

UNIVERSIDADE FEDERAL DO PARANÁ

VANESSA ARIATI

O PAPEL DOS DESLIZAMENTOS NA DIVERSIDADE DO ESTRATO  
HERBÁCEO NA FLORESTA ATLÂNTICA DO PARANÁ

Dissertação apresentada como requisito parcial para à obtenção do título de Mestre em Ecologia e Conservação, Setor de Ciências Biológicas, Universidade Federal do Paraná.

Orientador: Drº 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 **Vanessa Ariati** para fins de adquirir o título de Mestre em Ecologia e Conservação, são de parecer favorável à **APROVAÇÃO** do trabalho de conclusão da candidata.

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

Curitiba, 31 de março de 2014.

BANCA EXAMINADORA:

Prof. Dr. André Andrian Padial  
Orientador e Presidente

Prof. Dr. Leandro Tavares Vieira  
Membro

Prof. Dr. Christopher Blum  
Membro

Visto:

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

Para todas as pessoas que guardo no meu coração.  
E para todos os corações que me tem,  
ao menos um pouquinho.

## AGRADECIMENTOS

Ao orientador, André Padiá, pela ajuda em tempo integral e especialmente pela constante sabedoria e paciência.

À Márcia Marques por ter nos acolhido no projeto sobre os deslizamentos, por todo apoio e ideias.

Aos membros da banca, Leandro Vieira, Christopher Blum e Pedro Cavalin pela atenção despendida para a avaliação deste trabalho.

Ao amados colegas de projeto, Luana e Rodolfo, pela amizade e companheirismo de sempre, por toda a ajuda e momentos de alegria.

À inestimável ajuda em campo dos amigos Mayrine, Mathias, Rômulo, André, Luiz Fernando, Marseille, Gabriella e Suelen.

Às amigas que fiz neste tempo, da Carolina, Amanda, Luana e Suelen, pelas várias e longas conversas e pelo que ainda virá.

Ao Rodrigo Kersten pelos conselhos de sempre.

Aos profissionais da Reserva Natural Salto Morato, que deram todas as condições para a realização do campo na reserva.

Aos profissionais do Parque Nacional Saint/Hilaire Lange, em especial ao Luiz Faraco e ao Rodrigo Torres, por terem nos auxiliado a encontrar os locais de amostragem no parque.

Aos moradores da região da Serra do Mar, Victor, Mazo, Daniel e Arlindo por terem nos ajudado a encontrar alguns dos locais de amostragem, pelas histórias da região e hospedagem. A Mitra Diocesana de Paranaguá, também pela hospedagem.

À todo pessoal do MBM, especialmente ao Heraldo, Juarez e Osmar pela inestimável ajuda na identificação das plantas.

Aos especialistas, Mathias Engels (Orchidaceae), Lilien Rocha (Araceae e Rubiaceae), Cássio Michelon e Bianca Canestraro (samambaias) pela grande ajuda com a identificação das plantas.

Aos amigos do herbário pela agradável companhia e pitacos gerais na identificação das plantas.

Ao PPGECO por toda a orientação e auxílio.

À CAPES/REUNI pela bolsa e CNPQ pelo financiamento da pesquisa (Edital Universal - Proc. 475235/2012-6).

À todos os amigos presentes durante estes dois anos, pelas preocupações, conversas e compreensão.

Ao meu maior companheiro, Leandro, por muita compreensão, por todo o carinho e amor.

Aos meus pais e irmãs por estarem sempre presentes, por serem meus exemplos, pessoas de bom coração.

E finalmente, não menos importante, as plantas, a chuva, ao relevo e a Serra do Mar por quem sou definitivamente apaixonada e porque são uma porção do meu sentido da vida.

“...não tenhamos medo de nos lançar na vida;  
estamos aqui para adquirir experiência e  
conhecimento, e aprenderemos pouco, a  
menos que encaremos a realidade e  
busquemos o melhor de nós próprios”

Edward Bach

Há tanta coisa boa na Vida  
a Vida é uma boa  
a gente nessa Vida até parece que anda a toa  
assim só de passagem,  
só parece.

## RESUMO

A distribuição das espécies é resultado dos processos de especiação, dos filtros biogeográficos, das restrições ambientais que as espécies do *pool* regional encontram e das interações ecológicas das espécies. Deslizamentos fazem parte da dinâmica natural das encostas da Serra do Mar, tendo papel relevante na alteração do relevo, na heterogeneidade ambiental e, conseqüentemente, na dinâmica da vegetação. Deslizamentos ocorrem continuamente ao longo do tempo, em pequenas e grandes escalas espaciais, e são considerados distúrbios para a vegetação, pois dão início a processos de sucessão ecológica. O objetivo deste trabalho foi avaliar o papel dos distúrbios por deslizamentos (DD) na composição da diversidade de plantas do estrato herbáceo na Floresta Atlântica da Serra do Mar, no Paraná. As herbáceas são boas indicadoras das condições ambientais, pois respondem a variações que não são observadas na vegetação de maior porte. Amostramos plantas do estrato herbáceo em cinco localidades com histórico de deslizamento de diferentes idades: dois, cinco e 39 anos após o DD. Para a avaliação da riqueza, instalamos 10 parcelas (5x5 m) em cada localidade: cinco sobre as cicatrizes de deslizamentos e cinco sob a floresta sem DD. Dentro destas parcelas, instalamos uma subparcela de 2x2 m para medição da cobertura das espécies. Decompomos a diversidade total em componentes nas seguintes escalas de variação: diversidade média das parcelas ( $\alpha$ ); variação da diversidade entre as parcelas de uma mesma condição - com ou sem deslizamento ( $\beta_1$ ); variação da diversidade entre condições ( $\beta_2$ ), hipotetizada como a principal fonte de variação; e variação da diversidade entre localidades ( $\beta_3$ ). Para encontrar a principal escala de variação, utilizamos a métrica de partição aditiva da diversidade, tanto utilizando o índice de Shannon-Wiener quanto a riqueza de espécies. Além disso, avaliamos como a diversidade beta varia espacialmente e temporalmente em resposta a DDs. DDs mostraram ter papel relevante na modificação da diversidade de plantas do estrato herbáceo. Porém, a variação espacial da diversidade entre localidades ( $\beta_3$ ) se mostrou a principal fonte de variação, mostrando relevância na existência das unidades de conservação espacialmente distantes. Na partição com índice de Shannon-Wiener, a diversidade  $\alpha$  foi a principal escala de variação, devido ao padrão geral de densidade-distribuição das espécies, no qual poucas espécies são abundantes e muitas são raras. Dessa forma, o padrão de densidade-distribuição de espécies pouco se altera quando se aumenta a escala e mesmo quando o DD é incluído como uma fonte de variação, explicando porque a diversidade média das parcelas ( $\alpha$ ) foi o componente mais importante. De modo geral, a diversidade beta entre áreas com e sem DD diminuiu ao longo tempo. Ademais, a diversidade não é homogeneizada pelo DD e a diversidade beta não aumenta com o tempo após o distúrbio. Nossos resultados evidenciam os efeitos complexos que DDs têm na composição da diversidade de plantas do estrato herbáceo na Floresta Atlântica da Serra do Mar, no Paraná.

Palavras chaves: Distúrbio por deslizamento, Serra do Mar, diversidade beta, heterogeneidade espacial.

## ABSTRACT

Distribution of species is a result of speciation processes, biogeographical filters, environmental conditions by which species from the regional pool pass and ecological interactions. Landslides are natural in the mountains of Serra do Mar (Brazil), and have relevant role on relief changes, on environmental heterogeneity and, consequently, on vegetation dynamics. Landslides continuously occur over time at local and regional scales, and are considered disturbances for plants, given they reset ecological succession. The main goal of this study was to evaluate the role of landslides disturbances (LD) on biodiversity of the herbaceous layer in the Rain Forest of Serra do Mar, Parana, Brazil. Herbaceous plants are good indicators of environmental changes, given their response to variations are not followed by other vegetation components. We sampled plants from the herbaceous layer in five localities with landslides of different ages: two, five and 39 years. We sampled species richness in 10 plots (5X5 m) in each locality: five plots in areas of landslides and five in adjacent forests. Within plots, we settled a sub-plot of 2X2 m for percent of species cover estimation. We decomposed total biodiversity into components at different scales: mean diversity per plot ( $\alpha$ ); biodiversity variation among plots of the same environmental condition – with or without landslides ( $\beta_1$ ); biodiversity variation between environmental conditions ( $\beta_2$ ), hypothesized here as the main scale of biodiversity variation; and biodiversity variation among sampling localities ( $\beta_3$ ). We used the additive partitioning to find the main scale of biodiversity variation, using both Shannon-Wiener index and species richness. Besides, we evaluated how beta diversity varies over space and time in response of LDs. LDs have a relevant role in species richness variation of plants from the herbaceous layer. However, spatial variation of species richness among localities ( $\beta_3$ ) is the main scale of variation, highlighting the relevant of conservation units spread over the Atlantic Forest. In Shannon-Wiener index partitioning,  $\alpha$  diversity was the main scale of variation, given the general density-distribution pattern of species, in which few species are common and many species are rare. The density-distribution pattern of species does not change when we consider a large spatial scale, or when we include LD as a scale of diversity variation, explaining why  $\alpha$  diversity is the most important component. Overall, beta diversity between areas with and without LD decreases over time. Moreover, biodiversity is not homogenized by LD and beta diversity does not increase over time after the disturbance. Our results show the complex effects that LDs have on the biodiversity of plants from the herbaceous layer in the Atlantic Forest of Serra do Mar, Paraná, Brazil.

Key-words: Landslide disturbance, Serra do Mar, beta diversity, spatial heterogeneity

## LISTA DE FIGURAS

### PARTE I

FIGURA 1 - CICATRIZES DE DESLIZAMENTOS DE TEMPO DESCONHECIDO, ENCONTRADAS DURANTE AS COLETAS DESSE ESTUDO .....	19
FIGURA 2 - CICATRIZES DE DESLIZAMENTOS NA FACE LESTE DO MORRO PEDRA BRANCA DO ARARAQUARA EM GUARATUBA, PR .....	19
FIGURA 3 - LOCALIZAÇÃO DAS LOCALIDADES DE ESTUDO .....	25
FIGURA 4 - MAPEAMENTO DOS DESLIZAMENTOS DE 11 DE MARÇO DE 2011 NA SERRA DA PRATA, PR .....	28
FIGURA 5 - LOCAIS DE ESTUDO NO PARQUE NACIONAL DE SAINT/HILAIRE LANGE .....	30
FIGURA 6 - LOCAL DE ESTUDO NA RESERVA NATURAL DO SALTO MORATO .....	32
FIGURA 7 - LOCAL DE ESTUDO NA CAPITUVA .....	33

### PARTE II

FIGURA 1 - LOCALIDADES DE ESTUDO.....	48
FIGURA 2 - ESQUEMA DE COMO A DIVERSIDADE TOTAL $\gamma$ FOI PARTICIONADA NOS COMPONENTES $\alpha$ , $\beta_1$ , $\beta_2$ e $\beta_3$ .....	51
FIGURA 3 - ESQUEMA MOSTRANDO AS EXPECTATIVAS DO ESTUDO	53
FIGURA 4 - PARTIÇÃO DA DIVERSIDADE $\gamma$ NOS COMPONENTES DE VARIAÇÃO EM DIFERENTES ESCALAS DE PLANTAS DO ESTRATO HERBÁCEO CONSIDERANDO DADOS DE ABUNDÂNCIA E PRESENÇA/AUSÊNCIA .....	62
FIGURA 5 - DIVERSIDADE BETA DE CADA LOCALIDADE (MEDIDA PELA DISTÂNCIA MÉDIA PARA O CENTROÍDE) E DIFERENÇAS COM OUTRAS LOCALIDADES ATRAVÉS DE TESTES DE PERMUTAÇÃO.....	64
FIGURA 6 - DIAGRAMA DE ABUNDÂNCIA DE WHITTAKER COMPARANDO A DISTRIBUIÇÃO DA ABUNDÂNCIA DAS ESPÉCIES EM ÁREAS COM E SEM DISTÚRBO POR DESLIZAMENTO .....	69

## LISTA DE TABELAS

### PARTE I

TABELA 1 - VALORES MÉDIOS (MÍNIO-MÁXIMO) DA ALTITUDE (M), DECLIVIDADE (%) E COBERTURA DO DOSSEL (%) DAS PARCELAS SEM E COM EFEITO DE DISTÚRBIO POR DESLIZAMENTO (“FLORESTA” E “DESLIZAMENTO”, RESPECTIVAMENTE) EM CADA UMA DAS LOCALIDADES DE AMOSTRAGEM .....	26
--	----

### PARTE II

TABELA 1 - ESPÉCIES DO ESTRATO HERBÁCEO ENCONTRADAS EM CINCO LOCALIDADES DE ESTUDO NA FLORESTA OMBRÓFILA DENSA SUBMONTANA NO PARANÁ .....	55
TABELA 2 - RESULTADOS DA ANÁLISE DE VARIÂNCIA MULTIVARIADA PERMUTACIONAL TESTANDO A DIFERENÇA NA COMPOSIÇÃO DAS PARCELAS COM E SEM EFEITO DO DISTÚRBIO POR DESLIZAMENTO EM CADA UMA DAS LOCALIDADES, PARA DADOS DE ABUNDÂNCIA E PRESENÇA/AUSÊNCIA .....	61
TABELA 3 - RESUMO DO RESULTADO DA PARTIÇÃO DA DIVERSIDADE PARA A PARTIÇÃO FEITA COM O ÍNDICE DE DIVERSIDADE DE SHANNON-WIENER E COM A RIQUEZA DE ESPÉCIES .....	63
TABELA 4 - DIVERSIDADE BETA DAS PARCELAS COM E SEM O EFEITO DIRETO DO DESLIZAMENTO (MEDIDA PELA DISTÂNCIA MÉDIA PARA O CENTRÓIDE - VEJA MÉTODOS) .....	65

## SUMÁRIO

<b>PARTE I .....</b>	<b>13</b>
<b>1 INTRODUÇÃO GERAL .....</b>	<b>13</b>
1.1 FLORESTA ATLÂNTICA .....	14
1.2 DESLIZAMENTOS NA SERRA DO MAR .....	16
1.3 ESTRATO HERBÁCEO .....	20
1.4 ESCALAS DE VARIAÇÃO DA DIVERSIDADE .....	21
1.5 OBJETIVOS .....	24
<b>2 ÁREA DE ESTUDO .....</b>	<b>24</b>
2.1 PARQUE NACIONAL DE SAINT/HILAIRE LANGE .....	26
2.2 RESERVA NATURAL SALTO MORATO .....	31
2.3 CAPITUVA .....	32
<b>REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS .....</b>	<b>34</b>
<b>PARTE II .....</b>	<b>39</b>
<b>INTRODUÇÃO .....</b>	<b>42</b>
<b>MATERIAIS E MÉTODOS .....</b>	<b>45</b>
ÁREA DE ESTUDO .....	45
COLETA DE DADOS .....	48
ANÁLISE DE DADOS .....	49
<b>RESULTADOS .....</b>	<b>53</b>
PARTIÇÃO DA DIVERSIDADE GAMA .....	61
DIVERSIDADE BETA E DISTÚRBIOS POR DESLIZAMENTO .....	63
<b>DISCUSSÃO .....</b>	<b>65</b>
PARTIÇÃO DA DIVERSIDADE GAMA .....	65
DIVERSIDADE BETA E DISTÚRBIOS POR DESLIZAMENTO .....	72
<b>CONCLUSÃO .....</b>	<b>74</b>
<b>REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS .....</b>	<b>76</b>
<b>APÊNDICE .....</b>	<b>84</b>

## APRESENTAÇÃO

Esta dissertação foi dividida em duas partes. Na parte I apresentamos a introdução geral e abordamos assuntos importantes para a compreensão da problemática – o papel dos distúrbios por deslizamentos na formação da diversidade do estrato herbáceo. Discorremos sobre a Floresta Atlântica, os distúrbios causados por deslizamentos, as herbáceas como grupo de estudo, a abordagem metodológica utilizada e apresentamos as áreas de estudo detalhadamente. A parte II compreende o estudo científico realizado, redigido em formato de artigo e formatado segundo as normas do periódico científico *Landscape Ecology*.

## PARTE I

### 1 INTRODUÇÃO GERAL

Um dos principais objetivos da ecologia é entender como a diversidade biológica varia no espaço e no tempo e quais são os mecanismos envolvidos (BEGON *et al.*, 2007). Isso é especialmente importante quando se acrescenta o interesse pelas consequências da modificação da paisagem e o aumento do risco de extinção das espécies.

O entendimento dos padrões de distribuição da biodiversidade avançou consideravelmente após a mudança da visão tradicional das comunidades ecológicas como entidades locais para a visão das comunidades em um aspecto regional, Ricklefs (2008) defende que o entendimento do arranjo local de espécies só pode ser compreendido dentro do contexto da diversificação, adaptação e interação das espécies em uma escala regional.

A variação espacial na biodiversidade (i.e., diversidade  $\beta$  ou heterogeneidade biológica) tem recebido atenção principalmente nas últimas duas décadas (ANDERSON *et al.*, 2011). Uma das razões desse crescente interesse é o reconhecimento da importância da compreensão da diversidade  $\beta$  para esforços de conservação (SASAKI *et al.*, 2012; GERING *et al.*, 2003; SUMMERVILLE *et al.*, 2003), no sentido de se entender em qual escala a biodiversidade é maximizada e através dessa interpretação selecionar áreas para a conservação da biodiversidade.

A heterogeneidade ambiental, bem como a distância geográfica, tem sido fortemente relacionada à variação espacial da biodiversidade (QIAN e RICKLEFS, 2012). Nesse sentido, os diferentes tipos de solos, o relevo acidentado e as variações microclimáticas de áreas montanhosas, como a Serra do Mar, proporcionam elevadas taxas de substituição de espécies ao longo do espaço. Onde mesmo locais muito próximos podem apresentar diferenças na composição e estrutura da vegetação. Há, por exemplo, uma clara relação entre características do solo e relevo, que afetam diretamente a vegetação (BLUM e RODERJAN, 2007; BLUM 2010; STRUMINSKI 2001; RODERJAN 1994).

Além disso, processos históricos de modificação da paisagem contribuem para a heterogeneidade ambiental. Mais de um estágio sucessional pode estar presente em áreas com distúrbios (SEIWA *et al.*, 2013) resultando na co-ocorrência de grupos ecológicos característicos de estágios sucessionais distintos (WHITMORE, 1989). Distúrbios desempenham papel fundamental nos padrões de diversidade e nos processos ecossistêmicos (DORNELAS *et al.*, 2011). E isso deve ter especial influência em florestas tropicais de encosta, onde distúrbios causados por deslizamentos de terra são recorrentes (LOPES *et al.*, 2007) e, portanto, os efeitos destes sobre a manutenção da biodiversidade devem ser elucidados.

O entendimento do papel dos deslizamentos auxilia na elucidação de padrões de variação espaciais e temporais em comunidades vegetais que ocorrem em encostas e é um instrumento importante para a compreensão da resiliência do ambiente, tendo implicações práticas para conservação, restauração e estimativas de riscos ambientais de tais áreas (RESTREPO *et al.*, 2009). Nesse sentido, a proposta geral deste estudo é entender como os distúrbios causados por deslizamentos afetam a diversidade do estrato herbáceo da Floresta Atlântica na região da Serra do Mar paranaense.

## 1.1 FLORESTA ATLÂNTICA

Estudos tem mostrado que resta algo em torno de 11 a 14% da Floresta Atlântica *sensu lato*, isso quando se considera fragmentos menores que 100 ha e florestas secundárias em diferentes estágios de sucessão (RIBEIRO *et al.*, 2009). Apesar disso, a Floresta Atlântica é o quinto *hotspot* mais rico em número de espécies e endemismos do mundo (MYERS *et al.*, 2000). O número de espécies de plantas compiladas é de 15.782, distribuídas em 2.257 gêneros e 348 famílias, correspondendo a cerca de 5% da flora mundial (STEHMANN *et al.*, 2009). A formação mais diversa da Floresta Atlântica é a Floresta Ombrófila Densa (Floresta Atlântica *sensu stricto*), com 60% da riqueza (9.661 espécies) e 80% (5.164) dos endemismos, a qual ocupa cerca de 18% da área do bioma (STEHMANN *et al.*, 2009). Assim, esse bioma é prioritário no que tange o entendimento das fontes de variação da biodiversidade para esforços de conservação.

