package for Education and Data Analysis. **Palaeontologia Electronica** 4(1): 1-9.
- Higuchi, P.; Oliveira-Filho, A.T.; Silva, A.C.; Machado, E.L.M.; Santos, R.M. & Pifano, D.S. 2008a. Dinâmica da comunidade arbórea em um fragmento de floresta estacional semidecidual montana em Lavras, Minas Gerais, em diferentes classes de solos. **Revista Árvore** 32: 417-426.
- Higuchi, P.; Oliveira-Filho, A.T.; Bebbler, D.P.; Brown, N.D.; Silva, A.C. & Machado, E.L.M. 2008b. Spatio-temporal patterns of tree community dynamics in a tropical forest fragment in South-east Brazil. **Plant Ecology** 199: 125-135.
- Hill, M.O. & Gauch, H.G. 1980. Detrended Correspondence Analysis, an improved ordination technique. **Vegetatio** 42: 47-58.
- Hubbell, S.P. 2001. **The unified neutral theory of biodiversity and biogeography**. New York, Princeton University Press.
- Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE). 2004. **Mapa da vegetação do Brasil**. Escala 1:5.000.000. Rio de Janeiro, IBGE.
- Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE). 2012. **Manual técnico da vegetação brasileira**. 2. ed. Rio de Janeiro, IBGE.
- Korning, J. & Balslev, H. 1994. Growth and mortality of trees in Amazonian tropical rain forest in Ecuador. **Journal of Vegetation Science** 4: 77-86.
- Laurance, W.F. & Bierregaard, R.O. 1997. **Tropical forest remnants - ecology, management, and conservation of fragmented communities**. Chicago, University of Chicago Press.
- Laurance, W.F.; Ferreira, L.V.; Rankin-de-Merona, J.M. & Laurance, S.G. 1998. Rain forest fragmentation and the dynamics of Amazonian tree communities. **Ecology** 79: 2032-2040.
- Legendre, P. & Fortin, M.J. 1989. Spatial pattern and ecological analysis. **Vegetatio** 80: 107-138.
- Lewis, S.L.; Phillips, O.L.; Baker, T.R.; Lloyd, J.; Malhi, Y.; Almeida, S.; Higuchi, N.; Laurance, W.F.; Neill, D.A.; Silva, J.N.M.; Terborgh, J.; Lezama, A.T.; Vasquez Martinez, R.; Brown, S.; Chave, J.; Kuebler, C.; Nunez Vargas, P. & Vinceti, B. 2004a. Concerted changes in tropical forest structure and dynamics: evidence from 50 South American longterm plots. **Philosophical Transactions of the Royal Society of London Series B-Biological Sciences** 359: 421-436.

- Lewis, S.L.; Phillips, O.L.; Sheil, D.; Vinceti, B.; Baker, T.R.; Brown, S.; Graham, A.W.; Higuchi, N.; Hilbert, D.W.; Laurance, W.F.; Lejoly, J.; Malhi, Y.; Monteagudo, A.; Nunez Vargas, P.; Sonke, B.; Nur Supardi, M.N.; Terborgh, J.W. & Vasquez Martinez, R. 2004b. Tropical forest tree mortality, recruitment and turnover rates: calculation, interpretation and comparison when census intervals vary. **Journal of Ecology** **92**: 929-944.
- Lima, R.A.F. 2005. Estrutura e regeneração de clareiras em Florestas Pluviais Tropicais. **Revista Brasileira de Botânica** **28**(4): 651-670.
- Lopes, S.F. & Schiavini, I. 2007. Dinâmica da comunidade arbórea de mata de galeria da Estação Ecológica do Panga, Minas Gerais, Brasil. **Acta Botanica Brasilica** **21**: 249-261.
- Lorenzi, H. 2002a. **Árvores brasileiras: Manual de identificação e cultivo de plantas arbóreas nativas do Brasil, vol. 01**. Nova Odessa, Instituto Plantarum.
- Lorenzi, H. 2002b. **Árvores Brasileiras: Manual de identificação e cultivo de plantas arbóreas nativas do Brasil, vol. 02**. Nova Odessa, Instituto Plantarum.
- Lorenzi, H. 2009. **Árvores Brasileiras: Manual de identificação e cultivo de plantas arbóreas nativas do Brasil, vol. 03**. Nova Odessa, Instituto Plantarum.
- Machado, E.L.M.; Oliveira-Filho, A.T.; van den Berg, E.; Carvalho, W.A.C.; Souza, J.S.; Marques, J.G.S.M.; Calegário, N. 2008. Efeitos do substrato, bordas e proximidade espacial na estrutura da comunidade arbórea de um fragmento florestal em Lavras, MG. **Revista Brasileira de Botânica** **31**(2): 287-302.
- Machado, E.L.M. & Oliveira-Filho, A.T. 2010. Spatial patterns of tree community dynamics are detectable in a small (4 ha) and disturbed fragment of the Brazilian Atlantic forest. **Acta Botanica Brasilica** **24**(1): 150-161.
- Magnago, L.F.S.; Pereira, O.J. & Martins, S.V. 2011. Caracterização das formações ribeirinhas na restinga do Parque Natural Municipal de Jacarenema, Vila Velha, ES, Brasil. Pp 415-440. In: Felfili, J.M.; Eisenlohr, P.V.; Melo, M.M.R.F.; Andrade, L.A. & Meira-Neto, J.A.A. (Eds.). **Fitossociologia no Brasil: Métodos e estudos de casos, vol.1**. Viçosa, Editora UFV.
- Magurran, A.E. 2004. **Measuring Biological Diversity**. Oxford, Blackwell Science.
- Manokaran, N. & Kochummen, K.M. 1987. Recruitment, growth and mortality of tree species in a lowland dipterocarp forest in Peninsular Malaysia. **Journal of Tropical Ecology** **3**: 315-330.
- McCune, B. & Mefford, M.J. 2011. **PC-Ord: Multivariate Analysis of Ecological Data, version 6.0**. Glenden Beach, MjM Software.
- Melo, A.S. 2008. O que ganhamos “confundindo” riqueza de espécies e equabilidade em um índice de diversidade? **Biota Neotropica** **08**(03): 21-27.

Meira Neto, J.A.; Machado, E.L.M.; Souza, P.B.; Camargos, V.L.; Gonzaga, A.P.D. & Oliveira-Filho, A.T. 2011. Estrutura, abundância e diversidade em Florestas Estacionais Semidecíduais: uma abordagem neutralista. Pp. 398-414. In: Felfili, J.M.; Eisenlohr, P.V.; Melo, M.M.R.F.; Andrade, L.A. & Meira-Neto, J.A.A. (Eds.). **Fitossociologia no Brasil: Métodos e estudos de casos, vol.1**. Viçosa, Editora UFV.

Michalski, F. & Peres, C.A. 2005. Anthropogenic determinants of primate and carnivore local extinctions in a fragmented forest landscape of southern Amazonia. **Biological Conservation** **124**(3): 383-396.

Miguel, A.; Marimon, B.S.; Oliveira, E.A.; Maracahipes, L. & Marimon-Junior, B.H. 2011. Woody community dynamics of a gallery forest in the transition Cerrado-Amazon Forest in Eastern Mato Grosso, over a seven year period (1999 to 2006). **Biota Neotropica** **11**(1): 53-61.

Miller, J. & Hadden, P. 2006. **Statistical Analysis with The General Linear Model**. San Francisco, Creative Commons Attribution.

Moro, M.F. & Martins, F.R. 2011. Métodos de levantamento do componente arbóreo-arbustivo. Pp.174-212. In: Felfili, J.M.; Eisenlohr, P.V.; Melo, M.M.R.F.; Andrade, L.A. & Meira-Neto, J.A.A. (Eds.). **Fitossociologia no Brasil: Métodos e estudos de casos, vol.1**. Viçosa, Editora UFV .

Myers, N., Mittermeier, R.A.; Mittermeier, C.G.; Fonseca, G.A.B. & Kent, J. 2000. Biodiversity hotspots for conservation priorities. **Nature** **403**: 853-845.

Nascimento, H.E.M.; Dias, A.S.; Tabanez, A.A.J. & Viana, V.M. 1999. Estrutura e dinâmica de populações arbóreas de um fragmento de floresta estacional semidecidual na região de Piracicaba, SP. **Revista Brasileira de Biologia** **59**: 329-342.

Nunes, Y.R.F.; Mendonça, A.V.R.; Oliveira-Filho, A.T.; Botezelli, L.; Machado, E.L.M. 2003. Variações da fisionomia, diversidade e composição de guildas da comunidade arbórea em um fragmento de floresta semidecidual em Lavras, MG. **Acta Botanica Brasilica** **17**(2): 213-229.

Novais, R.F.; Alvarez, V.H.; Barros, N.F.; Fontes, R.L.F.; Cantarutti, R.B.; Neves, J.C.L. 2007. **Fertilidade do solo**. Viçosa, Sociedade Brasileira de Ciência do Solo.

Oliveira, A.P. & Felfili, J.M. 2008. Dinâmica da comunidade arbórea de uma mata de galeria do Brasil Central em um período de 19 anos (1985-2004). **Revista Brasileira de Botânica** **31**: 597-610.

Oliveira-Filho, A.T.; Carvalho, W.A.C.; Machado, E.L.M.; Higuchi, P., Appolinário, V.; Castro, G.C.; Silva, A.C.; Santos, R.M.; Borges, L.F., Corrêa, B.S. & Alves, J.M. 2007. Dinâmica da comunidade e populações arbóreas da borda e interior de um remanescente florestal na Serra da Mantiqueira, Minas Gerais, em um intervalo de cinco anos (1999-2004). **Revista Brasileira de Botânica** **30**: 149-161.

Oliveira-Filho, A.T. & Fluminhan Filho, M. 1999. Ecologia da vegetação do Parque Florestal Quedas do Rio Bonito. **Cerne** **5**(2): 51-64.

Oliveira-Filho, A.T.; Mello, J.M. & Scolforo, J.R.S. 1997. Effects of past disturbance and edges on tree community structure and dynamics within a fragment of tropical semideciduous forest in south- eastern Brazil over a five-year period (1987–1992). **Plant Ecology** **131**(1): 45-66.

