

UNIVERSIDADE FEDERAL DO PARANÁ

RODOLFO DE ALMEIDA BONALDI

DISTÚRBIO DE DESLIZAMENTO NA DIVERSIDADE DO COMPONENTE
ARBÓREO E ARBUSTIVO NA FLORESTA ATLÂNTICA NO PARANÁ.

CURITIBA
2014

RODOLFO DE ALMEIDA BONALDI

DISTÚRBIO DE DESLIZAMENTO NA DIVERSIDADE DO COMPONENTE
ARBÓREO E ARBUSTIVO NA FLORESTA ATLÂNTICA NO PARANÁ.

Dissertação apresentada ao Curso de Pós-Graduação em Ecologia e Conservação, Setor de Ciências Biológicas da Universidade Federal do Paraná, como requisito parcial para a obtenção do título de Mestre em Ecologia e Conservação.

Orientador: Prof. Dr^o. André Andrian Padial

CURITIBA
2014



Ministério da Educação
UNIVERSIDADE FEDERAL DO PARANÁ
Setor de Ciências Biológicas
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM
ECOLOGIA E CONSERVAÇÃO



PARECER

Os abaixo-assinados, membros da banca examinadora da defesa da dissertação de mestrado, a que se submeteu **Rodolfo de Almeida Bonaldi** para fins de adquirir o título de Mestre em Ecologia e Conservação, são de parecer favorável à **APROVAÇÃO** do trabalho de conclusão do candidato.

Secretaria do Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Conservação.

Curitiba, 27 de março de 2014.

BANCA EXAMINADORA:

Prof. Dr. André Andrian Padial
Orientador e Presidente

Prof. Dr. Christopher Blum
Membro

Prof. Dr. Rodrigo Kersten
Membro

Visto:

Prof.ª. Dra. Maria Regina Torres Boeger
Coordenadora do PPG-ECO



Dedico esse trabalho a exuberante e fascinante Floresta Atlântica.

AGRADECIMENTOS

Ao orientador André Padial pela oportunidade e compreensão de trabalhar com o grupo de plantas que por anos venho me dedicando. Quero agradecer pela ajuda também nas estatísticas, ensinamentos, confiança e camaradagem.

A Professora Márcia Marques por toda ajuda em campo, ensinamentos e discussão.

Aos membros da Banca: Christopher Tomas Blum, Isabela Varassin e Rodrigo Andrade Kersten pelas sugestões e considerações.

A família Breda: Fagner, Tia Leda e Nando por terem me acolhido em Curitiba, sendo a minha família.

As minhas amigas de mestrado Luana Rodrigues e Vanessa Ariati pela grande ajuda em campo, empenho, organização em campo e o companheirismo.

Ao pessoal que me ajudou em campo: André Ricardo Grani de Almeida, Luis Fernando Constantino Gabriel, Mayrine, Rômulo Silva, David Roher, Bagre de Guaratuba, Mathias Engels e Marseielle, tiveram uma grande contribuição para que esse trabalho acontecesse, obrigado pela força e dedicação de vocês.

A pós-graduação em Ecologia e Conservação pela oportunidade de desenvolver este trabalho.

O REUNI pela bolsa de mestrado e o CNPQ pelo financiamento da pesquisa.

Ao Maso Bonardo pela hospitalidade, informações sobre as áreas de deslizamentos no Morro Inglês e por ceder a sua casa como alojamento.

Arlindo pela ajuda e esclarecimentos das áreas de deslizamentos no Morro Inglês.

Daniel por ter nos informado sobre a área de deslizamento da Quintilha.

Ao pessoal do ICMBIO pelo apoio para conhecer as áreas de deslizamentos no Parque Nacional Saint Hillaire-Lang.

Ao pessoal da Reserva Natural Salto do Morato pela ajuda em campo, alojamento e confiança no trabalho.

A Mitra Diocesana de Paranaguá por ceder alojamento da Quintilha e o espaço para pesquisa, e os caseiros pelo apoio.

Vitor por informar sobre a área de deslizamento de Morretes e pela hospitalidade.

O pessoal do Museu Botânico Municipal (MBM): Osmar Ribas, Juarez, Tita, Bagre de Guaratuba, Marcelo Brotto pela ajuda nas identificações das plantas e pelos ensinamentos.

Ao Marcos Sobral pelas identificações das Myrtaceae.

Professor Claudinei Taborba do setor de geografia da UFPR pelos esclarecimentos sobre os deslizamentos ocorrentes em 2011.

A minha amada, Aninha, pela grande paciência, compreensão e amor.

Aos meus pais, irmãos e cunhado pelo apoio e sempre querendo saber o que estava fazendo.

Aos amigos de herbário pelos momentos de descontração, inúmeros cafés e discussão sobre diversas áreas da botânica.

Aos amigos do mestrado de ecologia pelas conversas, aviso de entrega de relatórios, troca de conhecimento de outras áreas da ecologia e amizade.

RESUMO GERAL

Distúrbios de deslizamentos (DDs) são eventos que causam mudanças na composição das comunidades e ecossistemas, podendo ser provocados por queda de árvores, deslizamentos após chuvas intensas, enchentes, eventos estocásticos, entre outros. Provocam inúmeros impactos nas comunidades biológicas, afetando negativamente e positivamente o ecossistema. Os DDs são fenômenos que ocorrem naturalmente como parte do processo de modelagem do relevo, resultantes da ação contínua do intemperismo e dos processos erosivos. O objetivo geral desse trabalho é entender como DDs afetam a diversidade de arbustos e árvores em diferentes escalas espaciais na Floresta Ombrófila Submontana (FODSM). O trabalho foi realizado na região conhecida como Serra do Mar, especificamente na formação FODSM, que possui a maior diversidade dentre todas as formações. Foram selecionadas cinco áreas de amostragem: três no Parque Nacional Saint-Hilaire/Lange, uma área na Reserva Natural Salto do Morato, e outra no município de Morretes. Parcelas de 100² m (10 x 10 m) foram delimitadas para amostrar o componente arbóreo (plantas com DAP maior que 5 cm). Para o componente arbustivo (plantas com DAP menor que 5 cm, e maior que um metro de altura), foram utilizadas subparcelas de 25² m (5 x 5 m). Matrizes de abundância e de presença/ausência foram geradas para cada parcela. Os efeitos dos DDs na diversidade dos componentes arbóreo e arbustivo foram investigados utilizando diversas abordagens analíticas com o objetivo geral de comparar a importância dos DDs em relação a outros causadores de heterogeneidade biótica. Ademais, testamos a hipótese que os efeitos de DDs diminuem ao longo do tempo e que tal distúrbio causa uma homogeneidade local, mas contribui para a heterogeneidade regional. Foram registradas ao todo 196 espécies, enquadrada em 58 famílias. Há um claro efeito dos DDs sobre os componentes arbóreo e arbustivo, além de um evidente efeito da variação espacial das áreas sobre esses componentes. Para ambos os componentes, a importância relativa das fontes de variação diferiu quando a diversidade é particionada com a riqueza de espécies ou com o índice de diversidade de Shannon-Wiener. Os DDs são especialmente importantes para a diversidade da Floresta Ombrófila Densa Sub-montana, por promover maior equitabilidade das espécies. Nossos resultados também indicam que a heterogeneidade causada por DDs se mantém ao longo do tempo, sugerindo que a sucessão ecológica pode seguir diferentes caminhos. Por fim não encontramos evidência que há homogeneização local devido aos DDs. Portanto, DDs causam heterogeneidade tanto em escala local como em escala regional.

Palavra-chave: diversidade beta, sucessão, recolonização, escala espacial.

ABSTRACT

Landslides disturbances (LDs) are events that cause changes in the composition of communities and ecosystems, and may be caused by falling trees, landslides after extreme rain events, floods, stochastic events, among others. LDs cause numerous impacts on biological communities, negatively and positively affecting the ecosystem. LDs are phenomena that occur naturally as part of the relief modeling, as a consequence of the continuous weathering and erosion process. The aim of this study is to understand how landslides affect the diversity of shrubs and trees at different spatial scales in the Atlantic Rain Forest. The study was conducted in the region known as Serra do Mar, specifically in the vegetation formation called “Floresta Ombrófila Sub-montana” (FODSM), which has the highest biodiversity of all formations in the Atlantic Rain Forest. Five sampling areas were selected: three in the Saint-Hilaire/Lange National Park, one in the Salto Morato Natural Reserve, and one in Morretes municipality. Plots of 100² m (10 x 10 m) were delimited to sample trees (plants with DBH higher than 5 cm). For shrubs (plants with DBH lower than 5 cm, and higher than one meter in height), plots of 25² m (5 x 5 m) were used. Abundance and presence/absence data matrices were generated for each plot. Effects of LDs on the diversity of trees and shrubs were investigated by several analytical approaches with the main goal of comparing the relative importance of LDs in relation to other sources of biotic heterogeneity. Moreover, we tested the hypothesis that the effects of LDs decrease over time and that such disturbance cause local homogenization, but regional heterogeneity. 196 species of 58 families were recorded. There is a clear effect of LDs on trees and shrubs, and an evident spatial variation among areas. For both trees and shrubs, the relative importance of the sources of variation differed when the diversity partitioning is done with species richness or Shannon-Wiener diversity index. LDs are of paramount importance to the diversity of the FODSM in the Atlantic Rain Forest, particularly by providing species evenness. Our results also indicate that LDs effects persist over time, suggesting that ecological succession may follow several paths. Last, there is no evidence of local homogenization caused by LDs. Therefore, LDs cause biotic heterogeneity both at local and regional scales.

Keywords: beta diversity, ecological succession, recolonization, spatial scale.

LISTA DE FIGURAS

PARTE I

Figura 1 – Áreas de deslizamentos na Serra do Mar no Litoral do Paraná.

Figura 2 – Mapa mostrando a localização das áreas amostradas na Floresta Atlântica Submontana do Paraná.

Figura 3 - Locais amostrados com e sem influência do DD: A e B - Morro Inglês, C e D – Reserva Salto do Morato, E e F - Salto das Andorinhas, G e H – Quintilha e I e J – Capituva. Figuras de A a E, áreas com influência do deslizamento e figuras de F a J, áreas sem influência do deslizamento. As letras A, C, E, G e H indicam as áreas de deslizamento e as letras B, D, F, H e J indicam as áreas sem deslizamento.

Figura 4 – Imagem de satélite do deslizamento ocorrido em 2011 e imagem de satélite antes do deslizamento em 2006.

PARTE II

Figura 1 - Localização da área de estudo no litoral do Paraná, com as cinco áreas amostradas: Morro Inglês, Salto do Morato, Salto das Andorinhas, Quintilha e Capituva.

Figura 2 – Esquema de como a diversidade total γ foi particionada nos componentes α , β_1 , β_2 e β_3 .

Figura 3 – Esquema mostrando as hipóteses em relação ao efeito de distúrbios de deslizamento na diversidade β .

Figura 4 – Partição da diversidade gama nos componentes de variação em diferentes escalas (veja métodos) de plantas arbóreas (A, C, E) e arbustivas (B, D, F) considerando o índice de Shannon-Wiener como métrica de biodiversidade. A e B = partição com dados de Morro Inglês e Capituva; C e D = partição com dados de Salto das Andorinhas e Capituva; E e F = partição com dados de Morro Inglês e Salto das Andorinhas.

Figura 5 – Partição da diversidade gama nos componentes de variação em diferentes escalas (veja métodos) de plantas arbóreas (A, C, E) e arbustivas (B, D, F)

considerando a riqueza de espécies como métrica de biodiversidade. A e B = partição com dados de Morro Inglês e Capituva; C e D = partição com dados de Salto das Andorinhas e Capituva; E e F = partição com dados de Morro Inglês e Salto das Andorinhas.

LISTA DE TABELAS

PARTE II

Tabela 1 – Valores médios (mínimo e máximo) da altitude (ALT., m), das parcelas sem e com efeito de DD (“floresta” e “deslizamento”, respectivamente) em cada um dos locais da amostragem: MI2 – Morro Inglês; SM5 = Salto Morato; SA2 = Salto das Andorinhas; QU39 = Quintilha; CA2 = Capituva. As coordenadas aproximadas das parcelas também estão mostradas.

Tabela 2 – Listagem das espécies ocorrentes no componente arbóreo e arbustivo nas cinco localidades amostradas no litoral do Paraná: MI2 – Morro Inglês, SM5 – Salto do Morato, SA2 – Salto das Andorinhas, QUI39 – Quintilha e CA – Capituva2.

Tabela 3 – Resultados de uma PERMANOVA mostrando que a composição de árvores e arbustos difere entre áreas - considerando somente as parcelas sem efeito direto do deslizamento -; e entre condições de deslizamento para todas as áreas. . MI2 = Morro Inglês (deslizamento há 2 anos); SM5 = Salto Morato (deslizamento há 5 anos); SA2 = Salto das Andorinhas (deslizamento há 2 anos); QU39 = Quintilha (deslizamento há 39 anos); CA = Capituva (deslizamento há 2 anos).

Tabela 4 – Diversidade beta de arbustos de cada localidade com dados de presença/ausência (medida pela distância média para o centroide, veja métodos), e diferenças com outras localidades através de testes de permutação ($P < 0.05$). MI2 = Morro Inglês (deslizamento há 2 anos); SM5 = Salto Morato (deslizamento há 5 anos); SA2 = Salto das Andorinhas (deslizamento há 2 anos); QU39 = Quintilha (deslizamento há 39 anos); CA = Capituva (deslizamento há 2 anos).

SUMÁRIO

APRESENTAÇÃO	1
PARTE I	2
INTRODUÇÃO GERAL.....	2
DISTÚRBIOS DE DESLIZAMENTOS.....	3
FLORESTA ATLÂNTICA.....	6
ÁREA DE ESTUDO.....	7
PARQUE NACIONAL SAINT-HILAIRE/LANGE.....	10
RESERVA NATURAL SALTO DO MORATO.....	12
MUNÍCIPIO DE MORRETES – CAPITUVA.....	12
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	13
PARTE II	18
O Papel de Deslizamentos na Diversidade de Florestas de Encostas Tropicais...	18
Resumo.....	19
Abstract.....	20
Introdução.....	21
Materiais e Métodos.....	23
Resultados.....	30
Discussão.....	46
Conclusões.....	51
Referências Bibliográficas.....	53
APÊNDICE.....	60

APRESENTAÇÃO

O objetivo geral desse estudo é entender como distúrbios de deslizamento afetam a diversidade no componente arbóreo e arbustivo em diferentes escalas espaciais na Floresta Ombrófila Densa Submontana no Paraná. Para isso, esta dissertação está dividida em duas partes. Na parte I apresentamos uma Introdução Geral que contém assuntos importantes o entendimento do objetivo. Ademais apresentamos o ecossistema estudado e detalhamos as áreas de estudo. Na parte II está o trabalho científico realizado formatado segundo as normas do periódico científico *Ecology Applications*.

PARTE I

INTRODUÇÃO GERAL

A diversidade biológica no globo terrestre apresenta variações que, em determinados locais, resultam em altas taxas de diversidade e endemismo. Os locais com altos endemismo e riqueza de espécies, chamados de *hotspots* de biodiversidade, são as áreas prioritárias para conservação mundial (MYERS *et al.*, 2000). A Floresta Atlântica Brasileira está entre os *hotspots* descritos por MYERS *et al.* (2000).

Para explicar a elevada biodiversidade em *hotspots*, o entendimento das escalas de variação é essencial. Tentando compreender e analisar os efeitos da escala espacial na diversidade, Whittaker (1960 e 1972) propôs a divisão da diversidade em alfa (α), beta (β) e gama (γ) para caracterizar diferentes aspectos ou níveis de diversidade. A diversidade passou ser particionada: a riqueza de espécies de um local particular ou da comunidade, ou um determinado estrato ou grupo de organismos, é designada de α (alfa); o grau de alteração da composição da comunidade, ou grau de diferenciação da comunidade, em relação a um gradiente, ou um conjunto de ambientes, é chamado de β (beta); a diversidade regional de espécies de um conjunto de ambientes pode ser entendida como resultante de ambos os componentes α e β , e é chamada de γ (gama) (LOREAU 2000; VEECH e CRIST 2010).