A porção mais preservada e contínua do bioma se encontra em um conjunto de montanhas na região da Serra do Mar, entre o sul e o sudeste do território brasileiro. Nessa região, a Serra do Mar possui denominações regionais como Serra do Cubatão, do Capivari Grande, do Ibitiraquire, da Graciosa, do Marumbi, da Prata e muitas outras. A Serra do Mar é um conjunto de montanhas situada na borda oriental do Planalto Atlântico que se estende por cerca de 1000 Km no leste dos estados do Rio de Janeiro à Santa Catarina. Em média o desnível entre o litoral e as partes mais altas é de 1000 m, e a distância para o mar é entre 5 a 10 Km.

Devido à história complexa de formação das rochas, entre o Pré-cambriano e o Eopaleozóico, a litologia pode variar até mesmo em um mesmo bloco de serra (OKA-FIORI *et al.*, 2006), refletindo na diversificação do espaço. A direção geográfica predominante é de SW/NE (SANTOS, 2004). O relevo atual é resultado de processos erosivos iniciados ainda no Paleoceno, quando a Serra do Mar se estendia bem mais a leste da posição atual (ALMEIDA e CARNEIRO, 1998). Tais processos são resultado da ação dos sistemas hidrográficos e das flutuações do clima (MAACK, 2012).

A Floresta Atlântica que ocorre nas encostas da Serra do Mar (Floresta Ombrófila Densa) está entre as mais antigas formações florestais do Brasil, (SANTOS, 1994). Períodos de clima variados tiveram papel relevante na diversificação de espécies, porque resultaram em avanços e recuos das florestas, onde refúgios temporários de vegetação levaram a diferenciação das espécies, que em momento seguinte voltaram a ocupar o mesmo espaço (PRANCE, 1988). O compartilhamento de elementos amazônicos e andinos (ou subantártica) com a Floresta Atlântica *sensu lato* (HUECK, 1972), é uma evidência de que esses três grandes blocos florestais da América do Sul - hoje separados por formações como a Caatinga, o Cerrado e o Chaco - estavam conectados (STEHMANN *et al.*, 2009). Provavelmente, tal separação auxiliou na especiação de táxons outrora compartilhados, como a *Araucaria araucana* no sul do Andes e *Araucaria angustifolia* no sul do Brasil, e de outros gêneros como *Podocarpus*, *Fuchsia* e *Drymis* (HUECK, 1972). O clima quente e úmido parece favorecer o surgimento de espécies, o que provavelmente explica dois períodos de grande diversificação, há 80 e há 50 milhões de anos atrás (DASILVA e PINTO-DA-ROCHA, 2011). Wettstein (1970) também atribui ao clima um papel notável na diversificação das espécies da

Floresta Atlântica *sensu lato*, visto que por longos períodos da escala geológica, o clima se manteve favorável. Essa estabilidade climática teria resultado em elevado número de espécies mesmo em pequena escala, através de mecanismos de competição.

## 1.2 DESLIZAMENTOS NA SERRA DO MAR

Na Serra do Mar, os processos naturais de movimentação de massa (ou seja, deslizamentos, erosões e lixiviações) ocorrem continuamente em diferentes escalas de tempo e espaço, fazem parte da evolução natural das encostas e são particularmente importantes na formação do relevo (LOPES *et al.*, 2007). No entanto, estes fenômenos naturais podem ser intensificados por uma variedade de fatores antrópicos, entre eles, a introdução de espécies exóticas, a ocorrência de fogo, a construção de estradas, as mudanças no uso do solo e as mudanças climáticas (RESTREPO *et al.*, 2009).

Deslizamentos resultam na deposição de materiais (rocha, solo, detritos) na planície e o acúmulo desta sedimentação deu origem à unidade morfoescultural chamada de Rampas de Pré-Serra e Serra Isolada (OKA-FIORI *et al.*, 2006). Em períodos antigos de clima mais seco na Serra do Mar, a vegetação deveria ter uma faixa mais ampla de formações abertas com predomínio de plantas herbáceas e arbustivas. Pela ausência de vegetação estruturada (florestas), os processos naturais de movimentação de massa para as regiões baixas são facilitados (ANGULO, 1995). Dessa forma, a vegetação tem papel fundamental na manutenção das encostas, pois diminui a força e quantidade da chuva que chega ao solo devido à proteção das copas, raízes e serapilheira e à absorção de parte da água (SANTOS, 2004).

Deslizamentos na Serra do Mar são melhor compreendidos quando consideradas as características geológicas. O granito que forma a Serra do Mar é uma rocha de origem intrusiva, formada a altas temperaturas no subsolo, quase sempre com alto grau de metamorfismo (MINEROPAR, 2001), características que dificultam a penetração das raízes e a fixação do solo. Enquanto que falhas, zonas de cisalhamentos, fraturas e grandes domínios de rochas supracrustais indicam a

localização da rede de drenagem (OKA-FIORI *et al.*, 2006), para onde convergem os materiais durante episódios de deslizamentos.

Movimentos de massa na Serra do Mar podem ocorrer de diferentes formas. Os processos lentos são relacionados ao manto de intemperismo, que são processos gravitacionais associados ou não aos cursos hídricos. Já os processos rápidos de deposição de lama, detritos, blocos heterogêneos, matacões e seixos são impulsionados por grandes chuvas. No momento em que os deslizamentos canalizados nos vales atingem áreas planas, distribuem-se por uma ampla extensão recebendo a denominação de deposição de leques ou cones de dejeção (MINEROPAR, 2011).

Durante deslizamentos, são reconhecidos vários tipos de movimentação de massa. O escorregamento localizado se refere ao desprendimento de porções de solo que não são de proporção suficiente para gerar fluxo de materiais a grandes distâncias, permanecendo com efeito localizado. A corrida de detritos se refere ao escorregamento de maior proporção, ou da união de vários escorregamentos que atingem maior distância, arrastando consigo o solo, as rochas e a vegetação. Esse é o tipo de movimentação mais rápida e de maior poder de modificação da natureza (SILVEIRA, 2008). Já as inundações ocorrem com a elevação do nível dos cursos de água, em momentos de intensa pluviosidade, que são intensificados com a chegada dos materiais trazidos pelos escorregamentos, de modo que algumas vezes ocorre deposição de novas camadas de solo na planície. Como exemplo, podemos citar o episódio de deslizamento de grande proporção que ocorreu em 2011 na Serra da Prata, no Paraná. Nesse caso, foram reconhecidos processos de movimento de massa em escorregamento localizado, corrida de detritos e inundação (MINEROPAR, 2011).

Outro aspecto relevante do evento de 2011 são os perfis de solo descobertos pela corrida de detritos, que mostram a ocorrência pretérita de outros deslizamentos. Dessa forma, é possível observar que deslizamentos são recorrentes (MINEROPAR, 2011). De fato, outro evento extremo também ocorreu na Serra da Prata em 1974, tendo se concentrado no leito do rio Brejatuba com intensos prejuízos materiais e morte de duas pessoas (comunicação pessoal).

Além das características geomorfológicas da Serra do Mar, o clima dessa região também determina eventos recorrentes de deslizamentos. Normalmente, os

deslizamentos estão ligados a acúmulos de mais de 300 mm de precipitação em menos de 72h (GUIDICINI e IWASA, 1976 *apud* MINEROPAR, 2011). As maiores precipitações da região do sul e sudeste - chamadas chuvas orográficas - estão justamente relacionadas à ascensão das massas de ar sobre as barreiras topográficas da Serra do Mar (MAACK, 2012; CAVIGLIONE, 2000). De modo geral, nessa região atuam dois sistemas de alta pressão, do Pacífico Sul e, principalmente, do Atlântico Sul. Este último atua durante todo o ano, mas é no semestre mais quente que faz aumentar a entrada de ventos no continente, também pela ausência de atuação de anticiclones. Nesse caso, os ventos perpendiculares à costa são mais fortes, ascendem obrigatoriamente na Serra do Mar e geram os maiores índices pluviométricos da região sul do país (GRIMM, 2009). Além dos valores médios de precipitação serem altos, podem ocorrer diferenças devido ao favorecimento de variações sazonais (oscilações de Madden-Julian), interanuais (El niño-Oscilação Sul), decenais (variabilidade decenal no pacífico, no atlântico e do clima da América do Sul) (CAVALCANTI *et al.*, 2009). Tais fenômenos podem gerar precipitações extremas e, por consequência, deslizamentos.

Apesar do evento de grande proporção na Serra da Prata em 2011, deslizamentos de menores intensidades e abrangências geográficas são mais frequentes. Em um inventário de cicatrizes de deslizamento na região de Cubatão no estado de São Paulo, LOPES *et al.*, (2007) constatou que 75% delas possuíam menos de 400m<sup>2</sup>. Numerosos outros eventos de deslizamento já foram documentados na Serra do Mar (GRAMANI, 2001; COUTINHO, 2002). De fato, deslizamentos ocorrem com uma frequência suficiente para observarmos sua influência na alteração da paisagem. Ao longo da fase de campo deste estudo, várias cicatrizes foram identificadas na Serra do Mar paranaense (FIGURA 1A-D). Imagens atualizadas de satélites também evidenciam a frequência desses eventos (FIGURA 2).

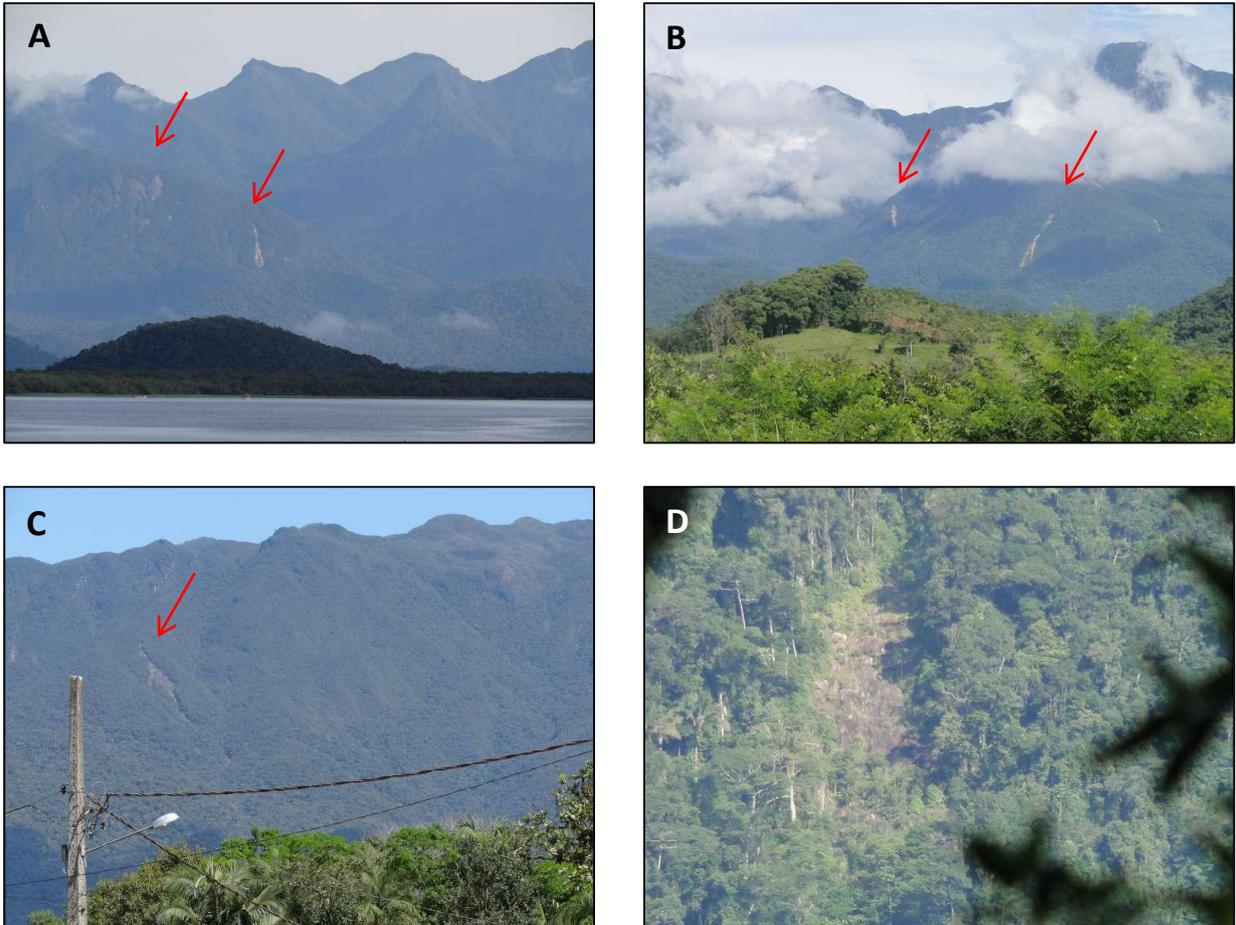


FIGURA 1 – CICATRIZES DE DESLIZAMENTOS DE TEMPO DESCONHECIDO, ENCONTRADAS DURANTE AS COLETAS DESSE ESTUDO. A – FUNDOS DA BAÍA DE ANTONINA, PR; B – FACE LESTE DA SERRA DO IBITIRAQUIRE, PRÓXIMO AOS MORROS AGUDO DA COTIA E CIRIRICA, PR; C – SERRA DO MARUMBI, VISTA DE MORRETES, PR; D – RESERVA NATURAL DO SALTO MORATO, PR, VISTA A PARTIR DA CICATRIZ ESTUDADA NO LOCAL. FONTE: ARQUIVO PESSOAL.



FIGURA 2 – CICATRIZES DE DESLIZAMENTOS NA FACE LESTE DO MORRO PEDRA BRANCA DO ARARAQUARA EM GUARATUBA, PR. FONTE: GOOGLE EARTH 2013.

É comum que os materiais (detritos, rochas, troncos...) se acomodem de forma instável durante o deslizamento principal e então é possível observar movimentação dos blocos de rocha, solo e outros materiais até que a vegetação se recomponha. Áreas de encosta podem perder completamente o solo e a vegetação iniciará o processo de sucessão após um longo período de formação do mesmo. Após o deslizamento ocorrido em 1987 na área do Rio Taquaral (Serra do Marumbi em 1987, PR), por exemplo, ainda se observam estágios iniciais de sucessão (i.e. litosere, STRUMINSKI, 2001). Por esses motivos a influência dos deslizamentos na distribuição das espécies pode se estender por longo período de tempo.

### 1.3 ESTRATO HERBÁCEO

Na Floresta Atlântica (*sensu lato*) do sul e sudeste brasileiros, já foram registradas 947 espécies, 382 gêneros e 93 famílias de plantas do estrato herbáceo. As famílias mais comuns são Poaceae, Cyperaceae, Commelinaceae, Asteraceae, Rubiaceae, Acanthaceae, Piperaceae e Orchidaceae. E os gêneros mais comuns são *Panicum*, *Coccocypselum*, *Piper*, *Asplenium*, *Blechnum*, *Justicia*, *Tradescantia*, *Dichorisandra*, *Olyra*, *Oplismenium*, *Doryopteris* e *Pharus* (VIEIRA, 2008).

As herbáceas são boas indicadoras das condições ambientais, respondendo a variações que não são observadas na vegetação de maior porte (CITADINIZANETTE, 1984; VIEIRA, 2008). São mais sensíveis a variações no solo devido às condições de maior estresse em relação a pouca luz no sub-bosque e pela desvantagem na competição com as plantas do dossel para captar nutrientes da precipitação (GENTRY e EMMONS, 1987 – tratando de arbustivas de sub-bosque). Em pequenas escalas, respondem a variações ambientais como a localização de corpos hídricos ou de depressões no relevo que refletem na acumulação de água. O sistema radicular das plantas herbáceas em geral é pouco profundo e pequenos períodos de estiagem podem ser sentidos (PUIG, 2008). Além da diferenciação na composição das espécies em resposta ao ambiente, também pode haver variação morfofuncional na mesma espécie, entre as quais a coloração, anatomia e suculência das folhas (PUIG, 2008). Em grande escala, as plantas do estrato

herbáceo parecem responder principalmente à precipitação, temperatura, altitude e posição geográfica (VIEIRA, 2008).

Na Floresta Ombrófila Densa (Floresta Atlântica *sensu stricto*), parece haver grande variação espacial das plantas do estrato herbáceo. Em um gradiente de altitude de 600m, apenas 5% das espécies ocorreram em todos os patamares e, além disso, a maioria das espécies na mesma faixa altitudinal teve baixa frequência, evidenciando a alta variação espacial das espécies (BLUM, 2010). O mesmo autor atribuiu a alta riqueza de espécies de plantas do estrato herbáceo da Serra da Prata ao bom estado de conservação da floresta e à variação de microambientes proporcionados pelo clima e relevo, tais como: vales úmidos e sombreados a cristas bem drenadas e iluminadas, à existência de clareiras e afloramentos rochosos.

Trabalhos com sucessão florestal devem particularmente considerar as plantas não-lenhosas, visto que são a maioria em espécie e biomassa nos estágios iniciais de sucessão (QUESADA *et al.*, 2009). A reprodução assexuada, ou crescimento por estolão, presente em muitas espécies de herbáceas, parece ser essencial para a recomposição de clareiras, onde a germinação não é facilitada (PUIG, 2008). Visto que distúrbios de deslizamento dão início a processos de sucessão, o entendimento da resposta de plantas do estrato herbáceo a deslizamentos é essencial para compreender a organização de comunidades, principalmente no início dos processos sucessionais, e devem contribuir ao esclarecimento das razões pelas quais a Floresta Ombrófila Densa apresenta grande variação espacial na biodiversidade.

#### **1.4 ESCALAS DE VARIAÇÃO DA DIVERSIDADE**

O entendimento de como a diversidade varia em diferentes escalas é essencial para se obter padrões de distribuição das espécies (WHITTAKER *et al.*, 2001; SUMMERVILLE *et al.*, 2003; RICKLEFS, 2004). Whittaker (1970) reconheceu a escala como fator intrínseco da variação da diversidade e dos fenômenos responsáveis, ao estudar os padrões de variação espacial da distribuição da vegetação ao longo de gradientes altitudinais. Wittaker (1970) estava especialmente interessado em responder as seguintes questões gerais: i) como as populações se

distribuem umas em relação às outras ao longo de um gradiente ambiental? ii) como os tipos de comunidades em uma área relacionam-se aos padrões de mais de um gradiente ambiental? iii) como devemos interpretar todo o mundo de relações de estrutura das comunidades nos ambientes? iv) como podemos melhor classificar essas comunidades? Whittaker (1956, 1960) observou que haviam distribuições de espécies mais restrita ao longo de um dos gradientes, enquanto a maioria das espécies estava distribuída uniformemente ao longo do outro gradiente. Essas ideias levaram Whittaker (1960) a classificar a diversidade em diferentes escalas espaciais, apresentando os termos: diversidade alfa, beta e gama.

A diversidade alfa pode ser entendida como a diversidade local ou de um hábitat, dada pela média de um conjunto de parcelas deste local ou como a diversidade de uma parcela (nesse caso, alguns autores também chamam de diversidade pontual – MAGURRAN 2004); a diversidade  $\beta$  pode ser entendida como a medida da modificação da diversidade entre áreas de amostragem; e a diversidade gama é a diversidade total da região considerada. Além dessas três escala mais utilizadas, Whittaker (1970) também classificou uma escala maior, a da província biogeográfica chamada de diversidade épsilon. A diversidade  $\beta$  também pode ainda ser entendida de duas maneiras: como a substituição de espécies (normalmente quando amostras estão estabelecidas ao longo de um gradiente ambiental) ou como a variação na diversidade (normalmente quando as áreas de amostragem não seguem uma direção ambiental; ANDERSON *et al.*, 2011).

Alguns anos após a classificação da diversidade apresentada por Whittaker (1956,1960), MacArthur *et al.* (1966) percebeu que a diversidade de aves de uma amostra era igual à soma da média da diversidade de subparcelas dentro dessa amostra e da variação de espécies entre elas. Levins (1968) estudando o nicho de espécies usou uma técnica de partição da diversidade em um estudo com *Drosophila*. Ambos desenvolveram, independentemente, equações simples para a partição da diversidade e entenderam que a diversidade gama é o resultado da soma de seus componentes. Ou seja, que a diversidade total de um estudo é dividida entre as escalas consideradas (i.e., diversidade  $\gamma$  = variação média entre parcelas + variação média entre sítios + variação média entre áreas...). Essa técnica é chamada de ‘partição aditiva da diversidade’,

Foi após o trabalho de Lande (1996) que a partição da diversidade passou a ser usada para identificar a escala na qual a diversidade é maximizada (*sensu* VEECH *et al.*, 2002). Um trabalho recente (SASAKI *et al.*, 2012), encontrou que a diversidade  $\beta$  entre sítios foi o componente principal da variação de espécies da vegetação de campos em planícies de altitude no Japão, enquanto que a diversidade alfa foi menor que o esperado por um modelo nulo. Assim, eles puderam informar em qual escala a diversidade das planícies de altitude é maximizada e utilizar estes resultados para sugerir estratégias de conservação. Além disso, eles também identificaram quais variáveis ambientais são mais importantes na variação da escala espacial (no caso, temperatura e elevação).