Oliveira-Filho, A.T. & Ratter, J. A. 2000. Padrões florísticos das matas ciliares da região dos cerrados e a evolução das paisagens do Brasil Central durante o Quaternário tardio. Pp.73-89. In: Rodrigues, R.R. & Leitão-Filho, H.F. (Eds.) **Matas Ciliares: Bases Multidisciplinares para Estudo, Conservação e Restauração**. São Paulo, EDUSP.

Oliveira-Filho, A.T.; Vilela, E.A.; Carvalho, D.A. & Gavilanes, M.L. 1994a. Differentiation of streamside and upland vegetation in an area of montane semideciduous forest in southeastern Brazil. **Flora** **189**(4): 287-305.

Oliveira-Filho, A.T.; Vilela, E.A.; Gavilanes, M.L. & Carvalho, D.A. 1994b. Comparison of the woody flora and soils of six areas of montane semideciduous forest in southern Minas Gerais, Brazil. **Edinburgh Journal of Botany** **51**(3): 355-389.

Oliveira-Filho, A.T.; Vilela, E.A.; Carvalho, D.A.; Gavilanes, M.L. 1994c. Effects of soils and topography on the distribution of tree species in a tropical riverine forest in southeastern Brazil. **Journal of Tropical Ecology** **10**: 483-508.

Oliveira-Filho, A.T.; Vilela, E.A.; Carvalho, D.A.; Gavilanes, M.L. 1995. **Estudos florísticos e fitossociológicos em remanescentes de matas ciliares do Alto e Médio Rio Grande**. Boletim técnico 11.106-MA/PA-013. Belo Horizonte, Companhia Energética de Minas Gerais.

Oksanen, J.; Blanchet, F.G.; Kindt, R.; Legendre, P.; Minchin, P.R.; O'Hara, R.B.; Simpson, G.L.; Solymos, P.; Stevens, M.H.H. & Wagner, H. 2013. **vegan: Community Ecology Package**. Pacote R versão 2.0-8. <http://CRAN.R-project.org/package=vegan>

Pedroni, F. 2001. **Aspectos da estrutura e dinâmica da comunidade arbórea na Mata Atlântica de planície e encosta em Picinguaba, Ubatuba, SP**. Tese de Doutorado. Universidade Estadual de Campinas, Campinas.

Peixoto, K.S.; Sanchez, M.; Pedroni, F.; Ribeiro, M.N.; Facure, K.G.; Gomes-Klein, V.L.; Guilherme, F.A.G. 2012. Dinâmica da comunidade arbórea em uma floresta estacional semidecidual sob queimadas recorrentes. **Acta Botanica Brasilica** **26**(3): 697-708.

Pereira, J.A.A.; Oliveira-Filho, A.T.; Lemos-Filho, J.P. 2007. Environmental heterogeneity and disturbance by humans control much of the tree species diversity of Atlantic montane forest fragments in SE Brazil. **Biodiversity and Conservation** **16**: 1761-1784.

Pereira, I.M.; Botelho, S.A.; van den Berg, E.; Oliveira-Filho, A.T.; Machado, E.L.M. 2010. Caracterização ecológica de espécies arbóreas ocorrentes em ambientes de mata ciliar, como subsídio à recomposição de áreas alteradas nas cabeceiras do rio Grande, Minas Gerais, Brasil. **Ciência Florestal** **20**(2): 235-253.

Peres-Neto, P.R. & Legendre, P. 2010. Estimating and controlling for spatial autocorrelation in the study of ecological communities. **Global Ecology and Biogeography** **19**: 174-184.

Phillips, O.L.; Baker, T.R.; Arroyo, L.; Higuchi, N.; Killeen, T.J.; Lawrance, W.F. Lewis, S.L.; Lloyd, J.; Malhi, Y.; Monteagudo, A.; Neill, D.A.; Nunez Vargas, P.; Silva, J.N.M.; Terborgh, J.; Vasquez Martinez, R.; Alexiades, M.; Almeida, S.; Brown, S.; Chave, J.; Comiskey, J.A.; Czimczik, C.I.; Di Fiore, A.; Erwin, T.; Kuebler, C.; Laurance, S.G.; Nascimento, H.E.M.; Olivier, J.; Palacios, W.; Patino, S.; Pitman, N.C.A.; Quesada, C.A.; Saldias, M.; Torres Lezama, A. & Vinceti, B. 2004. Pattern and process in Amazonian tree turnover: 1976-2001. **Philosophical Transactions of the Royal Society of London Series B Biological Sciences** **359**: 381-407.

Phillips, O.L. & Gentry, A.H. 1994. Increasing turnover through time in tropical forests. **Science** **263**: 954-958.

Pinto, J.R.R. & Hay, J.D.V. 2005. Mudanças florísticas e estruturais na comunidade arbórea de uma floresta de vale no Parque Nacional da Chapada dos Guimarães, Mato Grosso, Brasil. **Revista Brasileira de Botânica** **28**(3): 523-539.

Quinn, G.P. & Keough, M.J. 2002. **Experimental design and data analysis for biologists**. Cambridge University Press, Cambridge.

Rangel, T.F.; Diniz-Filho, J.A.F. & Bini, L.M. 2010. SAM: A comprehensive application for Spatial Analysis in Macroecology. **Ecography** **33**: 1-5.

Rankin-de-Merona, J. M.; Hutchings, R. W.; Lovejoy, T. E. 1990. Tree mortality and recruitment over a five-year period in undisturbed upland rain forest of the central Amazon. Pp. 573-584. In: Gentry, A. (Ed.) **Four Neotropical Rainforests**. New Haven, Yale University Press.

R Core Team. 2013. **R: A language and environment for statistical computing**. R Foundation for Statistical Computing, Vienna. <http://www.R-project.org/>.

Rees, M.; Condit, R.; Crawley, M.; Pacala, S. & Tilman, D. 2001. Long-term studies of vegetation dynamics. **Science** **293**: 650-654.

Rolim, S.G.; Couto, H.T.Z. & Jesus, R.M. 1999. Mortalidade e recrutamento de árvores na Floresta Atlântica em Linhares (ES). **Scientia Forestalis** **55**: 49-69.

Rolim, S.G.; Jesus, R.M.; Nascimento, H.E.M.; Couto, H.T.Z.; Chambers, J.Q. 2005. Biomass change in an Atlantic tropical moist forest: the ENSO effect in permanent sample plots over a 22-year period, **Oecologia** **142**(2): 238-246.

Saiter, F.Z.; Guilherme, F.A.A.; Thomaz, L.D.; Wendt, T. 2011. Tree changes in a mature rainforest with high diversity and endemism on the Brazilian coast. **Biodiversity and Conservation** **20**: 1921-1949.

Salami, B. 2013. **Dinâmica do componente arbóreo em um fragmento de floresta ombrófila mista montana em Lages, SC.** Dissertação de Mestrado. Universidade do Estado de Santa Catarina, Lages.

Sanchez, M.; Pedroni, F.; Eisenlohr, P.V.; Oliveira-Filho, A.T. 2013. 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** **208**(3): 184-196.

Santos, M.C.N. **Padrões espaço-temporais do estrato arbóreo de um remanescente de floresta ombrófila densa na Serra da Mantiqueira, Minas Gerais.** Dissertação de Mestrado. Universidade Federal de Lavras, Lavras.

Scudeller, V.V.; Martins, F.R. & Shepherd, G.J. 2001. Distribution and abundance of arboreal species in the Atlantic Ombrophilous Dense Forest in Southeastern Brazil. **Plant Ecology** **152**(2): 185-199.

Sheil, D.; Jennings, S. & Savill, P. 2000. Long-term permanent plot observations of vegetation dynamics in Budongo, a Ugandan rain forest. **Journal of Tropical Ecology** **16**: 765-800.

Sheil, D. & May, R. 1996. Mortality and recruitment rate evaluations in heterogeneous tropical forests. **Journal of Ecology** **84**: 91-100.

Shepherd, G.J. 2009. **Fitopac 2.1: manual do usuário.** Campinas, Universidade Estadual de Campinas.

Silva, A.C.C.; Higuchi, P.; van den Berg, E.; Nunes, M.H. & Santos, M.C.N. 2011. Variação espaço-temporal da dinâmica da comunidade arbórea em fragmentos de floresta aluvial em Minas Gerais. **Cerne** **17**(4): 465-471.

Silva, K.E.E.; Martins, S.V.; Santos, N.T. & Ribeiro, C.A.A.S. 2009. Padrões espaciais de espécies arbóreas tropicais. Pp. 216-244. In: Martins, S.V. (Ed.). **Ecologia de florestas tropicais do Brasil.** Viçosa, Editora UFV.

Silva, M.R. & Araújo, G.M. 2009. Dinâmica da comunidade arbórea de uma floresta semidecidual em Uberlândia, MG, Brasil. **Acta Botanica Brasilica** **23**(1): 49-56.

Silva, V.F.; Oliveira Filho, A.T.; Venturin, N.; Carvalho, W.A.C.; Gomes, J.B.V. 2005. Impacto do fogo no componente arbóreo de uma floresta estacional semidecídua no município de Ibituruna, MG, Brasil. **Acta Botanica Brasilica** **19**(4): 701-716.

Siminski, A.; Fantini, A.C.; Guries, R.P.; Ruschel, A.R. & Reis, M.S. 2011. Secondary forest succession in the Mata Atlantica, Brazil: floristic and phytosociologic trends. **Ecology** **2011**: 1-19.

Souza, J.S., Espírito-Santo, F.D.B., Fontes, M.A.L., Oliveira Filho, A.T. & Botezelli, L. 2003. Análise das variações florísticas e estruturais da comunidade arbórea de um fragmento de floresta semidecídua às margens do rio Capivari, Lavras-MG. **Revista Árvore** **27**:185-206.

Swaine, M.D.; Lieberman, D. & Putz, F.E. 1987. The dynamics of tree populations in tropical forest: a review. **Journal of Tropical Ecology** 3(4): 359-366.

Swaine, M.D.; Lieberman, D. & Hall, J.B. 1990. Structure and dynamics of a tropical dry forest in Ghana. **Vegetatio** 88: 31-51.

