



Universidade Federal do Rio Grande do Sul  
Departamento de Botânica  
Programa de Pós-Graduação em Botânica  
Laboratório de Fitoecologia e Fitogeografia



## **Dissertação de Mestrado**

# **Diversidade Florística e Estrutura Filogenética de Ilhas Arbustivas em uma Restinga Subtropical**

Rodrigo da Silva Fernandez

Orientador: Prof. Jorge Luiz Waechter

Porto Alegre

Março de 2012

UNIVERSIDADE FEDERAL DO RIO GRANDE DO SUL  
INSTITUTO DE BIOCÊNCIAS  
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM BOTÂNICA

**Diversidade Florística e Estrutura Filogenética de Ilhas  
Arbustivas em uma Restinga Subtropical**

**Rodrigo da Silva Fernandez**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Botânica da Universidade Federal do Rio Grande do Sul (UFRGS), como um dos requisitos para obtenção do título de Mestre em Botânica.

Orientador: Prof. Dr. Jorge Luiz Waechter

Porto Alegre

Março de 2012

## **Agradecimentos**

Enfim, a parte mais difícil do trabalho, pois sempre há o receio de não mencionar o nome de alguma pessoa que esteve ao nosso lado durante o caminho. Àqueles que porventura sentirem-se esquecidos peço que perdoem esta minha memória manca. Pois bem, vamos lá!

Aos meus pais e ao meu irmão pelo apoio que sempre me deram desde o início de minha graduação.

Aos queridos colegas de campo (e por vezes até colegas de “reparos emergenciais durante temporais”): Karine Costa, Karyne Maurmann, Leandro Dal Ri, Matheus Fragoso Etges e Pedro Rates Vieira.

Ao meu orientador Jorge Luiz Waechter pelo companheirismo, atenção e compreensão durante esses dois anos em que trabalhamos juntos.

Aos colegas de laboratório Fernando Rocha, Pedro Rates Vieira e Rodrigo Leonel pelas valiosas sugestões ao trabalho.

Aos amigos que souberam me auxiliar naqueles momentos difíceis que toda atividade acadêmica exige: Adriana Aita, André Dresseno, Eduardo Pasini, Julia Witt, Lúcia Safi, Marília Rodrigues, demais colegas do Laboratório de Fitoecologia e Fitogeografia e do Laboratório de Sistemática de Angiospermas, Rafael Lopo e Sérgio Leite.

E por fim, repito as mesmas palavras de outrora: agradeço àqueles que mesmo contra vontade pagaram seus impostos e permitiram minha formação nesta instituição.

## **Apresentação**

O termo restinga é empregado de forma diferente em geologia, em botânica e em ecologia (Waechter 1985, 1990, Assumpção e Nascimento 2000). Em botânica, o termo refere-se à vegetação distribuída em mosaicos de comunidades fisionomicamente distintas entre si, sob a influência marítima em planícies arenosas (Assumpção e Nascimento 2000). No estado do Rio Grande do Sul, denomina-se vegetação de restinga as comunidades associadas à formação geológica denominada Planície Costeira, excetuando-se as matas pluviais bem desenvolvidas mais ao interior do Estado (Waechter 1985, 1990, Dillenburg et al. 1992). Nesse mosaico vegetacional, podemos reconhecer vegetação de dunas, campos arenosos, campos de várzea, vegetação de banhados e dois tipos distintos de florestas: as matas turfosas, localizadas nos terrenos baixos com solos mal drenados e as matas arenosas, localizadas nas pequenas elevações com solos bem drenados (Waechter 1985, 1990).

Por ser a restinga sul-rio-grandense uma das formações geológicas mais recentes do estado, existe um grande aporte de espécies oriundas de outros ecossistemas na área (Leite 2002). Devido às condições ambientais da região, as espécies apresentam características fisionômicas distintas daquelas que possuem em seu ecossistema de origem (Assumpção e Nascimento 2000). Um dos principais contingentes migratórios da restinga é proveniente da floresta ombrófila densa (FOD) (Rambo 1950, 1954, 1956, Leite 2002) e a entrada de espécies atlânticas na Planície Costeira ocorre principalmente pelo norte do estado pela chamada porta de Torres (Rambo 1950).

Entretanto, as condições ambientais desfavoráveis do local (e.g. excesso de radiação, salinidade e substrato composto em sua maioria por sedimentos arenosos) dificultam o estabelecimento de espécies vegetais menos tolerantes e com maiores exigências nutricionais. Nesse contexto, espécies lenhosas encontram-se distribuídas principalmente em moitas ou capões de restinga (Waechter 1985), pois são ambientes favoráveis a espécies menos tolerantes ao estresse ambiental (Zaluar e Scarano 2000, Dias et al. 2005).

Arbustos pioneiros modificam profundamente o ambiente, pois alteram o fluxo de nutrientes e água do solo, aprisionam sementes transportadas por água ou vento sob suas copas, e oferecem recursos a dispersores (Pausas et al. 2006, Callaway 2007, Eldridge et al. 2011). Esse processo leva à formação de ilhas de fertilidade o que

contribuiu para o aumento na riqueza e diversidade local (Zaluar & Scarano 2000, Scarano 2002, Dias et al. 2005, Eldridge 2011).

Mesmo que esse tipo de formação já tenha sido alvo de diversos estudos (Rambo 1950, 1954, 1956, Waechter 1985, 1990, Dillenburg et al. 1992, Zaluar e Scarano 2000, Scarano 2002, Dias et al. 2005, Braz e de Mattos 2010, Rosado & Mattos 2010), os processos que levam ao estabelecimento de espécies lenhosas na restinga ainda não são claros. A grande maioria dos trabalhos com moitas de restinga levam em conta somente atributos das espécies (Rosado e Mattos 2010) ou concentram-se no efeito de espécies focais no ambiente (Zaluar e Scarano 2000, Scarano 2002). Nosso trabalho é um dos primeiros a avaliar não só o potencial modificador de arbustos como também o efeito das interações biológicas (e.g. competição e facilitação) entre as espécies coocorrentes em ilhas arbustivas.

Interações entre indivíduos coocorrentes são baseadas em características fenotípicas e a variação fenotípica tem base na história evolutiva das espécies (Webb et al. 2002). Medidas tradicionais de diversidade que consideram apenas riqueza e equabilidade de espécies (e.g. índice de Shannon) desconsideram diferenças filogenéticas e funcionais entre as espécies bem como dentre os indivíduos de uma mesma espécie (Melo 2008, Cianciaruso et al. 2009). Uma vez que as filogenias disponíveis têm se tornado cada vez mais confiáveis, é indispensável o uso dessa nova dimensão em ecologia de comunidades, pois somente o uso de atributos ecológicos pode limitar a interpretação dos processos que ocorrem em ambientes naturais (Webb et al 2002, Cavender-Bares et al. 2009).