Nesse sentido, há um grande interesse de como a diversidade varia ao longo das escalas, ou seja, como é a diversidade β ao longo das escalas espaciais (HUSTON 1999; LOREAU 2000). A identificação das escalas nas quais a diversidade β principalmente contribui para a diversidade γ pode indicar a influência relativa dos processos que atuam nas diferentes escalas nos componentes da diversidade. Se a diversidade β em uma escala em particular contribui mais com a diversidade γ , relativamente a outras escalas, então processos que operam em tal escala são os principais para a heterogeneidade biológica (BELMAKER *et al.*, 2008).

Para isso, técnicas que particionam a diversidade são ótimas ferramentas analíticas (VEECH e CRIST, 2010). A partição da diversidade é particularmente adequada para analisar padrões biodiversidade em múltiplas escalas (VEECH e CRIST, 2010). Por exemplo, a partição da diversidade já foi utilizada para analisar os

padrões hierárquicos da diversidade de espécies em paisagens agrícolas por WAGNER *et al.*, (2000), FOURNIER e LOREAU (2001), em florestas tropicais por DEVRIES e WALLA (2001) e em florestas temperadas (GERING *et al.*, 2003; SUMMERVILLE *et al.*, 2003). A diversidade beta (β) também pode ser utilizada para avaliar como as comunidades respondem às influências antropogênicas (PASSY e BLANCHET, 2007, VELLEND *et al.*, 2007), às alterações climáticas (LEPRIEUR *et al.* 2011), às alterações ambientais ao longo de gradientes (COTTENIE, 2005; ANDERSON *et al.*, 2011) e à heterogeneidade ambiental (VEECH e CRIST, 2007).

DISTÚRBIOS DE DESLIZAMENTOS

Distúrbios são eventos que causam mudanças na composição das comunidades e ecossistemas (RICKLEFS, 2003). Os distúrbios provocam inúmeros impactos nas comunidades biológicas. Efeitos negativos são os mais óbvios, como bruscas reduções nas densidades de populações e extirpação de espécies em escala local. Por exemplo, em uma floresta semidecídua na Mata Atlântica, distúrbios de seca foram responsáveis pela mortalidade de aproximadamente 50% das árvores em um período de 15 anos (ROLIM *et al.*, 1999). Na Amazônia, raios podem responder por cerca da metade das clareiras abertas nas florestas (MAGNUSSON *et al.*, 1996). Em locais sob efeito de distúrbio, as espécies raras são as que menos se desenvolvem, pois há uma alta agregação e densidade de espécies pioneiras dominantes (MYERS *et al.*, 2013).

Os distúrbios de deslizamento (DDs) englobam uma variedade de tipos de movimentos de massa de solos, rochas e detritos encosta abaixo, gerados pela ação da gravidade após alta precipitação em terrenos inclinados (MINEROPAR, 2011). DDs são fenômenos que ocorrem naturalmente na superfície da terra como parte do processo de modelagem do relevo (Figura 1), resultantes da ação contínua do intemperismo e dos processos erosivos (MMA, 2007). As classificações de diferentes tipos de deslizamentos são associadas a mecanismos específicos de falhas em taludes e às propriedades e características desses tipos de falhas geológicas. Existem outros termos que são usados alternativamente ao termo “deslizamento”, que incluem movimento de massa e ruptura do talude, entre outros (HIGHLAND e BOBROSKY, 2008).



Figura 1. Áreas de deslizamento na Serra do Mar do Paraná, evento ocorrido em março de 2011. Fonte: Mineropar (2011).

Apesar de ser um distúrbio natural, DDs podem ser acelerados por ações antrópicas. A expansão da população para novas terras e criação de bairros, vilas e cidades são o principal meio pelo qual os seres humanos contribuem para a ocorrência de deslizamentos. Essas atividades causam alteração dos padrões de drenagem e remoção da vegetação. Como consequência, há a desestabilização das encostas, que podem dar início a deslizamentos de terra até mesmo em áreas outrora estáveis (HIGHLAND e BOBROSKY, 2008).

DDs são os distúrbios mais relevantes em florestas montanhosas tropicais (RESTREPO *et al.*, 2009). A vegetação e muitas vezes as camadas superiores do solo são removidas da superfície da lâmina, deixando espaço para sucessão secundária ou até mesmo sucessão primária (aquela na qual não há colonização pelo banco de sementes) (HIGHLAND e BOBROSKY, 2008). Os DDs promovem uma série de mudanças no ambiente, removendo completamente a vegetação, solo e conseqüentemente deixam a rocha exposta (VELÁZQUEZ e GÓMEZ-SAL, 2007). A remoção do solo em grande escala retarda a regeneração, levando a uma escassez no banco de sementes e afetando a disponibilidade de nutrientes no solo (GUARIGUATA, 1990).

Apesar dos claros efeitos negativos, DDs podem promover a diversidade regional. Ao diminuir as densidades populacionais, DDs podem impedir a exclusão competitiva segundo TONHASCA (2005), permitindo a coexistência de diferentes espécies (CASTILLO-CAMPOS *et al.*, 2008). Em ambientes florestais, áreas com efeitos de DDs podem promover espécies que não colonizariam o sub-bosque, como as heliófitas (MOLINO e SABATIER, 2001). Além disso, há um aumento do efeito de borda após DDs, o que causa maior heterogeneidade ambiental (LEE *et al.*, 2010). Em florestas de encostas de morro, a diversidade é diretamente afetada pelos DDs, principalmente em áreas de vertente. Nesse caso, os DDs geram clareiras que afetam a diversidade como descrito acima.

Dessa forma, os DDs iniciam uma nova dinâmica de sucessão ecológica. Regionalmente a diversidade tende a aumentar, pois as clareiras representam nichos distintos de colonizadores, e permitem a colonização de espécies com diferentes histórias de vida em relação às florestas em estádios finais de sucessão (DENSLOW, 1987). Ademais, clareiras podem promover a expansão de espécies que não são abundantes em floresta maduras, pois possuem maior performance em locais com maior intensidade de luz. De fato, as espécies que ocorrem em áreas de distúrbios são funcionalmente diferentes daquelas que ocorrem nas áreas adjacentes (RESTREPO e VITOUSEK, 2001). Dessa forma, DDs promovem, em uma escala regional, um mosaico florestal composto por comunidades em diferentes estádios sucessionais (TABARELLI e MANTOVANNI, 1999).

Entretanto, a diversidade deve diminuir na área dentro da extensão do DD, pois ocorre uma elevada extinção local de espécies (TABARELLI e MANTOVANNI, 1997), e colonização por poucas espécies de rápido crescimento que dominam a cobertura vegetal. Adicionalmente em áreas perturbadas por DD podem ocorrer à colonização de espécies exóticas (VELÁZQUEZ e GÓMEZ-SAL, 2007). Algumas espécies que são raras e apresentam escassos indivíduos por hectare podem ser extintas localmente devido a esses distúrbios aleatórios. Dessa forma, DDs podem diminuir a diversidade em escala local (α), mas aumentar em escala regional (β e γ).

As condições das áreas após DDs podem afetar as espécies colonizadoras, alterando a velocidade de crescimento, reprodução e mortalidade. Portanto, a recuperação florestal em locais de DDs pode seguir vários caminhos sucessionais (MYSTER e WALKER, 1997; VELAZQUEZ e GÓMEZ-SAL, 2008). Entretanto, a recuperação florestal é afetada pelos mesmos mecanismos da sucessão ecológica,

como facilitação e inibição (WALKER *et al.*, 2010). Além desses, a limitação de nutrientes é um dos principais fatores limitantes do crescimento das plantas nos locais de DDs (SHIELS *et al.*, 2008). Por fim, colonizadores do início da sucessão, como as samambaias e gramíneas, podem estabelecer densas camadas de vegetação, inibindo a recuperação florestal (GUARIGUATA, 1990; WALKER *et al.*, 2010).

FLORESTA ATLÂNTICA

A Floresta Ombrófila Densa (FOD) do Bioma Mata Atlântica é considerada um *hotspot* da biodiversidade mundial (MYERS *et al.*, 2000). De acordo com a SOS MATA ATLÂNTICA (2013), a Mata Atlântica abrange 17 estados no território brasileiro, e cobre uma área de aproximadamente 1.350.460 km². Devido à pressão antrópica, atualmente restam 8,5% de remanescentes florestais acima de 100 hectares do que existia originalmente e somando isso aos fragmentos de floresta nativa acima de 3 hectares, restam apenas cerca de 12,5% da área de cobertura original (SOS MATA ATLÂNTICA, 2013).

No estado do Paraná, esse bioma abrange diversas unidades fitofisionômicas, tais como Floresta com Araucária, Floresta Estacional Semidecidual e a acima referida FOD. Essa última, também chamada de Floresta Atlântica *sensu stricto*, compreende as florestas tropicais costeiras até 300 km a oeste (OLIVEIRA-FILHO e FONTES, 2000), ocorrendo variações no limite leste-oeste de acordo com cada estado de ocorrência, como no Paraná onde o limite com a Floresta Ombrófila Mista (Floresta de Araucária). Na FOD, a pluviosidade é impulsionada localmente por ventos oceânicos e cadeias de montanhas à beira-mar, especialmente na região sul (OLIVEIRA-FILHO e FONTES, 2000). No estado do Paraná, local do presente estudo, a FOD totaliza aproximadamente 11.100 km² (SEMA, 2002).

De acordo com as características locais, a FOD no estado do Paraná pode ser classificada em 5 unidades típicas conforme RODERJAN *et al.*, (2002): FOD das Terras baixas - ocorrendo do nível do mar até 20 metros de altitude; FOD Submontana (FODSM) - ocorrendo de 20 a 600 metros de altitude; FOD Montana - ocorrendo de 600 a 1200 metros de altitude; FOD Altomontana - ocorrendo acima dos 1200 metros de altitude; e FOD Aluvial - distribuída sobre as planícies, tendo interferência ou não de inundações e ocorrendo também na FOD das Terras Baixas.

ÁREA DE ESTUDO

A área do presente estudo localiza-se na Serra do Mar, especificamente na formação FODSM, que possui a maior diversidade dentre todas as formações devido às condições do solo (profundos, ricos e alóctones), chuvas abundantes e distribuídas ao longo do ano, e ausência de geadas (RODERJAN *et al.*, 2002). Ademais, há grande variação altitudinal e diferentes relevos, o que contribui para alta diversidade regional. Tal combinação de condições ambientais resulta em uma alta concentração de espécies e um pequeno espaço (PIRES *et al.*, 2005, BLUM 2006).

Segundo a classificação de Koeppen, a Serra do Mar, é influenciada por dois tipos climáticos, o Cfa e Cfb, que são definidos por diferenças de temperatura devidas à variação altitudinal (IAPAR, 2013). Na Serra da Prata ocorre transição entre esses dois tipos climáticos que estão limitados pelas cotas de 600 a 800 m s.n.m (BLUM & RODERJAN, 2011). A cota de 700 m s.n.m é que define o limite da FODM e FODS, sendo que a primeira ocorre acima de 700 m s.n.m e a segunda abaixo deste patamar (BLUM e RODERJAN, 2011). O clima Cfa, que é o que afeta a área de estudo é caracterizado por ser um clima subtropical, com temperatura média no mês mais frio inferior a 18 °C e temperatura média no mês mais quente acima de 22 °C, com verões quentes, geadas pouco frequentes e tendência de concentração das chuvas nos meses de verão, sem estação seca definida. Essa região também é caracterizada pelos mais elevados índices pluviométricos do Paraná, que variam entre 2.000 a 3.000 mm, cujos máximos mensais ocorrem nos meses de janeiro, fevereiro e março (IAPAR, 1978). Devido a grande intensidade de chuvas, é comum distúrbios de deslizamento em florestas de encosta da Serra do Mar (MINEROPAR, 2011).

Foram selecionadas cinco áreas de amostragem na Floresta Atlântica do Paraná (Figura 2): três no Parque Nacional Saint-Hilaire/Lange (Morro Inglês, Salto das Andorinhas e Quintilha), uma na Reserva Natural Salto do Morato, e outra no município de Morretes (Capitua). As áreas estão situadas em locais que sofreram distúrbios de deslizamento ocorridos de forma natural, sem interferência do homem. Abaixo cada área é descrito com mais detalhes.

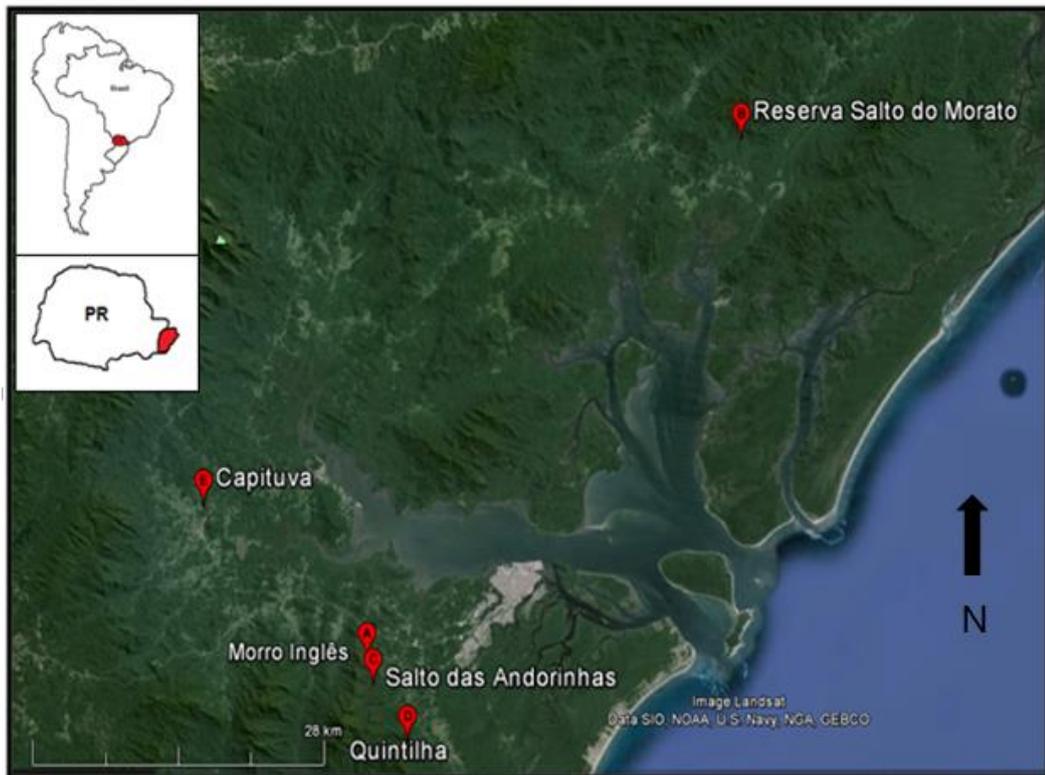


Figura 2. Mapa mostrando a localização das áreas amostradas na Floresta Atlântica Submontana do Paraná.

Na figura 3 são mostradas as áreas de coletas, com locais com influência do DD e locais sem influência do DD.





Figura 3. Locais amostrados com e sem influência do DD: A e B - Morro Inglês, C e D – Reserva Salto do Morato, E e F - Salto das Andorinhas, G e H – Quintilha e I e J – Capituva. Figuras de A a E, áreas

com influência do deslizamento e figuras de F a J, áreas sem influência do deslizamento. As letras A, C, E, G e H indicam as áreas de deslizamento e as letras B, D, F, H e J indicam as áreas sem deslizamento.

PARQUE NACIONAL SAINT-HILAIRE/LANGE

O Parque Nacional Saint-Hilaire/Lange (PARNA) foi criado em 23 de maio de 2001 por meio da Lei nº 10.227. Possui uma área de 25.118,0 he, está localizado no litoral do Paraná a 100 km Curitiba. Situa-se na Serra da Prata, porção sul da Serra do Mar paranaense, e abrange parte dos municípios de Guaratuba, Matinhos, Morretes e Paranaguá. Possui altitudes que variam de 10 metros sobre o nível do mar até as montanhas do maciço Serra da Prata, com altitudes superiores a 1.400 metros (PARNASAINTHILAIRLANGE, 2013). É nesse maciço que foram instaladas as três unidades amostrais.