Swaine, M.D. & Whitmore, T.C. 1988. On the definition of ecological species groups in tropical rain forests. **Vegetatio** 75: 81-86.

Tabarelli, M.; Lopes, A.V.; Peres, C.A. 2008. Edge-effects drive tropical forest fragments towards an early-successional system. **Biotropica** 40(6): 657-661.

Tabarelli, M.; Pinto, L. P.; Silva, J. M. C.; Hirota, M. & Bedê, L. 2005. Desafios e oportunidades para a conservação da biodiversidade na Mata Atlântica brasileira. **Megadiversidade** 1: 132-138.

Tilman, D. 1982. **Resource competition and community structure**. Princeton, Princeton University Press.

Tóthmérész, B. 1995. Comparison of different methods for diversity ordering. **Journal of Vegetation Science** 6(2): 283-290.

van den Berg, E. 2001. **Variáveis ambientais e dinâmica estrutural e populacional de uma floresta de galeria em Itutinga, MG**. Tese de Doutorado. Universidade Estadual de Campinas, Campinas.

van den Berg, E. & Oliveira-Filho, A.T. 1999. Spatial partitioning among tree species within an area of tropical montane gallery forest in south-eastern Brazil. **Flora** 194: 249-246.

Vilela, E.A.; Oliveira-Filho, A.T.; Carvalho, D.A. & Gavilanes, M.L. 1995. Flora arbustivo-arbórea de um fragmento de mata ciliar no alto rio Grande, Itutinga, Minas Gerais. **Acta Botanica Brasilica** 9(1): 87-100.

Werneck, M. & Franceschinelli, E.V. 2004. Dynamics of a dry forest fragment after the exclusion of human disturbance in southeastern Brazil. **Plant Ecology** 174: 337-346

Wills, C.; Harms, K.E.; Condit, R.; King, D.; Thompson, J.; He, F.; Muller-Landau, H.C.; Ashton, P.; Losos, E.; Comita, L.; Hubbell, S.; Lafrankie, J.; Bunyavejchewin, S.; Dattaraja, H.S.; Davies, S.; Esufali, S.; Foster, R.; Gunatilleke, N.; Gunatilleke, S.; Hall, P.; Itoh, A.; John, R.; Kiratiprayoon, S.; De Lao, S.L.; Massa, M.; Nath, C.; Noor, M.N.S.; Kassim, A.R.; Sukumar, R.; Suresh, H.S.; Sun, I-F.; Tan, S.; Yamakura, T. & Zimmerman, J. 2006. Nonrandom processes maintain diversity in tropical forests. **Science** 311: 527–531.

Yamamoto, S. 2000. Forest gap dynamics and tree regeneration. **Journal of Forest Research** 5: 223-229.

Zar, J.H. 2010. **Bioestatistical analisys, 5 ed**. New Jersey, Prentice Hall.

APÊNDICE

APÊNDICE A – Fatores alométricos baseados nas medidas dos indivíduos presentes no fragmento de Itutinga em 2005, calculados por classe de diâmetro à altura do peito (DAP).

Classe de DAP em 2005	Fator
05 – 10 cm	0,7562
10 – 20 cm	0,7937
20 – 40 cm	0,8226
40 – 80 cm	0,8679

APÊNDICE B – Variáveis ambientais utilizadas na etapa de seleção progressiva (*forward selection*), que forneceu os preditores para os modelos lineares de medidas repetidas. Decliv. = Declividade; F. Borda = fator de borda; M.O. = matéria orgânica; Dist.H = distância horizontal.

Parcela	pH	H+Al ($\text{cmol}_c\text{.dm}^{-3}$)	P ($\text{mg}\cdot\text{dm}^{-3}$)	K	V	M.O. (%)	Decliv. (graus)	Cota	F. Borda (m)	Dist.H
AB	4,9	9,8	3	210	27	5,6	18,4	918,9	360	7,5
AD	5,4	4,5	3	240	57	5,1	19,5	919,3	335	7,5
AE	4,3	11	2	112	19	3,6	18,8	919,6	290	10
AF	4,6	8,8	1	108	29	4,3	20,8	919,7	300	3
AG	4,6	12,3	1	81	16	4,6	27,4	922,5	270	7,5
AH	4,9	12,3	2	95	14	4,6	20,7	921,4	285	7,5
AI	4,9	7	2	234	33	4,6	31,5	927,2	250	7,5
AJ	4,5	7,9	2	94	16	3,6	28,1	924,5	285	7,5
AK	4,3	8,8	3	105	20	3,8	40,9	930,7	260	7,5
AL	4,6	11	4	119	8	4,3	26,6	927,2	325	7,5
AM	4,8	8,8	3	80	10	3,3	45	930,8	305	7,5
AN	4,6	9,8	4	139	12	3,4	28,1	927,6	300	7,5
AO	5	9,8	3	97	9	4,3	43	933,5	300	7,5
AP	4,1	8,8	3	95	8	3,6	21,8	930,4	300	7,5
AQ	4,5	8,8	2	78	11	3,8	39,8	936,1	300	7,5
AR	4,6	8,8	4	112	11	4,9	33,7	934,1	300	7,5
AS	4,7	8,8	3	86	9	4,3	42	939,3	300	7,5
AT	4,2	11	2	51	6	3,6	40,9	938,5	300	7,5
BA	4,1	7	2	55	14	3,1	27,4	925,4	160	22,5
BB	4,3	7,9	2	73	15	3,4	26,3	929,5	210	22,5
BC	4,3	7,9	2	51	10	3,4	25,2	931,9	215	37,5
BD	4,4	9,8	4	78	9	4,1	20,7	935,3	250	37,5
BE	4,8	11	4	76	6	4,3	13,3	936,1	370	52,5
BF	4,8	11	4	81	8	5,4	13,3	938,9	270	52,5
BG	4,8	13,7	4	70	7	5,6	13,1	937,9	400	67,5
BH	4,7	13,7	4	70	9	5,8	11,3	940,3	410	67,5
BI	5,2	8,8	4	84	41	7,8	14,9	937,6	400	82,5
BJ	5,1	9,8	3	101	34	6,9	13,1	939,5	410	82,5
BK	5,3	7	4	62	48	6,3	10,7	935,8	410	82,5
BL	4,5	12,3	4	61	12	5,1	9,4	937,1	420	77,5
BM	4,7	8,8	3	86	21	4,6	13,3	933	420	67,5
BN	5,1	9,8	3	98	16	5,8	10,7	934,4	440	62,5
BO	5	11	2	61	10	4,3	12	929,6	420	52,5
BP	4,8	12,3	2	50	3	4	14,5	931,4	415	47,5
BQ	4,5	12,3	2	69	5	3,8	14,5	926,5	440	37,5
BR	4,3	11	3	47	6	3,8	10,7	929,1	435	32,5
BS	4,6	11	3	97	9	3,8	23	925,9	450	22,5
BT	4,9	9,8	3	147	9	3,7	17	929,6	445	17,5
BU	4,6	9,8	3	120	12	3,8	14,5	922,4	420	3
BV	4,4	5	2	76	17	3,3	20,7	925,1	420	3

APÊNDICE C – Abundância (N) e área basal (AB) das espécies registradas na floresta de Itutinga com DAP \geq 5 cm, de 1992 a 2010. Cat. = Categoria; P = Pioneira; CL = Clímax exigente de luz; CS = Clímax tolerante à sombra; NC = Não classificada.

Família/ Espécie	Cat.	N₉₂	N₉₈	N₀₅	N₁₀	AB₉₂	AB₉₈	AB₀₅	AB₁₀
Anacardiaceae									
<i>Lithrea molleoides</i> (Vell.) Engl.	P	33	21	10	4	0,301	0,267	0,132	0,078
<i>Tapirira guianensis</i> Aubl.	P	220	147	81	51	2,806	2,077	1,060	0,726
<i>Tapirira obtusa</i> (Benth.) J.D.Mitch.	CL	64	67	60	45	0,817	0,875	0,874	0,690
Annonaceae									
<i>Annona cacans</i> Warm.	CL	2	2	1	2	0,007	0,011	0,007	0,013
<i>Annona dolabripetala</i> Raddi	CL	7	7	10	8	0,102	0,147	0,208	0,201
<i>Annona emarginata</i> (Schltdl.) H.Rainer	CL	3	4	4	4	0,019	0,028	0,017	0,020
<i>Annona neolaurifolia</i> H.Rainer	CL	11	15	16	17	0,092	0,159	0,234	0,321
<i>Annona neosericea</i> H.Rainer	CL	1	1	1	2	0,018	0,023	0,021	0,024
<i>Annona sylvatica</i> A.St.-Hil.	CL	4	4	4	4	0,015	0,033	0,032	0,043
<i>Guatteria australis</i> A.St.-Hil.	CS	22	22	20	11	0,086	0,091	0,085	0,052
<i>Xylopia brasiliensis</i> Spreng.	CS	2	5	8	10	0,006	0,022	0,040	0,070
Apocynaceae									
<i>Aspidosperma cylindrocarpon</i> Müll.Arg.	CL	1	1	2	2	0,008	0,020	0,022	0,025
<i>Aspidosperma olivaceum</i> Müll.Arg.	CL	1	0	0	0	0,002	0,000	0,000	0,000
Aquifoliaceae									
<i>Ilex conocarpa</i> Reissek	CL	1	1	1	1	0,005	0,008	0,009	0,011
Araliaceae									
<i>Dendropanax cuneatus</i> (DC.) Decne. & Planch.	CL	81	76	60	62	0,616	0,614	0,493	0,427
<i>Schefflera calva</i> (Cham.) Frodin & Fiaschi	CL	2	4	3	3	0,007	0,022	0,024	0,040
Asteraceae									
<i>Gochmatia paniculata</i> (Less.) Cabrera	P	5	4	2	2	0,072	0,076	0,067	0,074
<i>Vernonanthura divaricata</i> (Spreng.) H.Rob.	P	2	2	2	2	0,015	0,018	0,026	0,033
Bignoniaceae									
<i>Handroanthus ochraceus</i> (Cham.) Mattos	CL	1	0	0	0	0,004	0,000	0,000	0,000
<i>Handroanthus serratifolius</i> (A.H.Gentry) S.Grose	CS	4	7	7	5	0,040	0,059	0,059	0,049
<i>Handroanthus vellosi</i> (Toledo) Mattos	CS	3	4	3	3	0,025	0,033	0,020	0,024
<i>Jacaranda macrantha</i> Cham.	CL	0	0	1	1	0,000	0,000	0,003	0,009
Boraginaceae									
<i>Cordia sellowiana</i> Cham.	CL	4	3	4	2	0,050	0,049	0,050	0,044
<i>Cordia trichotoma</i> (Vell.) Arráb. ex Steud.	CL	9	9	7	7	0,082	0,102	0,080	0,097
Burseraceae									
<i>Protium spruceanum</i> (Benth.) Engl.	CS	185	223	225	209	1,703	2,405	2,325	2,465
<i>Protium widgrenii</i> Engl.	CL	96	93	89	80	0,679	0,763	0,784	0,774

Continua...