## Referências

- Assumpção, J. & Nascimento, M.T. 2000. Estrutura e composição florística de quatro formações vegetais de restinga no complexo lagunar Grussaí/Iquipari, São João da Barra, RJ, Brasil. *Acta Botanica Brasílica* 14(3): 301-315.
- Braz, M.I.G. & Mattos, E.A. 2010. Seed Dispersal Phenology and Germination Characteristics of a Drought-Prone Vegetation in Southeastern Brazil. *Biotropica* 42(3): 327–335.
- Callaway, R.M. 2007. Positive Interactions and Interdependence in Plant Communities. Springer, Dordrecht.
- Cavender-Bares, J., Kozak, K.H., Fine, P.V.A. & Kembel, S.W. 2009. The merging of community ecology and phylogenetic biology. *Ecology Letters*, 12: 693-715.
- Cianciaruso, M.V., Silva, I.A., Batalha, M.A. 2009. Diversidades filogenética e funcional: novas abordagens para a Ecologia de comunidades. *Biota Neotropica*, 9 (3). Online.
- Dias, A.T.C, Zaluar, H.L.T., Ganade, G., Scarano, F.R. 2005. Canopy composition influencing plant patch dynamics in a Brazilian sandy. coastal plain. *J. Trop. Ecol.* 21:343–347
- Dillenburg, L.R., Waechter, J.L., Porto, M.L. 1992. Species composition and structure of a sandy coastal plain forest in northern Rio Grande do Sul, Brazil. In: Cordazzo, C.V., Seeliger, U. (Eds.) Coastal plant communities of Latin America. San Diego: Academic, p.349-366.
- Eldridge, D.J., Bowker, M.A., Maestre, F.T., Reynolds, J.F., Roger, E., & Whitford, W.G. 2011. Impacts of shrub encroachment on ecosystem structure and functioning: towards a global synthesis. *Ecology Letters* 14: 709–722.
- Leite, P.F. 2002. Contribuição ao conhecimento fitoecológico do sul do Brasil. *Ciência & Ambiente*, 24: 51-74.
- Melo, A.S. 2008. O que ganhamos “confundindo” riqueza de espécies e equabilidade em um índice de diversidade? *Biota Neotrop.* 8(3): 021-027.
- Pausas J.G., Bonet A., Maestre F.T., Climent A. 2006. The role of the perch effect on the nucleation process in Mediterranean semi-arid oldfields. *Acta Oecologica* 29: 346-352.

- Rambo, B. 1950. A Porta de Torres. *An. Bot. Herb. Barbosa Rodrigues*, Itajaí, 2(2): 125-36.
- Rambo, B. 1954. História da flora do litoral riograndense. *Sellowia*, Itajaí, 6(6): 113-72.
- Rambo, B., 1956. A fisionomia do Rio Grande do Sul: Ensaio de monografia natural. 2<sup>a</sup> ed. rev. Porto Alegre, Livraria Selbach. 471p.
- Rosado, B.H.P, Mattos, E.A. 2010. Interspecific variation of functional traits in a CAM-tree dominated sandy coastal plain. *J. Veg. Sci.*, 21:43-54.
- Scarano F. R. 2002. Structure, function and floristic relationships of plant communities in stressful habitats marginal to the Brazilian Atlantic Rainforest. *Ann. Bot.* 90: 517–24.
- Waechter, J.L., 1985. Aspectos ecológicos da vegetação de restinga no Rio Grande do Sul, Brasil. *Comunicações do Museu de Ciências da PUCRS* : série botânica. Porto Alegre N. 33, p. 49-68.
- Waechter, J.L., 1990. Comunidades vegetais das restingas do Rio Grande do Sul. In: Simpósio de ecossistemas da costa sul e sudeste brasileira: estrutura, função e manejo. Sao Paulo, Aciesp, v. 3, p. 228-248.
- Webb, C.O., Ackerly, D.D., Peek, M.A., Donoghue, M.J. 2002. Phylogenies and community ecology. *Annu. Rev. Ecol. Syst.*33:475–505.
- Zaluar, H.L.T. & Scarano, F.R. 2000. Facilitação em restingas de moitas: um século de buscas por espécies focais. In: ESTEVES, F.A. & LACERDA, L.D. (Eds.) ECOLOGIA DE RESTINGAS E LAGOAS COSTEIRAS. NUPEM/UFRJ, Macaé, Rio de Janeiro, Brasil.

## **Diversidade Florística e Estrutura Filogenética de Ilhas Arbustivas em uma Restinga Subtropical**

Rodrigo das Silva Fernandez, Jorge Luiz Waechter

*Resumo:* Neste trabalho, avaliamos como arbustos pioneiros regulam comunidades lenhosas em uma restinga subtropical. Arbustos têm grande capacidade de modificar ecossistemas, pois alteram o fluxo de nutrientes e água do solo, aprisionam sementes transportadas por água ou vento sob suas copas, e oferecem recursos a dispersores. A combinação desses processos leva ao surgimento de ilhas de fertilidade em áreas de vegetação herbácea, aumentando a diversidade local. Interações biológicas são fatores determinantes na coexistência de espécies nessas ilhas arbustivas. Portanto, utilizamos atributos vegetativos de arbustos e distância filogenética média (MPD) entre as espécies para avaliar como a riqueza, a abundância e a diversidade (i.e. Entropia Quadrática de Rao, EQR) são reguladas em moitas de restinga. Também comparamos esses mesmos parâmetros nas áreas de vegetação predominantemente herbácea circundantes às ilhas arbustivas. A fim de entender a estruturação filogenética nesse ambiente, calculamos o *net relatedness index* (NRI) de cada moita. Nossos dados reforçam a importância de arbustos pioneiros sobre a vegetação de áreas predominantemente campestres devido à sua capacidade de modificar o micro-habitat sob suas copas e pelas interações com espécies que colonizam as ilhas arbustivas.

Palavras-chave: hipótese do gradiente de estresse, interações biológicas, distância filogenética, arbustos pioneiros, moitas.



## **Floristic Diversity and Phylogenetic Structure in Woody Islands of a Subtropical Coastal Environment**

Rodrigo da Silva Fernandez, Jorge Luiz Waechter

*Abstract.* In this work we tested how pioneer shrubs regulate community structure in woody islands of a subtropical sand-dune (*restinga*) environment. Shrubby species show a great ability to modify ecosystems, since they change the flux of nutrients and water in the soil, they retain under their crowns seeds carried by water or wind, and the seeds in turn attract new dispersers. The combination of these processes leads to the formation of fertility islands in areas with herbaceous vegetation, increasing the local diversity. Biological interactions are determinant factors in the coexistence of species in these shrubby islands. So we used vegetative traits of shrubs and mean phylogenetic distance (MPD) between species to evaluate how richness, abundance and diversity, i.e., Rao's quadratic entropy (RQE), are regulated in sand-dune woody islands. We also evaluated the same parameters in the surrounding areas with predominantly herbaceous vegetation. In order to understand the phylogenetic structuring in this environment we estimated the net relatedness index (NRI) in each woody thicket. Our data reinforce the importance of pioneer shrubs in a matrix of the predominantly open grassland vegetation because of their ability to modify the microhabitat under their crowns and their interactions with other species which colonize the shrubby islands.