A região da Serra da Prata é considerada um dos últimos refúgios naturais da região, com alto grau de endemismo e abriga diversas espécies da flora e fauna ameaçadas de extinção. A vegetação é caracterizada pela FOD que é responsável pela estabilidade das encostas, manutenção do microclima da região, regulação do regime hídrico dos cursos d'água e qualidade dos mananciais que abastecem o litoral do Paraná (PARNASAINTHILAIRLANGE, 2013).

O relevo do PARNA é muito acidentado: aproximadamente 39% do território estão localizados em áreas planas ou suavemente ondulados; 36% em áreas de média a alta declividade; e 25% em áreas de alta declividade. No dia 11 março de 2011 iniciou-se um processo simultâneo de grandes escorregamentos de blocos rochosos e solo, predominantemente no topo da porção superior dos taludes mais elevados da Serra da Prata, em cotas acima de 1.000m. Os eventos se concentraram preferencialmente em declividades acima de 30° (89%), acima de 400m de altitude (75%), nas bacias que drenam a vertente leste da Serra da Prata (MINEROPAR, 2011). Isso ocorreu devido à alta pluviosidade nos meses de Janeiro, Fevereiro e Março (somente neste último, houve 500 mm de precipitação). No dia em que ocorreram os deslizamentos, foram registrados 160 mm de chuva (MINEROPAR, 2011) (Figura 4). Duas áreas que sofreram o deslizamento de 2011 foram selecionadas para o presente estudo: “Morro Inglês” (MI2) e “Salto das Andorinhas” (SA2) (Figura 4). Além disso, também foi selecionada uma área, conhecida como “Quintilha” (Q39), na qual deslizamentos ocorreram há 39 anos.



Figura 4. Deslizamento ocorrido em 2011 afetou área do Parque Nacional Saint-Hilaire Lange. Figura A: imagem do estado atual após os deslizamento. Figura B: imagem de 2006, antes do deslizamento. Fonte: Google Earth (2013).

Em cada uma das três áreas amostrais, foram instaladas parcelas em locais que sofreram deslizamentos, e em áreas “controle”, sem um registro histórico de deslizamento. As parcelas de deslizamento da área MI2 foram amostradas na faixa de 192 a 271 metros de altitude, entre as coordenadas $25^{\circ}35'08.2''/048^{\circ}39'30.8''$ e $25^{\circ}35'06.1''/048^{\circ}39'30.3''$. As parcelas de deslizamento da área SA2 foram amostradas de 133 a 217 metros de altitude, entre as coordenadas $25^{\circ}35'33.2''/048^{\circ}39'08.2''$ e $25^{\circ}35'30.4''/048^{\circ}39'25.9''$. As parcelas de deslizamento da

área Q39 foram amostradas de 182 a 317 metros de altitude, entre as coordenadas 25°38'31.6"/048°37'36.3" e 25°38'50.6"/048°37'59.7".

RESERVA NATURAL SALTO DO MORATO

A Reserva Natural Salto Morato (RSNM) é gerenciada pela Fundação Grupo Boticário de Proteção à Natureza, e compreende uma área de 2.252,83 ha no município de Guaraqueçaba, litoral norte do Estado do Paraná. Fica situada a aproximadamente 170 km de Curitiba. Em 7 de dezembro de 1994, através de uma Portaria do Instituto Brasileiro de Meio Ambiente e Recursos Naturais Renováveis - IBAMA nº 132, uma área de 819,18 ha foi reconhecida como Reserva Particular do Patrimônio Natural (FGBPN, 2001).

As parcelas dessa área (SM6) foram instaladas na região da Serra do Morato, que é caracterizada por cristas arredondadas e declividades iguais ou superiores a 40%. As vertentes são côncavas e os vales encaixados em "V" fechado. No sopé das vertentes ocorre acumulação de sedimentos coluviais rapidamente transportados (FGBPN, 2001). No verão de 2007/2008, houve inúmeros processos de escorregamento de massa na área da RNSM. Nessas áreas, foram amostradas parcelas de 143 a 166 m de altitude, entre as coordenadas 25°10'15.1"/048°18'09.4" e 25°10'19.0"/048°18'07.6".

MUNICÍPIO DE MORRETES – CAPITUVA

A área de estudo está localizada no município de Morretes, localmente conhecida como Capituva (CA2). O local de estudo fica na área rural do município sendo ocupado por diversas propriedades com atividades destinadas a lazer, agricultura e agropecuária. Segundo informações de moradores, a vegetação original já sofreu grande pressão antrópica, mas está em regeneração há mais de 50 anos.

A encosta onde foram amostradas as parcelas tem início na curva da beira do rio Nhundiaquara, com isso a dinâmica de deslizamento também afetada por este rio, devido a chuvas intensas no verão, o rio tende aumentar a seu volume e acaba afetando na continuidade do morro, carregando o solo e a vegetação presente, formando degraus, que resultam em deslizamentos.

Houve deslizamento nessa área também em 2011, esse local é o que apresenta a menor altitude entre as cinco regiões amostradas, apresentando as mesmas características estruturais que o enquadró no mesmo tipo de unidade fitogeográfica dos locais citados anteriormente. Foram amostradas parcelas de 35 a 80 m de altitude, entre as coordenadas 25°27'28.9"/048°49'41.6" e 25°27'27.2"/048°49'37.9".

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ANDERSON, M. J.; CRIST, T. O.; CHASE, J. M.; VELLEND, M.; INOUE, B. D.; FREESTONE, A. L. 2011. Navigating the multiple meanings of beta diversity: a roadmap for the practicing ecologist. **Ecol. Lett.**, 14, 19–28.

BARROS, R. S. M. 2007. **Medidas de diversidade Biológica**. Programa de Pós-Graduação em Ecologia Aplicada ao Manejo e Conservação de Recursos Naturais – PGECOL. Universidade Federal de Juiz de Fora, 13 p.

BEGON, M.; TOWNSEND, C. R.; HARPER, J. L. 2007. **Ecologia: de indivíduos a ecossistemas**. 4.ed. Porto Alegre: Artmed.

BELMAKER, J. Y. Z. I. V.; SHASHAR, N.; CONNOLLY, S. R. 2008. Regional variation in the hierarchical partitioning of diversity in coral-dwelling fishes. **Ecology** 89: 2829-2840.

BLUM, C. T. 2006. **A Floresta Ombrófila Densa na Serra da Prata, Parque Nacional Saint-Hilaire/Lange, PR – caracterização florística, fitossociológica e ambiental de um gradiente altitudinal**. Dissertação de Mestrado em Engenharia Florestal, Universidade Federal do Paraná.

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

COTTENIE, K. 2005. Integrating environmental and spatial processes in ecological community dynamics. **Ecol. Lett.**, 8, 1175–1182.

CRIST, T. O.; VEECH, J. A.; GERING, J. C.; SUMMERVILLE, K. S. 2003. Partitioning species diversity across landscapes and regions: a hierarchical analysis of alfa, beta and gamma diversity. **Am. Nat.**, Vol 162. P. 734–743.

DEVRIES, P. J.; WALLA, T. R. 2001. Species diversity and community structure in Neotropical fruit-feeding butterflies. **Biological Journal of the Linnean Society** 74:1– 15.

DENSLOW, J. S. 1987, Tropical rain forest gaps and tree species diversity. **Annu. Rev. Ecol. Syst.**, 18: 431-451.

FGBPN. Reserva Natural Salto Morato. **Plano de manejo**. São José dos Pinhais, 2001.

FOURNIER, E.; LOREAU, M. 2001. Respective roles of hedges and forest patch remnants in the maintenance of ground-beetle (Coleoptera: Carabidae) diversity in an agricultural landscape. **Landscape Ecology** 16:17–32.

GERING, J. C.; CRIS, T. O.; VEECH, J. A. 2003. Additive partitioning of species diversity across multiple spatial scales: implications for regional conservation of biodiversity. **Conservation Biology** 17:488–499.

Google Earth. 2013. Disponível em <<https://www.google.com.br/maps/@-25.548342,-48.5375938,11487m/data=!3m1!1e3?hl=pt-BR>> Acessado em novembro de 2013.

GUARIGUATA, M. R. 1990. Landslide disturbance and forest regeneration in the upper Luquillo Mountains of Puerto Rico. **J. Ecol.** 78: 814–832.

HIGHLAND, L. M.; BOBROWSKY, P. 2008. **The landslide handbook – A guide to understanding landslides: Reston, Virginia, U.S.** Geological Survey Circular 1325, 129p.

HUSTON, M. A. 1999. Local processes and regional patterns: appropriate scales for understanding variation in the diversity of plants and animals. **Oikos** 86: 393-401.

IAPAR. 1978. **Cartas climáticas básicas do Paraná**. Curitiba: Instituto Agrônômico do Paraná, pp:1-41

IAPAR. **Médias históricas em estações do IAPAR**. Disponível em: <<http://www.iapar.br/modules/conteudo/conteudo.php?conteudo=1070>> Acessado em dezembro de 2013.

LEPRIEUR, F.; TEDESCO, P. A.; HUGUENY, B.; BEAUCHARD, O.; DURR, H. H.; BROSSE, S. 2011. Partitioning global patterns of freshwater fish beta diversity reveals contrasting signatures of past climate changes. **Ecol. Lett.**, 14, 325–334.

LOREAU, M. 2000. Are communities saturated? On the relationship between alpha, beta and gamma diversity. **Ecology Letters** 3: 73-76.

MAGNUSSON, W. E.; LIMA, A. P.; DE LIMA, O. 1996. Group lightning mortality of tree in a Heotropical Forest. **Journal of Tropical Ecology**, Cambridge, v. 12, p. 899 – 903.

MAGURRAN, A. E. 2011. **Medindo a diversidade biológica**. Curitiba: Ed. UFPR, 261 p.

MINEROPAR. 2011. **Mapeamento geológico e geotécnico da porção leste da Serra do Mar do Estado do Paraná**. Relatório Técnico de Minerais do Paraná. 91p.

MOLINO, J. F.; SABATIER, D. 2001. Tree diversity in tropical rain forest: a validation of the intermediate disturbance hypothesis. **Science**, v.294, n.5547, p.1702-1704.

MMA. 2007. **Vulnerabilidade Ambiental – Desastres naturais ou fenômenos induzidos**. Brasília. Ministério do Meio Ambiente. 196 p.

MOUTINHO, P. 2006. **Biodiversidade e Mudança Climática sob um Enfoque Amazônico**. In: Rocha, C. et. al. *Biologia da Conservação: Essências*. São Carlos, RIMA.

MYERS, N.; MITTERMIEER, R. A.; MITTERMIEER, C. G.; FONSECA, G. A. B.; KENT, J. 2000. Biodiversity hotspots for conservation priorities. **Nature** 403:858–863.

MYERS, J. A.; CHASE, J. M.; JIMNEZ, I.; JORGENSEN, P. M.; ARAUJO-MURAKAMI, A.; PANIAGUA-ZAMBRANA, N.; SEIDEL, R. 2013. Beta-diversity in temperate and tropical forests reflects dissimilar mechanisms of community assembly. **Ecology Letters**, 16: 151–157.

MYSTER, R. W.; WALKER, L. R. 1997. Plant successional pathways on Puerto Rican Landslides. **J. Trop. Ecol.** 13: 165–173.

OLIVEIRA-FILHO, A. T.; FONTES, M. A. L. 2000. Patterns of floristic differentiation among Atlantic Forest in southeastern Brazil and the influence of climate. **Biotropica** 32 (4b): 793-810.

PASSY, S. I.; BLANCHET, F. G. 2007. Algal communities in human-impacted stream ecosystems suffer beta-diversity decline. **Divers. Distrib.** 13, 670–679.

PARQUE NACIONAL SAINT-HILAIRE LANGE. 2013. Disponível em <<http://parnasainthilairelange.wordpress.com/sobre/>> Acessado em novembro de 2013.

PIRES, P. T. L.; ZILLI, A. L.; Blum, C. T. **Atlas da Floresta Atlântica no Paraná**. Sema/ Programa Proteção da Floresta Atlântica – Pró-Atlântica, 2005.

RESTREPO, C.; VITOUSEK, P. 2001. Landslides, alien species and the diversity of a Hawaiian montane mesic ecosystem. **Biotropica** 33: 409– 422.

RESTREPO, C.; Walker, L. R.; SHIELS, A. B.; BUSSMANN, R.; CLAESSENS, L.; FISCH, S.; LOZANO, P.; NEGI, G.; PAOLINI, L.; POVEDA, G.; RAMOS-SCHARRÓN, C.; RICHTER, M.; VELÁZQUEZ, E. 2009. Landsliding and Its Multiscale Influence on Mountainscapes. **Bioscience** 59: 685-698.

RICKLEFS, R. E. 2003. **A Economia da Natureza**. 5ª ed. Editora Guanabara Koogan, Rio de Janeiro.

RODERJAN, C. V.; GALVÃO, F.; KUNIYOSHI, Y. S.; HATSCHBACH, G. G. 2002. As unidades fitogeográficas do estado do Paraná. Fitogeografia do sul da América. **Ciência & Ambiente**, Santa Maria, v. 24. p. 75-92.

ROLIM, S. G.; COUTO, H. T. Z.; JESUS, R. M. 1999. Mortalidade e recrutamento de árvores na Floresta Atlântica em Linhares, ES. **Scientia Forestalis** n. 55, p. 49-69, jun.

Sema Secretaria Estadual do Meio Ambiente e Recursos Hídricos. **Mapeamento da Floresta atlântica do estado do Paraná**. Curitiba, 2002. 1 CDROM.

SHIELS, A. B.; WEST, C. A.; WEISS, L. 2008. Soil factors predict initial plant colonization on Puerto Rican landslides. **Plant. Ecol** 195:165-178

SOS MATA ATLÂNTICA. 2013. Disponível em <<http://www.sosma.org.br/nossa-causa/a-mata-atlantica/>>. Acessado em outubro de 2013.

SUMMERVILLE, K. S.; BOULWARE, M. J.; VEECH, J. A.; CRIST, T. O. 2003. Spatial variation in species diversity and composition of forest Lepidoptera: patterns and implications for conservation. **Conservation Biology** 17: 1045–1057.

TABARELLI, M.; MANTOVANNI, W. 1997, Colonização de clareiras naturais na floresta Atlântica no Sudeste do Brasil. **Rev. Brasil. Bot.**, 20: 57-66.

TABARELLI, M.; MANTOVANI, W. 1999. Clareiras naturais e a riqueza de espécies pioneiras em uma floresta atlântica montana. **Rev. Brasil. Biol** 59(2):251-261

TONHASCA, J. R. A. 2005. **Ecologia e história natural da Mata Atlântica**. Rio de Janeiro, Interciência, 197 p.

VEECH, J. A.; CRIST, T. O. 2007. Habitat and climate heterogeneity maintain beta diversity of birds among landscapes within ecoregions. **Global Ecology and Biogeography**. No. 16. P. 650 – 656.

VEECH, J. A.; CRIST, T. O. 2010. Toward a unified view of diversity partitioning. **Ecology**, 91(7), pp. 1988–1992.

VELÁZQUEZ, E.; GÓMEZ-SAL, A. 2007. Environmental Control of Early Succession on a Large Landslide in a Tropical Dry Ecosystem (Casita Volcano, Nicaragua). **Biotropica** 35(5): 601–609.

VELÁZQUEZ, E.; GÓMEZ-SAL, A. 2008. Landslide early succession in a neotropical dry forest. **Plant Ecology** 199: 295–308.

VELLEND, M.; VERHEYEN, K.; FLINN, K. M.; JACQUEMYN, H.; KOLB, A.; VAN CALSTER, H. 2007. Homogenization of forest plant communities and weakening of species-environment relationships via agricultural land use. **J. Ecol.**, 95, 565–573.