APÊNDICE C – Continuação.

Família/Espécie	Cat.	N ₉₂	N ₉₈	N ₀₅	N ₁₀	AB ₉₂	AB ₉₈	AB ₀₅	AB ₁₀
Calophyllaceae									
<i>Calophyllum brasiliense</i> Cambess.	CS	7	7	7	11	0,238	0,332	0,313	0,353
<i>Kielmeyera lathrophyton</i> Saddi	CL	3	3	2	2	0,011	0,012	0,010	0,009
Celastraceae									
<i>Cheiloclinium cognatum</i> (Miers.) A.C.Sm.	CS	1	0	0	0	0,004	0,000	0,000	0,000
<i>Maytenus communis</i> Reissek	CS	0	0	1	0	0,000	0,000	0,002	0,000
<i>Maytenus gonoclada</i> Mart.	CS	1	1	1	1	0,004	0,005	0,006	0,008
Chrysobalanaceae									
<i>Hirtella hebeclada</i> Moric. ex DC.	CS	1	1	1	1	0,003	0,005	0,008	0,009
Clethraceae									
<i>Clethra scabra</i> Pers.	CL	1	1	2	2	0,003	0,002	0,013	0,014
Clusiaceae									
<i>Clusia criuva</i> Cambess.	CS	1	1	1	1	0,007	0,009	0,012	0,012
<i>Garcinia gardneriana</i> (Planch. & Triana) Zappi	CS	1	2	2	1	0,003	0,006	0,006	0,005
Combretaceae									
<i>Terminalia glabrescens</i> Mart.	CL	5	7	8	8	0,026	0,042	0,053	0,060
Cunoniaceae									
<i>Lamanonia ternata</i> Vell.	CL	1	0	0	0	0,003	0,000	0,000	0,000
Ebenaceae									
<i>Diospyros hispida</i> A.DC.	CL	30	24	17	17	0,124	0,108	0,082	0,079
Erythroxylaceae									
<i>Erythroxylum deciduum</i> A.St.-Hil.	CS	2	1	0	0	0,008	0,006	0,000	0,000
<i>Erythroxylum pelleterianum</i> A.St.-Hil.	CS	1	1	0	0	0,009	0,010	0,000	0,000
Euphorbiaceae									
<i>Croton echinocarpus</i> Müll.Arg.	P	2	0	0	0	0,017	0,000	0,000	0,000
<i>Croton floribundus</i> Spreng.	P	4	4	3	1	0,047	0,062	0,056	0,064
<i>Croton urucurana</i> Baill.	P	1	1	0	0	0,004	0,010	0,000	0,000
<i>Sebastiania brasiliensis</i> Spreng.	CS	2	2	2	2	0,014	0,006	0,005	0,006
<i>Sebastiania commersoniana</i> (Baill.) L.B.Sm. & Downs	CL	27	34	40	49	0,240	0,317	0,337	0,391
Fabaceae									
<i>Albizia polycephala</i> (Benth.) Killip ex Record	CL	8	10	10	9	0,080	0,144	0,206	0,236
<i>Andira fraxinifolia</i> (Benth.)	CS	32	31	29	25	0,215	0,242	0,229	0,191
<i>Bowdichia virgilioides</i> Kunth	CL	2	2	2	2	0,015	0,025	0,035	0,042
<i>Copaifera langsdorffii</i> Desf.	CL	280	280	277	271	6,936	8,318	8,989	9,478
<i>Hymenaea courbaril</i> L.	CL	2	2	2	2	0,014	0,021	0,028	0,039
<i>Inga ingoides</i> (Rich.) Willd.	CL	6	4	2	2	0,108	0,110	0,020	0,021
<i>Inga marginata</i> Willd.	CS	3	6	6	1	0,008	0,027	0,032	0,013
<i>Inga sessilis</i> (Vell.) Mart.	CL	1	1	1	0	0,026	0,029	0,011	0,000
<i>Inga striata</i> Benth.	CL	2	1	1	2	0,062	0,004	0,008	0,033
<i>Inga vera</i> Willd.	CL	1	1	1	1	0,052	0,057	0,061	0,063

Continua...

APÊNDICE C – Continuação.

Família/Espécie	Cat.	N ₉₂	N ₉₈	N ₀₅	N ₁₀	AB ₉₂	AB ₉₈	AB ₀₅	AB ₁₀
<i>Machaerium hirtum</i> (Vell.) Stellfeld	CL	32	31	29	27	0,314	0,374	0,380	0,367
<i>Machaerium nycitans</i> (Vell.) Benth.	CL	12	14	14	15	0,291	0,386	0,449	0,504
<i>Machaerium stipitatum</i> Vogel	CS	1	1	1	2	0,013	0,015	0,018	0,023
<i>Machaerium villosum</i> Vogel	CL	14	14	14	14	0,282	0,406	0,483	0,635
<i>Ormosia arborea</i> (Vell.) Harms	CL	2	3	3	4	0,012	0,020	0,019	0,023
<i>Platycyamus regnellii</i> Benth.	CL	1	1	1	1	0,017	0,021	0,022	0,022
<i>Platypodium elegans</i> Vogel	CL	16	14	13	9	0,337	0,415	0,425	0,382
<i>Senna macranthera</i> (DC. ex Collad.) H.S.Irwin & Barneby	P	0	0	0	1	0,000	0,000	0,000	0,005
Hypericaceae									
<i>Vismia brasiliensis</i> Choisy	CL	1	1	1	1	0,006	0,006	0,006	0,008
Lacistemataceae									
<i>Lacistema hasslerianum</i> Chodat	CL	0	1	1	1	0,000	0,002	0,003	0,003
Lamiaceae									
<i>Aegiphila integrifolia</i> (Jacq.) Moldenke	P	7	3	2	2	0,067	0,039	0,023	0,032
<i>Vitex polygama</i> Cham.	CL	5	6	4	5	0,017	0,020	0,011	0,013
Lauraceae									
<i>Endlicheria paniculata</i> (Spreng.) J.F.Macbr.	CS	8	13	13	11	0,039	0,060	0,066	0,066
<i>Nectandra grandiflora</i> Nees	CS	2	2	2	2	0,009	0,009	0,010	0,011
<i>Nectandra megapotamica</i> (Spreng.) Mez	CL	12	6	2	1	0,088	0,055	0,015	0,007
<i>Nectandra nitidula</i> Nees	CL	15	16	10	3	0,093	0,081	0,033	0,010
<i>Nectandra oppositifolia</i> Nees	CS	1	1	1	1	0,004	0,004	0,005	0,004
<i>Ocotea corymbosa</i> (Meisn.) Mez	CL	2	4	7	10	0,020	0,041	0,077	0,122
<i>Ocotea odorifera</i> (Vell.) Rohwer	CS	1	1	1	1	0,007	0,008	0,009	0,012
<i>Ocotea puberula</i> (Rich.) Nees	CS	0	1	1	0	0,000	0,004	0,006	0,000
<i>Ocotea pulchella</i> (Nees & Mart.) Mez	CL	37	39	30	27	0,325	0,352	0,308	0,292
<i>Persea major</i> (Meisn.) L.E.Kopp	CL	4	4	3	3	0,106	0,156	0,169	0,207
Lecythidaceae									
<i>Cariniana estrellensis</i> (Raddi) Kuntze	CL	1	1	1	1	0,086	0,137	0,146	0,170
Lythraceae									
<i>Lafoensia pacari</i> A.St.-Hil.	CL	1	1	1	0	0,004	0,007	0,008	0,000
Magnoliaceae									
<i>Magnolia ovata</i> (A.St.-Hil.) Spreng.	CS	3	3	3	3	0,050	0,061	0,073	0,084
Malvaceae									
<i>Abutilon bedfordianum</i> (Hook.) A.St.- Hil. & Naudin	P	0	1	0	0	0,000	0,003	0,000	0,000
<i>Eriotheca candolleana</i> (K.Schum.) A.Robyns	CL	5	5	5	5	0,040	0,055	0,068	0,088
<i>Guazuma ulmifolia</i> Lam.	P	5	5	7	6	0,048	0,080	0,110	0,131
<i>Helicteres</i> sp.	NC	0	0	0	1	0,000	0,000	0,000	0,003
<i>Helicteres ovata</i> Lam.	P	2	1	0	0	0,007	0,003	0,000	0,000
<i>Luehea grandiflora</i> Mart. & Zucc.	CL	29	30	28	28	0,469	0,566	0,588	0,660

Continua...

APÊNDICE C – Continuação.