**Key words:** stress-gradient hypothesis, biological interactions, phylogenetic distance, pioneer shrubs, thicket.

## Introdução

Interações entre indivíduos coocorrentes são baseadas em características fenotípicas e a variação fenotípica tem base na história evolutiva das espécies (Webb *et al.* 2002). A utilização de traços morfológicos associados à história evolutiva de espécies vem se mostrando uma eficiente ferramenta para entender como as comunidades estão estruturadas (Webb *et al.* 2002; Cavender-Bares 2004; Valiente-Banuet & Verdú 2007; Castillo *et al.* 2010). Por exemplo, quando há um filtro ambiental atuando e os traços fenotípicos das espécies são altamente conservados, espécies semelhantes (i.e. com alto grau de parentesco) tendem a ocorrer na mesma comunidade (agrupamento filogenético) (Webb *et al.* 2002). Já quando espécies mais distantes do que o esperado ao acaso ocorrem na mesma comunidade (dispersão filogenética) podemos inferir que a competição excludente é a força ecológica dominante (Webb *et al.* 2002; Donoghue 2008). Contudo, a maioria dos estudos enfatizam somente interações negativas e filtros de hábitat (Webb 2002; Cavender-Bares *et al.* 2004; Donoghue 2008; Lossos 2008). Como traços ecológicos tendem a ser conservados (Donoghue 2008), espera-se que espécies filogeneticamente distantes sejam capazes de contribuir a padrões de sobrevivência e coexistência por não competirem pelo mesmo nicho (Castillo *et al.* 2010). De fato, interações positivas, por sua vez, tendem a ocorrer entre espécies com baixo grau de parentesco, uma vez que espécies de clados mais recentes são capazes de conservar o nicho de linhagens mais antigas (Valiente-Banuet & Verdú 2007; Castillo *et al.* 2010).

O balanço de interações positivas e negativas entre espécies é um dos principais fatores responsáveis pela organização de comunidades (Callaway & Walker 1997; Daleo & Iribane 2009; Maestre *et al.* 2009; Holmgren & Scheffer 2010). A hipótese do gradiente de estresse (SGH, do inglês *stress-gradient hypothesis*) afirma que o tipo da interação entre as espécies de uma comunidade é determinado pela intensidade do estresse, que pode ser provocado por uma condição (e.g. temperatura) ou pela falta de um recurso (e.g. água), e pelo caráter das espécies presentes (se competidoras ou tolerantes a estresse). Essa hipótese prevê que em ambientes métricos, a competição seria a principal reguladora da riqueza e da diversidade e, em ambientes estressantes, haveria um predomínio de interações positivas, i.e., facilitação. (Maestre *et al.* 2009). A facilitação é capaz de aumentar a diversidade local melhorando ambientes

desfavoráveis e assim expandindo o nicho realizado de espécies pouco tolerantes a estresse (Callaway 2007; Valiente-Banuet 2007; Hu *et al.* 2011).

Arbustos que se estabilizam em locais com vegetação herbácea dominante têm grande capacidade de modificar o micro-habitat a sua volta (Maestre & Cortina 2005; Eldridge 2011; Pajunken *et al.* 2011). É comum que esses arbustos pioneiros atraiam polinizadores e dispersores por oferecerem mais recursos que gramíneas (e.g. frutos suculentos e insetos que crescem em folhas), diminuam o estresse hídrico (i.e. resfriam e umedecem o ar a sua volta) e também tendam a aprisionar nutrientes, sementes e resíduos transportados pela água ou pelo vento sob suas copas (Pausas *et al.* 2006; Callaway 2007; Eldridge *et al.* 2011). A combinação desses processos leva ao efeito das ilhas de fertilidade, criando sob a copa dos arbustos um micro-habitat mais favorável do que em regiões vizinhas com solo descoberto ou vegetação herbácea (Dias *et al.* 2005; Eldridge *et al.* 2011). Dessa forma, há um aumento na densidade, riqueza e diversidade de plantas sob as copas de arbustos criando ilhas arbustivas (Maestre & Cortina 2005). Entretanto, esse aumento não é válido para todas as formas de vida, pois em geral, espécies lenhosas se estabelecem à custa da diminuição da cobertura de espécies herbáceas (Eldridge *et al.* 2011; Pajunken *et al.* 2011). O desempenho de espécies que colonizam essas ilhas é regulado por interações baseadas nas distâncias filogenéticas dessas com os arbustos dominantes e demais indivíduos pré-estabelecidos nesse ambiente (Castillo *et al.* 2010). Portanto, para melhor compreensão dos processos que estruturam essas manchas de vegetação deve-se levar em conta não somente interações entre pares de espécies (Callaway 1995, 2007), mas sim como essas espécies interagem em grupo, devido à natureza intrinsecamente difusa das interações em ambientes naturais (Maestre *et al.* 2009; Castillo *et al.* 2010).

Em nosso trabalho, avaliamos como indivíduos lenhosos pioneiros regulam a comunidade de uma restinga subtropical. Para isso, selecionamos atributos relacionados ao desempenho de arbustos (e.g. área específica foliar), atributos das moitas (i.e. volume) e a distância filogenética média de cada ilha arbustiva. Indivíduos com baixa área específica foliar tendem a investir mais em estratégias de defesa das folhas (Cornelissen *et al.* 2003), podendo proteger as demais espécies da moita de herbivoria ou vento (Callaway 2007). Já moitas de grande volume possuem maior diversidade de micro-habitats e assim apresentam maior riqueza específica (Maestre & Cortina 2005).

Esperamos que, pelo efeito modificador dos arbustos no ambiente, a riqueza, a abundância e a diversidade de indivíduos lenhosos sejam maiores em ilhas arbustivas do que nas áreas circundantes vegetação herbácea.

## **Material e Métodos**

### **Área de estudo**

Os dados foram coletados em moitas de restinga localizadas na planície de deflação do Parque Estadual de Itapeva (29°21'S, 49°45'W), Torres, Rio Grande do Sul, Brasil. O clima é subtropical úmido sem estação seca, Cfa segundo a classificação de Köppen (Moreno 1961). De acordo com a Estação Meteorológica de Torres (29°20'S e 49°40'W), a temperatura média anual é de 18,9°C, com as médias das temperaturas máximas e mínimas de 22,3°C e 15,7°C respectivamente. A precipitação média é de 1386,9 mm, sendo a menor média mensal registrada para maio (88,5 mm) e a maior para março (141,6 mm) (Brasil 1992). Denomina-se restinga a vegetação associada a depósitos arenosos de origem marinha transgressiva (Waechter 1985, 1990). A planície costeira do Rio Grande do Sul é a província geológica mais recente do Estado, tendo sido formada no Quaternário (Leite 2002).