WAGNER, H. H.; WILDI, O.; EWALD, K. C. 2000. Additive partitioning of plant species diversity in an agricultural mosaic landscape. **Landscape Ecology** 15:219–227.

WALKER, L. R.; LANDAU, F.; VELÁZQUEZ. 2010. Early successional woody plants facilitate and ferns inhibit forest development on Puerto Rican landslides. **Journal of Ecology** 98:625–635

WHITTAKER, R. H. 1960. Vegetation of the Siskiyou Mountains, Oregon and California. – **Ecol. Monogr.** 30: 279–338.

WHITTAKER, R. H. 1972. Evolution and measurement of species diversity. – **Taxon** 21: 213–251.

PARTE II

O Papel de Deslizamentos na Diversidade de Florestas de Encostas Tropicais

Rodolfo A. Bonaldi¹ • Márcia C. M. Marques² • Vanessa Ariati² • André A. Padial²

¹ E-mail do autor para correspondência: rodolfobiologo@hotmail.com

^{1,2} Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Conservação, UFPR. Av. Cel. Francisco H. dos Santos, 210, Jardim das Américas, CEP: 81531-970, Curitiba, Paraná, Brasil.

Resumo

Os distúrbios de deslizamento (DDs) em floresta de encosta é um fenômeno natural frequente que ocorre devido à alta precipitação em terrenos inclinados. O objetivo do trabalho é entender como os DDs afetam a diversidade dos componentes arbustivos e arbóreos da Floresta Ombrófila Densa Submontana no Paraná. Foram amostrados os componentes arbóreo e arbustivo através em cinco áreas sem interferência antrópica severa, mas com a influência do DD. Para análise dos dados foram geradas matrizes de abundância e de presença/ausência para cada parcela. Investigamos a importância dos DDs em relação a outros causadores de heterogeneidade biótica. Ademais, testamos a hipótese que os efeitos de DDs diminuem ao longo do tempo e que tal distúrbio causa uma homogeneidade local, mas contribui para a heterogeneidade regional. Foram registradas ao todo 196 espécies. De forma geral, a variação causada por DDs afetam os componentes arbóreo e arbustivo de maneira similar. Para ambos os componentes, a importância relativa das fontes de variação diferiu quando a diversidade é particionada partição da diversidade é feita com a riqueza de espécies ou com o índice de diversidade de Shannon-Wiener. Os DDs são especialmente importantes por promover maior equitabilidade das espécies. Nossos resultados também indicam que a heterogeneidade causada por DDs se mantém ao longo do tempo, sugerindo que a sucessão ecológica pode seguir diferentes caminhos. Por fim não encontramos evidência que há homogeneização local devido aos DDs. Portanto, DDs causam heterogeneidade tanto em escala local como em escala regional.

Palavras-chave: Floresta Atlântica, diversidade beta, heterogeneidade ambiental, estocasticidade na colonização, sucessão ecológica.

Abstract

Landslides disturbances (LDs) are phenomena that occur naturally and frequently as a response of high pluviosity in slopping terrains. The aim of this study is to understand how LD affect the diversity of shrubs and trees at different spatial scales in the Atlantic Rain Forest of Paraná State, Brazil. Trees and shrubs were sampled in five areas without serious antropic pressure, Abundance and presence/absence data matrices were generated for each plot. Effects of LDs on the diversity of trees and shrubs were investigated with the goal of comparing the relative importance of LDs in relation to other sources of biotic heterogeneity. Moreover, we tested the hypothesis that the effects of LDs decrease over time and that such disturbance cause local homogenization, but regional heterogeneity. 196 species were recorded. Overall, LDs cause similar changes in trees and shrubs. For both trees and shrubs, the relative importance of the sources of variation differed when the diversity partitioning is done with species richness or Shannon-Wiener diversity index. LDs are of paramount importance particularly by providing species evenness. Our results also indicate that LDs effects persist over time, suggesting that ecological succession may follow several paths. Last, there is no evidence of local homogenization caused by LDs. Therefore, LDs cause biotic heterogeneity both at local and regional scales.

Key-words: Atlantic Forest, beta diversity, environmental heterogeneity, stochasticity in colonization, ecological succession.

Introdução

Os distúrbios de deslizamento (DDs) em floresta de encosta são um fenômeno natural frequente, que ocorre devido à alta precipitação em terrenos inclinados (MMA 2007). DDs podem ser considerados a maior fonte de perturbação em ecossistema de florestas montanhosas tropicais (Restrepo et al. 2009). Os DDs provocam inúmeros impactos na comunidade, além de ocasionar a mortandade de espécies nas áreas de deslizamento (Rolim et al. 1999). DDs reduzem a densidade de populações (Tonhasca 2005) e alteram a distribuição de espécies raras e comuns (Myers et al. 2013). Por outro lado, DDs podem também aumentar a diversidade regional das espécies, permitindo a coexistência de espécies com diferentes histórias de vida (Castillo-Campos et al. 2008), como por exemplo, espécies de estádios iniciais e finais de sucessão florestal (Tabarelli e Mantovanni 1999). Em uma escala regional (γ), DDs aumentam a heterogeneidade ambiental, que é positivamente relacionada com a beta-diversidade (β) (Veech e Crist 2007). De fato, DDs em florestas causam efeito de borda, criando maior heterogeneidade ambiental em relação ao interior (Lee et al. 2010).

A Floresta Ombrófila Densa Submontana (FODSM) é uma formação típica de encostas de morro do *hotspot* Mata Atlântica. Nesses locais, DDs pontuais e de pequena intensidade são processos importantes na alteração da paisagem, formando um mosaico de comunidades em diferentes estádios sucessionais (Tabarelli e Mantovanni 1999). Após um DD, o processo de sucessão é reiniciado. Isso causa alterações na composição e estrutura das comunidades, além de proporcionar efeitos de borda (Harper et al. 2005). Dessa forma, a diversidade regional na FODSM deve aumentar com a ocorrência de DDs frequentes.

Conforme o processo de sucessão avança após um DD, a comunidade tende a voltar a um estado próximo ao clímax original, pois a colonização da clareira causada pelo DD é feita pelo banco de sementes e por dispersão de espécies adjacentes (Jazen 1986 *apud* Laurence et al. 2006, Miles e Swanson 1986, Grau 2004). De fato, Tabarelli e Mantovani (1999) sugerem

que florestas secundárias recuperam a diversidade e estrutura de florestas primárias com o passar do tempo. Dessa forma, é esperado que a variação espacial da diversidade biológica (i.e. beta-diversidade) possa diminuir conforme a sucessão avance. Isso é justificado pela substituição de espécies típicas de clareiras causadas por DDs que contribuem para a diversidade regional. Por exemplo, foi mostrado que espécies anemocóricas, autocóricas e intolerantes à sombra são gradualmente substituídas por espécies zoocóricas e tolerantes à sombra ao longo do processo de sucessão causado por distúrbios em florestas (Tabarelli e Mantovani 1999).

As clareiras que espécies pioneiras colonizam após distúrbios têm baixa riqueza de espécies (Tabarelli e Mantovani 1997), pois há aglomeração de espécies de fraca dispersão e com características similares. Dessa forma, DDs podem homogeneizar as comunidades que colonizam as áreas perturbadas. Por outro lado, deve haver grande a variação entre áreas com e sem efeito de distúrbios (Condit et al. 2002). Dessa forma, DDs devem homogeneizar as comunidades em escala local, mas promover a β diversidade em maiores escalas.

Apesar de todas essas expectativas em relação aos efeitos dos DDs na comunidade florestal, ainda pouco se sabe como DDs afetam a diversidade α e β de arbustos e árvores. Ao mesmo tempo, o entendimento das fontes de variação de diversidade em florestas tropicais megadiversas podem auxiliar esforços de conservação nessas áreas prioritárias para conservação. O objetivo desse trabalho é entender como DDs afetam a diversidade dos componentes arbustivos e arbóreos da FODSM, uma região prioritária para conservação do *hotspot* Mata Atlântica. Considerando as expectativas introduzidas acima, foram postuladas quatro hipóteses: i) DD é uma importante componente da diversidade de árvores e arbustos; ii) a diversidade β entre as parcelas com e sem efeito do DD é maior nas localidades em que os DDs são recentes; iii) áreas com DDs recentes, mesmo que espacialmente distantes, são

mais diferentes entre si do que áreas sem efeitos de DDs; iv) tal similaridade entre áreas com efeito de DD diminui com o passar do tempo na FODSM.

Materiais e Métodos

Área de estudo

O trabalho foi realizado na unidade fitogeográfica denominada Floresta Ombrófila Densa (FOD) do Bioma Mata Atlântica, que é considerado um *hotspot* da biodiversidade mundial (Myers et al. 2000). É também chamada de Floresta Atlântica *sensu stricto*, compreende as florestas tropicais costeiras até 300 km a oeste (Oliveira-Filho e Fontes 2000), sendo que para o Paraná esta unidade fitogeográfica é limitada pelo primeiro planalto onde ocorre a Floresta Ombrófila Mista (Floresta de Araucária), com isso ocorrendo variações na penetração desta floresta no interior do continente, variando de estado para estado. As coletas de dados foram realizadas na formação FOD Submontana, que possui a maior diversidade dentre todas as formações devido às condições do solo, chuvas abundantes e distribuídas ao longo do ano, e ausência de geadas (Roderjan et al. 2002), variação altitudinal e diferentes relevos, essas características ambientais combinadas resultam em uma alta concentração de espécies e um pequeno espaço (Pires et al. 2005, Blum 2006).

Foram selecionadas cinco áreas de amostragem (Figura 1): três no Parque Nacional Saint-Hilaire/Lange, uma área na Reserva Natural Salto do Morato, e outra no município de Morretes, conhecida localmente como Capituva. As áreas estão situadas em locais que tiveram DD ocorrido de forma natural, sem interferência do homem.

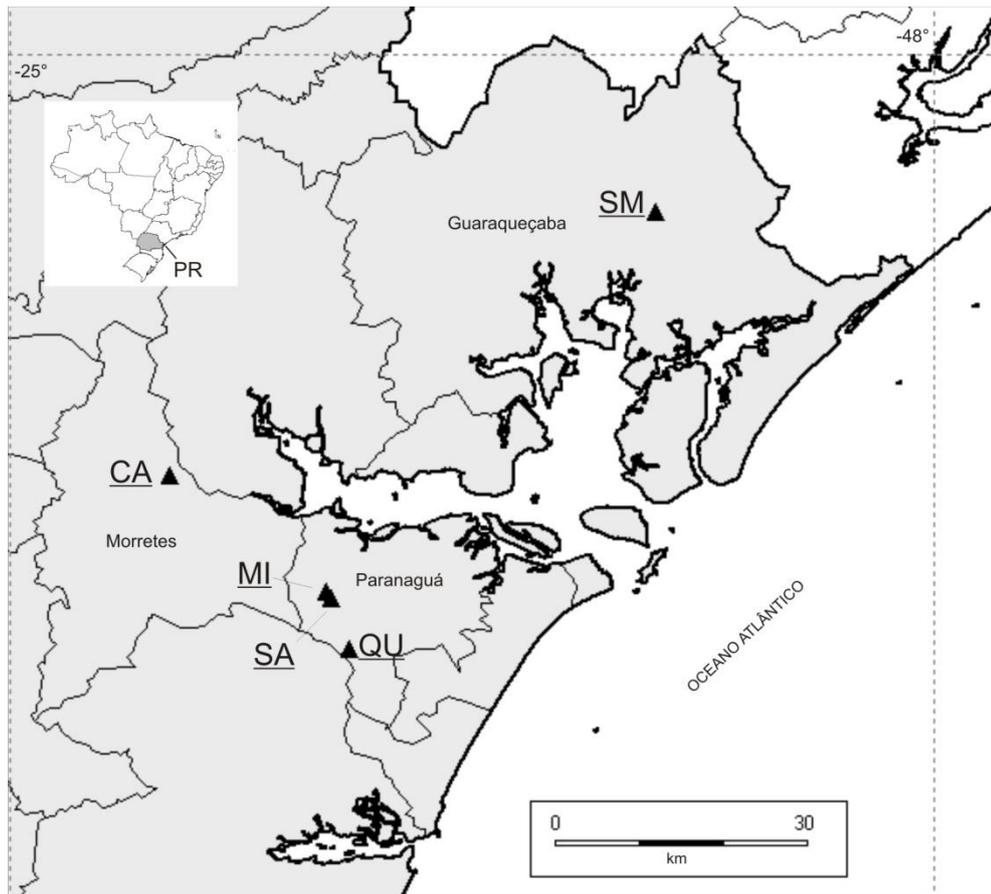


Figura 1. Área de estudo no Paraná, nas cidades de Morretes, Paranaguá e Guaraqueçaba. Os triângulos em negrito identificam os cinco locais amostrados: MI – Morro Inglês, SM – Salto do Morato, SA – Salto das Andorinhas, QU – Quintilha e CA – Capituvá.

No Parque Nacional Saint-Hilaire/Lange, foram selecionadas duas áreas que sofreram DD em 2011 (dois anos antes da coleta de dados), sendo conhecidas localmente como “Morro Inglês” (MI2) e “Salto das Andorinhas” (SA2), e outra área conhecida como “Quintilha” (Q39), na qual DDs ocorreram 39 anos antes da coleta de dados. Já na Reserva Natural Salto do Morato (SM5), a área de amostragem sofreu DD cerca de cinco anos antes da coleta de dados. A quinta área é conhecida localmente como “Capituvá” (CA2) e também sofreu DD no de 2011. As informações sobre a idade dos DD foram obtidas através de informações de moradores locais, gestores do Parque Nacional Saint-Hilaire/Lange e da Reserva Natural Salto do Morato, além do evento causado em 2011, que resultou em uma sequência de DD na Serra do Mar paranaense.

Segundo a classificação de Koeppen, a área de estudo pertence ao clima Cfa: clima subtropical, com temperatura média no mês mais frio inferior a 18 °C e temperatura média no mês mais quente acima de 22 °C, com verões quentes, geadas pouco frequentes e tendência de concentração das chuvas nos meses de verão, sem estação seca definida, com umidade relativa anual que varia de 80 a 85% (IAPAR 2013). A partir das cotas acima de 700 m s.n.m, o clima passa a ser Cfb, sendo as altitudes entre 600 a 800 m s.n.m como áreas de transição entre esses dois tipos climáticos, isso resulta também em mudança do tipo de vegetação, onde em cotas abaixo de 700 m ocorre a FOD Submontana e acima dessa cota a FOD Montana (Blum e Roderjan, 2011).

A região da Serra do Mar é caracterizada pelos mais elevados índices pluviométricos do Paraná, que variam entre 2.000 a 3.000 mm, cujos máximos mensais ocorrem nos meses de Janeiro, Fevereiro e Março (IAPAR 1978). Devido a grande intensidade de chuvas são comuns distúrbios de deslizamento em florestas de encosta da Serra do Mar (MINEROPAR 2011).

Coleta de dados

Parcelas de 100² m (10 x 10 m) foram delimitadas para amostrar o componente arbóreo. Além disso, subparcelas de 25² m (5 x 5 m) foram utilizadas para amostrar o componente arbustivo. O componente arbóreo compreendeu as plantas com DAP maior que 5 cm. Já as plantas arbustivas, foram definidas como as plantas com DAP menor que 5 cm e mais de um metro de altura. Vale salientar que o componente arbustivo aqui considerado com o DAP menor que 5 cm também foram amostradas espécies do componente arbóreo, resultando em ocorrência de espécies em ambos os componentes.

As espécies amostradas em ambos os componentes foram classificadas em grupos ecológicos em heliófitas e ciófilas segundo Rizzini (1997) e espécies pioneiras. Já a forma de crescimento foi categorizada em arbustos e árvores (Fidalgo e Bononi 1989) e para os xaxins,

foram classificados com o porte arborescente devido essas espécies apresentarem DAP maior que 5 cm e sendo incluídos nos levantamentos, sendo consideradas como espécies representativas dos componentes estudados.