Família/Espécie	Cat.	N ₉₂	N ₉₈	N ₀₅	N ₁₀	AB ₉₂	AB ₉₈	AB ₀₅	AB ₁₀
Melastomataceae									
<i>Leandra melastomoides</i> Raddi	CS	1	0	0	0	0,002	0,000	0,000	0,000
<i>Tibouchina candolleana</i> (Mart. ex DC.) Cogn.	CL	1	1	0	0	0,003	0,003	0,000	0,000
Meliaceae									
<i>Cabralea canjerana</i> (Vell.) Mart.	CS	1	5	4	4	0,013	0,026	0,026	0,032
<i>Cedrela fissilis</i> Vell.	CL	0	1	1	1	0,000	0,003	0,003	0,003
<i>Guarea kunthiana</i> A.Juss.	CS	6	7	7	7	0,034	0,044	0,046	0,054
<i>Guarea macrophylla</i> Vahl	CS	16	24	27	33	0,066	0,119	0,142	0,171
<i>Trichilia pallens</i> C.DC.	CS	0	0	0	1	0,000	0,000	0,000	0,003
<i>Trichilia pallida</i> Sw.	CS	1	0	1	3	0,013	0,000	0,002	0,009
Monimiaceae									
<i>Mollinedia argyrogyna</i> Perkins	CS	1	2	3	3	0,003	0,006	0,009	0,010
<i>Mollinedia widgrenii</i> A.DC.	CS	3	4	4	3	0,029	0,043	0,049	0,025
Moraceae									
<i>Ficus insipida</i> Willd.	CS	3	4	5	4	0,093	0,119	0,132	0,131
<i>Maclura tinctoria</i> (L.) D.Don ex Steud.	CL	2	2	2	2	0,087	0,119	0,106	0,111
<i>Naucleopsis oblongifolia</i> (Kuhlm.) Carauta	CS	5	5	6	8	0,019	0,025	0,029	0,040
<i>Sorocea bonplandii</i> (Baill.) W.C.Burger et al.	CS	2	2	2	2	0,006	0,007	0,012	0,012
Myrtaceae									
<i>Calyptranthes clusiiifolia</i> O.Berg	CS	2	2	4	7	0,032	0,036	0,044	0,065
<i>Campomanesia guaviroba</i> (DC.) Kiaersk.	CL	3	2	0	0	0,030	0,028	0,000	0,000
<i>Campomanesia guazumifolia</i> (Cambess.) O.Berg	CL	1	0	0	0	0,003	0,000	0,000	0,000
<i>Eugenia florida</i> DC.	CL	14	13	9	5	0,089	0,096	0,101	0,063
<i>Myrcia eriocalyx</i> DC.	CL	2	1	0	0	0,007	0,004	0,000	0,000
<i>Myrcia fenziiana</i> O.Berg	CL	3	6	7	6	0,022	0,041	0,050	0,048
<i>Myrcia laruotteana</i> Cambess.	CL	1	1	1	0	0,002	0,002	0,002	0,000
<i>Myrcia multiflora</i> (Lam.) DC.	CS	3	6	8	10	0,008	0,022	0,031	0,043
<i>Myrcia mutabilis</i> (O.Berg) N.Silveira	CS	1	1	1	0	0,005	0,006	0,005	0,000
<i>Myrcia</i> sp.	NC	1	1	1	1	0,004	0,004	0,004	0,006
<i>Myrcia splendens</i> (Sw.) DC.	CL	15	6	3	2	0,089	0,035	0,017	0,013
<i>Myrcia tomentosa</i> (Aubl.) DC.	CL	17	8	9	7	0,078	0,026	0,031	0,025
<i>Myrcia venulosa</i> DC.	CL	94	127	139	134	0,538	0,786	0,804	0,866
<i>Siphoneugena crassifolia</i> (DC.) Proença & Sobral	NC	0	1	1	1	0,000	0,003	0,002	0,002
<i>Siphoneugena densiflora</i> O.Berg	CS	0	1	1	1	0,000	0,002	0,002	0,002
<i>Siphoneugena kiaerskoviana</i> (Burret) Kausel	CS	2	1	1	0	0,031	0,041	0,042	0,000
Nyctaginaceae									
<i>Guapira opposita</i> (Vell.) Reitz	CS	0	0	1	0	0,000	0,000	0,002	0,000

Continua...

APÊNDICE C – Continuação.

Família/Espécie	Cat.	N ₉₂	N ₉₈	N ₀₅	N ₁₀	AB ₉₂	AB ₉₈	AB ₀₅	AB ₁₀
Oleaceae									
<i>Chionanthus crassifolius</i> (Mart.) P.S.Green	CS	1	1	1	1	0,006	0,007	0,007	0,008
Peraceae									
<i>Pera glabrata</i> (Schott) Poepp. ex Baill.	CL	9	17	21	24	0,146	0,244	0,280	0,386
Phyllanthaceae									
<i>Hieronyma alchorneoides</i> Allemão	CL	11	12	11	12	0,055	0,072	0,076	0,082
Primulaceae									
<i>Myrsine coriacea</i> (Sw.) R.Br. ex Roem. & Schult.	CL	3	3	1	1	0,015	0,017	0,005	0,008
<i>Myrsine umbellata</i> Mart.	CL	9	7	4	1	0,040	0,020	0,014	0,002
Proteaceae									
<i>Euplassa incana</i> (Klotzsch) I.M.Johnst.	CL	1	1	1	1	0,008	0,010	0,009	0,009
<i>Roupala montana</i> Aubl.	CL	4	7	7	7	0,044	0,071	0,081	0,097
Rosaceae									
<i>Prunus myrtifolia</i> (L.) Urb.	CS	0	2	1	1	0,000	0,006	0,002	0,004
Rubiaceae									
<i>Amaioua intermedia</i> Mart. ex Schult. & Schult.f.	CS	5	7	9	9	0,024	0,033	0,042	0,048
<i>Chomelia brasiliana</i> A.Rich.	CS	5	3	6	6	0,014	0,013	0,015	0,017
<i>Cordia concolor</i> (Cham.) Kuntze	CL	14	13	14	9	0,095	0,110	0,116	0,074
<i>Coutarea hexandra</i> (Jacq.) K.Schum.	CS	1	1	1	1	0,008	0,007	0,008	0,007
<i>Faramea latifolia</i> (Cham. & Schldl.) DC.	CS	7	8	9	13	0,041	0,056	0,062	0,073
<i>Guettarda uruguensis</i> Cham. & Schldl.	CL	19	20	15	12	0,149	0,158	0,137	0,113
<i>Ixora brevifolia</i> Benth.	CS	10	13	15	15	0,071	0,119	0,143	0,173
<i>Randia armata</i> (Sw.) DC.	CS	1	2	2	2	0,002	0,006	0,007	0,009
<i>Rudgea viburnoides</i> (Cham.) Benth.	CL	11	9	6	6	0,055	0,042	0,029	0,033
Rutaceae									
<i>Esenbeckia febrifuga</i> (A.St.-Hil.) A.Juss. ex Mart.	CS	1	1	1	2	0,004	0,005	0,004	0,009
<i>Zanthoxylum riedelianum</i> Engl.	CL	3	5	2	2	0,023	0,034	0,026	0,029
Salicaceae									
<i>Casearia decandra</i> Jacq.	CS	20	22	24	21	0,119	0,153	0,174	0,164
<i>Casearia gossypiosperma</i> Briq.	CL	1	1	1	1	0,003	0,004	0,004	0,005
<i>Casearia lasiophylla</i> Eichler	CL	3	3	3	2	0,008	0,009	0,009	0,007
<i>Casearia sylvestris</i> Sw.	CL	43	51	48	40	0,184	0,253	0,258	0,224
Sapindaceae									
<i>Cupania vernalis</i> Cambess.	CL	0	0	0	1	0,000	0,000	0,000	0,004
<i>Cupania zanthoxyloides</i> Radlk.	CL	25	28	18	15	0,135	0,164	0,091	0,097
<i>Matayba guianensis</i> Aubl.	CL	10	11	8	5	0,070	0,104	0,088	0,074
Sapotaceae									
<i>Chrysophyllum marginatum</i> (Hook. & Arn.) Radlk.	CL	6	7	6	5	0,028	0,035	0,038	0,040

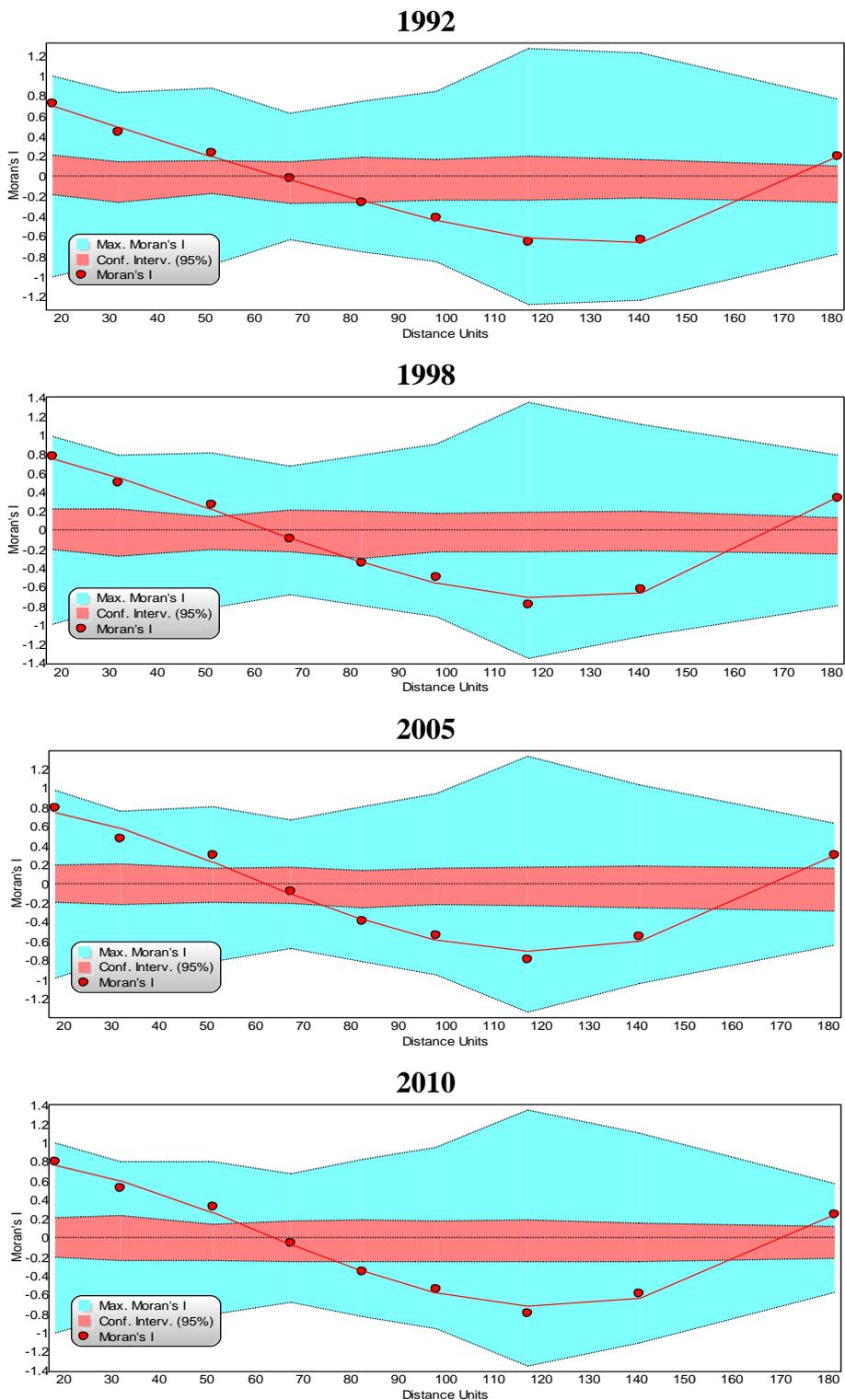
Continua...