A planície de deflação ocorre entre dunas frontais e dunas interiores móveis e é formada por uma planície baixa, homogênea e mal drenada devido à condição superficial do terreno (SEMA 2006). Devido à predominância de sedimentos arenosos, espécies vegetais (mesmo as de características herbáceas) têm dificuldade em se fixar no local (SEMA 2006). A vegetação nesse tipo de ambiente encontra-se distribuída em um mosaico de ilhas arbustivas, formadas por arbustos típicos e árvores jovens em fase arbustiva, rodeadas por vegetação campestre esparsa até densa. As plantas apresentam folhas rígidas e lustrosas e a vegetação de modo geral um baixo endemismo (Waechter 1985, 1990; Dillenburg *et al.* 1992; SEMA 2006).

### **Coleta de dados**

No presente trabalho, moitas foram definidas como ilhas arbustivas formadas por um indivíduo dominante (i.e. o de maior biomassa) e indivíduos subdominantes, rodeadas por solo nu ou vegetação herbácea rasteira. Cada moita foi considerada como uma unidade amostral e uma área vizinha com vegetação rasteira de mesma área que a

unidade amostral foi selecionada como amostra controle. Todas as moitas da planície foram numeradas e posteriormente selecionadas por sorteio. Amostramos um total de 41 moitas entre os meses de junho e julho de 2011. Os indivíduos vegetais amostrados foram determinados até nível de espécie e enquadrados em famílias de acordo com o sistema APG III (2009). Calculamos o volume das moitas (V) com base no formato semi-elipsóide de acordo com a fórmula abaixo (Ribas *et al.* 1994):

$$V = [(4/3) \pi (ABC)]/2$$

onde, A = diâmetro maior, B = diâmetro menor e C = altura da moita.

De cada indivíduo dominante, coletamos os seguintes atributos funcionais: área foliar (i.e. área em mm<sup>2</sup> das lâminas foliares), área específica foliar (área foliar dividida pela massa seca das folhas em mg) e volume da copa.

Para medição dos atributos funcionais dos indivíduos dominantes, dez folhas relativamente jovens, completamente expandidas sem sinais de herbivoria ou patógenos, foram coletadas de cada espécie central e posteriormente armazenadas em sacos de papel (Cornelissen *et al.* 2003). O cálculo da área foliar foi realizado através do programa ImageJ 1.43u (Ferreira & Rasband 2010). Medimos a área específica foliar de acordo com Cornelissen *et al.* (2003). O volume da copa (V<sub>c</sub>) foi calculado pela fórmula da elipsóide:

$$V_c = (4/3) \pi (ABC)$$

onde, A = diâmetro maior, B = diâmetro menor e C = altura da copa.

Todos os indivíduos arbustivos, arborescentes e arbóreos das unidades amostrais foram contabilizados a fim de estimar a abundância. Com o objetivo de eliminar o efeito da abundância sobre a riqueza, realizamos uma análise de regressão onde o número de espécies foi modelado pelo número de indivíduos. O resultado dessa análise mostrou que a abundância explica 68,43% da riqueza ( $F_{1,39} = 84,54$ ;  $P < 0,001$ ). Utilizamos os resíduos desta análise para o cálculo da riqueza modelada pelos atributos estruturais das espécies centrais, a distância filogenética média e o volume das moitas.

## **Filogenia e Análise de dados**

Geramos a árvore filogenética de nossa comunidade a partir da super árvore filogenética R20100701 (disponível em <<http://svn.phylodiversity.net/tot/megatrees/R20100701.new>>) baseada em APG III (APG 2009). O comprimento dos ramos foi calibrado com a estimativa proposta por Wilkström *et al.* (2001), sendo os nós não datados interpolados com os nós datados. A árvore filogenética foi gerada com o programa Phylocom 4.2 (Webb *et al.* 2008). A partir disso, calculamos uma matriz D de distâncias filogenéticas utilizando o pacote ‘picante’ (Kembel *et al.* 2010) para o programa R 2.14.1 (R Development Core Team 2011).

Utilizamos a Entropia Quadrática de Rao (EQR; Rao 1982) como medida de diversidade. Este índice leva em consideração diferenças (e.g. filogenéticas ou funcionais) entre as espécies. Utilizamos a distância filogenética como diferença. Segundo esse índice, quanto mais distantes as espécies forem entre si, mais diversa será a comunidade. Caso todas as espécies da comunidade apresentem equivalência total entre si, a EQR equivale ao Índice de Simpson.

Para analisar a estrutura filogenética da comunidade, comparamos a distância filogenética média (MPD, do inglês *mean phylogenetic distance*) de cada moita com um modelo nulo no qual as espécies nas folhas da árvore foram embaralhadas aleatoriamente 999 vezes. Valores de MPD observados nas unidades amostrais maiores do que os encontrados no modelo nulo indicam repulsão filogenética; já valores observados menores do que os esperados indicam agrupamento filogenético (Webb *et al.* 2002). Utilizamos o *net relatedness index* (NRI; Webb *et al.* 2002) para padronizar os valores de MPD das moitas. Dessa forma, pudemos calcular a probabilidade de desvio do valor esperado de NRI das moitas. Valores menores que 2,5% indicam agrupamento filogenético e valores maiores que 97,5% indicam repulsão filogenética (Webb *et al.* 2002).

Alguns dados como o volume das moitas e o volume da copa dos indivíduos dominantes apresentaram uma alta correlação entre si (84,60%). Nesse caso, consideramos apenas o volume das moitas como variável preditora, uma vez que a riqueza e a abundância de espécies em ilhas arbustivas respondem melhor a esse parâmetro (Ribas *et al.* 1994). A área específica foliar apresentou uma correlação de

47,09% com a área foliar, portanto usamos os dois atributos como covariáveis em nossos modelos.

Utilizamos regressões lineares múltiplas para testar os atributos estruturais das espécies centrais, a distância filogenética média e o volume das moitas sobre a riqueza, abundância e diversidade filogenética da comunidade. Todas as análises foram rodadas no programa R 2.14.1 (R Development Core Team 2011). Para a modelagem da abundância, utilizamos uma transformação do tipo Box-Cox (Box & Cox 1964) através do pacote ‘MASS’ (Venables & Ripley 2002).

Para o controle desses dados, foram registrados os mesmos parâmetros em áreas de solo nu ou com vegetação rasteira vizinha às moitas amostradas. Comparamos os dois ambientes através de um teste *t* pareado ( $\alpha = 0.05$ ).