Todas as árvores foram marcadas com plaquetas identificadas com numeração sequencial. A abundância das espécies foi registrada. Para isso, o material coletado em estado fértil foi preservado e herborizado segundo os métodos descritos em (IBGE 2012). Os indivíduos foram identificados ao menor nível taxonômico possível através de literatura especializada, consulta a especialistas e análises comparativas de exsicatas identificadas no Herbário da Universidade Federal do Paraná (UPCB) e no Museu Botânico Municipal de Curitiba (MBM). As exsicatas foram depositadas no MBM e duplicatas foram enviadas ao UPCB. As espécies foram classificadas de acordo com o APG III (2009). Os nomes das espécies e sinonímias, assim como os dos autores, foram verificados na Lista de Espécies da Flora do Brasil (Lista da Flora do Brasil 2013). Os ramos coletados em estado estéril foram usados para fazer guias de campo e foram doados para o MBM.

Em cada uma das cinco localidades de estudo acima descritas, foram alocadas cinco parcelas em locais que sofreram interferência direta do DD (chamadas de “com deslizamento”); e cinco parcelas em locais sem tal interferência direta florestada (chamadas de “sem deslizamento”). Essas parcelas foram alocadas sempre pareando os locais com influência do DD e sem influência dos DD, o mais próximo possível da sem influência e com a influência do DD. Dessa forma, 50 parcelas para cada componente (arbóreo e arbustivo) foram amostradas. As parcelas sem DD foram sempre delimitadas em regiões próximas das parcelas com DD. A escolha dos locais para instalação das parcelas foi feita baseado no histórico do DD através de consulta a gestores de unidade das conservações, funcionários do PARNA e RNSM, e moradores locais. Dados de altitude em relação ao nível do mar e coordenadas foram coletados com o uso do GPS, Tabela 1.

Tabela 1. Valores médios (mínimo e máximo) da altitude (ALT., m), das parcelas sem e com efeito de DD (“floresta” e “deslizamento”, respectivamente) em cada um dos locais da amostragem: MI2 – Morro Inglês; SM5 = Salto Morato; SA2 = Salto das Andorinhas; QU39 = Quintilha; CA2 = Capituva. As coordenadas aproximadas das parcelas também estão mostradas.

LOCALIDADE	CONDIÇÃO	ALT. (m)	COORDENADAS
MI2	Floresta	288 (273-317)	25°35'08.6"/048°39'28.6"
	Deslizamento	227 (192-271)	25°35'08.2"/048°39'30.8"
SM5	Floresta	166 (153-157)	25°10'15.6"/048°18'07.6"
	Deslizamento	144 (137-148)	25°10'16.7"/048°18'11.4"
SA2	Floresta	170 (142-217)	25°35'33.2"/048°39'08.2"
	Deslizamento	158 (133-201)	25°35'34.2"/048°39'08.9"
QU39	Floresta	316 (316-317)	25°38'50.9"/048°38'00.4"
	Deslizamento	185 (182-190)	25°38'32.0"/048°37'35.9"
CA2	Floresta	74 (55-84)	25°27'27.7"/048°49'39.9"
	Deslizamento	43 (34-51)	25°27'29.2"/048°49'41.9"

Análise de dados

Matrizes de abundância e de presença/ausência de cada parcela foram geradas. A abundância foi estimada pela biomassa de cada espécie por parcela (Arevalo et al. 2002):

Biomassa = 0,1184 x DAP^{2,53}; onde DAP = diâmetro na altura do peito.

Em primeiro lugar, foi realizada uma ‘Análise de Variância Multivariada Permutacional’ (PERMANOVA, Anderson 2001) para testar diferenças nas comunidades entre localidades e condição de deslizamento.

Para avaliar a importância dos componentes da diversidade em diferentes escalas, foi utilizada a abordagem de partição aditiva da diversidade (Crist et al. 2003). Nessa análise, diversidade total registrada nesse estudo (diversidade gama, γ) foi particionada em um componente local (diversidade α) e três componentes de diversidade beta (diversidades β_1 , β_2 e β_3). O componente α indica a diversidade local média de cada parcela. O componente β_1 indica a variação da diversidade entre parcelas de uma mesma condição: com ou sem efeito direto do DD. Esse componente se refere a uma diversidade β em escala α . O componente β_2 indica a variação da diversidade entre as parcelas com e as parcelas sem efeito direto do DD. Esse componente indica a diversidade β devido ao DD, hipotetizado como o componente mais importante. E o componente β_3 indica a variação da diversidade entre as áreas de amostragem, ou seja, uma diversidade β entre localidades. Tais componentes estão

representados na Figura 2. A significância de cada componente foi testada através de 1.000 permutações comparando com a expectativa nula de que os componentes observados não diferem do esperado pelo modelo nulo, no qual os indivíduos são permutados entre todas as unidades amostrais do estudo (Crist et al. 2003). A partição da diversidade γ foi realizada considerando tanto a diversidade estimada pelo índice de Shannon-Wiener quanto pela riqueza de espécies.

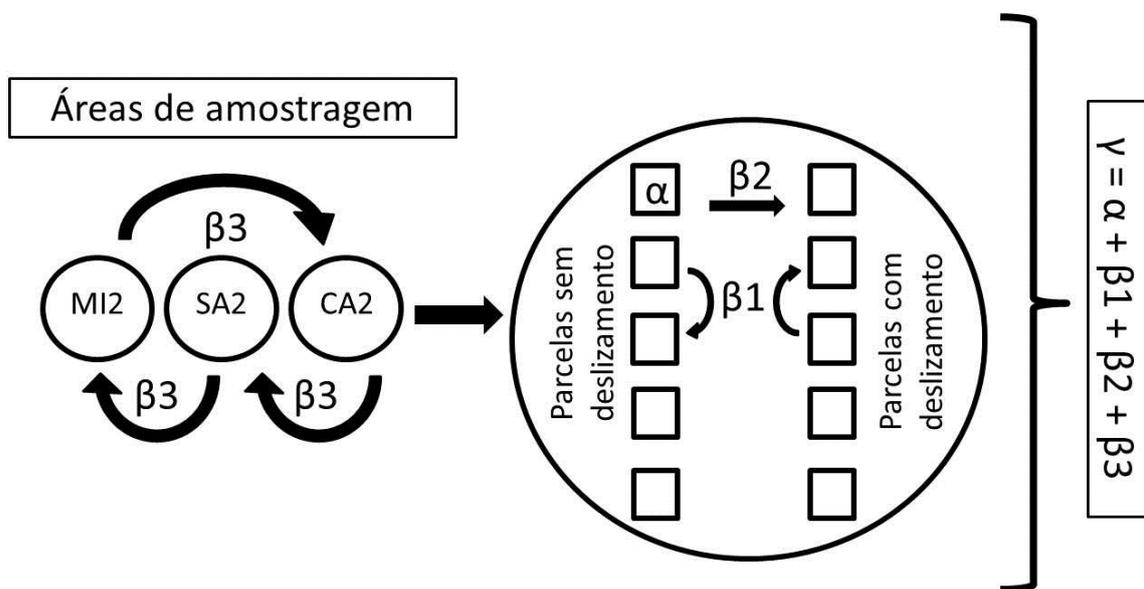


Figura 2. Esquema de como a diversidade total γ foi particionada nos componentes α , β_1 , β_2 e β_3 . As áreas de amostragem estão detalhadas na seção “Área de Estudo”.

Após isso, testamos outras três hipóteses em relação à diversidade β causada pelo DD. A segunda hipótese é que a diversidade β de localidades com DD recentes é maior do que aquela de localidades de DD antigos. A terceira hipótese considera que a diversidade β das parcelas de DD deve ser maior em locais no qual o DD ocorreu recentemente. Nesse caso, as parcelas de DD de locais nos quais DD ocorreram há muito tempo devem ter menor diversidade β .

A quarta hipótese é que, quando somente DD de uma mesma idade são considerados, as parcelas de DD devem ter menor diversidade β do que as parcelas sem DD. O raciocínio é

que o DD, em diferentes locais, vai promover a colonização de espécies tolerantes parecidas (Velázquez e Gómez-Sal 2007).

As hipóteses descritas acima foram testadas comparando a diversidade β estimada pela dispersão de pontos em um espaço multivariado de uma Análise de Coordenadas Principais (Anderson et al. 2006). A diversidade β de cada localidade pode ser considerada como sendo a dispersão dos escores referentes às parcelas de uma determinada localidade em uma análise de ordenação. Tal dispersão dos pontos de uma localidade, estimada pela distância média de cada escore para o centróide da localidade, foi comparada com a dispersão dos pontos de outra localidade após 1.000 permutações. Para a segunda hipótese, os locais com DD recentes (MI2, SA2, CA2) devem ter maior diversidade β que locais com DD ocorridos há mais tempo (SM5 e QU39).

Considerando a terceira hipótese, a diversidade β somente de parcelas com DD foi estimada para cada localidade e comparada com a expectativa de que locais com DD recentes apresentam maior diversidade β . Da mesma forma, a diversidade β é considerada como sendo a distância média dos escores das parcelas de DD para o centróide da localidade.

Para a quarta hipótese, a diversidade β foi estimada para as parcelas com efeito do DD das três áreas com DD recente (2 anos); e para as parcelas sem efeito do DD para essas mesmas áreas. Essa hipótese é confirmada se a dispersão dos pontos das parcelas de DD for menor do que a dispersão dos pontos das parcelas sem deslizamento após 1.000 permutações. Para estimar as diversidades β , foram utilizados tanto dados de presença/ausência como dados de abundância (biomassa). Para isso, os índices de distância de Jaccard e Bray-Curtis foram utilizados, respectivamente. As três hipóteses descritas acima estão sumarizadas na Figura 3. As análises foram realizadas utilizando o pacote 'vegan' (Oksanen et al. 2013) do Software livre R (R Core Team 2013).

Diversidade beta = dispersão de pontos

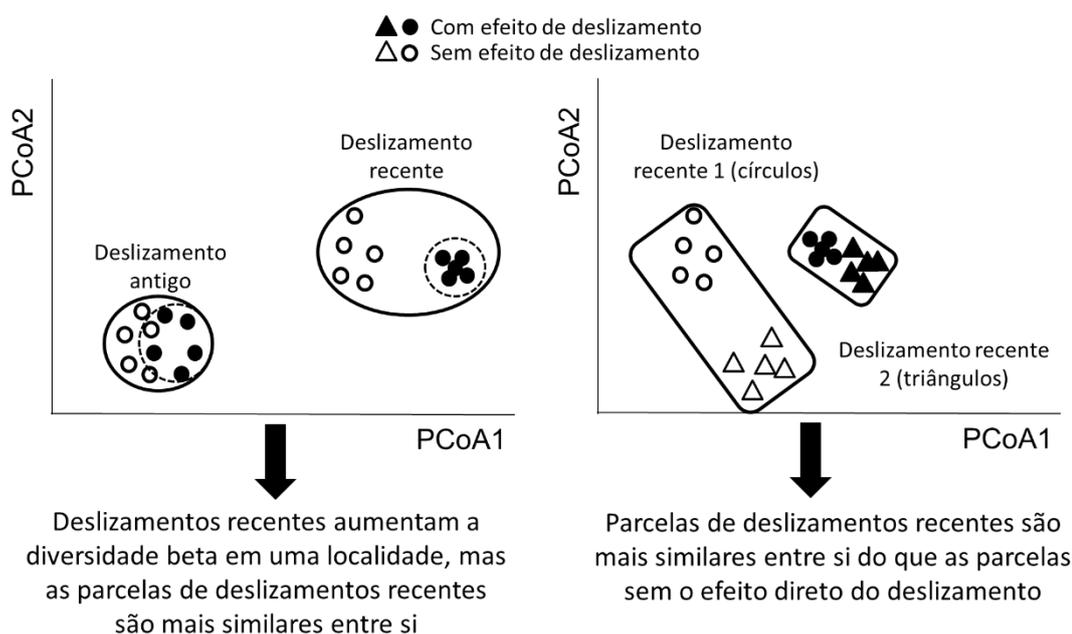


Figura 3. Esquema mostrando as hipóteses em relação ao efeito de distúrbios de deslizamento na diversidade β .

Resultados

Foram registradas ao todo 196 espécies (Tabela 2), enquadrada em 58 famílias. As famílias que mais contribuíram com a riqueza de espécies foram: Myrtaceae (32), Fabaceae (15), Lauraceae e Rubiaceae (12), Asteraceae e Melastomataceae (10), juntas totalizam 91 espécies, representando 46,20 % das espécies registradas na área de estudo. Os gêneros mais que apresentaram maior riqueza de espécies foram: *Eugenia* (12), *Myrcia* (8) *Ocotea* (7), *Psychotria* (6), *Miconia* e *Piper* (5), *Baccharis*, *Calypthranthes*, *Cyathea*, *Mollinedia* e *Solanum* (4). Do total de espécies registradas, uma foi determinada até o nível de gênero, quatro até o nível de família, duas não puderam ser identificadas, não sendo enquadradas em nenhum nível taxonômico citado anteriormente.

Tabela 2. Espécies de árvores e arbustos ocorrentes em parcelas sob o efeito direto do deslizamento (C/D) e em áreas adjacentes (S/D) ao deslizamento em cada uma das cinco áreas observadas. MI2 = Morro Inglês (deslizamento há 2 anos); SM5 = Salto Morato (deslizamento há 5 anos); SA2 = Salto das Andorinhas (deslizamento há 2 anos); QU39 = Quintilha (deslizamento há 39 anos); CA = Capituva (deslizamento há 2 anos). Classificação dos grupos ecológicos em plantas ciófilas (Ci), heliófilas (He) e pioneiras e o crescimento das espécies em arbustos (Ar) e árvores (Av).