APÊNDICE C – Continuação.

Família	Cat.	N₉₂	N₉₈	N₀₅	N₁₀	AB₉₂	AB₉₈	AB₀₅	AB₁₀
Siparunaceae									
<i>Siparuna brasiliensis</i> (Spreng.) A.DC.	CS	1	0	0	0	0,002	0,000	0,000	0,000
<i>Siparuna guianensis</i> Aubl.	CL	10	3	4	5	0,026	0,010	0,013	0,012
Styracaceae									
<i>Styrax camporum</i> Pohl	CL	3	1	0	0	0,009	0,003	0,000	0,000
Symplocaceae									
<i>Symplocos pubescens</i> Klotzsch ex Benth.	CL	1	1	1	0	0,003	0,003	0,003	0,000
Thymelaeaceae									
<i>Daphnopsis brasiliensis</i> Mart.	CL	4	6	7	7	0,034	0,048	0,050	0,044
<i>Daphnopsis fasciculata</i> (Meisn.) Neuling	CL	1	1	1	2	0,007	0,013	0,017	0,024
<i>Daphnopsis utilis</i> Warm.	CS	3	4	6	6	0,017	0,027	0,034	0,042
Urticaceae									
<i>Cecropia glaziovii</i> Snethl.	P	2	3	3	1	0,010	0,014	0,018	0,011
<i>Cecropia pachystachya</i> Trécul	P	3	5	1	0	0,011	0,033	0,007	0,000
Vochysiaceae									
<i>Vochysia tucanorum</i> Mart.	CL	2	3	3	3	0,073	0,138	0,153	0,195

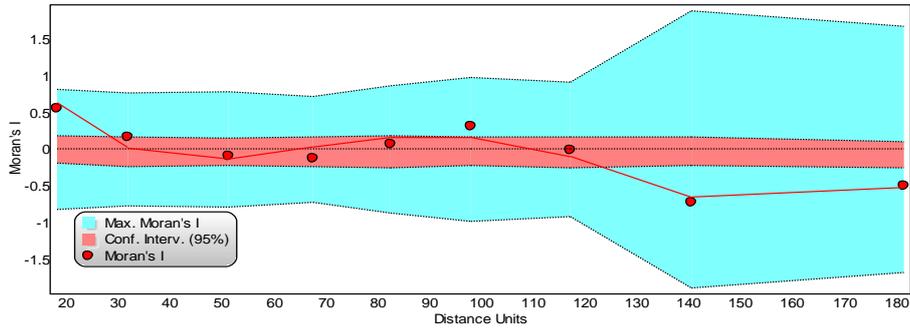
APÊNDICE D – Correlogramas dos descritores da estrutura florística, dinâmica e diversidade da floresta de Itutinga-MG, de 1992 a 2010. Moran's I = I de Moran; Distance Units = Distância em metros; Max. Moran's I = Variação máxima do I de Moran; Conf. Interv. = Intervalo de confiança.