## Resultados

Foram inventariadas 29 espécies. Destas, somente 10 foram encontradas como indivíduos centrais (Tabela 1). Os indivíduos da comunidade, em geral, apresentaram porte arbustivo exceto poucos indivíduos de *Myrsine guianensis* (Aubl.) Kuntze e *M. umbellata* Mart. As espécies da comunidade estudada encontram-se distribuídas em sete clados monofiléticos (Tabela 1). O clado Malvídeas foi o mais bem representado na amostragem, com 13 espécies, seguido por Campanulídeas e Fabídeas (quatro espécies em cada um) (Figura 1). A análise da estrutura filogenética das moitas mostrou que a maioria delas apresenta um padrão aleatório (Figura 2). Somente quatro unidades apresentaram-se filogeneticamente agrupadas ( $NRI = 0.40 \pm 0.71$ ), com os valores de probabilidade variando entre 0,0 e 0,9 (Figura 2).

Tabela 1. Lista das espécies amostradas em moitas arbustivas de uma planície de deflação em Torres, Rio Grande do Sul, Brasil.

Clado	Ordem	Família	Espécie
Magnolídeas	Laurales	Lauraceae	<i>Ocotea pulchella</i>
Comelinídeas	Arecales	Arecaceae	<i>Butia capitata</i>
Fabídeas	Celastrales	Celastraceae	<i>Maytenus cassineformis</i>
Fabídeas	Malpighiales	Clusiaceae	<i>Clusia criuva</i>
Fabídeas	Malpighiales	Euphorbiaceae	<i>Alchornea triplinervia</i>
Fabídeas	Malpighiales	Euphorbiaceae	<i>Sapium glandulosum</i>
Malvídeas	Myrtales	Melastomataceae	<i>Leandra australis</i>

Malvídeas	Myrtales	Melastomataceae	<i>Miconia ligustroides</i>
Malvídeas	Myrtales	Melastomataceae	<i>Tibouchina sp.</i>
Malvídeas	Myrtales	Melastomataceae	<i>Tibouchina urvilleana</i>
Malvídeas	Myrtales	Myrtaceae	<i>Blepharocalyx salicifolius</i>
Malvídeas	Myrtales	Myrtaceae	<i>Myrcia palustris</i>
Malvídeas	Myrtales	Myrtaceae	<i>Psidium cattleianum</i>
Malvídeas	Myrtales	Onagraceae	<i>Ludwigia sp.</i>
Malvídeas	Malvales	Thymelaeaceae	<i>Daphnopsis racemosa</i>
Malvídeas	Sapindales	Anacardiaceae	<i>Lithraea brasiliensis</i>
Malvídeas	Sapindales	Anacardiaceae	<i>Schinus terebinthifolius</i>
Malvídeas	Sapindales	Sapindaceae	<i>Dodonaea viscosa</i>
Malvídeas	Caryophyllales	Nyctaginaceae	<i>Guapira opposita</i>
Asterídeas	Ericales	Primulaceae	<i>Myrsine coriacea</i>
Asterídeas	Ericales	Primulaceae	<i>Myrsine guianensis</i>
Asterídeas	Ericales	Primulaceae	<i>Myrsine parvifolia</i>
Asterídeas	Ericales	Primulaceae	<i>Myrsine umbellata</i>
Lamídeas	Gentianales	Rubiaceae	<i>Psychotria carthagenensis</i>
Lamídeas	Solanales	Boraginaceae	<i>Cordia curassavica</i>
Campanulídeas	Aquifoliales	Aquifoliace	<i>Ilex dumosa</i>
Campanulídeas	Aquifoliales	Aquifoliace	<i>Ilex theezans</i>
Campanulídeas	Asterales	Asteraceae	<i>Baccharis dracunculifolia</i>
Campanulídeas	Asterales	Asteraceae	<i>Symphypappus casarettoi</i>

Segundo nossos modelos de regressão, nenhuma das variáveis preditoras explicou a variação na riqueza ( $F_{3,37} = 1,17$ ;  $P < 0,3344$ ). Já o volume das moitas explica 33,60% da variância observada na abundância ( $F_{1,39} = 19,71$ ;  $P < 0,001$ ). A distância filogenética média e o volume das moitas explicaram 57,74% da variância observada na EQR. ( $F_{2,38} = 29,96$ ;  $P < 0,001$ ).

Tabela 2. Estimativas médias de riqueza, abundância e diversidade (EQR) observadas em moitas arbustivas e campos herbáceos de uma planície de deflação em Torres, Rio Grande do Sul, Brasil.

Estimativa	Moitas	Campos
Riqueza	$4 \pm 2,38$	$2,12 \pm 1,44$
Abundância	$12,02 \pm 10,12$	$10,73 \pm 11,18$
Diversidade (EQR)	$74,57 \pm 23,50$	$29,89 \pm 29,55$



As médias de riqueza, abundância e diversidade (EQR) mostraram-se maiores nas moitas do que nos grupos controle (Tabela 2). Entretanto, quando avaliadas pelo teste *t*, somente a riqueza e a diversidade filogenética das moitas apresentaram médias significativamente maiores do que as observadas nos grupos controle ( $P < 0,001$  em ambos os casos).

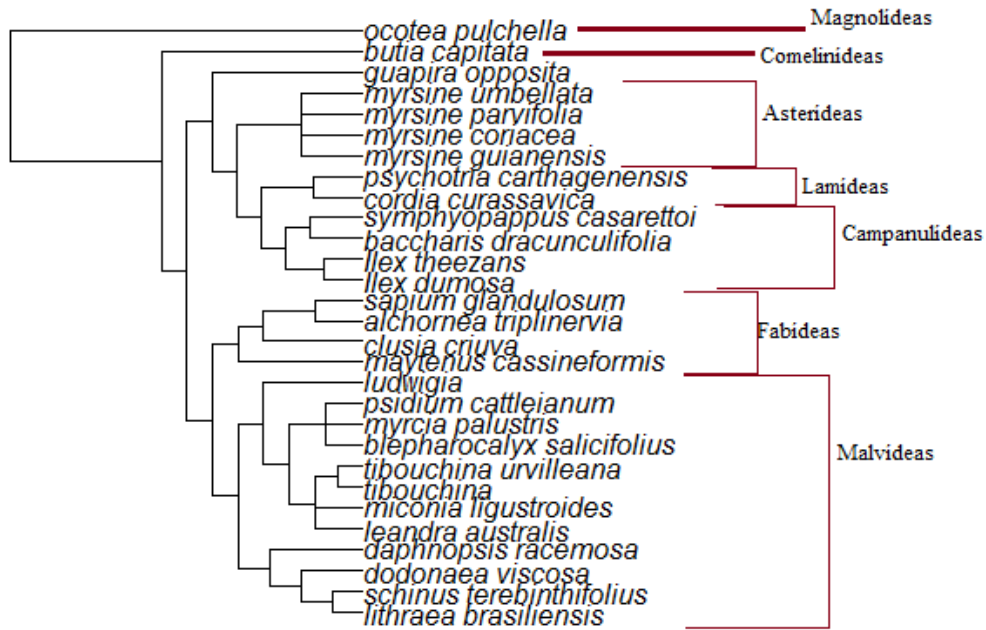


Figura 1. Árvore filogenética das espécies lenhosas amostradas em uma planície de deflação em Torres, Rio Grande do Sul, Brasil. O comprimento dos ramos não corresponde proporcionalmente à idade dos clados.