Família (número de espécies) Espécies	MI 2				SM5				SA2				QU39				CA2				Grupo ecológico e crescimento
	Árboreo		Arbustivo		Árboreo		Arbustivo		Árboreo		Arbustivo		Árboreo		Arbustivo		Árboreo		Arbustivo		
	C/D	S/D	C/D	S/D																	
Anarcadiaceae (1) <i>Tapirira guianensis</i> Aubl.			•															•	•		Av/He
Annonaceae (3) <i>Guatteria australis</i> A. St. – Hil. <i>Rollinia sericea</i> (R. E. Fr.) R. E. Fr. <i>Xylopia brasiliensis</i> Spreng.		•	•			•				•				•	•			•			Av/He Av/He Av/He
Apocynaceae (1) <i>Aspidosperma ramiflorum</i> Mull. Arg.						•															Av/Ci
Aquifoliaceae (1) <i>Ilex theezans</i> Mart. ex Reissek										•				•				•			Av/He
Araliaceae (3) <i>Dendropanax australis</i> Fiaschi & Jung-Mend. <i>Oreopanax capitatus</i> (Jacq.) Decne. & Planch. <i>Schefflera morototoni</i> (Aubl.) Maguire et al.			•																		Av/He Av/He Av/He
Arecaceae (4) <i>Bactris setosa</i> Mart. <i>Euterpe edulis</i> Mart. <i>Geonoma elegans</i> Mart. <i>Syagrus romanzoffiana</i> (Cham.) Glassman		•	•	•		•		•		•		•		•	•	•		•	•	•	Ar/He Av/Ci Ar/Ci Av/He

<i>Senna multijuga</i> (Rich.) H.S.Irwin & Barneby <i>Zollernia ilicifolia</i> (Brongn.) Vogel																			•		Av/He
Lacistemaceae (1) <i>Lacistema lucidum</i> Schnizl.		•				•		•												•	Av/He
Lamiaceae (1) <i>Aegiphilla integrifolia</i> (Jacq.) Moldenke			•				•														Av/Pioneira
Lauraceae (12) <i>Aniba firmula</i> (Nees & Mart.) Mez <i>Cryptocarya aschersoniana</i> Mez <i>Cryptocarya mandiocana</i> Meisn. <i>Endlicheria paniculata</i> (Spreng.) J. F. Macbr. <i>Nectandra membranacea</i> (Sw.) Griseb. <i>Ocotea aciphylla</i> (Nees & Mart.) Mez <i>Ocotea brachybotrya</i> (Meisn.) Mez <i>Ocotea catharinensis</i> Mez <i>Ocotea daphnifolia</i> (Meisn.) Mez <i>Ocotea dispersa</i> (Nees & Mart.) Mez <i>Ocotea indecora</i> (Schott) Mez <i>Ocotea teleiandra</i> (Meisn.) Mez		•				•	•					•								•	Av/He Av/Ci Av/Ci Av/He Av/He Av/He Av/Ci Av/Ci Av/Ci Av/He Av/He Av/He
Lecythidaceae (1) <i>Cariniana estrellensis</i> (Raddi) Kuntze				•							•	•		•	•						Av/Ci
Loganiaceae (1) <i>Strychnos brasiliensis</i> Mart.											•										Av/He
Magnoliaceae (1) <i>Magnolia ovata</i> (A. St. -Hil.) Spreng.	•										•										Av/Ci
Malvaceae (2) <i>Abutilon rufinerve</i> A. St. – Hil. <i>Luehea conwentzii</i> K. Schum.										•									•		Ar/Pioneira Av/Ci
Melastomataceae (10) <i>Leandra dasytricha</i> (A. Gray) Cogn. <i>Leandra melastomoides</i> Raddi <i>Leandra refracta</i> Cogn. <i>Miconia cabucu</i> Hoehne		•	•			•	•						•						•	•	Av/He Ar/He Ar/He Av/He

<i>Miconia cinnamomifolia</i> (DC.) Naudin			•		•		•						•						•		Av/He
<i>Miconia cubatanensis</i> Hoehne						•							•								Av/He
<i>Miconia dodecandra</i> Cogn.					•		•						•		•						Av/He
<i>Miconia pusilliflora</i> (DC.) Naudin								•					•							•	Ar/He
<i>Ossaea amygdaloides</i> (DC.) Triana																				•	Ar/Pioneiro
<i>Tibouchina pulchra</i> Cogn.			•		•		•			•			•							•	Av/Pioneiro
Meliaceae (5)																					
<i>Cabralea canjerana</i> (Vell.) Mart.		•				•		•		•				•				•	•	•	Av/He
<i>Cedrela fissilis</i> Vell.														•							Av/Pioneiro
<i>Guarea macrophylla</i> Vahl		•			•		•					•		•							Av/He
<i>Trichilia lepidota</i> Mart.												•		•							Av/Ci
<i>Trichilia pallens</i> C. DC.				•							•		•		•						Av/He
Monimiaceae (4)																					
<i>Mollinedia boracensis</i> Peixoto						•		•													Ar/Ci
<i>Mollinedia hatschbachii</i> Peixoto																				•	Ar/Ci
<i>Mollinedia schottiana</i> (Spreng.) Perkins															•						Ar/He
<i>Mollinedia uleana</i> Perkins		•	•	•		•		•		•		•		•	•	•	•	•	•	•	Ar/He
Moraceae (6)																					
<i>Brosimum lactescens</i> (S.Moore) C. C. Berg		•				•															Av/Ci
<i>Ficus gomelleira</i> Kunth										•											Av/He
<i>Ficus cf. insipida</i> Willd.													•								Av/He
<i>Ficus luschnathiana</i> (Miq.) Miq.							•							•							Av/He
<i>Ficus organensis</i> (Miq.) Miq.										•				•							Av/He
<i>Sorocea bonplandii</i> (Baill.) W. C. Burger et al.			•	•							•							•		•	Ar/He
Myristicaceae (1)																					
<i>Virola bicuhyba</i> (Schott ex Spreng.) Warb.		•				•	•			•				•	•						Av/He

Ochnaceae (1) <i>Ouratea parviflora</i> (A. DC.) Baill.			•		•															•	Ar/Ci		
Oleaceae (2) <i>Heisteria silvianii</i> Schwacke <i>Tetrastylidium grandifolium</i> (Baill.) Sleumer	•		•			•														•	Av/He Av/He		
Oleaceae (1) <i>Chionanthus filiformis</i> (Vell.) P. S. Green						•															Av/Ci		
Peraceae (1) <i>Pera glabrata</i> (Schott) Poepp. ex Baill.						•														•	•	Av/He	
Piperaceae (5) <i>Piper aduncum</i> L. <i>Piper caldense</i> C. DC. <i>Piper cernuum</i> Vell. <i>Piper dilatatum</i> Rich. <i>Piper gaudichaudianum</i> Kunth																					•	•	Ar/Pioneiro Ar/Pioneiro Ar/He Ar/Pioneiro Ar/He
Phyllanthaceae (1) <i>Hieronyma alchorneoides</i> Allemão	•		•		•															•	•	Av/He	
Phytolaccaceae (1) <i>Seguiera guaranitica</i> Speg																				•		Av/He	
Polygonaceae (1) <i>Coccoloba warmingii</i> Meisn.																				•		Av/He	
Primulaceae (1) <i>Myrsine coriacea</i> (Sw.) R.Br. ex Roem. & Schult					•																•	Av/Pioneiro	
Quiinaceae (1) <i>Quiina glazovii</i> Engl.			•		•															•		Av/He	
Rosaceae (1) <i>Prunus brasiliensis</i> (Cham. & Schltl.) D. Dietr.						•																Av/He	
Rubiaceae (12) <i>Amaioua guianensis</i> Aubl. <i>Bathysa australis</i> (A. St.-Hil.) K.Schum. <i>Cordia concolor</i> (Cham.) Kuntze <i>Coussarea contracta</i> (Walp.) Müll. Arg. <i>Posoqueria latifolia</i> (Rudge) Schult.			•		•															•		Av/He Av/He Ar/Ci Ar/He Av/He Ar/Ci	

Em se tratando dos grupos ecológicos, 26 espécies foram classificadas como ciófilas, 28 como pioneiras e 142 espécies heliófitas. Quando classificadas de acordo com o tipo de crescimento, 6 estão classificadas como arborescentes (xaxins), 42 como arbustos e 148 como árvores. Quando separadas as espécies em grupos ecológicos com os tipos de crescimento, 114 espécies estão enquadradas em árvores heliófitas, 22 árvores ciófilas, 16 em arbustos pioneiros, 14 em arbustos ciófilos, 12 arbustos heliófitos e árvores pioneiros respectivamente e 6 espécies arborescentes heliófitos (tabela 2).

O maior representante classificado com espécies do grupo ecológicos dos pioneiros pertence à família asteraceae (10), com todos os representantes classificados neste grupo. As outras famílias que tiveram representantes neste grupo foram: Solanaceae (4), Piperaceae (3), Melastomataceae e Urticaceae (2), Cannabaceae, Lamiaceae, Malvaceae, Meliaceae, Myrsinaceae, Rubiaceae e Rutaceae com um representante cada. Essas espécies só foram registradas nas áreas de deslizamento, onde essas áreas tem maior incidência de luz e são instáveis devido a influencia dos DDs nesses ambientes.

Algumas espécies como *Euterpe edulis* (Palmito), *Myrcia splendens* (Guamirim), *Syagrus romanzofiana* (Jerivá) foram registradas em áreas de DD recente, isto pode estar vinculado devido o a magnitude do DD não extinguir localmente estes indivíduos ou ter vindo áreas adjacente intactas, pois esses DD permanecem até se estabilizarem.

No componente arbóreo foram registradas 144 espécies, sendo 118 espécies encontradas nas áreas sem influência do DD e 65 espécies na área com influência dos DDs. A área que apresentou a maior riqueza em parcelas sem influência do DD foi a do Morro Inglês com 52 espécies e a menor riqueza foi encontrada na Capituva, registrando 31 espécies. Já em parcelas com influência do DD, as que registraram a maior foi a Quintilha com 43 e a menor riqueza foi registrada no Salto das Andorinhas com 2 espécies. Nas áreas sem influência dos

DDs foram registradas 81 espécies exclusivas, 28 espécies foram restritas a áreas de DDs e 35 espécies tiveram distribuição tanto em locais com e sem efeito do DD.

No componente arbustivo foram registradas 148 espécies, sendo 95 espécies encontradas em áreas onde não ocorreram o DD e 101 espécies nas áreas onde ocorreu a influência dos DDs. Em relação à riqueza de espécies, a área que obteve o maior número de espécies em parcelas sem influência do DD foi a Quintilha com 37 espécies e a com menor número de espécies foi o do Morro Inglês com 32 espécies. Em parcelas com influência do DD, a Reserva do Morato foi a que registrou maior riqueza com 45 espécies, e a Quintilha registrou a menor riqueza, com 10 espécies. As áreas sem influência do DD registraram 45 espécies exclusivas desses ambientes, já as áreas que sofreram o DD contabilizaram 53 espécies exclusivas e 50 espécies ocorreram em ambos os ambientes.

As espécies que ocorreram em todas as localidades foram: *Cabrlea canjerana*, *Cecropia glaziovii*, *Cupania oblongifolia*, *Euterpe edulis*, *Guapira opposita*, *Guarea macrophylla*, *Hieronyma alchorneoides*, *Matayba elaeagnoides*, *Mollinedia uleana*, *Piper cernuum*, *Piper dilatatum*, *Psychotria carthagenensis*, *Psychotria nemorosa*, *Psychotria nuda*, *Psychotria suterella* e *Tibouchina pulchra*, correspondendo 8,16% (16 espécies) do total registrado. Do total registrado, 36,7% (72 espécies) foram registradas apenas em um local de amostragem (Tabela 2). Considerando espécies exóticas, apenas uma espécie foi registrada, pertencente à família Myrtaceae (*Syzigium jambo*). Essa ocorreu em duas localidades, somente em parcelas que foram afetadas pelo deslizamento (Tabela 2).

As áreas diferem em relação à composição de arbustos e árvores, tanto considerando dados de abundância como de presença/ausência (Tabela 3). Da mesma forma, as condições de DD apresentam composições de arbustos e árvores distintas em todas as áreas estudadas (Tabela 3).

Tabela 3. Resultados de uma PERMANOVA mostrando que a composição de árvores e arbustos difere entre áreas - considerando somente as parcelas sem efeito direto do DD -, e entre condições de DD para todas as áreas. MI2 = Morro Inglês (deslizamento há 2 anos); SM5 = Salto Morato (deslizamento há 5 anos); SA2 = Salto das Andorinhas (deslizamento há 2 anos); QU39 = Quintilha (deslizamento há 39 anos); CA2 = Capituva (deslizamento há 2 anos).

		Áreas			
		Abundância		Presença/Ausência	
		F	P	F	P
	Árvores	2,67	0,001	2,48	0,001
	Arbustos	2,36	0,001	2,50	0,001
		Deslizamento			
		Abundância		Presença/Ausência	
		F	P	F	P
	MI2	2,77	0,006	2,47	0,016
	SM5	3,40	0,012	2,47	0,008
Árvores	SA2	4,29	0,055	3,36	0,043
	QU39	2,50	0,019	2,09	0,017
	CA2	1,64	0,051	1,52	0,054
	MI2	6,72	0,005	3,34	0,009
	SM5	3,41	0,017	2,00	0,012
Arbustos	SA2	8,24	0,008	5,60	0,009
	QU39	2,51	0,007	1,84	0,004
	CA2	3,59	0,011	2,58	0,005

Hipótese 1 – o distúrbio de deslizamento é um importante componente da biodiversidade

A partição da diversidade γ feita com o índice de Shannon-Wiener diferiu da partição feita com a riqueza de espécies (Figura 4 e 5). Entretanto, os resultados foram geralmente similares para os componentes arbóreo e arbustivo (Figuras 4 e 5). Ademais, a diversidade β_2 foi o principal componente da diversidade γ em apenas uma ocasião (Figuras 4E): na partição da diversidade de Shannon-Wiener com os dados do Morro Inglês e Capituva para árvores.

A diversidade β_2 é importante principalmente quando a partição é feita com a diversidade de Shannon-Wiener. Para essa métrica de biodiversidade, também há mais diversidade β_3 do que seria o esperado pelo modelo nulo. Árvores e arbustos somente diferem em relação à importância da diversidade β_1 considerando o índice de Shannon-Wiener. Nesse caso, há maior diversidade β_1 do que seria o esperado para o modelo nulo para o componente arbóreo. Para arbustos, a importância da diversidade β_1 apresenta resultados opostos dependendo das áreas consideradas. Também é interessante notar que, tanto para arbustos,

quanto para árvores, há menor diversidade α de Shannon-Wiener do que seria esperado pelo modelo nulo.

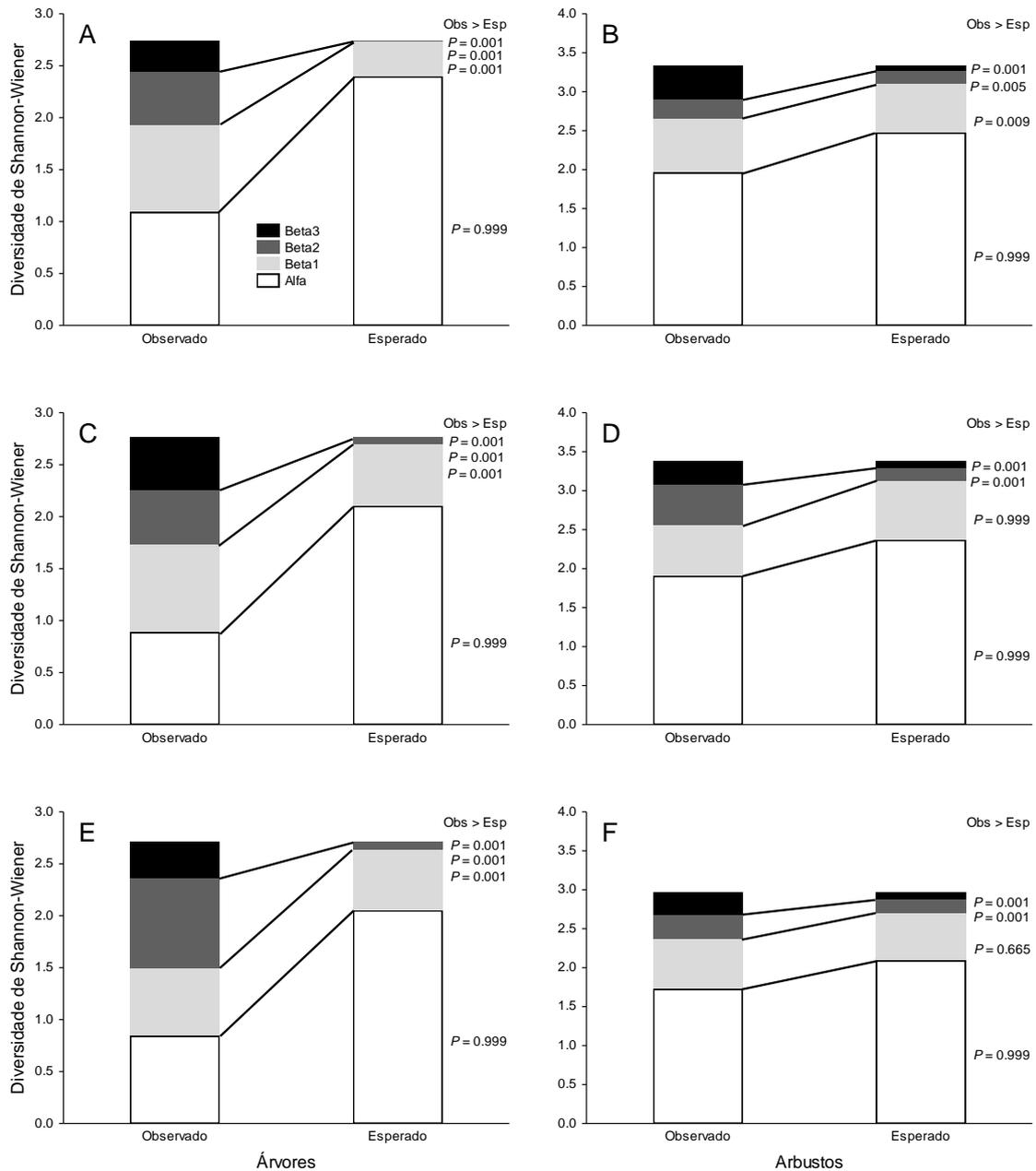


Figura 4. Partição da diversidade gama nos componentes de variação em diferentes escalas (veja métodos) de plantas arbóreas (A, C, E) e arbustivas (B, D, F) considerando o índice de Shannon-Wiener como métrica de biodiversidade. A e B = partição com dados de Morro Inglês e Capituva; C e D = partição com dados de Salto das Andorinhas e Capituva; E e F = partição com dados de Morro Inglês e Salto das Andorinhas. Valores de P menores que 0,05 indicam que a diversidade observada é maior do que o esperado pelo modelo nulo, e valores acima de 0,95 indica que a diversidade observada é menor do que o esperado pelo modelo nulo.