WHITTAKER *et al.* (2001) discutiu algumas das dificuldades e falhas dos estudos sobre biodiversidade, com o intuito de iniciar uma discussão sobre uma teoria geral hierárquica da biodiversidade. Dois dos principais problemas apresentados por ele foram i) a dificuldade em distinguir respostas biogeográficas de respostas ecológicas e ii) problemas em lidar adequadamente com a escala geográfica da variação da diversidade e das variáveis. Por esses motivos, se justifica o uso de técnicas analíticas que identifiquem a principal escala de variação da biodiversidade.

Outra vantagem da partição da diversidade é que a diversidade  $\beta$  pode ser representada em diferentes escalas. Se a diversidade  $\beta$  em uma escala em particular é mais correlacionada com a diversidade gama, relativamente a outras escalas, então processos que operam em tal escala são os principais para a heterogeneidade biológica e para determinação da diversidade gama total (BELMAKER *et al.*, 2008). Por exemplo, Flach *et al.*, (2012) avaliando a diversidade de macroinvertebrados aquáticos em lagoas costeiras do Rio Grande do Sul, identificaram 5 possíveis escalas de variação da comunidade (representados pelos componentes beta1, beta2, beta3, beta4 e beta5). Segundo esses autores, a comunidade poderia variar desde localmente devido à agregação populacional (beta1), até regionalmente devido a filtros geográficos (beta5). Com a utilização de modelos nulos, esses autores puderam identificar qual componente beta é o mais importante para macroinvertebrados e, conseqüentemente, qual é o mecanismo ecológico mais provável para explicar a variação espacial dessa comunidade. Nesse

caso, a principal escala de variação esteve relacionada a diferenças de habitats dentro de lagoas e a variação entre lagoas (beta4 e beta5 em FLACH *et al.*, 2012).

Além das variações espaciais, alguns trabalhos têm usado a métrica de partição de diversidade também para variações temporais. Stireman (2008) encontrou uma variação sazonal (anual) de diversidade  $\beta$  de Tachinidae (parasitas de insetos herbívoros) maior do que a diversidade  $\beta$  entre as amostras (espacial). Devries e Walla (1999) usaram a partição da diversidade para testar a aleatoriedade da distribuição de espécies de borboleta tanto em escala espacial como temporal.

## 1.5 OBJETIVO

Nesse estudo, utilizamos a partição da diversidade para avaliar o papel dos distúrbios causados por deslizamentos na modificação da composição de plantas do estrato herbáceo em florestas de encosta da Serra do Mar. A variação da composição e estrutura do estrato herbáceo devido aos deslizamentos foi considerada como sendo um dos componentes de diversidade  $\beta$  possíveis. Esse componente foi comparado com a diversidade local e com a variação da composição e estrutura do estrato herbáceo em pequena e grande escala espacial.

Além de avaliar diretamente os efeitos dos distúrbios de deslizamento na biodiversidade, nosso estudo contribui para o conhecimento das razões pela qual o *hotspot* Floresta Atlântica é considerado um dos biomas com maior valor de conservação do mundo, a partir do entendimento das principais escalas de variação da diversidade.

## 2 ÁREAS DE ESTUDO

Para atender aos objetivos desse estudo, estudamos cinco localidades em Floresta Ombrófila Densa Submontana onde ocorreram deslizamentos em diferentes épocas (FIGURA 3). Três localidades estão no Parque Nacional de Saint-Hilaire/Lange no município de Paranaguá (Morro Inglês, Salto das Andorinhas e Quintilha),

uma na Reserva Natural Salto Morato no município de Guaraqueçaba e uma na zona rural do município de Morretes (Capituvá), todas no estado do Paraná.

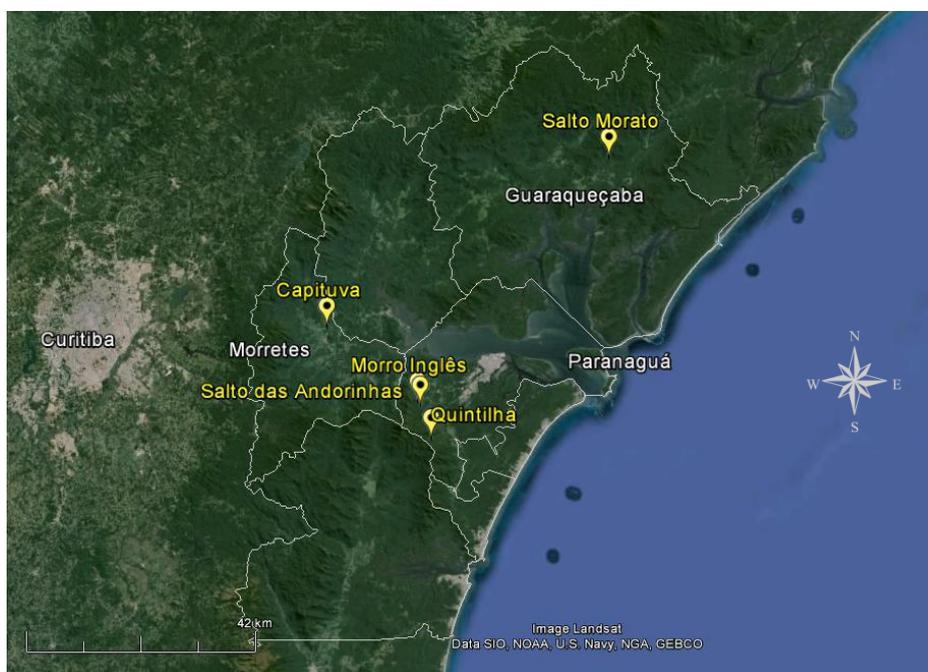


FIGURA 3 – LOCALIDADES DE ESTUDO: QUINTILHA, SALTO DAS ANDORINHAS, MORRO INGLÊS, CAPITUVA E SALTO MORATO. FONTE: GOOGLE EARTH 2013.

A região de estudo é influenciada por dois principais tipos climáticos, classificados em Cfa e Cfb segundo a classificação de Köppen-Geiger, definidos por diferenças de temperatura com verões mais brandos no tipo Cfb (FINLAYSON e MCMAHON, 2007). Na região, a transição desses tipos climáticos ocorre a cerca de 600-800m de altitude – Cfa abaixo e Cfb acima - coincidindo com a transição entre as formações Montana e Submontana da Floresta Ombrófila Densa (BLUM *et al.*, 2011). A temperatura média anual varia de 19° C a 21°C e a umidade relativa do ar entre 80 e 85% (CAVIGLIONE *et al.*, 2000). A umidade relativa varia muito pouco ao longo de todo o ano, mantida tanto pela influência oceânica como pela transpiração da floresta (MAACK, 2012). A precipitação anual em média é de 2000 a 2500 mm, dos quais 40% ocorrem nos meses mais chuvosos (dezembro, janeiro e fevereiro; CAVIGLIONE *et al.*, 2000). A altitude entre todos os locais da amostragem varia de 34 a 317 m e a declividade entre 3 e 27% (TABELA 1).

A Floresta Ombrófila Densa Submontana ocupa parte das encostas da Serra do Mar. Ocorre nas áreas dissecadas do relevo montanhoso, com limites altitudinais influenciados também pela latitude, sendo que entre 24° e 32° de latitude Sul, se

distribui de 30 m até em torno de 400 m (IBGE, 2012). No Paraná, Blum e Roderjan (2007) observaram que esta formação ocorre mais acima, até 600 metros de altitude. É a formação de maior diversidade da Floresta Ombrófila Densa, em virtude do clima propício com chuvas abundantes ao longo de todo o ano; ausência de geadas; e principalmente pelos solos favoráveis - argissolos, latossolos e cambissolos. A floresta é multiestratificada e o dossel chega a cerca de 30m (RODERJAN *et al.*, 2002).

TABELA 1 – VALORES MÉDIOS (MÍNIMO-MÁXIMO) DA ALTITUDE (M), DECLIVIDADE (%) E COBERTURA DO DOSSEL (%) DAS PARCELAS SEM E COM EFEITO DE DISTÚRBO POR DESLIZAMENTO (“FLORESTA” E “DESLIZAMENTO”, RESPECTIVAMENTE) EM CADA UMA DAS LOCALIDADES DE AMOSTRAGEM: MI2 – MORRO INGLÊS; SM5 = SALTO MORATO; SA2 = SALTO DAS ANDORINHAS; QU39 = QUINTILHA; CA2 = CAPITUVA. AS COORDENADAS APROXIMADAS DAS PARCELAS TAMBÉM ESTÃO MOSTRADAS. O NÚMERO QUE SEGUE A SIGLA DAS LOCALIDADES DE ESTUDO É O TEMPO DECORRIDO ENTRE O DESLIZAMENTO E A AMOSTRAGEM (2013).

LOCALIDADE	CONDIÇÃO	ALT. (m)	DEC. (%)	COB. (%)	COORDENADA
MI2	Floresta	288 (273-317)	27 (26-31)	98 (98-99)	25°35'08.6"/048°39'28.6"
	Deslizamento	227 (192-271)	26 (13-41)	85 (67-92)	25°35'08.2"/048°39'30.8"
SM5	Floresta	166 (153-157)	21 (18-28)	97 (95-99)	25°10'15.6"/048°18'07.6"
	Deslizamento	144 (137-148)	17 (10-31)	94 (89-98)	25°10'16.7"/048°18'11.4"
SA2	Floresta	170 (142-217)	15 (4-21)	99 (99-99)	25°35'33.2"/048°39'08.2"
	Deslizamento	158 (133-201)	4 (1-8)	58 (51-64)	25°35'34.2"/048°39'08.9"
QU39	Floresta	316 (316-317)	10 (8-15)	94 (90-97)	25°38'50.9"/048°38'00.4"
	Deslizamento	185 (182-190)	3 (2-8)	98 (97-99)	25°38'32.0"/048°37'35.9"
CA2	Floresta	74 (55-84)	12 (10-18)	97 (96-98)	25°27'27.7"/048°49'39.9"
	Deslizamento	43 (34-51)	18 (9-29)	69 (44-90)	25°27'29.2"/048°49'41.9"

## 2.1 PARQUE NACIONAL DE SAINT/HILAIRE LANGE

O Parque Nacional de Saint Hilaire/Lange (25.118,90 ha) localiza-se entre os municípios de Morretes, Guaratuba, Matinhos e Paranaguá. Neste último município, situam-se três das cinco localidades de estudo (Morro Inglês, Salto das Andorinhas e Quintilha), onde a Serra do Mar se denomina Serra da Prata, a qual está quase totalmente inserida nos limites do parque.

A Serra da Prata é o bloco de serra mais próximo ao mar, cercado por planícies aluvionares que margeiam as baías de Paranaguá e Guaratuba. Abrange regiões que variam de 10 até 1.549 m de altitude. O relevo com grandes desníveis, solos pouco desenvolvidos com espessura delgada, presença de áreas com afloramentos rochosos e a existência de contato lítico nos pisos mais elevados

(1.100 e 1.000 m.s.n.m.) em conjunto com cerca de 400 mm de chuva em menos de 96 h (10 a 13 de Março/2011) (MINEROPAR, 2011) ocasionaram o deslizamento de maior proporção já registrado no Paraná (FIGURA 4). Durante esse episódio, 282 mm de precipitação ocorreram somente em 11/Março de 2011 (IAPAR, 2013), no dia do deslizamento. Em muitos locais, o solo ou mesmo a rocha matriz ficou exposta, a geomorfologia em pequena escala foi modificada, as rochas se desprenderam e se alocaram em novos lugares, leitos de rios foram alterados e o solo foi depositado nas áreas de planícies (MINEROPAR, 2011).

De acordo com relatos de moradores, as bordas das cicatrizes do deslizamento continuam em processo de erosão gradual com movimentação de solo e queda de árvores. Dentre as mudanças que puderam ser observadas no local em curto prazo, destacam-se ainda: alteração na qualidade da água dos corpos hídricos da bacia de drenagem; aumento da velocidade dos ventos - as cicatrizes formam canais abertos de maior extensão e sem recobrimento de vegetação; alteração e alargamento de leitos; aumento da temperatura e evaporação da água dos córregos; deposição de solo mineral nas planícies de inundação e extinção da vegetação local.

### *Morro Inglês*

Na localidade denominada Morro Inglês, houve deslizamento de terra em 2011 e em anos anteriores, exatamente no mesmo local (comunicação pessoal). A existência de um roçado para plantação de cultivos agrícolas logo acima da cicatriz, bem como de uma estrada a partir da qual o deslizamento se iniciou, deve ter contribuído para a ocorrência do deslizamento no local. No entanto, também ocorreram deslizamentos na mesma altitude e declividade do outro lado da encosta onde não há influência de plantações ou estradas. A amostragem na cicatriz de deslizamento ocorreu no início do desprendimento do solo. Nessa localidade, o horizonte C do solo está visível (Figura 5A e B).

### *Salto das Andorinhas*

Nessa localidade os deslizamentos de Março de 2011 ocorreram em vários pontos acima do local da instalação das parcelas e a corrida de detritos convergiu

para o leito do rio, onde se encontrava a cachoeira popularmente conhecida como Salto das Andorinhas. Houve alterações no curso do rio, como alargamento e aprofundamento. A área de amostragem foi então instalada ao longo do curso abandonado do rio, onde houve alargamento das margens (Figura 5C e D). O solo das áreas em deslizamento em geral é pobre em nutrientes, formado por sedimentos mais grossos (e.g. areia) e também blocos rochosos trazidos de regiões mais altas, assentados sobre a rocha matriz então exposta.

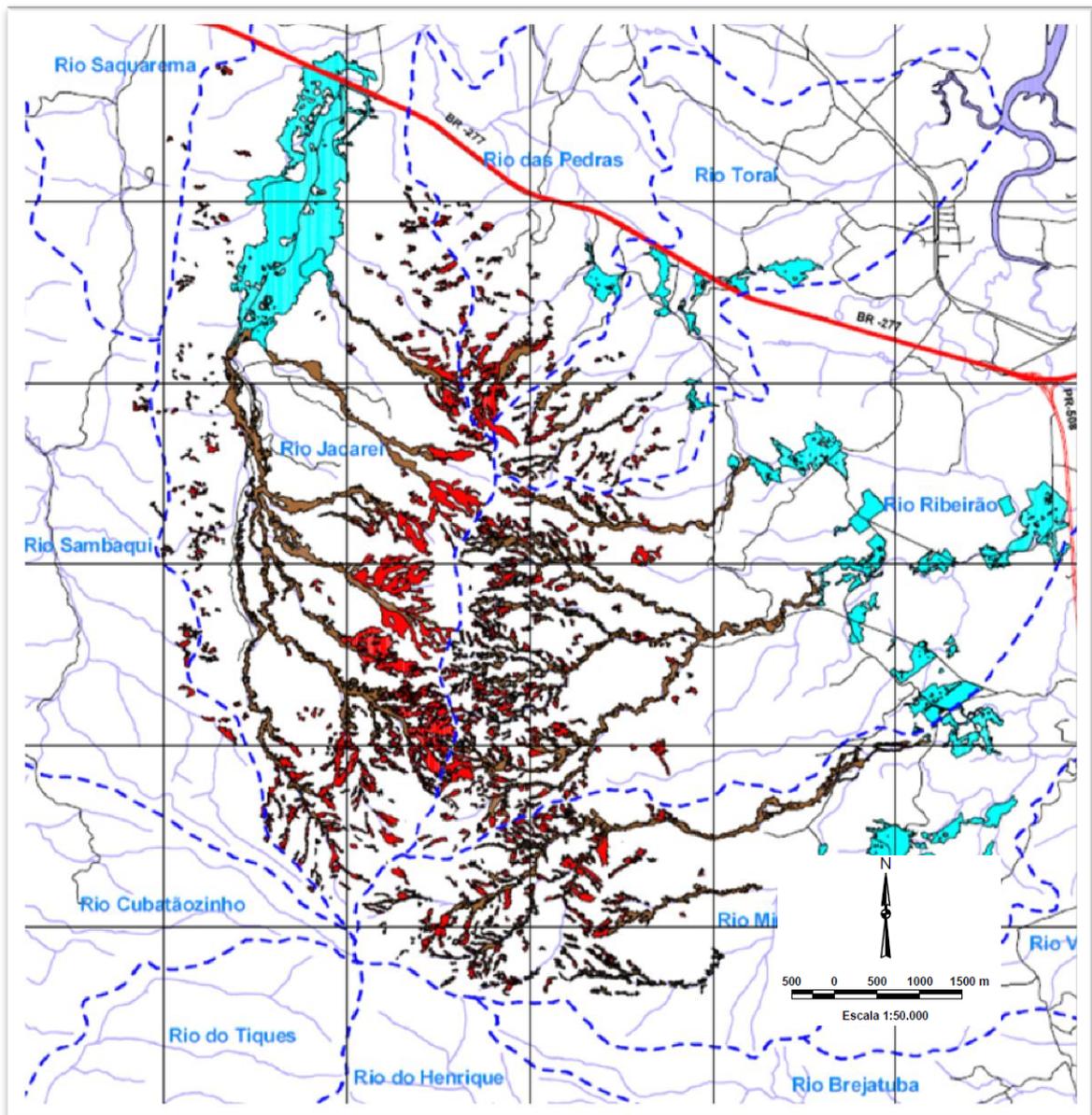


FIGURA 1 – MAPEAMENTO DOS DESLIZAMENTOS DE 11 DE MARÇO DE 2011 NA SERRA DA PRATA, PR. EM VERMELHO SÃO OS DESPRENDIMENTOS DE SOLO, EM MARROM SÃO AS CORRIDAS DE LAMA/DETRITOS E EM AZUL OS LOCAIS ONDE OCORRERAM INUNDAÇÕES E ASSOREAMENTOS. FONTE: MODIFICADO DE MINEROPAR (2011).

### *Quintilha*

Na localidade denominada Quintilha, os deslizamentos ocorreram em janeiro de 1974, no leito do rio Brejatuba (Figura 5E e F). A área de amostragem de deslizamento nesta localidade foi instalada em local de transbordamento de sedimentos trazidos pelo rio no momento do deslizamento. Percebe-se que o solo é ainda bastante arenoso nas camadas superiores, sedimento que foi deixado sobre o solo anterior.

Além das chuvas fortes de 1974, relatos dos moradores (com. pess.) e do relatório do deslizamento de 2011 (MINEROPAR, 2011) indicam uma característica comum a esses eventos: o represamento temporário do fluxo de detritos, provavelmente pelos próprios materiais de grande porte carregados, como árvores e blocos rochosos, que ao se desprenderem aumentam o poder destrutivo do fluxo que desce alargando e aprofundando os canais de drenagem. No deslizamento de 2011, a altura do fluxo de massa de detritos pode ter sido de 5 a 6 m, enquanto que as inundações foram responsáveis pelo depósito de 2 a 3 m de sedimentos areno-argilosos na planície (MINEROPAR, 2011).



FIGURA 2 – LOCAIS DE ESTUDO NO PARQUE NACIONAL DE SAINT-HILAIRE/LANGE, MUNICÍPIO DE PARANAGUÁ. A E B – ÁREA COM E SEM DESLIZAMENTO, RESPECTIVAMENTE, NO MORRO INGLÊS (DESLIZAMENTO DE 2011); C E D – ÁREA COM E SEM DESLIZAMENTO, RESPECTIVAMENTE, NO SALTO DAS ANDORINHAS (DESLIZAMENTO DE 2011); E e F – ÁREA COM E SEM DESLIZAMENTO, RESPECTIVAMENTE, NA QUINTILHA (DESLIZAMENTO DE 1974).

## 2.2 RESERVA NATURAL SALTO MORATO

A Reserva Natural Salto Morato (RNSM - 2.253 hectares) situa-se no município de Guaraqueçaba, é uma unidade de conservação sob administração privada, criada em 1994 a partir da aquisição de fazendas (FGBPN, 2001). O relevo da Serra do Morato é caracterizado por cristas arredondadas e declividades iguais ou superiores a 40%. No sopé das vertentes, ocorre acumulação de sedimentos coluvionares oriundos de movimentos lentos gravitacionais ou rapidamente transportados através de deslizamentos (FGBPN, 2001).

Antes da criação da RNSM, houve exploração seletiva de madeira na área, mesmo nas encostas (FBPN, 2001). Existia uma estrada que dava acesso até lugares mais altos da serra e era usada tanto para acesso de um morador como para escoamento da extração madeireira (comunicação pessoal). Na Reserva, os deslizamentos aconteceram em Março de 2008 e se concentraram ao longo desta antiga estrada. Por conta desta concentração, é possível entender a estrada como uma facilitadora do deslizamento. Segundo Santos (2004) as intervenções antrópicas que ocasionam cortes em encostas, como no caso de estradas, são bastante comuns e responsáveis pela movimentação de corpos de tálus e de depósitos coluvionares acima de onde a estrada existe. Além disso, a estrada serve de canalização das águas pluviais, ocasionando erosão que no local parece ser contínua e gradativa, resultando num mosaico da vegetação em diferentes estádios sucessionais (Figura 6A a D).