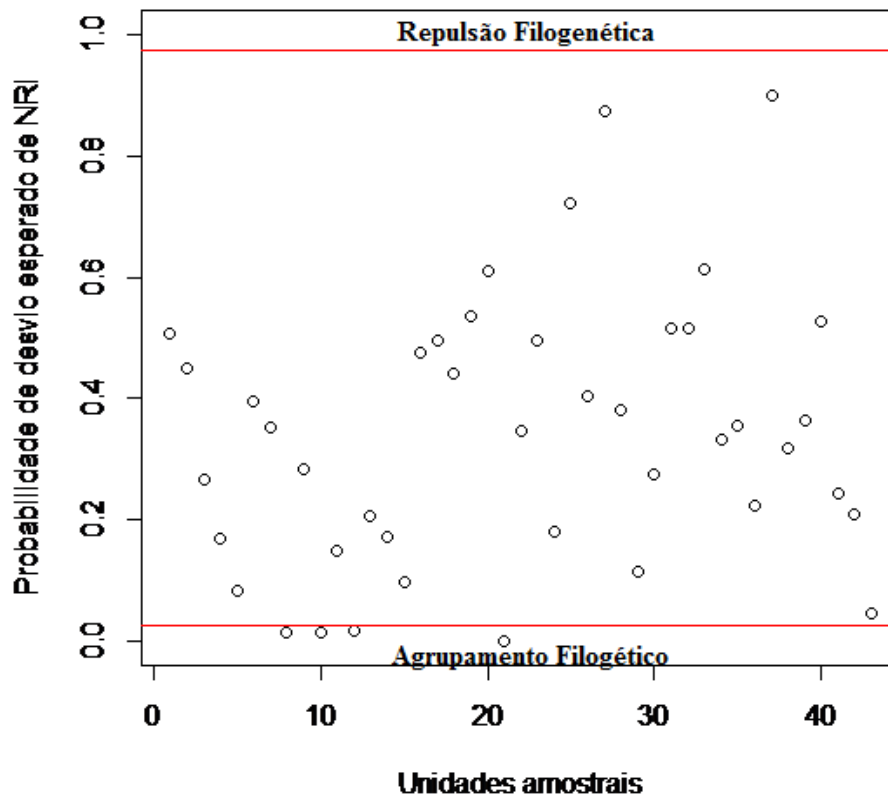


Figura 2. Probabilidade de desvio do valor esperado de *net relatedness index* (NRI) das unidades amostrais de ilhas arbustivas em uma planície de deflação em Torres, Rio Grande do Sul, Brasil. Linhas vermelhas representam os limites de 2,5% (inferior) e 97,5% (superior).

### Discussão

Conforme o esperado, constatamos que as moitas apresentam maior riqueza e diversidade de espécies lenhosas do que as áreas de vegetação aberta. O volume das moitas mostrou-se uma das principais variáveis responsáveis por esse padrão, corroborando a ideia de que esses aglomerados vegetacionais atuam como ilhas arbustivas (Ribas et al. 1994; Maestre & Cortina 2005; Eldridge et al. 2011). Nossos dados também reforçam o papel dos arbustos como modificadores de ambientes, pois o tamanho das moitas está altamente correlacionado ao volume da copa dos indivíduos dominantes. Também o volume das moitas levou ao aumento da riqueza nas ilhas arbustivas, uma vez que o número de espécies respondeu em grande parte à abundância e, o número de indivíduos respondeu significativamente ao tamanho das moitas. Esse

efeito do volume sobre os parâmetros estudados pode estar relacionado à maior disponibilidade de micro-habitas existente sob as copas dos arbustos, à redistribuição do fluxo de nutrientes e oxigênio no solo e à proteção contra dessecação (Callaway 1995, 2007; Maestre & Cortina 2005; Holgren & Scheffer 2010; Eldridge et al. 2011). Cabe salientar que a maioria das espécies amostradas como indivíduos dominantes apresentam frutos carnosos (e.g. *Myrsine* spp. e mirtáceas), ou seja, oferecem recurso a possíveis dispersores (e.g. aves), podendo atuar como espécies-poleiro e assim aumentando a chuva de sementes no local (Callaway 1995, 2007; Pausas et al. 2006).

A distância filogenética média (MPD), assim como o volume, explicou a variação observada na diversidade (EQR). O índice de Rao (1982) é sensível a mudanças no número de indivíduos e na diferença filogenética entre as espécies de uma comunidade. Como a abundância é explicada pelo volume, é esperado que essa variável acabasse influenciando a diversidade de maneira significativa. Já a filodiversidade (i.e. diversidade filogenética entre espécies coocorrentes) em ilhas vegetacionais atua de forma distinta de acordo com os diferentes estágios ontogenéticos das espécies (Castillo et al. 2010). Grandes distâncias filogenéticas entre espécies são importantes para o estabelecimento de indivíduos que colonizam essas ilhas, e é esse processo que regula as interações futuras entre indivíduos na comunidade (Castillo et al. 2010; Soliveres et al. 2010). Já a distância filogenética média é importante para a sobrevivência de indivíduos adultos (Castillo et al. 2010).

A tendência ao agrupamento filogenético nas moitas sugere que filtros ambientais (e.g. excesso de radiação, salinidade e alagamento) estejam agindo sobre a estrutura das moitas de restinga, indicando que há conservação do nicho utilizado pelas espécies (Webb et al. 2002). Entretanto, a maioria das unidades amostrais apresentou um padrão aleatório. Segundo Webb et al. (2002) esse padrão pode ser explicado por repulsão fenotípica de traços convergentes. Ou seja, supõe-se que a comunidade está sendo regulada por fatores bióticos (i.e. facilitação e competição) (Silvertown et al. 2006). Além disso, o NRI perde poder estatístico quanto menor for a riqueza da comunidade (Kraft et al. 2007; Pausas & Verdú 2010). Portanto, acreditamos que esse índice não seja o mais adequado para entender que fatores estruturam as ilhas arbustivas.

Nosso trabalho reforça o papel de arbustos na transformação de áreas pioneiras ou campestres para paisagens arbustivas. Esse papel deve-se principalmente ao tamanho dos arbustos e da filodiversidade das ilhas arbustivas. Durante esse processo de modificação, há um aumento na riqueza, densidade e diversidade de espécies lenhosas. Entretanto, não foi possível avaliar como relações de parentesco influenciam interações entre espécies de ilhas arbustivas.