ESCORES DO EIXO 1

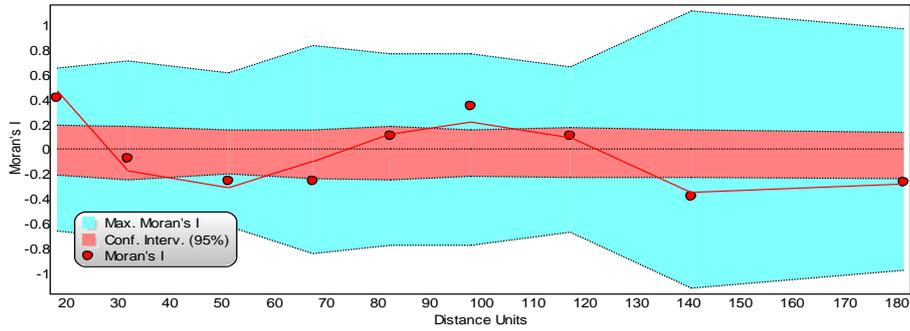


ESCORES DO EIXO 2

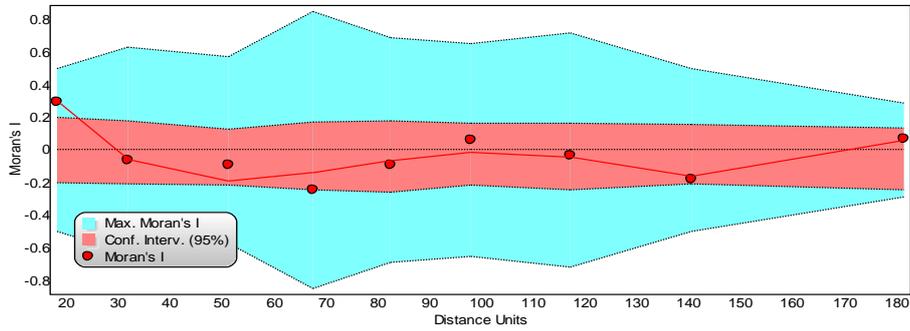
1992



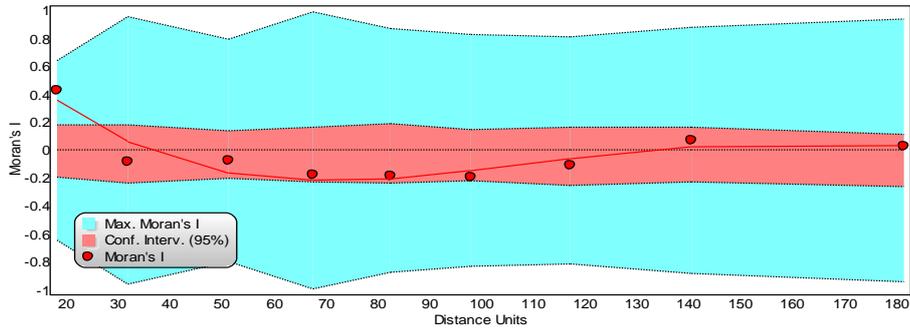
1998



2005

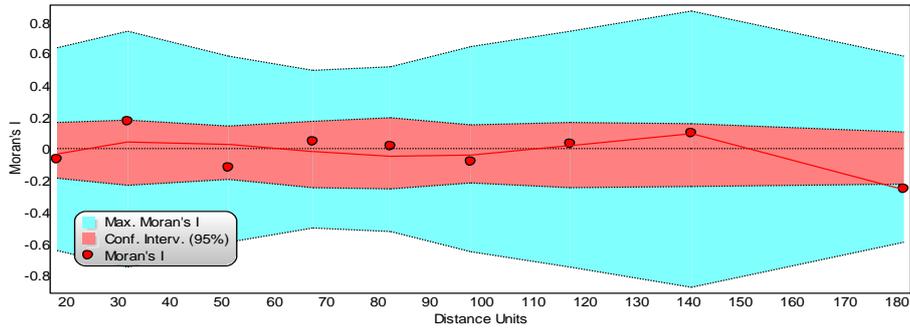


2010

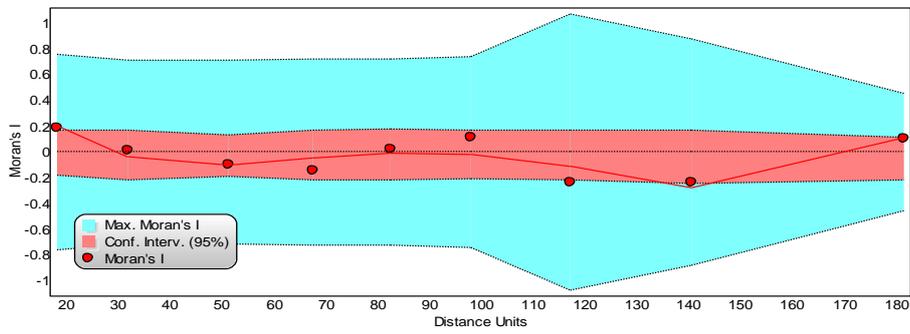


MORTALIDADE

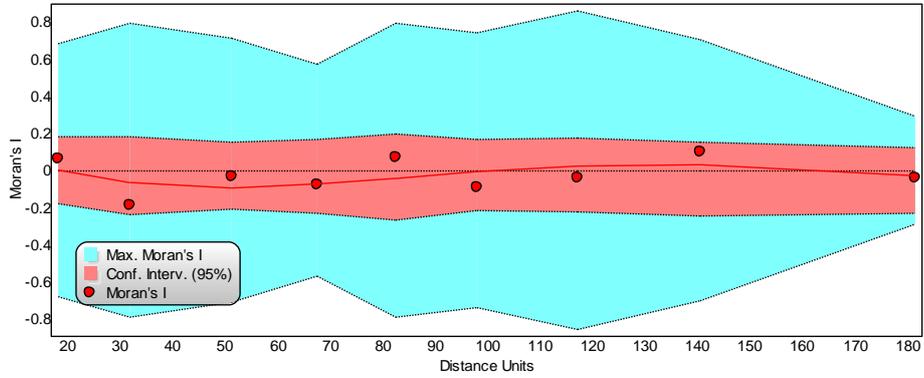
92-98



98-05

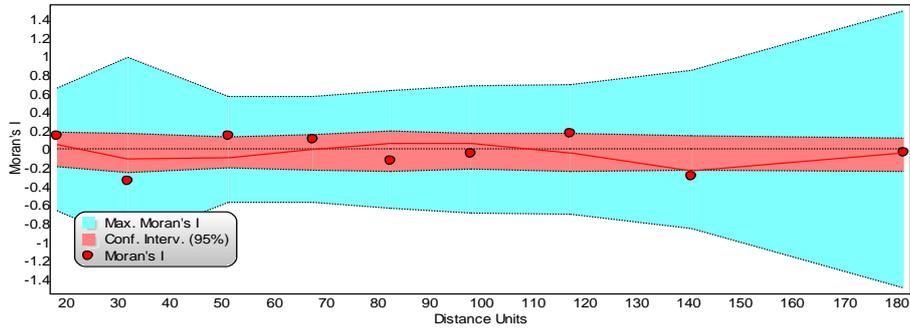


05-10

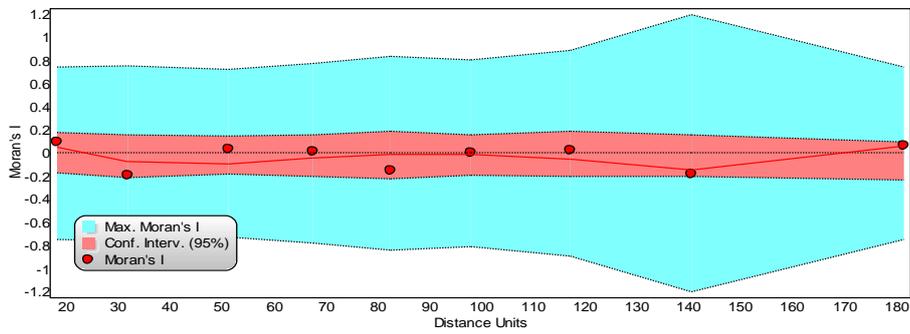


RECRUTAMENTO

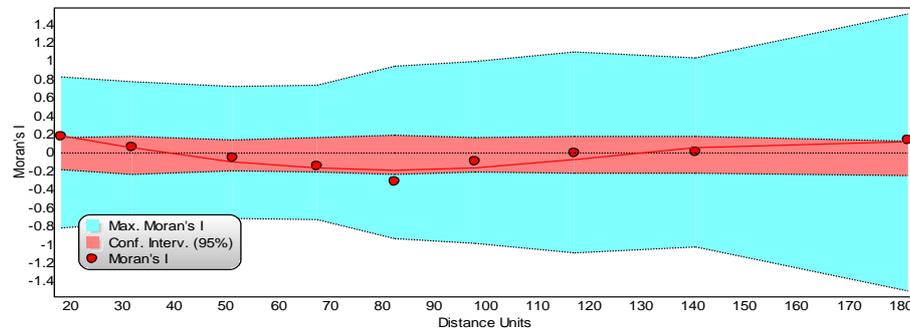
92-98



98-05

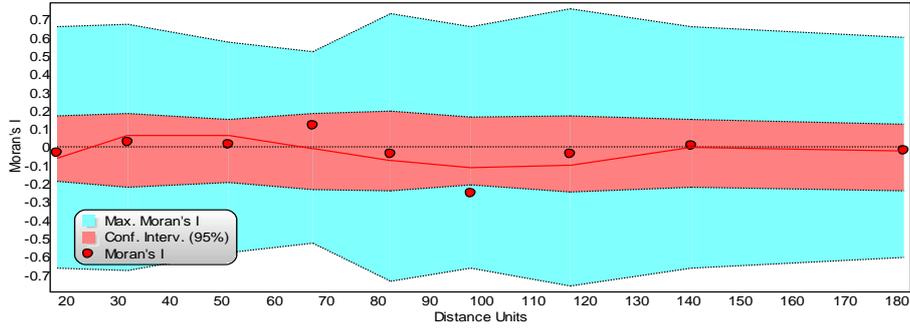


05-10

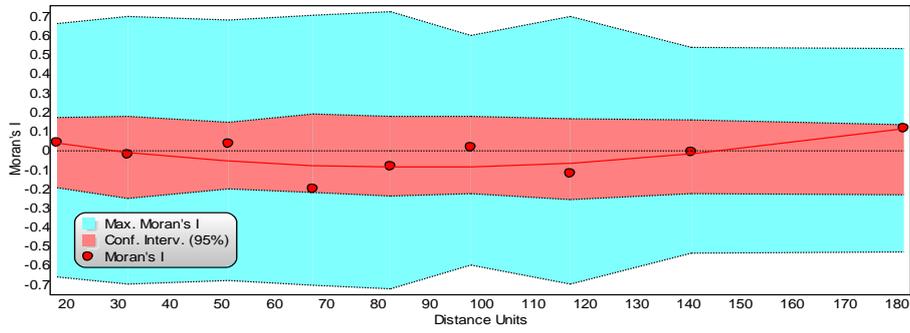


PERDA

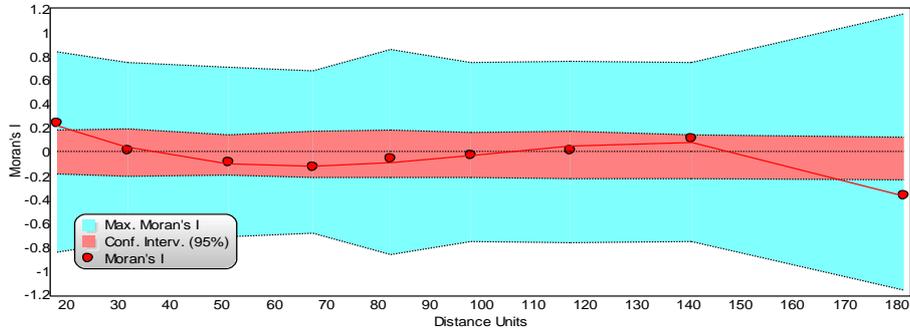
92-98



98-05

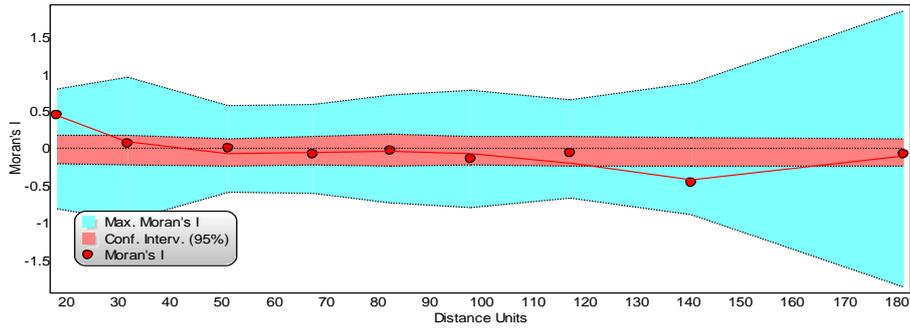


05-10