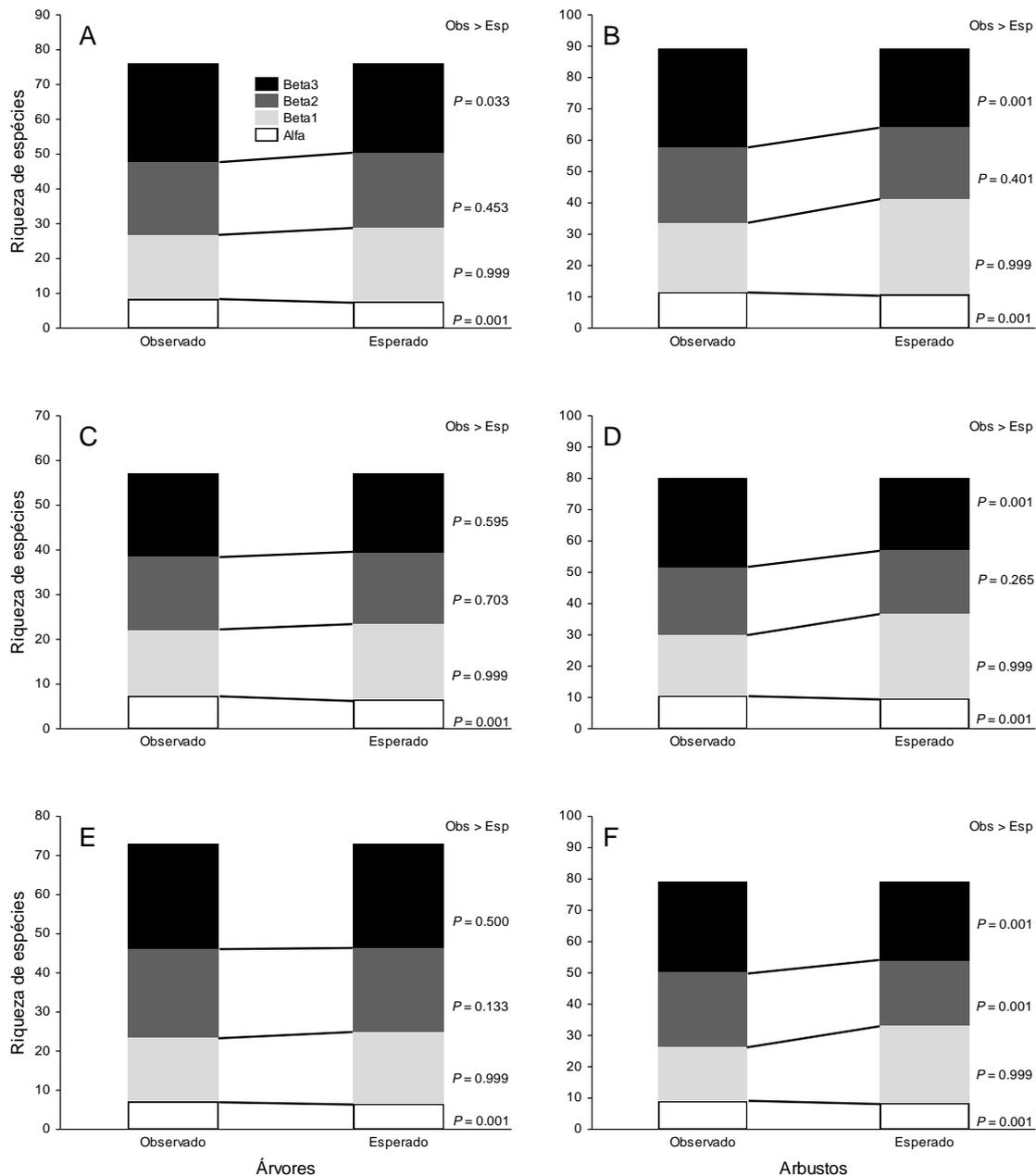


Figura 5. Partição da diversidade gama nos componentes de variação em diferentes escalas (veja métodos) de plantas arbóreas (A, C, E) e arbustivas (B, D, F) considerando a riqueza de espécies como métrica de biodiversidade. A e B = partição com dados de Morro Inglês e Capituva; C e D = partição com dados de Salto das Andorinhas e Capituva; E e F = partição com dados de Morro Inglês e Salto das Andorinhas. Valores de P menores que 0,05 indicam que a diversidade observada é maior do que o esperado pelo modelo nulo, e valores acima de 0,95 indica que a diversidade observada é menor do que o esperado pelo modelo nulo.

Considerando a partição da diversidade γ feita com riqueza de espécies, a diversidade β_2 não é mais importante para a diversidade γ do que seria esperado pelo modelo nulo. Essa partição demonstra que apenas a diversidade β_3 é um importante componente da diversidade γ de arbustos. A diversidade β_1 é sempre menor do que o esperado para o modelo nulo,

evidenciando que a composição de espécies é redundante em parcelas de uma mesma condição. Por fim, há mais diversidade α do que seria esperado pelo modelo nulo, indicando que há uma alta coocorrência de espécies.

Hipótese 2 – A diversidade β entre as parcelas com e sem efeito do DD é maior nas localidades em que os DDs são recentes

Não houve diferença significativa entre as localidades considerando a diversidade β das parcelas tanto para dados de abundância (Permutest: $F = 0.53$, $P = 0.730$) quanto para dados de presença/ausência de árvores (Permutest: $F = 1.98$, $P = 0.129$). Os resultados para o componente arbustivo foram similares: não houve diferença significativa entre as localidades considerando a diversidade β das parcelas tanto para dados de abundância (Permutest: $F = 0.75$, $P = 0.541$) quanto para dados de presença/ausência (Permutest: $F = 0.95$, $P = 0.443$).

Hipótese 3 - Áreas com DDs recentes, mesmo que espacialmente distantes, são mais diferentes entre si do que áreas sem efeitos de DDs

Não há diferença na diversidade β de árvores entre parcelas com e sem DD para as áreas cujo DD foi documentado há dois anos, tanto para dados de abundância (Permutest: $F = 0.858$; $P = 0.353$) quanto para dados de presença/ausência (Permutest: $F = 0.549$; $P = 0.473$). Similarmente para arbustos, não há diferença na diversidade β entre parcelas com e sem DD para as áreas cujo DD foi documentado há dois anos, tanto para dados de abundância (Permutest: $F = 0.84$; $P = 0.390$) quanto para dados de presença/ausência (Permutest: $F = 0.02$; $P = 0.908$).

Hipótese 4 – A similaridade entre áreas com efeito de DD diminui com o passar do tempo na FODSM.

Para árvores, não há diferença entre localidades considerando a diversidade β de parcelas de DD tanto para dados de abundância (Permutest: $F = 0.79$, $P = 0.561$) quanto para dados de presença/ausência de árvores (Permutest: $F = 0.859$, $P = 0.560$). Em arbustos, também não há diferença entre localidades considerando a diversidade β de parcelas de DDs para dados de abundância (Permutest: $F = 0.51$, $P = 0.736$). Para presença/ausência de arbustos, as áreas diferem em relação à diversidade β das parcelas de DDs (Permutest: $F = 7.82$, $P = 0.001$), mas não completamente dentro da expectativa inicial (Tabela 4). De acordo com a expectativa, a área com DD recente SA2, teve a menor diversidade β (Tabela 4). Porém, CA2, que também teve DDs recentes, não diferiu das outras áreas. Por fim, MI2, outra área com DD recente, somente teve menor diversidade β do que SM5 (Tabela 4).

Tabela 4. Diversidade β de arbustos de cada localidade com dados de presença/ausência (medida pela distância média para o centroide, veja métodos), e diferenças com outras localidades através de testes de permutação ($P < 0.05$). MI2 = Morro Inglês (deslizamento há 2 anos); SM5 = Salto Morato (deslizamento há 5 anos); SA2 = Salto das Andorinhas (deslizamento há 2 anos); QU39 = Quintilha (deslizamento há 39 anos); CA = Capituva (deslizamento há 2 anos).

Localidade	Diversidade beta	
	Presença/ausência	Difere de
MI2	0,505	SM5, SA2
SM5	0,564	MI2, SA2
SA2	0,349	Todos
QU39	0,524	SA2
CA2	0,529	SA2

Discussão

Como esperado, há um claro efeito do DD sobre os componentes arbóreo e arbustivo, além de um claro efeito da variação espacial entre as localidades (Tabela 1). De forma geral, a diversidade β causada por DDs afeta de forma similar os componentes arbóreo e arbustivo.

Para ambas as árvores e arbustos, a importância relativa dos componentes da diversidade γ

diferiu quando a partição da diversidade foi feita com a riqueza ou com o índice de diversidade de Shannon-Wiener. A diversidade β_2 é um importante componente da diversidade γ somente quando o índice de Shannon-Wiener é utilizado para descrever a biodiversidade. Por outro lado, não corroboramos as hipóteses de que o efeito do DD diminui com o passar do tempo e que DD causam maior diversidade β localmente.

Hipótese 1

Combinando os resultados da partição da diversidade de Shannon-Wiener com a partição da riqueza de espécies, concluímos que o DD não contribui com um aumento das espécies no local, mas sim com um aumento na equitabilidade das espécies da FODSM, pois as espécies que foram extintas localmente com o DD faziam parte da composição anterior ao distúrbio, sendo relicto da vegetação. A equitabilidade aumenta, pois a composição é mais parecida em estádios avançados do que em estádios pioneiros (Velázquez e Gómez-Sal 2007), com isso as espécies que ocorrem em locais adjacentes ao DD colonizam as áreas de deslizamento (Miles e Swanson 1986, Negreiros et al. 2006) e a composição do banco de sementes é caracterizada predominantemente por espécies pioneiras (Caldato et al. 1996, Baider et al. 1999).

A diversidade β_3 (i.e. variação espacial na diversidade em grandes escalas) é importante para incorporar novas espécies de árvores (Chust et al. 2006) e de arbustos. A diversidade β_3 influencia a composição de espécies do componente arbóreo e arbustivo. Provavelmente, a composição é determinada pelas condições ambientais de cada local, tendo consequências no recrutamento das espécies, como a forte competição local de espécies pioneiras (Velázquez e Gómez-Sal 2007). Ademais, os locais podem diferir pela limitação de dispersão das espécies (Condit et al. 2000). Esses fatores geram grande variação espacial,

afetando na ocorrência de espécies de ampla distribuição e de pequeno porte como melastomatáceas (Chust et al. 2006).

A diversidade β_1 (i.e. variação em pequenas escalas) proporciona maior equitabilidade em árvores, mas as espécies que ocorrem são parecidas. Essa conclusão é baseada nos resultados da partição da diversidade, visto que há mais variação na diversidade de Shannon-Wiener do que o esperado pelo modelo nulo, e menos variação na riqueza de espécies do que esperado pelo modelo nulo. Tais variações podem representar a dinâmica de colonização e competição de árvores, pois os novos colonizadores são provenientes da floresta adjacente (Miles e Swanson 1986, Hooper et al. 2004), e a dominância relativa deve se alterar em pequena escala devido à competição por espaço. Por essa perspectiva, os resultados reforçam o efeito da competição na distribuição local de árvores.

Esse padrão não pode ser inferido para arbustos, que apenas demonstram uma alta redundância das espécies que ocorrem em locais próximos e de mesma condição ambiental. Em áreas de DD, isso é facilmente entendido, pois as espécies pioneiras são as dominantes em estádios iniciais de sucessão (Velázquez e Gómez-Sal 2007). Conforme a sucessão vai avançando, as espécies vão sendo substituídas por espécies que são tolerantes a sombra (Tabarelli e Mantovani 1999).

Além dos componentes da diversidade γ acima descritos, nossos resultados indicam que deve haver uma alta competição nas áreas com DD, o que explica o grande número de espécies por parcela (diversidade α). Ao mesmo tempo, a diversidade de Shannon-Wiener é menor do que o esperado pelo modelo nulo, indicando que para árvores e arbustos há uma alta dominância. Isso pode ser explicado pela grande densidade de indivíduos da melhor competidora, que em áreas de DD tem como características a dispersão anemocórica e por pequenas aves em ambientes com alta luminosidade (Velázquez e Gómez-Sal 2007). Duas famílias com essas características são cannabaceás e solanáceas (Lima e Moura 2007,

Velázquez e Gómez-Sal 2007). De fato, foi evidente a grande densidade de pioneiras nessas áreas, como: *Trema michranta* (Cannabaceae), *Tibouchina pulchra*, *Miconia cinamomifolia*, *Ossea amygdaloide* (Melastomataceae), os gêneros de *Baccharis* e *Astro eupatorium* (Asteraceae) e gênero o *Solanum* (Solanaceae), indicando que ocorre uma forte agregação dessas espécies nessas áreas espacialmente definidas (Kraft et al. 2011). Tal agregação também pode estar relacionada com a limitação de dispersão, visto que espécies com fraca dispersão tendem a ser mais agregadas (Condit et al. 2000).

Hipótese 2

Pelo menos em parte, a sucessão ecológica pode ser considerada unidirecional até o clímax, o que diminuiria a variação entre parcelas com e sem DD ao longo do tempo. Porém, a diversidade β causada pelo DD se mantém. Isso indica que a sucessão ecológica pode seguir diferentes caminhos em relação a substituição de espécies ou que os DD promovem um mosaico de manchas em diferentes estádios sucessionais. Essas diferenças estão atreladas ao grande impacto do DD na comunidade local, afetando a estruturação dos solos (Guariguata 1990). Podem alterar também as relações solo-biota no interior de cicatrizes de deslizamentos (Horton 1933 *apud* Negreiros et al. 2006), causando o aumento da intensidade de luz bruscamente e extinções locais de espécies. Estudos com outros distúrbios corroboram os nossos resultados, como estudos com distúrbios de fogo (Hooper et al 2004) e pastagem (Guariguata e Ostertag 2001 *apud* Hooper et al. 2004). Segundo esses autores, os distúrbios afetam diretamente o processo de sucessão, retardando o processo da comunidade local chegar a um estágio “maduro”.

Hipótese 3

Não há diferença entre locais considerando somente parcelas com DD, mostrando que a diversidade β da comunidade em áreas que sofreram DDs não diminui com o passar dos

estádios sucessionais. As espécies que colonizam, migram e se estabelecem em parcelas com DD possuem os mesmos tipos de estratégias, como preferência por incidência de luz (Hooper et al. 2004, Velázquez e Gómez-Sal. 2007) e dispersão do tipo anemocórica (Velázquez e Gómez-Sal 2007). Entretanto, os resultados sugerem que há uma diversidade β entre parcelas que se mantêm ao longo do tempo. A estocasticidade na colonização de novas parcelas após DD pode explicar a diversidade β das comunidades (Trowbridge 2007), mesmo em locais próximos e com mesmas características ambientais similares. Combinado com o resultado anterior, os resultados indicam que a sucessão pode levar a diferentes comunidades ao passar do tempo e/ou gerar um mosaico de comunidades em diferentes estádios sucessionais, mantendo alta diversidade β em áreas de DDs.