#### Referências

APG III (Angiosperm Phylogeny Group). 2009. An update of the Angiosperm Phylogeny Group classification for the orders and families of flowering plants: APG III. *Bot. J. Linnean Soc.* 161: 105-121.

Box, G.E.P., Cox, D.R. 1964. An analysis of transformations (with discussion). *Journal of the Royal Statistical Society B*, 26, 211–252.

Brasil. Ministério da Agricultura e Reforma Agrária. Departamento Nacional de Meteorologia. 1992. Normas Climatológicas (1961-1990). Brasília: SPI/EMBRAPA.

Castillo, J.P. , Verdú, M. & Valiente-Banuet, A. 2010. Neighborhood phylodiversity affects plant performance. *Ecology*, 91: 3656-3663.

Callaway, R.M. 1995. Positive interactions among plants. *Botanical Review*, 61, 306–349.

Callaway, R.M. 2007. *Positive Interactions and Interdependence in Plant Communities*. Springer, Dordrecht.

Callaway, R.M. e Walker, L.R. 1997. Competition and facilitation: a synthetic approach to interactions in plant communities. *Ecology*, 78(7): 1958-1965.

Cavender-Bares, J., Ackerly, D.D., Baum, D.A., Bazzaz, F.A. 2004. Phylogenetic overdispersion in Floridian oak communities. *Am. Nat.*, 163, 823–843.

Cornelissen, J.H.C., Lavorel, S., Garnier, E., Díaz, S., et al. 2003. A handbook protocols of standardized and easy measurements of plant functional traits worldwide. *Australian Journal of Botany*, 53, 335-380.

- Daleo, P., Iribarne, O. 2009. Beyond competition: the stress-gradient hypothesis tested in plant–herbivore interactions. *Ecology*, 90(9), 2009, pp. 2368–2374.
- Dias, A.T.C, Zaluar, H.L.T., Ganade, G., Scarano, F.R. 2005. Canopy composition influencing plant patch dynamics in a Brazilian sandy. coastal plain. *J. Trop. Ecol.* 21:343–347.
- Dillenburg, L.R., Waechter, J.L., Porto, M.L. 1992. Species composition and structure of a sandy coastal plain forest in northern Rio Grande do Sul, Brazil. In: Cordazzo, C.V., Seeliger, U. (Eds.) *Costal plant communities of Latin America*. San Diego: Academic, p.349-366.
- Donoghue, M.J. 2008. A phylogenetic perspective on the distribution of plant diversity. *PNAS*, 105: 11549-11555.
- Duarte, L.S. 2011. Phylogenetic habitat filtering influences forest nucleation in grasslands. *Oikos*, 120: 208-215.
- Eldridge, D.J., Bowker, M.A., Maestre, F.T., Reynolds, J.F., Roger, E., & Whitford, W.G. 2011. Impacts of shrub encroachment on ecosystem structure and functioning: towards a global synthesis. *Ecology Letters* 14: 709–722.
- Ferreira, T.A., Rasband, W. 2010. The ImageJ User Guide v. 1.43. Disponível em <http://rsbweb.nih.gov/ij/docs/user-guide.pdf>, acessado em 11/10/2010.
- Holmgren, M., Scheffer, M. 2010. Strong facilitation in mild environments: the stress gradient hypothesis revisited. *J. Eco.* 98, 1269-1275.
- Hu, Q., Cui, B., An, Y. 2011. The importance of facilitation in the zonation of shrubs along a coastal salinity gradient. *JVS.* 22, 828–836.
- Kembel, S.W., Cowan, P.D., Helmus, M.R., et al. 2010. Picante: R tools for integrating phylogenies and ecology. *Bioinformatics* 26:1463-1464.
- Kraft, N.J.B., Cornwell, W.K., Webb, C.O. & Ackerly, D.D. 2007. Trait evolution, community assembly, and phylogenetic structure of ecological communities. *Am. Nat.* 170: 271-283.

- Leite, P.F. 2002. Contribuição ao conhecimento fitoecológico do sul do Brasil. *Ciência & Ambiente*, 24: 51-74.
- Losos, J.B. 2008. Phylogenetic niche conservatism, phylogenetic signal and the relationship between phylogenetic relatedness and ecological similarity among species. *Ecology Letters* 11: 995-1007.
- Maestre, F.T., Cortina, J. 2005. Remnant shrubs in Mediterranean semi-arid steppes: effects of shrub size, abiotic factors and species identity on understory richness and occurrence. *Acta Oecologica* 27, 161–169.
- Maestre, F.T., Callaway, R.M., Valladares, F., Lortie, C.J. 2009. Refining the stress-gradient hypothesis for competition and facilitation in plant communities. *J. Eco.* 97, 199–205.
- Moreno, J.A. 1961. *Clima do Rio Grande do Sul*. Porto Alegre; Secretaria da Agricultura.
- Pajunen, A.M., Oksanen, J., Virtanen, R. 2011. Impact of shrub canopies on understorey vegetation in western Eurasian tundra. *JVS*, 22, 837–846.
- Pausas J.G., Bonet A., Maestre F.T., Climent A. 2006. The role of the perch effect on the nucleation process in Mediterranean semi-arid oldfields. *Acta Oecologica* 29: 346-352.
- Pausas, J.G. & Verdú, M. 2010. The jungle of methods for evaluating phenotypic and phylogenetic structure of communities. *BioScience*, 60: 614-625.
- R Development Core Team. 2011. *R: A language and environment for statistical computing*. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. ISBN 3-900051-07-0, URL <http://www.R-project.org/>.
- Rao, C.R. 1982. Diversity and dissimilarity coefficients: a unified approach. *Theoretical Population Biology*, 21: 24-43.
- Ribas, L.A., Hay, J.D., Caldas-Soares, J.F. 1994. Moitas de restinga: ilhas ecológicas? In: III Simpósio de ecossistemas da costa brasileira: subsídios a um gerenciamento ambiental. São Paulo, Aciesp, v.3. p 79-89.

SEMA, Governo do Estado do Rio Grande do Sul, Secretaria Estadual do Meio Ambiente. Departamento de Florestas e Áreas Protegidas. 2006. Projeto conservação da Mata Atlântica no Rio Grande do Sul. Plano de Manejo do Parque Estadual de Itapeva. Porto Alegre. 261p.

Soliveres, S., DeSoto, L., Maestre, F. T., Olano, J. M. 2010. Spatio-temporal heterogeneity in abiotic factors can modulate multiple ontogenetic shifts between competition and facilitation. *Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics* 12: 227-234.

Valiente-Barnuet, A., Verdú, M. 2007. Facilitation can increase the phylogenetic diversity of plant communities. *Ecology Letters*, 10: 1029–1036.