FIGURA 3 – LOCAL DE ESTUDO NA RESERVA NATURAL DO SALTO MORATO, MUNICÍPIO DE GUARAQUEÇABA. A e B – ÁREA COM E SEM DESLIZAMENTO, RESPECTIVAMENTE (DESLIZAMENTO DE 2008); C e D – PROCESSOS CONTÍNUOS DE EROSIÃO E QUEDA DE ÁRVORES EM 2013.

### 2.3 CAPITUVA

Esta localidade se situa na zona rural do município de Morretes, em propriedade particular. Os deslizamentos de Março de 2011 também afetaram a zona urbana do município causando alagamentos e prejuízos materiais.

Especificamente, a encosta aqui estudada (Figura 7A a D) se encontra exatamente acima de uma superfície de degradação do rio Nhudiaquara, rio considerado volumoso para a região e que cruza a cidade de Morretes. Na ocasião dos deslizamentos o rio transbordou resultando em alagamentos. O volume e a força das águas do rio retiraram parte do solo no pé da encosta, bem como uma estrada logo acima que corta o talude também deve ter favorecido a movimentação de massa de detritos. A queda de solo em degraus, resultado da retirada da sustentação abaixo, pode ser vista na figura 7D. Interessante é a observação de que

alguns blocos de solo em conjunto com a vegetação foram possivelmente deslocados, mas não o suficiente para descenderem toda a encosta. Na figura 7C é possível observar algumas árvores ainda em pé, remanescentes e que talvez tenham se movimentado durante o deslizamento.

A unidade morfoescultural onde está a localidade é denominada Planície Litorânea e Planícies Flúvio-Marinhas, ao contrário dos demais locais de estudo que se situam na unidade Rampas de Pré-Serra e Serras Isoladas, ou na Serra do Mar propriamente dita, segundo a classificação de Oka-Fiori *et al.* (2006). Ainda assim, a altitude superior a 40 m e o solo não arenoso (latossolo) permitiram classificar a vegetação como Floresta Ombrófila Densa Submontana.



FIGURA 7 – LOCAL DE ESTUDO NA CAPITUVA, MUNICÍPIO DE MORRETES. A e B – ÁREA COM E SEM DESLIZAMENTO, RESPECTIVAMENTE (DESLIZAMENTO DE 2011); C – ÁRVORES REMANESCENTES AO DESLIZAMENTO, PARECEM TER SE MOVIMENTADO DURANTE O EVENTO; D – QUEDA DO SOLO EM DEGRAUS, POR PERDA DA SUSTENTAÇÃO.

## REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Almeida, F. F. M.; Carneiro, C. D. R. Origem e evolução da Serra do Mar. **Revista Brasileira de Geociências**, v. 28, n. 2, p.135-150, 1998.
- Anderson, M. J.; Crist, T. O.; Chase, J. M.; Veellend, M.; Inouye, B. D.; Freestone, A. L.; Sanders, N. J.; Cornell, H. V.; Comita, L.S.; Davies, K. F.; Harrison, S. P.; Kraft, N. J. B.; Stegen, J. C.; Swenson, C. Navigating the multiple meanings of  $\beta$  diversity: a roadmap for the practicing ecologist. **Ecology Letters**, v.14, p.19–28, 2011.
- Angulo, R. J. Caracterização e reavaliação da Formação Alexandra (Terciário) e de sedimentos continentais associados a vertentes, no litoral do estado do Paraná, Brasil. **Anais da Academia Brasileira de Ciências**, v.67, n.4, 1995.
- Begon, M.; Townsend, C. R.; Harper, J. L. **Ecologia: de indivíduos a ecossistemas**. 4.ed. Porto Alegre: Artmed, 2007.
- Belmaker, J. Y. Z. I. V.; Shashar, N.; Connolly, S. R. Regional variation in the hierarchical partitioning of diversity in coral-dwelling fishes. **Ecology** v.89, p.2829-2840, 2008.
- Blum, C. T. **Os componentes epifítico vascular e herbáceo terrícola da Floresta Ombrófila Densa ao longo de um gradiente altitudinal na Serra da Prata, Paraná**. 197f. Tese (Doutorado em Engenharia Florestal – Conservação da Natureza). Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2010.
- Blum, C. T.; Roderjan, C. V. Espécies Indicadoras em um Gradiente da Floresta Ombrófila Densa na Serra da Prata, Paraná, Brasil. **Revista Brasileira de Biociências**, v.5, supl. 2, p.873-875, 2007.
- Blum, C. T.; Roderjan, C. V.; Galvão, F. O Clima e sua influência na distribuição da Floresta Ombrófila Densa na Serra da Prata, Morretes, Paraná. **Floresta**, v. 41, n. 3, p. 589-598, 2011.
- Cavalcanti, I. F. A.; Ferreira N. J.; Silva, M. G. A. J; Dias, M. A. F. S. (Org.) **Tempo e Clima no Brasil**. São Paulo: Oficina de Textos, p. 259-275, 2009.
- Caviglione, J. H; Kiihl, L. R. B.; Caramori, P. H.; Oliveira, D. **Cartas climáticas do Paraná**. IAPAR, 2000. Disponível em <<http://www.iapar.br/modules/conteudo/conteudo.php?conteudo=677>>. Acessado em novembro de 2013.
- Citadini-Zanette, V. Composição florística e fitossociologia da vegetação herbáceo terrícola de uma mata de Torres, Rio Grande do Sul, Brasil. **Iheringia**, v. 32, p.23-62, 1984.
- Coutinho, S. V. A precipitação e sua influência na movimentação de massa: estudo de um caso. **Revista Saúde e Ambiente**, v.3, n.2, 2002.
- DaSilva, M.B.; Pinto-da-Rocha, R. **História Biogeográfica da Mata Atlântica: Opiliones (Arachnida) como modelo para sua Inferência**. In: Biogeografia da

América do Sul: Padrões e Processos. Claudio J.B. de Carvalho & Eduardo A.B. de Almeida (Orgs.). 1ed. São Paulo: ROCA, 2011.

Devries, P. J.; Walla, T. R. Species diversity in spatial and temporal dimensions of fruit-feeding butterflies from two. **Ecuadorian rainforests**, *Biological Journal of the Linnean Society* v.68, p.333–353, 1999.

Dornelas, M.; Soykan, C.U. & Ugland, K.I. Biodiversity and disturbance. In: Magurran, A.E. & McGill, B.J. (Eds.) **Frontiers in measuring biodiversity**. New York, Oxford University Press, 2011. p. 237-251.

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

Flach, P. Z. S.; Ozorio, C. P.; Melo, A. S. Alpha and beta components of diversity of freshwater nematodes at different spatial scales in subtropical coastal lakes. **Fundamental Applied Limnology**. v.80, n.3, p.249–258, 2012

Gentry, A. H.; Emmons, L. H. Geographical Variation in Fertility, Phenology, and Composition of the Understory of Neotropical Forests. **Biotropica**, v.19, n.3, p.216-227, 1987.

Gergin, J. C.; Crist, T. O.; Veech, J. A. Additive Partitioning of Species Diversity across Multiple Spatial Scales: Implications for Regional Conservation of Biodiversity. **Conservation Biology**, v.17, n.2, 2003.

Gramani, M.F. **Caracterização geológica-geotécnica das corridas de detritos (“Debris Flows”) no Brasil e comparação com alguns casos internacionais**. 372f. Dissertação (Mestrado em Engenharia de Solos). Escola Politécnica, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2001.

Grimm, A. M. Clima na Região Sul. In: Cavalcanti, I. F. A.; Ferreira N. J.; Silva, M. G. A. J.; Dias, M. A. F. S. (Org.) **Tempo e Clima no Brasil**. São Paulo: Oficina de Textos, p. 259-275, 2009.

Hueck, K. **As florestas da América do Sul**. São Paulo: Polígono, 1972.

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

IBGE. **Manual técnico da vegetação brasileira**. 2ed. Rio de Janeiro, 2012.

Levins, R. **Evolution in changing environments**. Princeton Univ. Press, Princeton, 1968.

Lopes, E. S. S.; Riedel, P. S.; Bentz, C. M.; Ferreira, M. V.; Naletto, J. L. C. Inventário de escorregamentos naturais em banco de dados geográfico – análise dos fatores condicionantes na região da Serra de Cubatão – SP. **Anais XIII Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto**, Florianópolis, p. 2785-2796, 2007.

Maack, R. Geografia Física do Estado do Paraná. 4ed. Rio de Janeiro: José Olympio, 2012.

Macarthur, R. H.; Recher, H.; Cody. M. On the relation between habitat selection and species diversity. **The American Naturalist**, v.100, p.319-327, 1966.

Magurran, A. E. **Medindo a diversidade biológica**. Tradução: Vianna, D. M. 1ed. Curitiba: Editora da UFPR, 2011.

Mineropar. **Atlas comentado da geologia e dos recursos minerais do estado do Paraná**. Curitiba, 125p, 2001.

Mineropar. **Mapeamento geológico e geotécnico da porção leste da Serra do Mar do Estado do Paraná**. Relatório Técnico da Minerais do Paraná S/A. Curitiba, 91p, 2011.

Norman Myers, N., Mittermeier, R. A.; Mittermeier, C. G.; Fonseca, G. A. B.; Kent, J. Biodiversity hotspots for conservation priorities. **Nature**, v.403, p.853-858, 2000.

Oka-Fiori, C.; Santos, L. J. C (org) **Atlas geomorfológico do estado do Paraná**. Minerais do Paraná. Curitiba, Universidade Federal do Paraná, 2006.

Peel, M. C.; Finlayson, B. L.; McMahon, T. A. Updated world map of the Köppen-Geiger climate classification. **Hydrology Earth System Sciences**, v.11, p.1633–1644, 2007.

Prance, G. T. Padrões de distribuição e especiação em Chrysobalanaceae e outras famílias de plantas amazônicas. **Acta Botanica Brasilica**, v.1, n.2, p.1-25, 1988.

Puig, H. **A floresta tropical úmida**. Traduzido por Loureiro, M. L. F. R. 1ed. São Paulo: Editora Unesp, 2008.

Qian, H.; Ricklefs, R. E. Disentangling the effects of geographic distance and environmental dissimilarity on global patterns of species turnover. **Global Ecology and Biogeography**. v.21, p.341-351. 2012.

Quesada, M.; Sanchez-Azofeifa, G. A.; Alvarez-Añorve, M.; Stoner, K.E; Avila-Cabadilla, L.; Calvo-Alvarado, J.; Castillo, A.; Espírito-Santo, M. M.; Fagundes, M.; Fernandes, G. W; Gamon, J.; Lopezaraiza-Mikel, M.; Lawrence, D.; Morellato, L. P. C.; Powers, J. S.; Neves, F. S; Rosas-Guerrero, V.; Sayago, R.; Sanchez-Montoya, G. Succession and management of tropical dry forests in the Americas: Review and new perspectives. **Forest Ecology and Management**, v.258, p.1014–1024, 2009.

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. Landsliding and Its Multiscale Influence on Mountainscapes. **Bioscience**, v.59, p.685-698, 2009.

Ribeiro, M. C.; Metzger, J. P., Martensen, A. C., Ponzoni, F. J., Hirota, M.M. The Brazilian Atlantic Forest: How much is left, and how is the remaining forest

- distributed? Implications for conservation. **Biological Conservation**, v. 142, p.1141-1153. 2009.
- Ricklefs, R. E. A comprehensive framework for global patterns in biodiversity. **Ecology Letters**, v.7, p.1–15, 2004.
- Ricklefs, R.E. **A economia da natureza**. 5ed. São Paulo: Guanabara Koogan, 2008.
- Roderjan, C. V. **O gradiente da floresta ombrófila densa no morro Anhangava, Quatro Barras, PR – Aspectos climáticos, pedológicos e fitossociológicos**. 119f. Dissertação (Doutor em Ciências Florestais). Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 1994.
- Roderjan, C. V.; Galvão, F.; Kuniyoshi, Y. S.; Hatschbach, G. G.; As unidades fitogeográficas do estado do Paraná, Brasil. **Ciência & Ambiente**, v.24, p.75–92, 2002.
- Santos, A. R. **A grande barreira da Serra do Mar: da trilha dos Tupiniquins à rodovia dos imigrantes**. São Paulo: O nome da rosa, 2004.
- Sasaki, T.; Katabuchi, M.; Kamiyama, C.; Shimazaki, M.; Nakashizuka, T.; Hikosaka, K. Diversity partitioning of moorland plant communities across hierarchical spatial scales. **Biodiversity Conservation**, v.21, p.1577–1588, 2012.
- Seiwa, K.; Miwa, Y.; Akasaka, S.; Kanno, H.; Tomita, M.; Saitoh, T.; Ueno •, N.; Kimura, M.; Hasegawa, Y.; Konno, M.; Masaka, K. Landslide-facilitated species diversity in a beech-dominant forest. **Ecological research**, v.28, n.1, p.29-41, 2013.
- Silvera, R. M. **Comportamento geotécnico de um solo coluvionar de São Vendelino (RS)**. 302f. Tese (Doutorado em Engenharia Civil). Universidade Federal do Rio Grande do Sul. Porto Alegre, 2008.
- Stehmann, J. R.; Forzza, R. C.; Salino, A.; Sobral, M.; Costa, D. P.; Kamino, L. H. Y. Diversidade taxonômica na Floresta Atlântica. In: Stehmann, J. R.; Forzza, R. C.; Salino, A.; Sobral, M.; Costa, D. P.; Kamino, L. H. Y. (Eds) **Plantas da Floresta Atlântica**. Rio de Janeiro, Jardim Botânico do Rio de Janeiro, 2009.
- Stireman, J. O. *Alfa* and *beta* diversity of a Tachinid Parasitoid Community Over Space and Time. **Annals of the Entomological Society of America**, v.101, n.2, p.362-370, 2008.
- Struminski, E. **Parque Estadual Pico do Marumbi**. 1.ed. Curitiba: Editora da UFPR, 2001.
- Summerville, K. S.; Boulware, M. J.; Veech, J.A.; Crist, T. O. Spatial Variation in Species Diversity and Composition of Forest Lepidoptera in Eastern Deciduous Forests of North America. **Conservation Biology**, v.17, n4, 2003.
- Veech, J. A.; Ville, K. S.; Crist, T. O.; Gering, J. C. The additive partitioning of species diversity: recent revival of an old idea. **Oikos** v.99, p.3–9, 2002.

Vieira, L. T. **Padrões geográficos e estrutura de comunidade do estrato herbáceo da Mata Atlântica meridional**. 173f. Dissertação (Mestrado em Ecologia). Universidade Estadual de Campinas, Campinas, 2008.

Wettstein, R. R. V. **Aspectos da vegetação do Sul do Brasil**. São Paulo: Edgard Blücher, 1970.

Whitmore, T.C. Canopy gaps and the two major groups of forest trees. **Ecology**, v.70, n.3, p.536-538, 1989.

Whittaker, R. H. **Communities and Ecosystems**. 2ed. New York: Macmillan. 1970

Whittaker, R. H. Vegetation of the Great Smoky Mountains. **Ecological Monographs**, v. 26, n.1, p.1-80, 1956.

Whittaker, R. H. Vegetation of the Siskiyou Mountains. **Ecological Monograph**, v.30, p.279-338, 1960.

Whittaker, R. J.; Willis, K. J.; Field, R. Scale and species richness: towards a general, hierarchical theory of species diversity. **Journal of Biogeography**, v.28, p.453-470, 2001.

## PARTE II

### **O papel dos deslizamentos na diversidade do estrato herbáceo na Floresta Atlântica do Paraná**

Vanessa Ariati<sup>1,2</sup> • Rodolfo A. Bonaldi<sup>2</sup> • Márcia C. M. Marques<sup>2</sup> • André A. Padiál<sup>2</sup>

<sup>1</sup> E-mail do autor para correspondência: [vanessaariati@gmail.com](mailto:vanessaariati@gmail.com)

<sup>1,2</sup> 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

O objetivo foi avaliar o papel dos distúrbios por deslizamentos (DD) sobre a diversidade do estrato herbáceo na Floresta Atlântica da Serra do Mar, Paraná. Selecionamos cinco localidades com DD de diferentes idades: dois (3 localidades), cinco e 39 anos. Instalamos parcelas (5x5 m) sobre áreas de deslizamentos e na floresta sem DD para avaliar a composição de plantas do estrato herbáceo. Dentro destas, instalamos parcelas menores (2x2 m) para medição da cobertura. Consideramos as escalas de variação: diversidade média das parcelas ( $\alpha$ ); variação da diversidade entre as parcelas de uma mesma condição - com ou sem DD ( $\beta_1$ ); variação da diversidade entre condições ( $\beta_2$ ), hipotetizada como a principal escala de variação; e variação da diversidade entre localidades ( $\beta_3$ ). DDs tiveram papel relevante na modificação da diversidade, porém a diversidade  $\beta$  entre localidades ( $\beta_3$ ) foi a principal escala de variação com dados de riqueza de espécies. Considerando a diversidade de Shannon-Wiener, o componente  $\alpha$  foi o principal devido ao padrão geral de densidade-distribuição das espécies, no qual poucas espécies são abundantes e muitas são raras. De modo geral, a diversidade  $\beta$  proporcionada pelos DD foi maior nos primeiros anos após o distúrbio. Entretanto, os efeitos de deslizamentos na diversidade não são apenas imediatos e triviais, podendo se pronunciar por um longo tempo, neste caso por até 39 anos. Concluímos que DDs promovem a diversidade de plantas do estrato herbáceo através de mecanismos ecológicos em diferentes escalas espaciais e temporais.

Palavras chaves: Distúrbios de deslizamento, Serra do Mar, diversidade beta, heterogeneidade espacial.

## ABSTRACT

The goal was to evaluate the role of landslides disturbances (LD) on the biodiversity of the herbaceous layer in the Atlantic Forest of Serra do Mar, Paraná, Brazil. We sampled plants from the herbaceous layer in five localities with landslides of different ages: two, five and 39 years. We sampled species richness in 10 plots (5X5 m) in each locality: five plots in areas of landslides and five in adjacent forests. We settled a sub-plot of 2X2 m for % of species cover estimation. We decomposed total biodiversity into components at different scales: mean diversity per plot ( $\alpha$ ); diversity variation among plots ( $\beta_1$ ); diversity variation between environmental conditions - with or without landslides ( $\beta_2$ ); and diversity variation among localities ( $\beta_3$ ). LDs have a relevant role in species richness variation. However,  $\beta$  diversity among localities ( $\beta_3$ ) is the main scale of variation. Considering Shannon-Wiener index,  $\alpha$  diversity was the main scale of variation, given the general density-distribution pattern of species, in which few species are common and many species are rare. Overall,  $\beta$ diversity between areas with and without LD decreases over time. However, effects of LD last for long periods, 39 years in this case. We conclude that LD promotes herbaceous diversity through ecological mechanisms acting at different spatial and temporal scales.

Key-words: Landslide disturbance, Serra do Mar, beta diversity, spatial heterogeneity.

## INTRODUÇÃO

Mecanismos que afetam a distribuição das espécies atuam em diferentes escalas (Levin 1992). Entre os principais responsáveis pelo padrão de distribuição local de plantas de sub-bosque estão a composição do banco de sementes (Agra e Neeman 2012) e as características do dossel (Mckenzie et al 2000). Regionalmente, a distribuição das espécies pode ser explicada pelo tipo de uso do solo (Velázquez e Gómez-Sal 2007) e pela variação climática e geológica (Condit et al 2002). Além disso, um mesmo mecanismo pode atuar em mais de uma escala. Por exemplo, limitações por dispersão podem contribuir com diferenças espaciais nas comunidades adjacentes (Tessier 2007) ou naquelas separadas por grandes distâncias (Condit et al 2002). Dessa forma, a importância relativa dos diferentes mecanismos depende da escala considerada.

A heterogeneidade ambiental é o fator que mais tem sido utilizado para explicar a variação espacial da diversidade (Velázquez e Gómez-Sal 2009; Pabst e Spies 2001; Veech e Crist 2007). A heterogeneidade natural em florestas tropicais de encosta, assim como os diferentes tipos de solos, o relevo acidentado e as variações microclimáticas de áreas montanhosas proporcionam elevadas taxas de substituição de espécies ao longo do espaço (Blum et al 2011a; Blum et al. 2011b). Além disso, distúrbios podem contribuir ainda mais com a heterogeneidade ambiental nesses ambientes (Wilcke et al 2003). Robert (2004) classifica alguns distúrbios naturais de acordo com a sua severidade. Os mais severos são os deslizamentos e erosões de terra, pois eliminam tanto o estrato inferior e superior da floresta, quanto as camadas de solo.