Hipótese 4

Não ocorre diminuição na diversidade β local devido ao DD. A recolonização mantém a diversidade β da floresta podendo ser influenciada pela as variações espaciais locais das composições das espécies, e também influenciada pela variação da composição do banco de sementes, que é composto predominantemente por espécies pioneiras (Caldato et al. 1996, Baider et al. 1999), as quais têm recrutamento vinculado com a abertura de clareiras (Paula et al. 2004). A condição ambiental similar da cicatriz não explica a diversidade β da área exposta. Como para a hipótese 3, a estocasticidade na colonização das espécies que dominam e monopolizam áreas com DD pode explicar a diversidade β entre parcelas que tiveram efeito direto de DD. Esse mecanismo, conhecido como efeitos prioritários, já tem sido sugerido como importante estruturador de comunidades ecológicas (Trowbridge 2007).

Nesse trabalho, os DDs afetam a diversidade de árvores e arbustos na FODSM em diferentes escalas espaciais. DDs iniciam um novo processo sucessional e permite a coexistência de espécies tolerantes a sombra e de crescimento lento (Tabarelli e Mantovani

1999) com aquelas que não são abundantes em áreas de florestas “maduras” (Retrepo e Vitousek 2001). DDs extinguem localmente espécies tolerantes a sombra, e promovem uma nova configuração de características ambientais na paisagem, permitindo a colonização de espécies que são adaptadas em locais com alta incidência de luz (Hooper et al. 2004, Velázquez e Gómez-Sal 2007). Porém, os efeitos de DD não se resumem a aumentar a diversidade regional. Nesse trabalho, os DDs são importantes promotores de diversidade β principalmente quando tanto a riqueza de espécies quanto a dominância relativa são usadas para definir diversidade biológica (i.e. índice de Shannon-Wiener). Se apenas a riqueza de espécies for considerada, DD são menos importantes que a própria variação espacial (diversidade β_3) na FODSM.

Conclusões

Em suma, o trabalho ressalta a importância do DD para a diversidade de árvores e arbustos da FODSM, pois esse contribui para a dinâmica de manchas, aumento da heterogeneidade ambiental, e conseqüentemente aumento da diversidade β (Brokaw e Busing 2000, Sitzia e Trentanovi 2011). Os DDs proporcionam maior diversidade principalmente quando o índice de diversidade de Shannon-Wiener é utilizado (Crist et al. 2003, Gering et al. 2003, Wagner et al. 2000, Summerville et al. 2003). Dessa forma, o DD deve alterar a distribuição da dominância relativa das espécies na FODSM, permitindo coexistência de espécies de diferentes grupos ecológicos, raras e comuns. Adicionalmente, há evidência de que os processos sucessionais decorrentes de DD não seguem um fluxo unidirecional (Myster e Walker 1997; Restrepo et al. 2003). Isso ressalta o fato que DD promove diversidade β mesmo em áreas adjacentes. Provavelmente, a estocasticidade na colonização de novos locais e a alteração das condições do solo em decorrência de DDs podem explicar as razões pelas quais comunidades vizinhas continuam diferentes desde o distúrbio até longos períodos de tempo (nesse caso, até 39 anos). Por fim, demonstramos que apesar de DDs homogeneizarem

as condições ambientais, isso não resulta em uma diminuição da diversidade β das comunidades nas cicatrizes de DDs. Dessa forma, pode ser concluído que DDs promovem uma alta diversidade β em pequenas e grandes escalas.

Referências Bibliográficas

- Anderson, M. J. 2001. A new method for non-parametric multivariate analysis of variance. *Austral Ecology*, 26: 32–46.
- Anderson, M. J. 2006. Distance-based tests for homogeneity of multivariate dispersions. *Biometrics* 62, 245–253.
- APG III. 2009. An update of the Angiosperm Phylogeny Group classification for the orders and families of flowering plants: APG III. *Botanical journal of the Linnean Society*, 161:105-121.
- Arevalo, L. A., J. C. Alegre., L. J. M. Vilcahuaman. 2002. Metodologia para estimar o estoque de carbono em diferentes sistemas de uso da Terra. Colombo: Embrapa Florestas, 38 p.
- Baider, C., M. Tabarelli., W, Mantovani. 1999. O banco de sementes de um trecho de Floresta Atlântica Montana, São Paulo, Brasil. *Revista Brasileira de Biologia* 59:319-328.
- Blum, C. T. 2006. A Floresta Ombrófila Densa na Serra da Prata, Parque Nacional Saint-Hilaire/Lange, PR – caracterização florística, fitossociológica e ambiental de uma gradiente altitudinal. Dissertação de Mestrado em Engenharia Florestal, Universidade Federal do Paraná.
- Blum, C. T. Roderjan, C. V. Galvão, F. 2011. O Clima e sua influência na distribuição da Floresta Ombrófila Densa na Serra da Prata, Morretes, Paraná. *Floresta*, v. 41, n. 3, p. 589-598.
- Brokaw, N. e R. T. Busing. 2000. Niche versus chance and tree diversity in forest gaps. *Tree* vol. 15.
- Caldato, S. L., P. A. Floss., D. M. Da Croce., S. J. Longhi. 1996. Estudo da regeneração natural, banco de sementes na Reserva Genética Florestal de Caçador, SC. *Ciência Florestal*, Santa Maria, v.6, n.1, p.27-38.

- Castillo-Campos, G., G. Halffter., C. E. Moreno. 2008. Primary and secondary vegetation patches as contributors to Xoristic diversity in a tropical deciduous forest landscape. *Biodivers Conserv* (2008) 17:1701–1714.
- Chust, G., et al. 2006. Determinants and spatial modeling of tree β -diversity in a tropical forest landscape in Panama. *J. Veg. Sci.* 17: 83-92.
- Coelho, R. F. R. et al. 2003. Ingresso e mortalidade em uma floresta em diferentes estágios sucessionais no município de Castanhal, Pará. *Acta Amazonica* 33(4): 616:630.
- Condit, R., et al. 2000. Spatial patterns in the distribution of tropical tree species. *Science*, 288, 1414–1418.
- Condit, R., et al. 2002. Beta-diversity in tropical Forest trees. *Science* 295:666-669.
- Crist, T. O., et al. 2003. Partitioning species diversity across landscapes and regions: a hierarchical analysis of alfa, beta and gamma diversity. *Am. Nat.*, Vol 162. P. 734–743.
- Deslow, J. L. 1995. Disturbance and Diversity in Tropical Rain Forests: The Density Effect. *Ecological Applications*, Vol. 5, No. 4, pp. 962-968.
- Fidalgo, O., Bononi, V. L. R. 1989. Técnicas de coleta, preservação e herborização de material botânico. São Paulo, Instituto de Botânica.
- Gering, J. C., T. O. Cris., J. A. Veech. 2003. Additive partitioning of species diversity across multiple spatial scales: implications for regional conservation of biodiversity. *Conservation Biology* 17:488–499.
- Grau, H. R. 2004. Landscape context and local-scale environment influence regeneration of pioneer tree species in treefall gaps. *Biotropica* 36:52-59.

- Guariguata, M. R. 1990. Landslide disturbance and forest regeneration in the upper Luquillo Mountains of Puerto Rico. *J. Ecol.* 78: 814–832.
- Guariguata, M. R., e R. Ostertag. 2001. Neotropical secondary forest succession: changes in structural and functional characteristics. *Forest Ecology and Management* 148:185–206.
- Harper, K. A. et al. 2005 Edge influence on forest structure and composition in fragmented landscapes. *Conserv Biol* 19(3):768–782
- Hooper, E. R., P. Legendre, P., R. Condit. 2004. Factors affecting community composition of forest regeneration in desforested, abandoned land in Panamá. *Ecology*, 85(12), 2004, pp. 3313–3326.
- Horn, H. S. The ecology of secondary succession. 1974. *Ann. Rev. Ecol. Syst.*, v.5, p.25-37.
- Horton, R. E. 1933. The role of infiltration in the hidrological cycle. *Trans. Geophys. Un*, 14, 446-460.
- IBGE – Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. Manual técnico da vegetação brasileira. 2ed. Rio de Janeiro, 2012.
- Janzen, D. H. 1986. The eternal external threat. *Conservation biology: an evolutionary-ecological perspective*. Sinauer Associates, Sunderland, Massachusetts. Pages 286-303 in M. E. Soulé and B. A. Wilcox, editors.
- Oksanen, J. F. et al. 2013. *Vegan: Community Ecology*. Package. R package version 2.0-8. <http://CRAN.R-project.org/package=vegan>.
- Iapar. 1978. *Cartas climáticas básicas do Paraná*. Curitiba: Instituto Agrônômico do Paraná, pp: 1-41.

Iapar. Médias históricas em estações do IAPAR. Disponível em: <<http://www.iapar.br/modules/conteudo/conteudo.php?conteudo=1070>>. Acessado em outubro de 2013.

Kraft, N. J. B., et al. 2011. Disentangling the drivers of b-diversity along latitudinal and elevational gradients. *Science*, 333, 1755–1758.

Laurance, W.F., et al. 2006. Rain forest fragmentation and the proliferation of successional trees. *Ecology* 87(2): 469-482.

Lima, R. A. F. e L. C. Moura. 2007. Gap disturbance regime and composition in the Atlantic Montane Rain Forest: The influence of topography. *Plant Ecol* (2008) 197:239–253.

Lee, D. et al. 2010. The effects of development on forest-patch characteristics and bird diversity in Suji, South Korea. *Landscape Ecol Eng* (2010) 6:171–179.

Miles, D. W. R., e F. J. Swanso. 1986. Vegetation composition on recent landslides in the Cascade Mountains of western Oregon. *Can. J. For. Res.* 16: 739-744.

Mineropar. 2011. Mapeamento geológico e geotécnico da porção leste da Serra do Mar do Estado do Paraná. Relatório Técnico de Minerais do Paraná. 91p.

Myster R. W., e L. R. Walker. 1997. Plant successional pathways on Puerto Rican landslides. *Journal of Tropical Ecology* 13(2):165-173.

Myers, J. A., et al. 2013. Beta-diversity in temperate and tropical forests reflects dissimilar mechanisms of community assembly. *Ecology Letters*, 16: 151–157.

Negreiros, A. B., et al. 2006. Restauração florestal e resultante hidrológica em clareiras de deslizamentos: alto vale do rio dos Macacos, Parque Nacional da Tijuca, RJ. VI simpósio nacional de geomorfologia.

Oliveira-Filho, A. T., e M. A. L. Fontes. 2000. Patterns of floristic differentiation among Atlantic Forest in southeastern Brazil and the influence o climate. *Biotropica* 32 (4b): 793-810.

Paula, A., et al. 2004. Sucessão ecológica da vegetação arbórea em uma Floresta Estacional Semidecidual, Viçosa, MG, Brasil. *Acta bot. bras.* 18(3): 407-423.

Pires, P. T. L., A. L. Zilli., C. T. Blum. Atlas da Floresta Atlântica no Paraná. Sema/ Programa Proteção da Floresta Atlântica – Pró-Atlântica, 2005.

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

Reflora. Lista das espécies do Brasil. 2013. Disponível em: <http://reflora.jbrj.gov.br/jabot/listaBrasil/ConsultaPublicaUC/ConsultaPublicaUC.do>.

Acessado em: novembro de 2013.

Restrepo, C., e P. Vitousek. 2001. Landslides, alien species and the diversity of a Hawaiian montane mesic ecosystem. *Biotropica* 33: 409– 422.

Restrepo, C., P. Vitousek., P. Neville. 2003. Landslides significantly alter land cover and the distribution of biomass: an example from the Ninole ridges of Hawai'i. *Plant Ecology* 166: 131–143

Rizzini, C. T. 1997. Tratado de Fitogeografia do Brasil. Rio de Janeiro. 719 p.

- Roderjan, C. V., et al. 2002. G. As unidades fitogeográficas do estado do Paraná. *Fitogeografia do sul da América. Ciência & Ambiente*, Santa Maria, v. 24. p. 75-92.
- Rolim, S. G., H. T. Z. Couto., R. M. Jesus. 1999. Mortalidade e recrutamento de árvores na Floresta Atlântica em Linhares, ES. *Scientia Forestalis* n. 55, p. 49-69, jun.
- Restrepo, C., et al. 2009. Landsliding and Its Multiscale Influence on Mountainscapes. *Bioscience* 59: 685-698.
- Sitzia, T., e G. Trentanovi. 2011. Maggengo meadow patches enclosed by forests in the Italian Alps: Evidence of landscape legacy on plant diversity. *Biodiversity and Conservation*, 20, 945–961.
- Summerville, K. S., et al. 2003. Spatial variation in species diversity and composition of forest Lepidoptera: patterns and implications for conservation. *Conservation Biology* 17: 1045–1057.
- Tabarelli, M., e W. Mantovanni. 1997. Colonização de clareiras naturais na floresta Atlântica no Sudeste do Brasil. *Rev. Brasil. Bot.*, 20: 57-66.
- Tabarelli, M., e W. Mantovani. 1999. Clareiras naturais e a riqueza de espécies pioneiras em uma floresta atlântica montana. *Rev. Brasil. Biol* 59(2):251-261.
- Tonhasca, J. R. A. 2005. *Ecologia e história natural da Mata Atlântica*. Rio de Janeiro, Interciência, 197 p.
- Trowbridge, W. B. 2007. The role of stochasticity and priority effects in floodplain restoration. *Ecological Applications* 17: 1312–1324.

Vaccaro, S., S. J. Longhi., D. A. Brena. 1999. Aspectos da composição florística e categorias sucessionais do estrato arbóreo de três subseres de uma floresta estacional decidual, no município de Sata Tereza, RS. *Ciência Florestal*, Santa Maria, v.9, n.1, p.1-18.

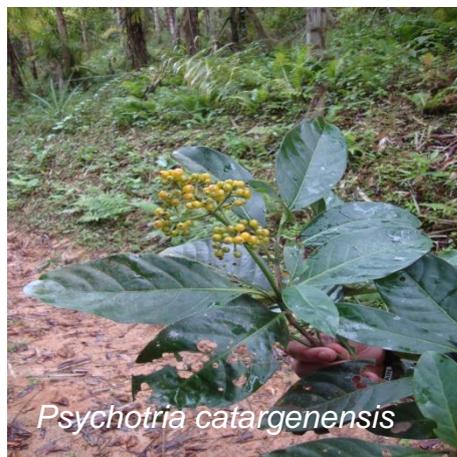
Veech, J. A., e T. O. Crist. 2007. Habitat and climate heterogeneity maintain beta diversity of birds among landscapes within ecoregions. *Global Ecology and Biogeography*. No. 16. P. 650 – 656.

Velázquez, E., e A. Gómez-Sal. 2007. Environmental Control of Early Succession on a Large Landslide in a Tropical Dry Ecosystem (Casita Volcano, Nicaragua). *Biotropica* 35(5): 601–609.

Wagner, H. H., O. Wildi., K. C. Ewald. 2000. Additive partitioning of plant species diversity in an agricultural mosaic landscape. *Landscape Ecology* 15:219–227.

APÊNDICE

Algumas espécies registradas nas áreas do componente arbóreo e arbustivo, marcação das parcelas com fita métrica, medição de DAP, marcação de espécies com fita marca trilha para espécies inicialmente não identificadas, marcação com plaquetas numeradas e fita crepe para identificação em herbário.

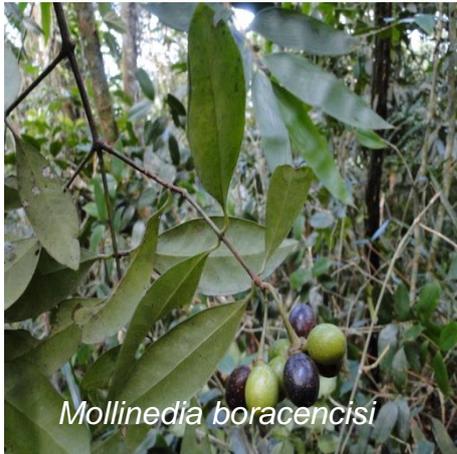




Miconia pusilliflora



Marlierea warmingiana



Mollinedia boracencisi



Hedyosmum brasiliensis