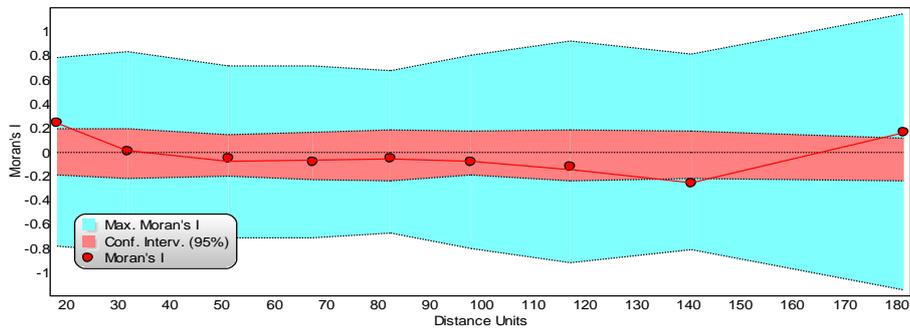


GANHO

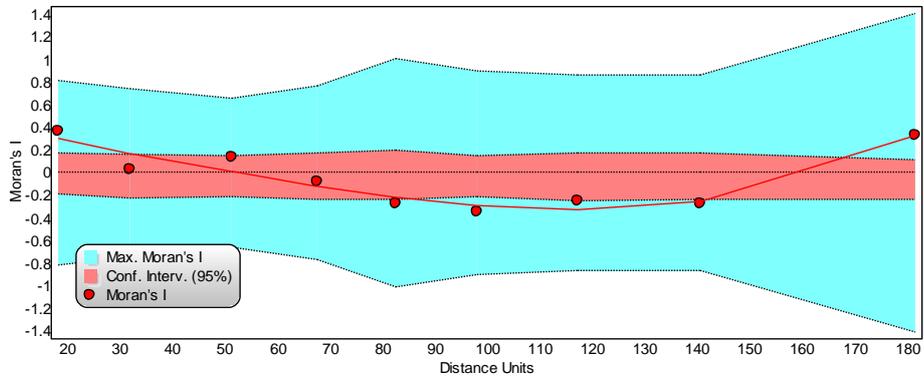
92-98



98-05

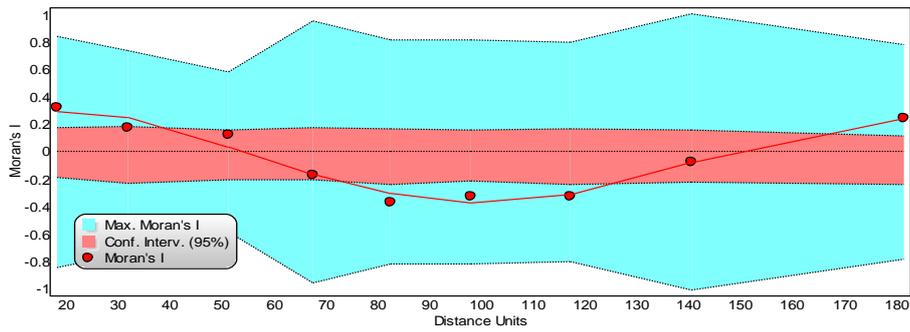


05-10

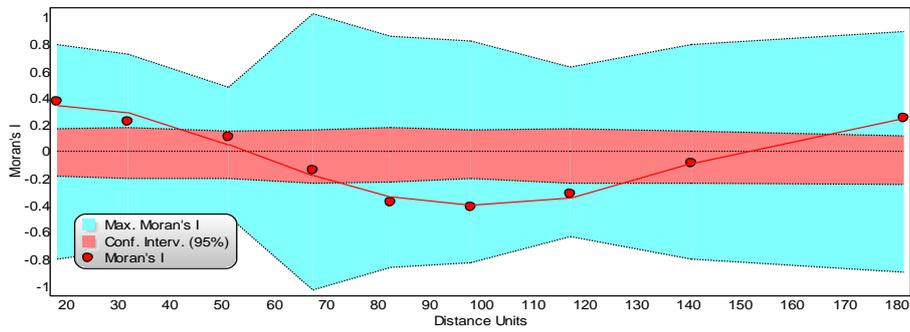


RIQUEZA DE ESPÉCIES

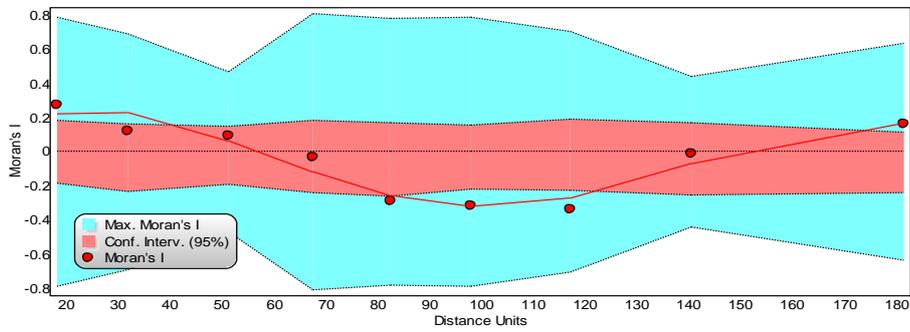
1992



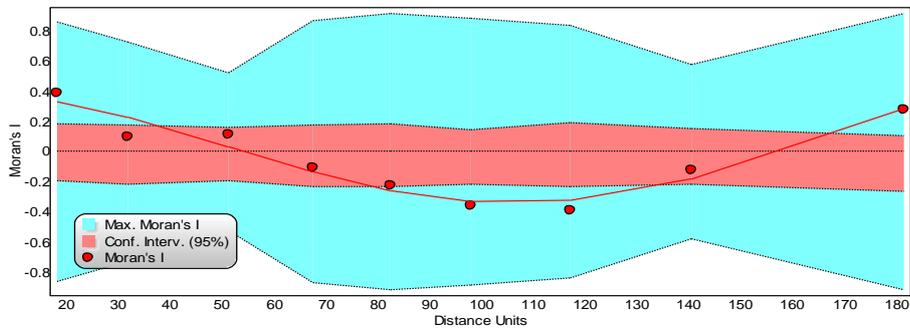
1998



2005

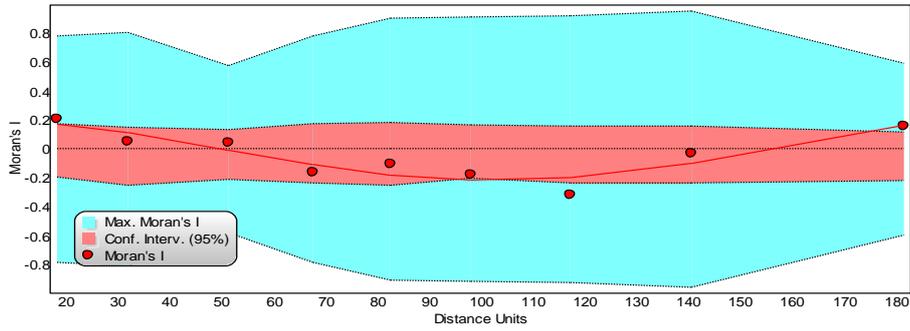


2010

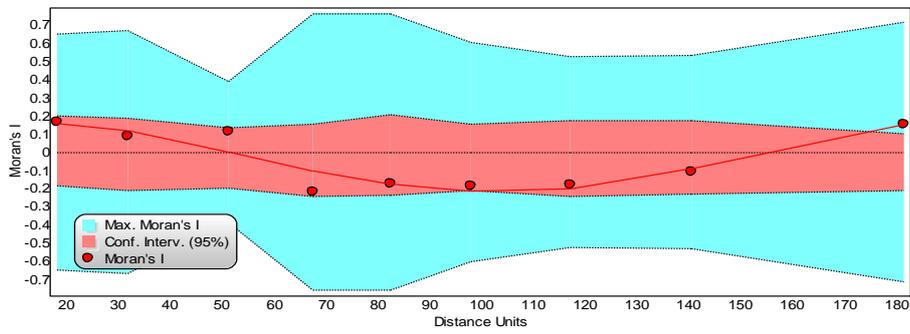


ÍNDICE DE SIMPSON RECÍPROCO

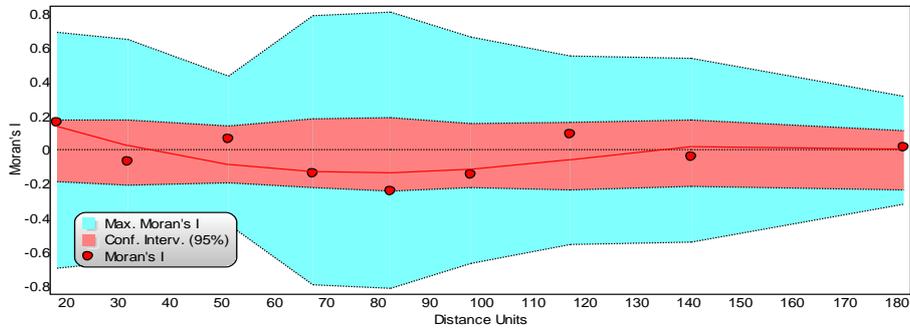
1992



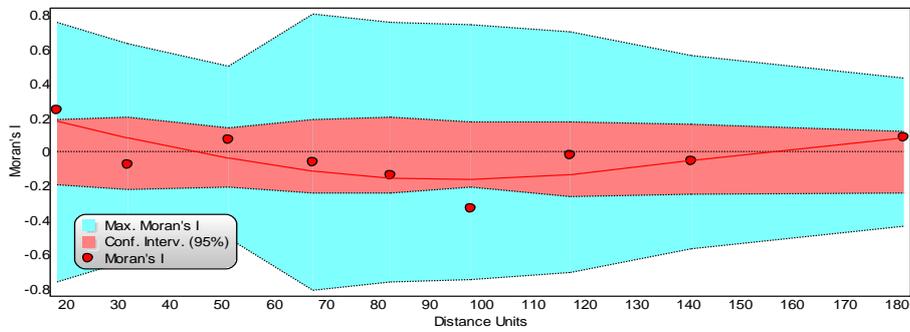
1998



2005

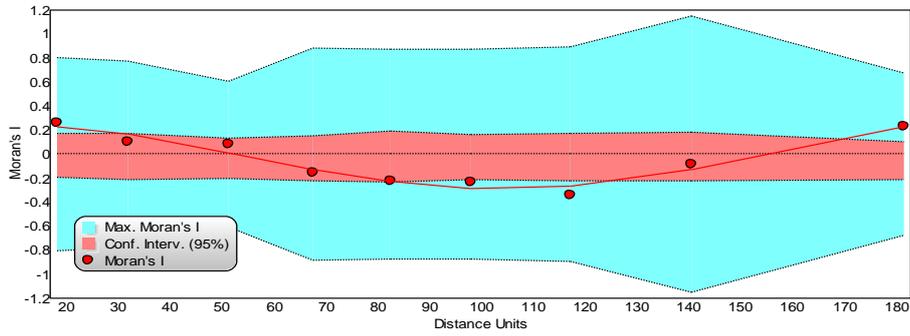


2010

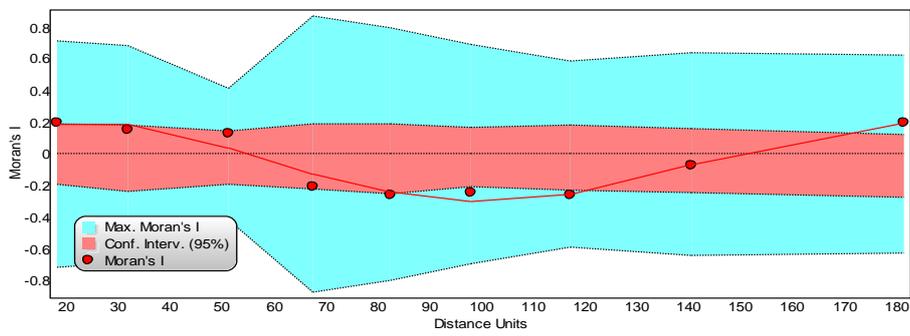


ÍNDICE DE SHANNON-WIENER

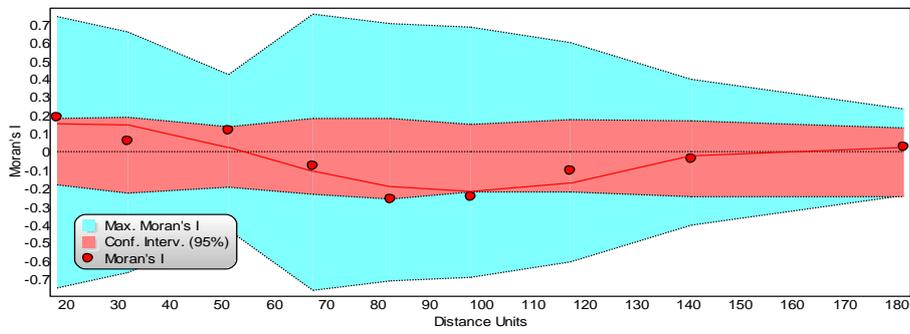
1992



1998



2005



2010