Em florestas tropicais de encostas, distúrbios de deslizamentos (DDs) são frequentes, observados anualmente em diferentes locais, magnitudes e abrangências. Segundo algumas estimativas, eles afetam entre 0,08 a 15% de uma paisagem por século (Restrepo et al 2003;

Walker et al 1996). DDs ocorrem por causas naturais (furacões, tempestades, terremotos), mas podem ser intensificados por uma variedade de fatores antrópicos como a introdução de espécies exóticas, a ocorrência de fogo, as mudanças no uso do solo e as mudanças climáticas (Restrepo et al 2009). A construção de estradas e outras obras que cortam horizontalmente uma encosta são consideradas intervenções antrópicas que frequentemente causam deslizamentos (Walker et al 1996). DDs causam alterações no solo e na vegetação que se prolongam por um longo período de tempo (Wilcke et al 2003; Restrepo et al 2003). Até mesmo todos os horizontes do solo podem ser perdidos após DDs de grande intensidade, o que leva aos processos lentos de sucessão primária (Walker e Moral 2003). Frequentemente, DDs são reincidentes nos primeiros anos devido à instabilidade do solo, o que aumenta ainda mais o tempo de recuperação da vegetação (Wilcke et al 2003). Todas essas características fazem com que DDs em florestas tropicais de encosta influenciem na variação espacial da vegetação.

Após DDs, há três principais vias de recomposição: (1) através de sementes (banco ou chuva); (2) de plântulas e indivíduos jovens sobreviventes; (3) de rebrota a partir dos adultos sobreviventes (Lima 2005). Visto que DDs causam perda de solo (em maior ou menor intensidade), as “clareiras” criadas terão um caminho de regeneração diferente das clareiras causadas por queda de árvores, que são o foco da maioria dos estudos com distúrbios em florestas (Lima 2005). Tal como acontece com clareiras causadas por queda de árvores, áreas com DDs podem ser consideradas refúgios temporários para espécies pioneiras. Isso aumenta a diversidade das florestas (Walker et al 1996), pois DDs permitem a co-ocorrência de grupos ecológicos característicos de cada estágio sucessional (Whitmore 1989).

No início da sucessão após DDs, são observadas especialmente espécies de rápido crescimento, boas colonizadoras de áreas abertas e degradadas (Velázquez e Gómez-Sal 2007) e com propriedades estabilizadoras de solo (Santos-Júnior et al 2010). Tais pré-requisitos

devem contribuir para uma homogeneização inicial da diversidade entre áreas sob efeito de DDs (Santos-Júnior et al 2010; Velázquez e Gómez-Sal 2009). Esta homogeneização deve ser tal que áreas sob o efeito do DD devem ser mais parecidas entre si, do que áreas de florestas bem conservadas à uma mesma distância (Velázquez e Gómez-Sal 2007).

A ecologia das espécies dominantes no início da sucessão, principalmente as herbáceas, tem papel determinante no futuro da sucessão (Velázquez e Gómez-Sal 2009; Walker 1994; Walker et al 2010), principalmente porque as espécies têm capacidades e estratégias diferentes de colonizar uma área (Velázquez e Gómez-Sal 2009; Tessier 2007). Espécies que não dependem de reprodução sexuada, por exemplo, tem mais sucesso na colonização, porque o fazem mais rapidamente (Tessier 2007). Ainda que uma variedade de caminhos possa ser tomado pela sucessão (Pabst e Spies 2001), a comunidade em regeneração após DDs deve se tornar cada vez mais parecida com a comunidade pré-distúrbio (Odum 1969).

Na Serra do Mar do litoral do Brasil, os processos naturais de movimentação de massa (e.g. deslizamentos, erosão e lixiviação) ocorrem continuamente em diferentes escalas de tempo e espaço e fazem parte da evolução natural das encostas (Lopes et al 2007) desde o Paleoceno (Almeida e Carneiro 1998). Além de avaliar os padrões de variação espaciais e temporais em comunidades vegetais que ocorrem em encostas, o entendimento do papel de DDs é um instrumento importante para a compreensão da resiliência do ambiente, tendo implicações práticas para conservação, restauração e estimativas de riscos ambientais de tais áreas (Restrepo et al 2009, Gering et al 2003). Nesse sentido, a proposta geral deste estudo é entender como os DDs afetam a diversidade local e regional de plantas do estrato herbáceo da Floresta Atlântica na região da Serra do Mar paranaense. Nossas hipóteses são que: i) a alteração da diversidade devido ao DD é o componente mais importante de variação da comunidade do estrato herbáceo; ii) a diferença 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.

## **MATERIAIS E MÉTODOS**

### **ÁREA DE ESTUDO**

Realizamos a amostragem em cinco localidades de uma cadeia de montanhas denominada Serra do Mar, separada do mar pela planície costeira por no máximo 50 Km de extensão, na região sul do Brasil. Três localidades situam-se no Parque Nacional de Saint-Hilaire/Lange (PARNA, 25.118,0 ha), município de Paranaguá; uma na Reserva Natural Salto Morato (RNSM, 2.252,83 ha), município de Guaraqueçaba; e uma na área rural do município de Morretes, denominada Capituva (Figura 1). Para facilitar o entendimento dos resultados, o nome das localidades foi abreviado e acrescido o tempo decorrido desde o último DD até a amostragem dos dados:

1) Morro Inglês – MI2 (25<sup>o</sup>35'08.2"/048<sup>o</sup>39'30.8): Nesse local, os dados foram coletados dois anos após o DD, razão pela qual utilizaremos a abreviação MI2 para essa localidade. Situado no PARNA, houve DDs em 2011 e em anos anteriores, exatamente na mesma cicatriz (comunicação pessoal). O uso da terra para agricultura logo acima da cicatriz, bem como a existência de uma estrada a partir da qual o deslizamento se iniciou, devem ter contribuído para a ocorrência do DD. No entanto, também houve DDs na mesma altitude do outro lado da encosta sem a influência de plantações ou estradas. A amostragem na cicatriz de

deslizamento ocorreu no início do desprendimento do solo. Nessa localidade, o horizonte C do solo está visível.

2) Salto das Andorinhas – SA2 (25<sup>o</sup>35'34.2"/048<sup>o</sup>39'08.9"): Nesse local, os dados foram coletados dois anos após o DD. Situado no PARNA, faz parte do mesmo DD ocorrido em março de 2011 no MI2. Os DDs ocorreram em vários locais das partes mais altas da Serra do Mar, e a corrida de detritos convergiu para o leito do rio, resultando em alterações no seu curso, como alargamento e aprofundamento, onde foram instaladas as parcelas de DD. Em geral, o solo das parcelas sobre o DD é pobre em nutrientes, formado por sedimentos mais grossos (e.g. areia) e também grandes blocos rochosos trazidos de regiões mais altas, assentados sobre a rocha matriz então exposta.

3) Quintilha - QU39 (25<sup>o</sup>38'32.0"/048<sup>o</sup>37'35.9"): Nesse local, que também faz parte do PARNA, os dados foram coletados 39 anos após o DD. Os DDs ocorreram em 1974 e se concentraram no leito do rio Brejatuba. As parcelas de DD foram instaladas no local de transbordamento e deposição de sedimentos do rio. Por essa razão, percebe-se que o solo é bastante arenoso ainda nas camadas superiores.

4) Salto Morato – SM5 (25<sup>o</sup>10'16.7"/048<sup>o</sup>18'11.4"): Nesse local, situado na RNSM, os dados foram coletados cinco anos após o DD. Os DDs ocorreram em 2008 e se concentraram a partir de uma estrada abandonada. Neste caso, é chamado de movimentação de corpos de tálus e depósitos coluvionares (Santos, 2004), resultado do corte da encosta pela estrada. Além disso, a estrada também serve de canalização das águas pluviais, ocasionando erosão, que é contínua e gradativa, resultando num mosaico de vegetação em diferentes estádios de sucessão desde o DD principal em 2008, sobre o qual foram instaladas as parcelas.

5) Capituva – CA2 (25<sup>o</sup>27'29.2"/048<sup>o</sup>49'41.9"): Nesse local, os dados foram coletados dois anos após o DD. A localidade situa-se na área rural do município de Morretes, onde os DDs também aconteceram em Março de 2011, quando foi registrado o maior valor de

precipitação em 24h desde 1966:282 mm (IAPAR 2013). A encosta estudada se encontra logo acima de uma superfície de degradação do rio Nhudiaquara onde volume e a força das águas, no momento de grandes chuvas, retiraram parte do solo no pé da encosta, resultando na retirada da sustentação da encosta. Além disso, uma estrada corta o talude, logo acima do rio, o que deve ter contribuído para o DD. De todas as áreas, esta é a que a vegetação não se encontra em bom estado de conservação, não sabemos a idade da floresta, mas características como baixa estratificação, predomínio de poucas espécies arbóreas e pouca quantidade de epífitas refletem o histórico de uso da área.

A vegetação da Serra do Mar é classificada como Floresta Ombrófila Densa (IBGE 2012). A formação Submontana é a que ocorre nos locais de amostragem. Essa é a formação de maior diversidade da Floresta Ombrófila Densa, em virtude do clima propício com chuvas abundantes ao longo de todo o ano, ausência de geadas, e principalmente pelos solos mais desenvolvidos - argissolos, latossolos e cambissolos. A floresta é multiestratificada e o dossel chega a cerca de 30m (Roderjan et al 2002).

A Serra do Mar é influenciada por dois tipos climáticos, classificados em Cfa e Cfb, segundo a classificação de Koppen-Geiger. Blum et al. (2011) encontraram a transição desses tipos climáticos a cerca de 600-800m de altitude – Cfa abaixo e Cfb acima – coincidindo com a transição entre as formações Montana e Submontana da Floresta Ombrófila Densa. A temperatura média anual varia de 19° C a 21°C e a umidade relativa do ar entre 80 e 85% (Caviglione et al 2000). A umidade relativa varia muito pouco ao longo de todo o ano, mantida tanto pela influência oceânica, como pela transpiração da floresta (Maack 2012). A precipitação anual em média é de 2000 a 2500 mm, dos quais 40% ocorrem no trimestre mais chuvoso (dezembro, janeiro e fevereiro - Caviglione et al 2000). A altitude entre todos os locais da amostragem varia de 34 a 317 m e a declividade entre 3 e 27%. Áreas com

declividade baixa podem ser alteradas pela corrida de sedimentos que vem das partes mais altas e de maior declividade, por isso a grande diferença entre esses valores.

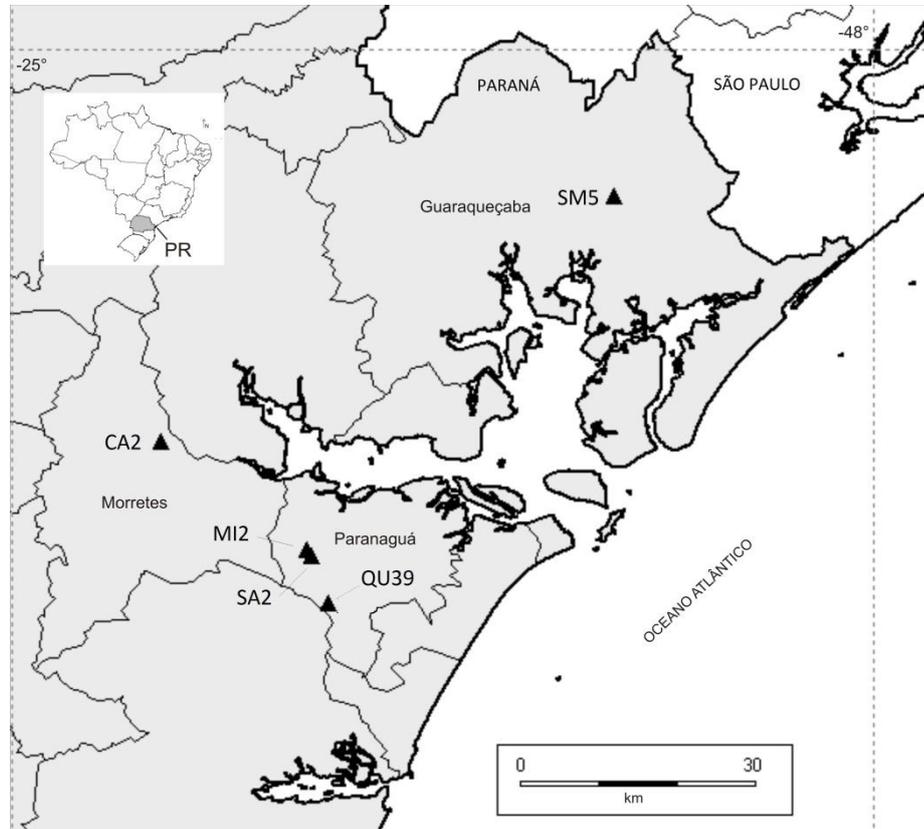


Figura 1 – Localidades de estudo. Uma área (SM5) se situa na Reserva Natural do Salto Morato (RNSM), município de Guarapuá, uma (CA2) na localidade Capitiva, município de Morretes e três (SA2, MI2 e QU39) no Parque Nacional de Saint/Hilaire Lange (PARNA), município de Paranaguá.

## COLETA DOS DADOS

Em cada localidade, escolhemos uma área com histórico de DD e uma sem histórico de DD conhecido. Em cada área, foram instaladas cinco parcelas de 5 x 5 m para o levantamento florístico e outras cinco subparcelas de 2 x 2 m para a estimativa da

porcentagem de cobertura. O número de parcelas foi determinado pela viabilidade logística e por não haver acessibilidade a outras áreas com maiores manchas de deslizamentos.

Estimamos a porcentagem de cobertura como sendo a média da cobertura das espécies em quatro subparcelas de 1 x 1 m (dentro da subparcela de 2 x 2 m). Categorizamos a cobertura média das espécies do estrato herbáceo em nove classes (Chapman e McEwan 2013): < 1%, 1–5%, 6–10%, 11–25%, 26–35%, 36–50%, 51–75%, 76–90%, 91–100%. Incluímos na amostragem as plantas herbáceas e subarborescentes maiores que 1cm, em contato com o solo ou sobre rochas, enraizadas ou não sobre a parcela (ou seja, se apenas uma folha de um indivíduo se encontrava dentro da parcela, a cobertura representada por esta folha foi considerada, bem como a própria espécie para a florística). Também consideramos lianas e trepadores nômades em contato com o solo. Pelo conjunto heterogêneo de plantas inclusas, utilizamos ao longo do texto o termo “estrato herbáceo”. Consideramos espécies sem possibilidade de distinção em estado vegetativo como apenas um táxon: *Dichorisandra* spp., *Cissus* spp., *Heteropsis* spp. Os nomes dos autores e sinônimos foram verificados na Flora do Brasil (Lista de Espécies da Flora do Brasil 2013).

## ANÁLISE DE DADOS

Primeiramente, testamos a diferença na composição de plantas do estrato herbáceo entre localidades e entre parcelas com e sem efeitos de DDs com uma Análise de Variância Multivariada Permutacional (PERMANOVA - Anderson 2001 - 999 permutações). O resultado dessa análise não tem o objetivo de responder as hipóteses, mas evidenciar que há variação espacial na diversidade entre localidades na Floresta Atlântica e que os DDs afetam a composição das espécies. Para isso, a composição entre as localidades foi comparada somente com as parcelas sem o DD para demonstrar a variação espacial na diversidade que existe na

floresta entre as localidades; e entre as parcelas com e sem o efeito de DD de cada localidade separadamente porque são históricos de DD em épocas distintas e a diferença entre as condições na mesma localidade deve ser menor quando o DD ocorreu há mais tempo. Também testamos se a similaridade na composição está espacialmente correlacionada, através do teste de Mantel entre dissimilaridade florística e distância geográfica.

Em segundo lugar, utilizamos a abordagem de partição aditiva da diversidade para avaliar a importância relativa de diferentes escalas de variação da diversidade (Crist et al 2003). Nesse caso, a diversidade total registrada nesse estudo (diversidade gama -  $\gamma$ ) foi particionada em um componente local (diversidade alfa -  $\alpha$ ) e três componentes de diversidades beta ( $\beta_1$ ,  $\beta_2$  e  $\beta_3$ ) (Figura 2). O componente  $\alpha$  indica a diversidade média por parcela considerando todas as parcelas (em diferentes condições de deslizamento e em diferentes localidades), consideradas em cada análise. O componente  $\beta_1$  indica a variação média da diversidade entre pares parcelas de uma mesma condição de deslizamento e localidade. Esse componente se refere a diversidade  $\beta$  em pequena escala, provavelmente resultado de agregação de indivíduos. O componente  $\beta_2$  indica a variação média da diversidade entre pares de parcelas com e sem efeito direto do deslizamento em uma mesma localidade. Esse componente indica a diversidade  $\beta$  em uma escala intermediária devido ao DD (hipotetizado como o componente mais importante). E o componente  $\beta_3$  indica a variação média da diversidade entre pares de parcelas de uma mesma condição, mas de diferentes localidades. Esse componente indica uma diversidade  $\beta$  em macro-escala devido à variação espacial da diversidade entre as localidades de amostragem (Figura 2). Testamos a significância de cada componente através de 999 permutações comparando com a hipótese 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 em que a espécie ocorre (Crist et al 2003). Tal análise foi feita considerando a riqueza de espécies e o índice de

diversidade de Shannon-Wiener, separadamente, pois os componentes da diversidade  $\gamma$  descritos acima podem afetar somente o número de espécies ou as relações de dominância.

Além disso, particionamos a diversidade  $\gamma$  somente utilizando os dados de localidades com mesma idade de DD (MI2, SM2 e SA2). Isso foi feito porque ao utilizar localidades com diferentes idades, os componentes  $\beta_2$  e  $\beta_3$  também estariam demonstrando uma variação temporal na diversidade. Dessa forma, não conseguiríamos distinguir o efeito do tempo e do espaço atuando simultaneamente. Ademais, uma das hipóteses é que a diversidade  $\beta_2$  nas localidades com DDs recentes deve ser maior que em DDs antigos. Deste modo, a partição foi realizada par a par nas três localidades onde ocorreram DDs há dois anos. Para realizar a partição da diversidade  $\gamma$  (considerando tanto a riqueza de espécies quanto o índice de Shannon-Wiener), uma matriz de dados de abundância das espécies foi utilizada com vetores de classificação para a parcela, sua condição de deslizamento, e a área onde está inserida.

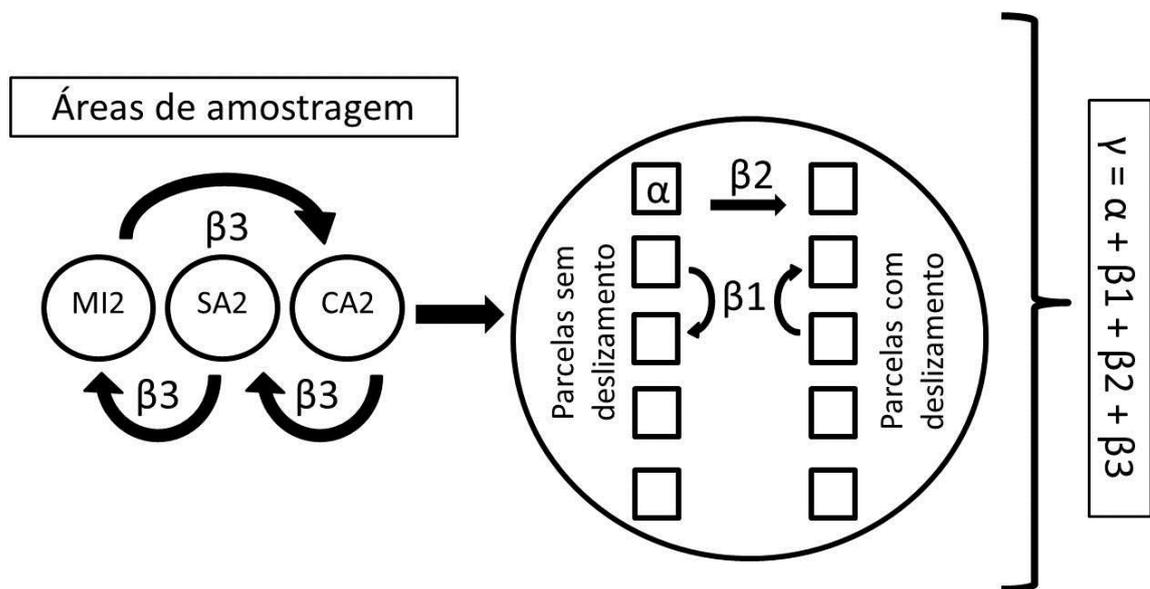


Figura 2 – Esquema de como a diversidade total  $\gamma$  foi particionada nos componentes  $\alpha$ ,  $\beta_1$ ,  $\beta_2$  e  $\beta_3$  (veja explicação no texto). MI2 – Morro Inglês; SA2 = Salto das Andorinhas; CA2 = Capituva. Na figura, três componentes  $\beta_3$  estão mostrados pois a partição foi feita par a par com as três localidades (veja métodos).

Em terceiro lugar, consideramos a dispersão dos pontos em um espaço multidimensional como uma medida de diversidade  $\beta$  (Anderson et al 2006). Nesse caso, a medida de diversidade  $\beta$  é calculada a partir da distância média para o centróide de uma Análise de Coordenadas Principais (PCoA - Gower 1966). Com essa medida, testamos três hipóteses, além da primeira hipótese demonstrada acima:

2) O DD contribui mais para a diversidade  $\beta$  das localidades nas quais o DD ocorreu recentemente. Esperamos que a diversidade  $\beta$  total das parcelas de uma localidade deva ser menor em QU39 e SM5 e maior em MI2, SA2 e CA2. Assim sendo, quanto maior o tempo decorrido desde o evento de deslizamento, maior a similaridade entre todas as parcelas de uma localidade, por isso, menor a diversidade  $\beta$ .

3) Assumindo que as comunidades de parcelas em DD são mais heterogêneas em relação a diversidade de plantas do estrato herbáceo do que na floresta, a diversidade  $\beta$  das parcelas de DD de diferentes localidades deve ser maior do que a diversidade  $\beta$  entre as parcelas sem efeito de DD de tais localidades.

4) Considerando somente as parcelas de DD, nossa hipótese é de que haja menor diversidade  $\beta$  das comunidades quando os distúrbios ocorreram recentemente, devido ao filtro ambiental. Dessa forma, esperamos que a diversidade  $\beta$  apenas entre parcelas de DD seja menor em MI2, SA2 e CA2 e maior em QU39 e SM5.

As três hipóteses descritas acima acerca da diversidade  $\beta$  estão ilustradas na Figura 3. Para essas análises, testamos a homogeneidade da dispersão de pontos pela abordagem ‘betadisper’ após 999 permutações (Anderson 2006). Utilizamos tanto dados de presença/ausência como de cobertura, com os índices de dissimilaridade Jaccard e Bray-Curtis, respectivamente. Realizamos as análises utilizando o pacote ‘vegan’ (Oksanen et al

2013) do Software livre R (R Core - Team 2013). Consideramos resultados significativos quando o erro do tipo I foi menor que 5%.

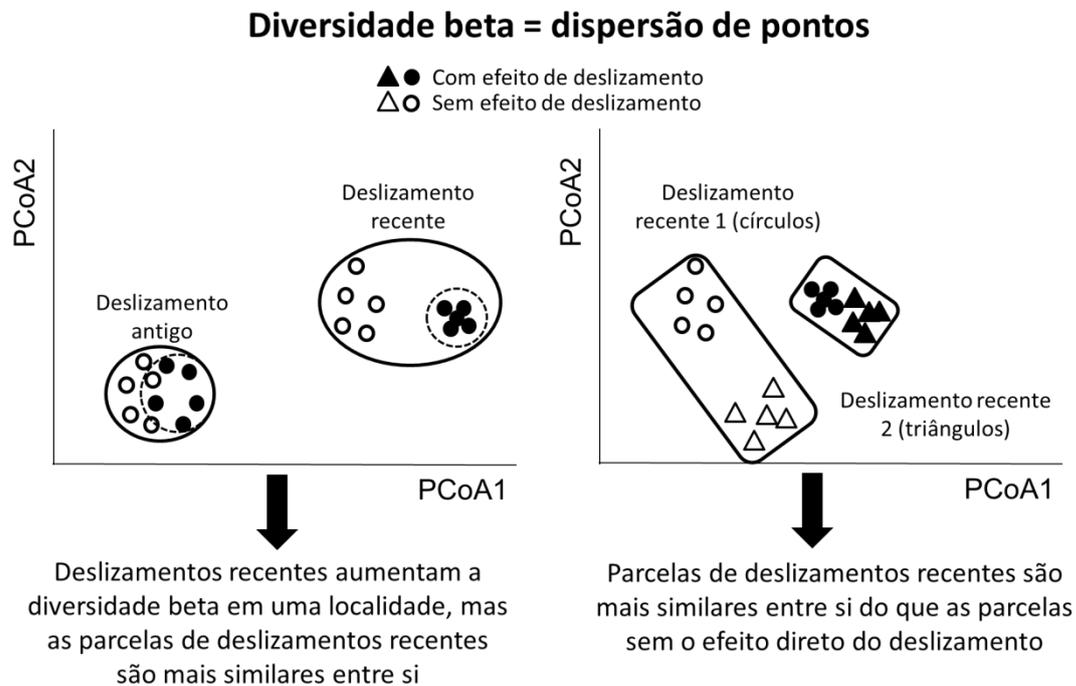


Figura 3 – Esquema mostrando as hipóteses de que: i) localidades com deslizamentos recentes possuem maior diversidade  $\beta$  do que localidades com deslizamentos antigos; ii) áreas sob o efeito direto do deslizamento, em deslizamentos recentes, são mais parecidas entre si do que as áreas sem o efeito direto do deslizamento nas mesmas localidades; iii) as parcelas sob o efeito direto do deslizamento são mais homogêneas entre si em localidades cujo deslizamento ocorreu recentemente.

## RESULTADOS

A riqueza total do estudo é de 160 espécies de plantas do estrato herbáceo nas duas condições (sem DD e com DD) e em cinco localidades da Serra do Mar do Paraná. A

composição taxonômica se distribui em 52 famílias e 113 gêneros, entre herbáceas, subarborescentes, lianas e trepadores nômades. Do total de famílias, 22 (42%) ocorrem exclusivamente em áreas com DD, 4 (8%) ocorrem exclusivamente em área sem DD (floresta) e 26 foram compartilhadas entre as duas condições. Do total de espécies, 94 (59%) ocorreram exclusivamente em áreas com DD, 33 (20%) ocorreram exclusivamente em áreas sem DD (floresta) e 33 foram compartilhadas entre as duas condições.

Considerando a riqueza de espécies por localidade, as áreas podem ser ranqueadas da mais biodiversa para a menos biodiversa da seguinte forma: MI2 (65 espécies), SA2 (64), CA2 (50), SM5 (44) e QU39 (41). Considerando apenas as áreas com DD, na ordem de maior riqueza de espécies destaca-se MI2 (56) e o restante com valores muito similares CA2 (43), SA2(41), SM5(34) e QU39 (27). Para as parcelas sem efeito de DD, destaca-se a localidade SA2 com maior riqueza (30 espécies) e as demais com riqueza de espécies muito semelhante: QU39 (23), MI2 (21), CA2 (19) e SM5 (18) (Tabela 1). Apesar das análises focarem a diversidade  $\beta$ , a riqueza total de cada área corrobora a hipótese de que áreas com deslizamento recente apresentam maior diversidade.

As famílias mais ricas em DD foram Poaceae (17), Asteraceae (15), Cyperaceae (10), Thelypteridaceae (8) e Rubiaceae (6); e nas áreas sem DD foram Araceae e Dryopteridaceae (7 cada), Cyperaceae e Poaceae (5 cada) e Orchidaceae e Piperaceae (4 cada). Os gêneros mais biodiversos em DD foram *Thelypteris* (7), *Mikania* (5), *Cyperus* (4) e *Hypolepis* e *Paspalum* (3 cada), e nas áreas sem DD foram *Philodendron* e *Ctenitis* (3 cada) (Tabela 1).

A maioria das espécies (60%) ocorreu em apenas uma localidade e somente cinco espécies se distribuíram em todas as localidades: *Aphelandra ornata*, *Monstera adansonii*, *Blechnum brasiliensis*, *Costus spiralis* e *Geoperttia monophylla*. Sete espécies exóticas foram registradas: *Centella asiatica*, *Impatiens walleriana*, *Urochloa* cf. *plantaginea*,

*Macrothelypteris torresiana*, *Thelypteris dentata*, *Deparia petersenii*, e *Hedychium coronarium*, todas de ocorrência exclusiva nas áreas com DD (Tabela 1).

Quanto à forma de vida, a maior parte das espécies é herbácea (73%), seguida de lianas (16%), subarbusculares (6%) e trepadores nômades (4%). Quanto à diferença na forma de vida entre as condições, destaca-se apenas a maior porcentagem de lianas em áreas com efeito de DD (17%) do que em áreas sem DD (9%) (Tabela 1).

Tabela 1 – Espécies do estrato herbáceo encontradas em cinco localidades de estudo na Floresta Ombrófila Densa Submontana do Paraná: Morro Inglês – MI2; Salto Morato – SM5; Salto das Andorinhas – SA2; Quintilha – QU39; Capituva – CA2. Em cada localidade amostramos duas condições: áreas com efeito direto de distúrbio por deslizamento – D; e áreas sem efeito direto – F. Formas de crescimento consideradas: herbáceas – her; lianas – lia; trepadores nômades – trn; subarbusculares – sub.

TÁXON	MI2		SM5		SA2		QU39		CA2		FORMA
	D	F	D	F	D	F	D	F	D	F	
<b>ACANTHACEAE (4)</b>											
<i>Acanthaceae</i> sp1.		x						x			Her
<i>Aphelandra ornata</i> T. Anderson		x	x			x		x	x	x	Her
<i>Pseuderanthemum riedelianum</i> Nees	x										Her
<i>Staurogyne sylvatica</i> Lindau ex Braz & R.Monteiro									x	x	Her
<b>ANEMIACEAE</b>											
<i>Anemia phyllitidis</i> (L.) Sw.									x		Her
<b>APIACEAE</b>											
<i>Centella asiatica</i> (L.) Urb.			x								Her
<b>APOCYNACEAE (3)</b>											
<i>Oxypetalum pedicellatum</i> Decne.						x					Lia
<i>Peltastes peltatus</i> (Vell.) Woodson									x		Lia
<i>Prestonia dusenii</i> (Malme) Woodson									x		Lia
<b>ARACEAE (8)</b>											
<i>Anthurium pentaphyllum</i> (Aubl.) G. Don								x		x	Her
<i>Anthurium sellowianum</i> Kunth	x							x	x		Her
<i>Heteropsis salicifolia</i> Kunth	x			x							Lia
<i>Heteropsis</i> sp.										x	Lia
<i>Monstera adansonii</i> Schott	x	x	x	x		x	x	x	x	x	Trn

<i>Philodendron appendiculatum</i> Nadruz & S.J. Mayo										x	Trn	
<i>Philodendron loefgrenii</i> Engl.				x	x					x	Trn	
<i>Philodendron ochrostemon</i> Schott	x	x			x				x		Trn	
<b>ARISTOLOCHIACEAE</b>												
<i>Aristolochia paulistana</i> Hoehne	x										Lia	
<b>ASTERACEAE (15)</b>												
<i>Achyrocline satureioides</i> (Lam.) DC.					x					x	Sub	
<i>Baccharis anomala</i> DC.					x						Sub	
<i>Baccharis oxyodonta</i> DC.				x	x						Sub	
<i>Baccharis</i> sp1.					x						Sub	
<i>Bidens subalternans</i> DC.					x						Her	
<i>Conyza canadensis</i> (L.) Cronquist	x	x			x	x				x	Her	
<i>Gamochaeta purpurea</i> (L.) Cabrera	x				x						Her	
<i>Melampodium divaricatum</i> (Rich.) DC.	x									x	Her	
<i>Mikania burchellii</i> Baker										x	Lia	
<i>Mikania</i> cf. <i>hirsutissima</i> DC.	x										Lia	
<i>Mikania glomerata</i> Spreng.	x		x		x					x	Lia	
<i>Mikania micrantha</i> Kunth	x				x						Lia	
<i>Mikania ternata</i> (Vell.) B.L. Rob.	x										Lia	
<i>Pluchea</i> sp1.					x						Her	
<i>Pterocaulon balansae</i> Chodat					x						Her	
<b>BALSAMINACEAE</b>												
<i>Impatiens walleriana</i> Hook. f.	x										Her	
<b>BEGONIACEAE (2)</b>												
<i>Begonia convolvulacea</i> (Klotzsch) A. DC.	x										Trn	
<i>Begonia radicans</i> Vell.			x						x		Trn	
<b>BIGNONIACEAE</b>												
<i>Dolichandra unguis-cati</i> (L.) L.G. Lohmann	x										Lia	
<b>BLECHNACEAE (3)</b>												
<i>Blechnum brasiliense</i> Desv.	x		x		x	x	x			x	x	Her
<i>Blechnum</i> cf. <i>occidentale</i> L.										x	Her	
<i>Salpichlaena volubilis</i> (Kaulf.) J. Sm.				x		x					Lia	
<b>BROMELIACEAE (4)</b>												
<i>Aechmea caudata</i> Lindm.	x										Her	
<i>Billbergia amoena</i> (Lodd.) Lindl.									x		Her	
<i>Nidularium</i> cf. <i>innocentii</i> Lem.						x	x				Her	
<i>Nidularium procerum</i> Lindm.				x		x	x	x			Her	
<b>CAMPANULACEAE</b>												
<i>Siphocampylus</i> sp1.			x								Lia	
<b>COMMELINACEAE (3)</b>												
<i>Commelina</i> sp1.										x	Her	
<i>Dichorisandra hexandra</i> (Aubl.) Kuntze ex Hand.-Mazz.								x		x	Her	
<i>Dichorisandra</i> spp. ( <i>thyrsiflora/paranensis</i> )	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	Her	
<b>COSTACEAE</b>												
<i>Costus spiralis</i> (Jacq.) Roscoe	x	x	x			x	x	x	x	x	Her	

**CURCUBITACEAE***Cayaponia pilosa* Cogn.

x

Lia

**CYPERACEAE (12)**

Cyperaceae sp1.

x x

Her

*Cyperus andreaus* Maury

x

Her

*Cyperus hermaphroditus* (Jacq.) Standl.

x

Her

*Cyperus intricatus* Schrad. ex Schult.

x x

Her

*Cyperus luzulae* (L.) Rottb. ex Retz.

x

Her

*Hypolytrum schraderianum* Nees

x x

Her

*Kyllinga pumila* Michx.

x

Her

*Pleurostachys* sp1.

x

Her

*Pleurostachys gaudichaudii* Brongn.

x

x

Her

*Pleurostachys sellowii* Kunth

x

Her

*Pleurostachys urvillei* Brongn.

x

Her

*Rhynchospora floribunda* Boeckeler

x

Her

**DENNSTAEDIAEAE (4)***Dennstaedtia obtusifolia* (Willd.) T. Moore

x x

Her

*Hypolepis mitis* Kunze ex Kuhn

x

Her

*Hypolepis repens* (L.) C. Presl

x

Her

*Hypolepis rugosula* subsp. *pradoana* (Labill.) J.Sm.

x

Her

**DRYOPTERIDACEAE (7)***Ctenitis aspidioides* (C.Presl) Copel.

x

Her

*Ctenitis cf. anniesii* (Rosenst.) Copel.

x

Her

*Ctenitis pedicellata* (Christ) Copel.

x

Her

*Megalastrum connexum* (Kaulf.) A.R. Sm. & R.C. Moran

x

x

Her

*Mickelia scandens* (Raddi) R.C. Moran et al.

x

x

Lia

*Polybotrya cylindrica* Kaulf.

x x

x

x

x

x

Trn

*Stigmatopteris heterocarpa* (Fée) Rosenst.

x x

x

Her

**EUPHORBIACEAE***Dalechampia ficifolia* Lam.

x

x

Lia

**GESNERIACEAE***Codonanthe devosiana* Lem.

x

Her

**GLEICHNEACEAE (2)***Gleichenella pectinata* (Willd.) Ching

x

x

Her

*Sticherus nigropaleaceus* (Sturm) J. Prado & Lellinger

x

Her

**HELICONACEAE***Heliconia farinosa* Raddi

x

x

x

x

x

Her

**HYMENOPHYLLACEAE (3)***Abrodictyum rigidum* (Sw.) Ebihara & Dubuisson

x

Her

*Trichomanes cristatum* Kaulf.

x

x

Her

*Trichomanes elegans* Rich.

x

x

Her

**IRIDACEAE***Neomarica humilis* (Klatt) Capell.

x

Her

**LINDSAEACEAE (2)**





<i>Thelypteris dentata</i> (Forssk.) E.P. St. John	x				x						Her
<i>Thelypteris opposita</i> (Vahl) Ching	x										Her
<i>Thelypteris raddii</i> (Rosenst.) Ponce	x										Her
<i>Thelypteris rivularioides</i> (Fée) Abbiatti			x								Her
<i>Thelypteris</i> sp1.	x										Her
<i>Thelypteris vivipara</i> (Raddi) C.F. Reed	x										Her
<b>VERBENACEAE</b>											
<i>Stachytarpheta cayennensis</i> (Rich.) Vahl	x										Sub
<b>VITACEAE (2)</b>											
<i>Cissus</i> sp.										x	Lia
<i>Cissus verticillata</i> subsp. <i>verticillata</i>	x										Lia
<b>WOODSIACEAE (4)</b>											
<i>Deparia petersenii</i> (Kunze) M. Kato	x				x						Her
<i>Diplazium ambiguum</i> Raddi						x					Her
<i>Diplazium cristatum</i> (Desr.) Alston						x		x			Her
<i>Diplazium plantaginifolium</i> (L.) Urb.	x	x									Her
<b>ZINGEBERACEAE (2)</b>											
<i>Hedychium coronarium</i> J. Koenig										x	Her
<i>Renalmia petasites</i> Gagnep.		x									Her
<b>TOTAL</b>	<b>56</b>	<b>21</b>	<b>34</b>	<b>18</b>	<b>41</b>	<b>30</b>	<b>27</b>	<b>23</b>	<b>43</b>	<b>19</b>	

Como esperado, a diversidade variou entre localidades considerando somente as parcelas sem efeito dos DDs, tanto para dados de abundância (PERMANOVA:  $F = 1,70$ ;  $P = 0,018$ ) como para dados de presença/ausência (PERMANOVA:  $F = 2,53$ ;  $P = 0,004$ ). É importante ressaltar que a diferença entre locais é parcialmente explicada pela autocorrelação espacial, visto que há uma associação positiva, mesmo que fraca, entre distância geográfica e dissimilaridade na composição de plantas herbáceas (Mantel - Abundância:  $r = 0,187$ ;  $P = 0,019$ ; Presença/ausência:  $r = 0,285$ ;  $P = 0,002$ ). A composição varia também entre as parcelas com e sem efeito de DDs para todas as localidades e para as duas naturezas de dados (Tabela 2).

Tabela 2 – Resultados da análise de variância multivariada permutacional testando a diferença na composição das parcelas com e sem efeito do distúrbio por deslizamento em cada uma das localidades, para dados de abundância (utilizando distância de Bray-Curtis) e presença/ausência (utilizando distância de Jaccard).

	Abundância		Presença/ausência	
	F	P	F	P
MI2	1,81	0,019	4,23	0,009
SM5	2,04	0,048	4,97	0,008
SA2	5,84	0,010	4,14	0,006
QU39	4,72	0,009	4,28	0,008
CA2	2,77	0,016	2,88	0,009

#### PARTIÇÃO DA DIVERSIDADE GAMA

A partição da diversidade  $\gamma$  diferiu se feita com a riqueza de espécies ou com a diversidade de Shannon-Wiener (Figura 4; Tabela 3). A principal escala de variação da diversidade de Shannon-Wiener foi à diversidade  $\alpha$ , enquanto que a diversidade  $\beta_3$  (entre localidades) é a que mais contribui para a diversidade  $\gamma$ . Ainda que o principal componente da diversidade  $\gamma$  não tenha sido a  $\beta_2$ , como hipotetizado, há mais diversidade  $\beta_2$  do que seria esperado pelo modelo nulo em todas as comparações para a partição da diversidade de Shannon-Wiener e apenas para uma das três comparações para riqueza de espécies.

Apesar de ser o principal componente para a partição da diversidade de Shannon-Wiener, a diversidade  $\alpha$  sempre foi menor do que o esperado pelo modelo e apenas maior para a partição da riqueza de espécies, em duas das três comparações. Enquanto que a  $\beta_3$ , principal

componente da diversidade  $\gamma$  na partição da riqueza de espécies foi sempre maior do que o esperado pelo modelo nulo em ambas as partições. Por fim, a diversidade  $\beta 1$  (entre as parcelas de uma mesma condição e localidade) não diferiu do esperado pelo modelo nulo na partição da diversidade de Shannon-Wiener, mas difere e é menor para a partição da riqueza de espécies de espécies.

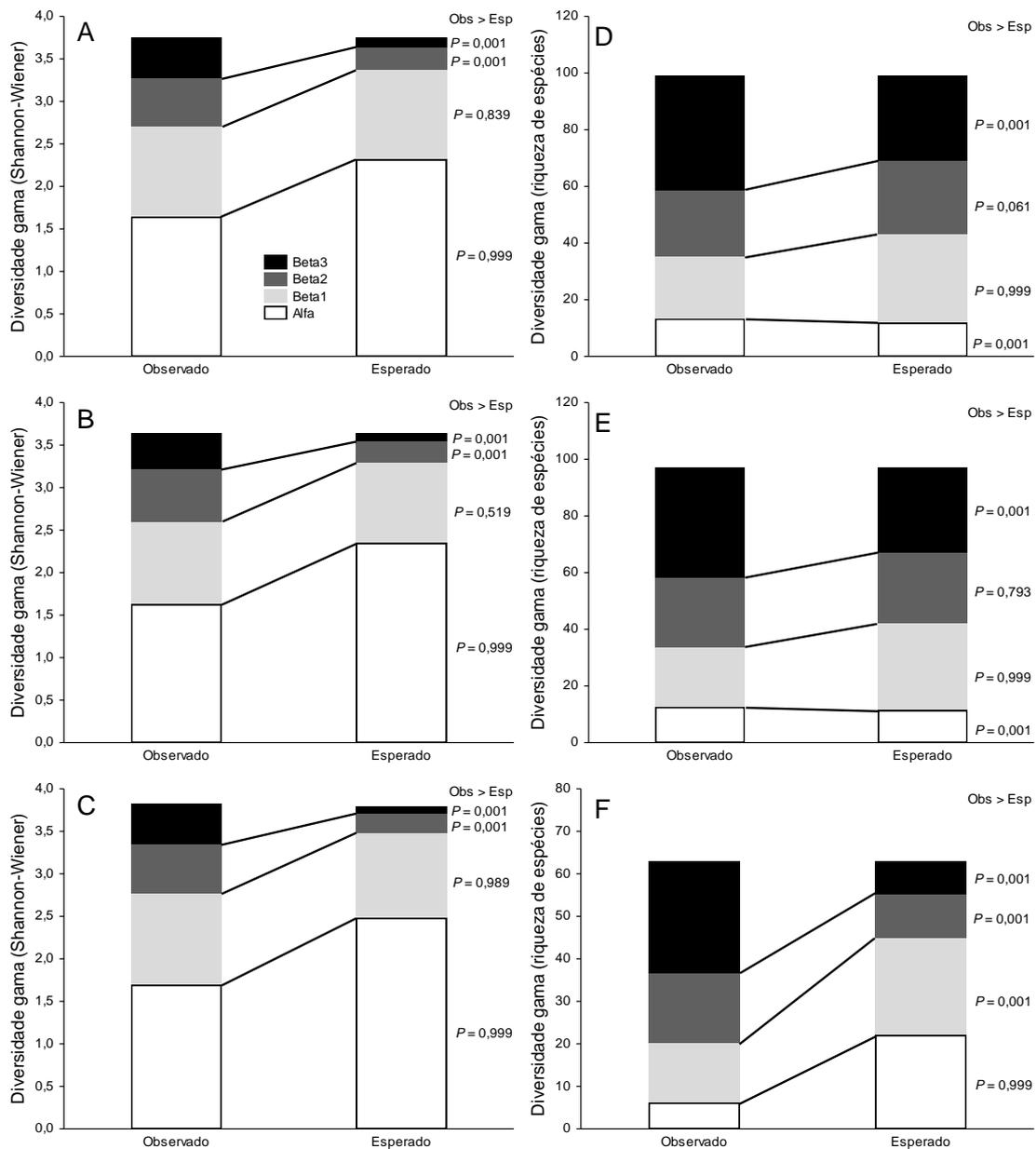


Figura 4 – Partição da diversidade gama nos componentes de variação da diversidade em diferentes escalas (veja métodos) de plantas do estrato herbáceo considerando dados de

abundância (A, B e C) e presença/ausência (D, E e F). A e D = partição com dados de Morro Inglês e Capituva; B e E = partição com dados de Salto das Andorinhas e Capituva; C 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 indicam que a diversidade observada é menor do que o esperado pelo modelo nulo.

Tabela 3 – Resumo do resultado da partição da diversidade gama feita com o índice de diversidade de Shannon-Wiener e com a riqueza de espécies. O componente de variação da diversidade (veja métodos) está ordenado pelo mais importante, para as duas partições da diversidade. Cada sinal representa uma comparação entre duas localidades onde: (-) o observado foi menor que o esperado pelo modelo nulo; (+) o observado foi maior que o esperado pelo modelo nulo; (=) o observado não difere do esperado pelo modelo nulo.

Shannon-Wiener		Riqueza de espécies	
$\alpha$	- - -	$\beta_3$	+ + +
$\beta_1$	= = =	$\beta_2$	= = +
$\beta_2$	+ + +	$\beta_1$	- - -
$\beta_3$	+ + +	$\alpha$	+ + -

## DIVERSIDADE B E DISTÚRBIOS DE DESLIZAMENTO

Considerando a segunda hipótese, sobre a dispersão dos pontos em um espaço multidimensional como uma medida de diversidade  $\beta$ , houve diferença significativa entre as

localidades considerando a diversidade  $\beta$  tanto para dados de presença/ausência (Permutest:  $F = 2,68$ ,  $P = 0,047$ ) quanto para dados de abundância (Permutest:  $F = 4,78$ ,  $P = 0,007$ ). De maneira geral, as localidades com DDs recentes tem maior diversidade  $\beta$  do que as localidades cujo DD ocorreu há mais tempo, corroborando a hipótese inicial. Essa relação é mais evidente para os dados de presença/ausência (Tabela 4).

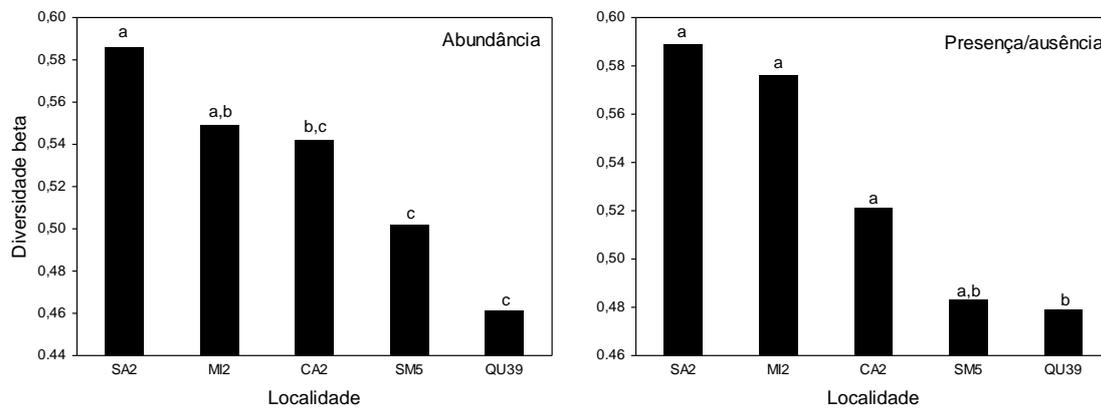


Figura 5 – Diversidade beta de cada localidade (medida pela distância média para o centroide, veja métodos), e diferenças com outras localidades através de testes de permutação ( $p < 0.05$ ). Morro Inglês – MI2; Salto Morato – SM5; Salto das Andorinhas – SA; Quintilha – QU39; Capituva – CA2. A mesma letra em cima da barra indica que as áreas não diferem estatisticamente.

Em relação à terceira hipótese, há diferença na diversidade  $\beta$  entre parcelas com e sem DD para as localidades cujo DD foi documentado há dois anos, tanto para dados de presença/ausência (Permutest:  $F = 5,30$ ;  $P = 0,033$ ) quanto para dados de abundância (Permutest:  $F = 3,97$ ;  $P = 0,049$ ). A favor da hipótese inicial, as parcelas sob o efeito direto do DD têm maior diversidade  $\beta$  que as parcelas sem o efeito direto do DD (Tabela 4).

Tabela 4 – Diversidade beta das parcelas com e sem o efeito direto do deslizamento nas três localidades com DDs recentes (medida pela distância média para o centróide - veja métodos).

	<b>Diversidade beta</b>	
	<b>Presença/ausência</b>	<b>Abundância</b>
Com deslizamento	0,596	0,588
Sem deslizamento	0,536	0,534

Por fim, as localidades (que contém parcelas de DD de diferentes idades) não diferem quanto à diversidade  $\beta$  total, tanto para dados de presença/ausência (Permutest:  $F = 2,01$ ,  $P = 0,116$ ) quanto para dados de abundância (Permutest:  $F = 2,55$ ,  $P = 0,071$ ). Dessa forma, a hipótese de que a diversidade  $\beta$  das parcelas de DD deve diminuir ao longo do tempo não foi corroborada. Foi observado que as parcelas de DD têm maior diversidade  $\beta$  do que as parcelas sem DD (Tabela 4), e que não há diferença na diversidade  $\beta$  entre áreas que contém parcelas de DD de diferentes idades.

## **DISCUSSÃO**

### **PARTIÇÃO DA DIVERSIDADE GAMA**

Apesar do claro efeito dos distúrbios por deslizamentos na diversidade do estrato herbáceo (Tabelas 3 e 4), corroboramos apenas parcialmente a principal hipótese - de que a diversidade  $\beta$  devido ao DD seria a principal escala de variação da diversidade  $\gamma$  do estrato herbáceo na Floresta Ombrófila Densa Submontana. Primeiramente, a partição da diversidade

$\gamma$  diferiu se calculada com o índice de diversidade de Shannon-Wiener ou com a riqueza de espécies, tanto quanto a ordem de importância das escalas de variação quanto à comparação destas com o modelo nulo. A diversidade  $\beta_2$  (entre condições) é maior do que o esperado pelo modelo nulo nas três comparações para a partição da diversidade de Shannon-Wiener. Em termos absolutos, no entanto, a diversidade  $\alpha$  (diversidade das parcelas) é a que mais contribui para a diversidade  $\gamma$ . Quando a partição foi feita pela riqueza de espécies, a  $\beta_2$  não pode ser considerada uma importante escala de variação da diversidade  $\gamma$ , pois foi maior que o esperado pelo modelo nulo em apenas uma comparação. A principal escala de variação da diversidade  $\gamma$ , neste caso, foi a  $\beta_3$  (variação da diversidade entre localidades).

A maior contribuição da diversidade  $\alpha$  quando a partição é feita com índices que levam em conta a abundância (Shannon-Wiener ou Simpson) e a maior contribuição das maiores escalas ( $\beta_2$  ou  $\beta_3$ ) quando se usa a riqueza de espécies é uma relação geralmente encontrada em partição da diversidade  $\gamma$  (Crist et al 2003; Gering et al 2003; Wagner et al 2000; Summerville et al 2003; Chandy et al 2006). Isso pode ser atribuído ao padrão geral de densidade-distribuição de espécies, no qual muitas das espécies são raras e poucas são abundantes, quanto a sua frequência (Tokeshi 1993). As espécies localmente abundantes, no geral, também são as mais bem distribuídas regionalmente, devido à larga amplitude de nicho e posição não-marginal em relação ao nicho (sobrevivem em amplas condições ambientais, então tem alta disponibilidade de nicho). De modo contrário, as espécies pouco abundantes são também raras em escalas maiores, a largura do nicho é menor e ocupam uma posição marginal de nicho, ou seja, sobrevivem em condições ambientais mais específicas (Heino 2005). Então, a relação de densidade-distribuição foi similar em diferentes escalas, ou seja, a proporção de espécies abundantes e raras foi similar em pequenas e em grandes escalas e não se alterou fortemente ao incluir a escala da variação da diversidade entre condições ( $\beta_2$ ). Isso

explica porque na partição com o índice de Shannon-Wiener, a diversidade média das parcelas ( $\alpha$ ) é mais importante para explicar a diversidade  $\gamma$  do estrato herbáceo.

Considerando a partição feita com a riqueza de espécies, a contribuição de escalas maiores foi mais importante. Isso também pode ser explicado pelo padrão ecológico geral de poucas espécies abundantes e muitas espécies raras (Tokeshi 1993). Devido ao fato da maioria das espécies terem distribuição restrita, o aumento da escala espacial resulta em um aumento no número de espécies. Além disso, há espécies que podem ser restritas a uma condição de DD e/ou a uma localidade por especialização a uma determinada condição ambiental ou à simples limitação por dispersão. De fato, houveram muitas espécies exclusivas de áreas de DD (59% do total), incluindo sete espécies exóticas que ocorreram somente nessas áreas. Desse modo, ao aumentar a escala espacial, há uma adição no número de espécies maior do que seria o esperado pelo modelo nulo.

A diferença na contribuição de espécies raras e comuns para a formação da diversidade ficou evidente em um estudo anterior que comparou a importância relativa de espécies raras e comuns para diversidade (Sasaki et al. 2012). Ademais, se as taxas de colonização forem muito baixas, as espécies abundantes não serão bem distribuídas e a relação positiva entre ocupação e abundância não será verdadeira (Freckleton et al 2005).

Se para dados de riqueza de espécies, os componentes mais importantes da diversidade  $\gamma$  estão nas maiores escalas consideradas, e para dados de abundância na menor escala (Figura 4), então as respostas encontradas devem ser especialmente analisadas a partir da relação entre o observado e o esperado pelo modelo nulo. A  $\beta_2$  foi maior que o esperado pelo modelo nulo para as três comparações na partição do índice de diversidade de Shannon-Wiener, mas quando a partição foi feita pela riqueza de espécies, a  $\beta_2$  não pôde ser considerada uma importante escala de variação, pois foi maior que o esperado pelo modelo nulo em apenas uma comparação. Esses resultados sugerem que DDs tiveram, neste caso, efeito pronunciado

principalmente na alteração da distribuição da abundância relativa das espécies, proporcionando maior equitabilidade. Nas parcelas de DD, presumidamente no início da sucessão, as espécies dominantes devem ser diferentes das que dominam nas parcelas sem DD, em estádios finais da sucessão. De fato, ao longo de uma sucessão ecológica, há uma alteração nas espécies dominantes da comunidade (Tabarelli e Mantovani 1999). Em uma análise exploratória e posterior aos nossos resultados, um diagrama de distribuição da abundância de Whittaker evidencia que as áreas de DD de todas as localidades são mais ricas em número de espécies (comprimento da linha) e menos equitáveis (caimento da linha) do que seus pares de parcela sem DD (Figura 6). O que leva a notar que, apesar das comunidades de parcelas de DD serem menos equitáveis, a combinação de parcelas com e sem DD promovem maior equitabilidade na comunidade total de uma localidade. Quando parcelas com e sem DD são analisadas conjuntamente para estimar a diversidade de Shannon-Wiener, não só o número de espécies aumenta, mas também diminui a dominância relativa. Dessa forma, é justificável que a  $\beta_2$  seja uma importante escala de variação da diversidade de Shannon-Wiener.

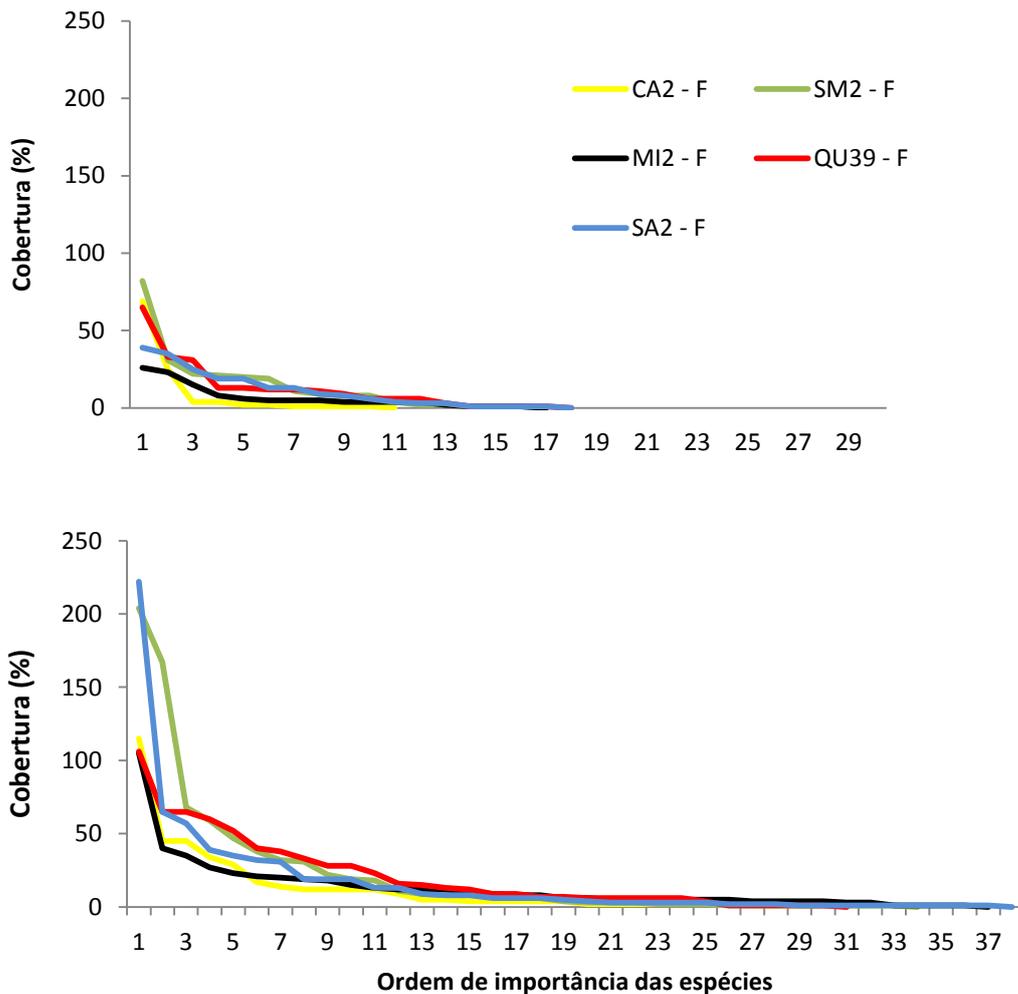


Figura 6– Diagrama de abundância de Whittaker comparando a distribuição da abundância das espécies em áreas sem distúrbio por deslizamento (acima) e as áreas com e sem distúrbio em conjunto (abaixo).

Em um raciocínio similar, as espécies que compõe a comunidade se alteram ao longo da sucessão (Tabarelli e Mantovani 1999). Dessa forma, esperaríamos também que a  $\beta_2$  fosse uma importante escala de variação da diversidade na partição da riqueza de espécies. Uma explicação para não corroboramos essa hipótese pode estar relacionada às características de uma das áreas estudadas. A contribuição da  $\beta_2$  para dados de riqueza não foi significativa com as duas comparações que envolviam a localidade Capituva (Figura 4D e E). Esta

localidade é degradada pela proximidade com áreas urbanas e rurais e, além disso, parte do solo e da vegetação se manteve após os deslizamentos nas áreas com DD, descaracterizando a vegetação do que seria esperado para uma área típica de FODSM e do que seria esperado para uma área com um deslizamento recente.

A diversidade  $\beta_1$  foi menor do que o esperado pelo modelo nulo para a partição feita com dados de riqueza e menor ou não diferiu do acaso para os dados de Shannon-Wiener, o que é atribuído principalmente a um alto nível de agregação intraespecífica (Sasaki et al 2012; Summerville et al 2003). As herbáceas respondem mais rapidamente ao distúrbio por DD do que arbustos, lianas lenhosas e árvores, especialmente quando as condições do solo são menos favoráveis (Shiels et al 2008). Isso sugere que há pouca diversidade  $\beta$  entre parcelas adjacentes, que devem ser ambientalmente similares e sem limitação por dispersão. Elevados níveis de agregação interespecífica resultam em uma diversidade  $\alpha$  e  $\beta_1$  menor que o esperado e, ao mesmo tempo, em uma diversidade  $\beta_2$  e  $\beta_3$  maior do que o esperado pelo modelo nulo (Crist et al 2003), parcialmente observado com os nossos dados (Figura 4; Tabela 3).

A diversidade  $\beta_3$  foi a que apresentou maior consistência em relação a sua contribuição para a diversidade  $\gamma$  do estrato herbáceo, sendo o principal componente de variação da diversidade quando se considerou dados de riqueza e sempre maior que o esperado pelo modelo nulo para todas as comparações com dados de riqueza e abundância. Ou seja, na Floresta Ombrófila Densa Submontana, a diversidade  $\beta$  entre as localidades é a escala onde a diversidade de herbáceas é maximizada, reforçando o papel das unidades de conservação nas localidades de estudo. A grande diversidade  $\beta$  do estrato herbáceo é um padrão comum na Floresta Atlântica *latu sensu*. Nesse estudo, apenas 4% das espécies ocorreram nas cinco localidades e 60% das espécies ocorreram em apenas uma delas, mesmo que todas as localidades estejam na mesma fitofisionomia – FODSM – e que sejam separadas por no máximo 62 km. Em uma compilação de 41 estudos na Floresta Atlântica do sul e

sudeste brasileiro, Vieira (2008) demonstrou que 70% das espécies do estrato herbáceo foram restritas a um único local de estudo. Na Serra da Prata, onde estão as localidades QU39, MI2 e SA2 do presente estudo, Blum (2010) amostrou o estrato herbáceo em uma escala menor, mas com ampla variação altitudinal (entre 400 a 1100 m), e apenas 5% das espécies ocorreram em todas as altitudes e 50% foram exclusivas a uma faixa altitudinal. Dessa forma, é justificado que a diversidade  $\beta$  entre localidades seja um dos principais componentes da diversidade  $\gamma$  do estrato herbáceo, principalmente quando apenas a composição de espécies é considerada como métrica de biodiversidade.

Dois principais mecanismos ecológicos podem explicar a maior contribuição da diversidade  $\beta$  na diversidade de herbáceas. Primeiro, a distribuição de herbáceas tem sido fortemente atribuída a heterogeneidade ambiental, determinadas pela luz (Härdtle et al 2003; Lima e Gandolfi 2009), clima (especialmente temperatura, Blum et al 2011) e mais comumente às características do solo tais como fertilidade, drenagem ou umidade (Tuomisto e Ruokolainen 1993; Härdtle et al 2003; Gentry e Emmons 1987; Poulsen e Balslev 1991; Citadini-Zanette 1984; Citadini-Zanette; Baptista 1989). Além da heterogeneidade ambiental, a diversidade  $\beta$  pode ser atribuída a processos baseados em dispersão que pode, inclusive, ser a principal explicação para diversidade  $\beta$  em grandes escalas (Qian e Ricklefs 2012). Provavelmente, ambos os processos devem explicar a diversidade  $\beta$  de plantas do estrato herbáceo. Samambaias apresentam grande capacidade de dispersão (Tryon 1972), o que torna a heterogeneidade ambiental o principal mecanismo a explicar a diversidade  $\beta$  (Tuomisto e Poulsen 1996). Já as sementes de angiospermas herbáceas são mais pesadas que os esporos e os principais vetores relatados para espécies do estrato herbáceo são invertebrados, os quais possuem tipicamente uma escala de ocupação espacial muito pequena (Gilliam e Roberts 2003).

## DIVERSIDADE $\beta$ E DISTÚRBIOS DE DESLIZAMENTO

De um modo geral a diversidade  $\beta$  de cada localidade foi menor quanto mais antigo o DD. No entanto, isto não foi completamente observado com os nossos dados (veja Tabela 4). Myster e Walker (1997) trabalhando com regeneração de plantas lenhosas, encontraram uma grande diversidade de padrões de sucessão entre 16 deslizamentos de solo, sugerindo que não há um padrão previsível durante a sucessão após DDs. Em outro estudo, os valores de biomassa foliar da espécie arbórea dominante e da rede de raízes finas (de todas as espécies em conjunto) não eram comparáveis aos locais sem distúrbio mesmo após 124 anos do DD, indicando que é necessário um tempo maior ou ainda que a trajetória da sucessão após o DD pode não levar as características estruturais do pré-distúrbio (Restrepo et al 2003). Nesse estudo na localidade Quintilha, após 39 anos do DD as áreas com e sem DD ainda são diferentes (Tabela 2). Além dos fatores ambientais e da limitação por dispersão que interferem na recomposição do estrato herbáceo, florestas com cerca de 40 anos de sucessão ainda não apresentam estrato arbóreo estruturado como o de uma floresta madura (Guariguata 1990; Tabarelli e Mantovani 1999), e essa estrutura florestal interfere na quantidade de luz que passa pelo dossel e, conseqüentemente, na diversidade do estrato herbáceo (Lima e Gandolfi 2009).

A respeito da grande diversidade  $\beta$  causada por DDs, nesse estudo, houve diferença entre áreas com e sem DD, ao se comparar as três localidades com DD de dois anos, ou seja, houve grande diversidade  $\beta$  entre deslizamentos contemporâneos. Nesta mesma comparação, a diversidade  $\beta$  de áreas em DDs foi maior que em áreas sem o efeito do DD, corroborando a terceira hipótese. Similarmente, Velázquez e Gómez-Sal (2007), estudando plantas herbáceas e lenhosas, observaram que as áreas com DD ocorridos há três anos tiveram maior diversidade do que a floresta de comparação.

Há diversas razões pelas quais as comunidades seguem diferentes caminhos após distúrbios. A estocasticidade na colonização em uma área após distúrbios pode resultar em efeitos prioritários que causam diferenças espaciais na composição das comunidades (Trowbridge 2007). Efeitos prioritários são observados quando os primeiros colonizadores são importantes para determinar o caminho que a comunidade ecológica seguirá (Louette e De Meester 2007). Acrescenta-se a isso, a heterogeneidade espacial de condições ambientais que aumenta após DDs devido a processos de erosão constantes nos primeiros anos, que ocasionam alterações no fluxo de carbono (Walker e Shiels 2008). De fato, erosões em áreas de DD recente foram visualizadas durante a fase de campo deste estudo. Os dispersores que colonizam essas áreas variam ao longo do tempo em resposta à fenologia das espécies. Dessa forma, erosões que ocorrem continuamente ao longo do tempo permitem a entrada e consequente desenvolvimento de uma grande variedade de comunidades adjacentes. Assim, se explica a maior diversidade  $\beta$  de plantas do estrato herbáceo sobre a condição de deslizamento quando comparada à floresta.

Comparados com outros distúrbios como fogo, agricultura e queda de árvores; DDs também devem proporcionar uma maior variedade de substratos em porções distintas da mesma cicatriz, os quais interferem diretamente no caminho da sucessão. O tipo do sedimento restante e a intensidade do deslizamento são duas características que mais afetam a regeneração (Gecy e Wilson 1990). O solo contendo o banco de sementes, plântulas e fungos micorrízicos, pode ser perdido total ou parcialmente no momento dos deslizamentos, criando assim novas e variadas superfícies para o restabelecimento da vegetação (Walker et al 1996). Adicionalmente, DDs podem manter ilhas de vegetação que proporcionam uma fonte para propágulos, plântulas, bancos de sementes, fungos micorrízicos e matéria orgânica (Pabst e Spies 2001). Especialmente na localidade Capituva, foram visualmente observadas várias ilhas de vegetação remanescente ao DD.

As mesmas razões pelas quais áreas de DD causam diversidade  $\beta$  nas comunidades podem também explicar porque a diversidade  $\beta$  dessas áreas não diminui ao longo do tempo, que era a última hipótese. Dessa forma, a variação ambiental e a diversidade  $\beta$  proporcionada pelo DD se mantiveram ao longo do tempo. Esses resultados evidenciam a contribuição dos DD na variabilidade espacial da FODSM.

Também é importante registrar que a diversidade  $\beta$  proporcionada por DD pode ser parcialmente causada pela entrada de espécies exóticas (Pabst e Spies 2001; Velázquez e Gómez-Sal 2007). Grandes alterações nos ecossistemas causadas por espécies exóticas já foram documentadas há muito tempo (Simberloff 1981). Neste estudo, observamos sete espécies exóticas, todas exclusivas nas áreas com distúrbio, com maior frequência nas localidades com DD's recentes (MI2 e SA2).

## **CONCLUSÃO**

Nesse trabalho, evidenciamos os efeitos que distúrbios causados por deslizamentos de solo têm na diversidade do estrato herbáceo na Floresta Ombrófila Densa Submontana em escalas local e regional. Locais com histórico de DD contêm comunidades que, em conjunto com comunidades adjacentes, promovem a biodiversidade da Floresta Ombrófila Densa Submontana através do aumento da riqueza e da diminuição da dominância relativa. De modo geral, a diversidade  $\beta$  proporcionada pelos DD foi maior nos primeiros anos após o distúrbio. Entretanto, os efeitos de deslizamentos na diversidade não são apenas imediatos e triviais, podendo se pronunciar por um longo tempo, neste caso por até 39 anos. DDs proporcionaram grande variação espacial da diversidade, até mesmo maior do que a variação espacial na diversidade entre as áreas sem efeito de DD. No entanto, a diversidade  $\beta$  local devido ao DD é

menor quando comparada a diversidade  $\beta$  das áreas sem DD nas encostas da Serra do Mar. Concluimos que DDs promovem a diversidade de plantas do estrato herbáceo através de mecanismos ecológicos em diferentes escalas espaciais e temporais.

**REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS**

- Agra H, Ne'eman G (2012) Composition and diversity of herbaceous patches in woody vegetation: The effects of grazing, soil seed bank, patch spatial properties and scale. *Flora* 207:310-317
- Almeida FFM, Carneiro CDR (1998) Origem e evolução da Serra do Mar. *Revista brasileira de geociências* 28(2):135-150
- Anderson MJ (2006) Distance-based tests for homogeneity of multivariate dispersions. *Biometrics* 62:245–253
- Anderson MJ, Ellingsen KE, McArdle BH (2006) Multivariate dispersion as a measure of beta diversity. *Ecology Letters* 9:683–693
- Anderson MJ (2001) A new method for non-parametric multivariate analysis of variance. *Austral Ecology* 26:32-46
- Blum CT (2010) Os componentes epifítico vascular e herbáceo terrícola da floresta ombrófila densa ao longo de um gradiente altitudinal na Serra da Prata, Paraná. Tese, Universidade Federal do Paraná
- Blum CT, Roderjan CV, Galvão F (2011b) Composição florística e distribuição altitudinal de epífitas vasculares da Floresta Ombrófila Densa na Serra da Prata, Morretes, Paraná, Brasil. *Biota neotrópica* 11(4):1-19
- Blum CT, Roderjan CV, Galvão F (2011a) O Clima e sua influência na distribuição da Floresta Ombrófila Densa na Serra da Prata, Morretes, Paraná. *Floresta* 41( 3):589-598

Caviglione JH, Kiihl LRB, Caramori P H et al (2013) Cartas climáticas do Paraná. IAPAR, 2000. Disponível em <http://www.iapar.br/modules/conteudo/conteudo.php?conteudo=677> (Acessado em novembro de 2013)

Chandy S, Gibson DJ, Robertson FA (2006) Additive partitioning of diversity across hierarchical spatial scales in a forested landscape. *Ecology* 43:792-801

Chapman JJ, Mcewan RW (2013) Spatiotemporal dynamics of  $\alpha$ - and  $\beta$ -diversity across topographic gradients in the herbaceous layer of an old-growth deciduous forest. *Oikos* 122(12):001-008

Citadini-Zanette V (1984) Composição florística e fitossociologia da vegetação herbácea terrícola de uma mata de Torres, Rio Grande do Sul, Brasil. *Iheringia* 32:23-62

Citadini-Zanette V, Baptista LRM (1989) Vegetação herbácea terrícola de uma comunidade florestal em Limoeiro, município de Torres, Rio Grande do Sul, Brasil. *Boletim do Instituto de Biociências* 45:1-87

Condit R, Pitman N, Leight JREG et al (2002) Beta-diversity in tropical Forest trees. *Science* 295:666-669

Crist TO, Veech JA, Gering JC et al (2003) Partitioning species diversity across landscapes and regions: A hierarchical analysis of  $\alpha$ ,  $\beta$ , and  $\gamma$  diversity. *The American Naturalist* 162(6):734-743

Freckleton RP, Gill JA, Noble D et al (2005) Large-scale population dynamics, abundance-occupancy relationships and the scaling from local to regional population size. *Journal of Animal Ecology* 74:353-364

Gecy JL, Wilson MV (1990) Initial establishment of riparian vegetation after disturbance by debris flows in Oregon. *American Midland Naturalist* 123:282-291

Gentry AH, Emmons LH (1987) Geographical Variation in Fertility, Phenology, and Composition of the Understory of Neotropical Forests. *Biotropica* 19(3):216-227

Gering JC, Crist TO, Veech JA (2003) Additive partitioning of species diversity across multiple spatial scales: implications for regional conservation of biodiversity. *Conservation Biology* 17(2):488–499

Gilliam FS, Roberts MR (eds.) (2003) *The Herbaceous Layer in Forests of Eastern North America*. Oxford University Press, New York

Gower JC (1966) Some distance properties of latent root and vector methods used in multivariate analysis. *Biometrika* 53:325-328

Guariguata MR (1990) Landslide disturbance and forest regeneration in the upper luquillo mountains of Porto Rico. *Journal of Ecology* 78:814-832

Härdtle W, Oheimb GV, Westphal C (2003) The effects of light and soil conditions on the species richness of the ground vegetation of deciduous forests in northern Germany (Schleswig-Holstein). *Forest Ecology and Management* 182:327–338

Heino J (2005) Positive relationship between regional distribution and local abundance in stream insects: a consequence of niche breadth or niche position. *Ecography* 28:345-354

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

IBGE (2012) *Manual técnico da vegetação brasileira*. 2ed Rio de Janeiro

Kozera C, Rodrigues RR (2005) Floresta Ombrófila Densa Submontana: florística e estrutura do estrato inferior. In: Marques MCM, Brites RM (orgs) *História natural e conservação da Ilha do Mel*. Curitiba: Editora UFPR pp103-123

- Lande R (1996) Statistics and partitioning of species diversity, and similarity among multiple communities. *Oikos* 76:5-13
- Levin SA (1992) The problem of pattern and scale in ecology. *Ecology* 73(6):1943-1967
- Lima RAF, Gandolfi S (2009) Structure of the herb stratum under different light regimes in the Submontane Atlantic Rain Forest. *Brazilian Journal of Biology*. 69(2):289-296
- Lima RAF (2005) Estrutura e regeneração de clareiras em Florestas Pluviais Tropicais. *Revista Brasileira de Botânica* 28(4):651-670
- Lista de Espécies da Flora do Brasil (2013) Jardim Botânico do Rio de Janeiro. Disponível em: <http://floradobrasil.jbrj.gov.br/>(Acessado em 2013)
- Lopes ESS, Riedel OS, Bentz CM et al (2007) Inventário de escorregamentos naturais em banco de dados geográfico – análise dos fatores condicionantes na região da Serra de Cubatão – SP. *Anais XIII Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto, Florianópolis*, pp 2785-2796
- Louette G, De Meester L (2007) Predation and priority effects in experimental zooplankton communities. *Oikos* 116( 3):419-426
- Maack R (2012) *Geografia Física do Estado do Paraná*. 4ed José Olympio, Rio de Janeiro
- Mckenzie D, Halpern CB, Nelson CR (2000) Overstory influences on herb and shrub communities in mature forests of western Washington, U.S.A. *Canadian Journal Forest Research* 30:1655–1666
- Mineropar (2011) Mapeamento geológico e geotécnico da porção leste da Serra do Mar do Estado do Paraná. Curitiba, Relatório Técnico da Minerais do Paraná
- Myster RW, Walker LR (1997) Plant successional pathways on Puerto Rican landslides. *Journal of Tropical Ecology* 13(2):165-173
- Odum EP (1969) The Strategy of Ecosystem Development. *Science* 164(3877):262-270

- Oksanen J, Blanchet FG, Kindt R, et al (2013) Vegan: Community Ecology Package. R package version 2.0-8. Disponível em: <http://CRAN.R-project.org/package=vegan> (Acessado em outubro 2013)
- Pabst RJ, Spies TA (2001) Ten years of vegetation succession on debris-flow deposit in Oregon. *Journal of the American Water Resources Association* 37(6):1693-1708
- Poulsen AD, Balslev H (1991) Abundance and cover of ground herbs in an Amazonian rain forest. *Journal of Vegetation Science* 2:315-322
- Qian H, Ricklefs RE (2012) Disentangling the effects of geographic distance and environmental dissimilarity on global patterns of species turnover. *Global Ecology and Biogeography* 21:341–351
- Restrepo C, Walker LR, Shiels AB, et al (2009) Landsliding and Its Multiscale Influence on Mountainscapes. *BioScience* 59(8):685–698
- Restrepo C, Vitousek P, Neville P (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
- Robert MR (2004) Response of the herbaceous layer to natural disturbance in North American forests. *Canadian Journal Botanical* 82:1273–1283
- Roderjan CV, Galvão F, Kuniyoshi YS (2002) As unidades fitogeográficas do estado do Paraná, Brasil. *Ciência & Ambiente* 24:75–92
- Santos AR (2004) A grande barreira da Serra do Mar: da trilha dos Tupiniquins à rodovia dos imigrantes. O nome da rosa, São Paulo

- Santos-Junior NAS, Cardoso VJM, Barbosa JM, Rodrigues MJ (2010) Colonização natural por espécies nativas e exóticas das Encostas degradadas da serra do mar. *Revista Árvore* 34(2):267-276
- Sasaki T, Katabuchi M, Kamiyama C, et al (2012) Diversity partitioning of moorland plant communities across hierarchical spatial scales. *Biodiversity and Conservation* 21:1577–1588
- Shiels AB, West CA, Weiss L et al (2008) Soil factors predict initial plant colonization on Puerto Rican landslides. *Plant Ecology* 195:165-178
- Simberloff , D. (1981) Community effects of introduced species. In: Nitecki MH (ed) *Biotic Crises in Ecological and Evolutionary Time*. Academic Press, New York, pp 53–81
- Summerville KS, Boulware MJ, Veech J et al (2003) Spatial Variation in Species Diversity and Composition of Forest Lepidoptera in Eastern Deciduous Forests of North America. *Conservation Biology*, 17(4):1045–1057
- Tabarelli M, Mantovani W (1999) Clareiras naturais e a riqueza de espécies pioneiras em uma floresta atlântica montana. *Revista Brasileira de Biologia* 59(2):251-261
- Team RCR (2013) A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. Disponível em: <http://www.R-project.org/> (Acessado em outubro 2013)
- Tessier JT (2007) Re-establishment of three dominant herbaceous understory species following fine-scale disturbance in a Catskill northern hardwood forest. *Journal of the Torrey Botanical Society* 134(1):34–44
- Tokeshi M (1993) Species abundant patterns and community structure. *Advances in ecological research* 24:111-186

- Trowbridge WB (2007) The role of stochasticity and priority effects in floodplain restoration. *Ecological Applications* 17(5):1312-1324
- Tryon RM (1972) Endemic areas and geographic speciation in tropical American ferns. *Biotropica* 4(3):121-131
- Tuomisto H, Poulsen AD (1996) Influence of edaphic specialization on pteridophyte distribution in neotropical rain forests. *Journal of Biogeography* 23:283–293
- Tuomisto H, Ruokolainen K (1993) Distribution of Pteridophyta and Melastomataceae along an edaphic gradient in an Amazonian rain forest. *Journal of Vegetation Science* 4:25-34
- Veech JA, Crist TO (2007) Habitat and climate heterogeneity maintain beta-diversity of birds among landscapes within ecoregions. *Global Ecology and Biogeography* 16:650 –656
- Velázquez E, Gómez-Sal A (2009) Changes in the Herbaceous on the Landslide of the Casita Volcano, Nicaragua, during Early Succession. *Folia Geobot* 44:1–18
- 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
- Vieira LT (2008) Padrões geográficos e estrutura de comunidade do estrato herbáceo da Mata Atlântica meridional. Dissertação, Universidade Estadual de Campinas
- Wagner HH, Wildi O, Ewald KC (2000) Additive partitioning of plant species diversity in an agricultural mosaic landscape. *Landscape Ecology* 15:219–227
- Walker LR (1994) Effects of fern thickets on woodland development on landslides in Puerto Rico. *Journal of Vegetation Science* 5:525-532

Walker LR, Landau F, Velázquez E et al (2010) Early successional woody plants facilitate and ferns inhibit forest development on Puerto Rican landslides. *Journal of Ecology* 98:625–635

Walker LR, Moral R (2003) *Primary succession and ecosystem rehabilitation*. Cambridge University Press, Cambridge

Walker LR, Zarin DJ, Fetcher N et al (1996) Ecosystem Development and Plant Succession on Landslides in the Caribbean. *Biotropica* 28(4): 566-576

Whitmore TC (1989) Canopy gaps and the two major groups of forest trees. *Ecology* 70(3):536-538

Wilcke W, Valladares H, Stoyan R et al (2003) Soil properties on a chronosequence of landslides in montane rain forest, Ecuador. *Catena* 53:79-95

## APÊNDICE

Algumas das espécies do estrão herbáceo encontradas na área de estudo. A última foto exemplifica o método de amostragem em parcelas de 2x2 m.