Venables, W.N., Ripley, B.D. 2002. *Modern Applied Statistics with S*. Fourth Edition. Springer, New York.

Waechter, J.L., 1985. Aspectos ecológicos da vegetação de restinga no Rio Grande do Sul, Brasil. *Comunicações do Museu de Ciências da PUCRS: série botânica*. Porto Alegre N. 33, p. 49-68.

Waechter, J.L., 1990. Comunidades vegetais das restingas do Rio Grande do Sul. In: *Simpósio de ecossistemas da costa sul e sudeste brasileira: estrutura, função e manejo*. Sao Paulo, Aciesp, v. 3, p. 228-248.

Webb, C.O., Ackerly, D.D., and Kembel, S.W. 2008. Phylocom: software for the analysis of phylogenetic community structure and character evolution. *Bioinformatics* 24:2098-2100.

Webb, C.O., Ackerly, D.D., Peck, M.A., Donoghue, M.J. 2002. Phylogenies and community ecology. *Annu. Rev. Ecol. Syst.*33:475–505.

Wilkström, N., Savolainen, V. & Chase, M.W. 2001. Evolution of the angiosperms: calibrating the family tree. *Proceedings of the Royal Society of London, B*. 268: 2211-2220.

## **Considerações finais**

Nossos dados indicam que arbustos pioneiros são essenciais para o estabelecimento de espécies lenhosas pela sua ação como espécies-berçário. Também demonstramos que medidas como filodiversidade (i.e. diversidade filogenética entre espécies coocorrentes) devem ser utilizadas em trabalhos de ecologia a fim de entender melhor os padrões que regulam a organização de comunidades vegetais.

A partir de nossos resultados é possível estabelecer uma série de recomendações e perspectivas para trabalhos futuros com moitas de restinga. Avaliar o efeito que a vegetação herbácea dominante exerce sobre o estabelecimento e crescimento de espécies lenhosas, bem como o efeito de arbustos pioneiros sobre a cobertura de espécies herbáceas é de extrema importância para o entendimento da dinâmica sucessional em restingas. Recomendamos que esses estudos não sejam focados somente em relações entre pares de espécies devido a natureza intrinsecamente difusa das interações biológicas em ambientes naturais.



Apêndice I. Espécies amostradas em moitas arbustivas da planície de deflação do Parque Estadual de Itapeva, Torres, Rio Grande do Sul, Brasil. Asteriscos indicam que a espécie foi encontrada como indivíduo dominante em uma ou mais moitas. FBP: forma biológica potencial da espécie.

<b>Espécie</b>	<b>Acrônimo</b>	<b>FBP</b>
<i>Alchornea triplinervia</i>	Alctr	árvore
<i>Baccharis dracunculifolia</i>	Bacdr	arbusto
<i>Blepharocalyx salicifolius</i>	Blesa	árvore
<i>Butia capitata</i>	Butca	árvore
<i>Clusia criuva</i>	Clucr	árvore
<i>Cordia curassavica</i>	Corcu	arbusto
<i>Daphnopsis racemosa</i> *	Dapra	árvore
<i>Dodonaea viscosa</i> *	Dodvi	arbusto
<i>Guapira opposita</i> *	Guaop	árvore
<i>Ilex dumosa</i>	Iledu	árvore
<i>Ilex theezans</i>	Ileth	árvore
<i>Leandra australis</i>	Leaau	arbusto
<i>Lithraea brasiliensis</i>	Litbr	árvore
<i>Ludwigia sp.</i>	Ludsp	arbusto
<i>Maytenus cassineformis</i>	Mayca	árvore
<i>Miconia ligustroides</i> *	Micli	árvore
<i>Myrcia palustris</i> *	Myrpa	árvore
<i>Myrsine coriacea</i> *	Mycor	árvore
<i>Myrsine guianensis</i> *	Mygui	árvore
<i>Myrsine parvifolia</i> *	Mypar	árvore
<i>Myrsine umbellata</i> *	Myrum	árvore
<i>Ocotea pulchella</i>	Ocopu	árvore
<i>Psidium cattleianum</i> *	Psica	árvore
<i>Psychotria carthagenensis</i>	Psyca	arbusto
<i>Sapium glandulosum</i>	Sapgl	árvore
<i>Schinus terebinthifolius</i>	Schte	árvore
<i>Symphopappus casarettoi</i>	Symca	arbusto
<i>Tibouchina sp.</i>	Tibsp	arbusto
<i>Tibouchina urvilleana</i>	Tibur	arbusto

Apêndice II. Espécies lenhosas amostradas na planície de deflação do Parque Estadual de Itapeva, Torres, Rio Grande do Sul, Brasil, com a respectiva abundância em cada moita. Acrônimos de acordo com o Apêndice I.

<b>Espécie</b>	<b>0</b>	<b>0</b>	<b>0</b>	<b>0</b>	<b>0</b>	<b>0</b>	<b>0</b>	<b>0</b>	<b>0</b>	<b>1</b>	<b>1</b>	<b>1</b>	<b>1</b>	<b>1</b>
	<b>1</b>	<b>2</b>	<b>3</b>	<b>4</b>	<b>5</b>	<b>6</b>	<b>7</b>	<b>8</b>	<b>9</b>	<b>0</b>	<b>1</b>	<b>2</b>	<b>3</b>	<b>4</b>
Alctr	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Bacdr	1	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0
Blesa	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Butca	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Clucr	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Cocur	1	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0
Dapra	1	1	0	10	0	0	0	0	0	4	0	4	1	0
Dodvi	0	4	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Guaop	0	0	0	2	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0
Iledu	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
Ileth	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Leaau	0	0	0	2	11	0	1	10	4	1	0	1	0	1
Litbr	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Ludsp	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Mayca	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
Micli	0	0	0	10	6	0	0	0	2	4	5	4	0	4
Mycor	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Mygui	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Mypar	0	3	3	4	4	1	4	0	3	8	3	4	0	1
Myrpa	1	0	0	3	0	2	1	0	0	1	0	1	0	3
Myrum	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
Ocopu	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Psica	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	5	0	0
Psyca	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Sapgl	0	0	1	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0
Schte	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Symca	0	6	0	0	1	3	4	0	1	0	0	0	0	0
Tibsp	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0
Tibur	0	0	0	3	4	3	0	2	0	3	4	0	3	3
<b>Total</b>	<b>4</b>	<b>14</b>	<b>7</b>	<b>39</b>	<b>26</b>	<b>9</b>	<b>12</b>	<b>13</b>	<b>10</b>	<b>25</b>	<b>12</b>	<b>19</b>	<b>4</b>	<b>15</b>

<b>Espécie</b>	<b>1</b>	<b>1</b>	<b>1</b>	<b>1</b>	<b>1</b>	<b>2</b>	<b>2</b>	<b>2</b>	<b>2</b>	<b>2</b>	<b>2</b>	<b>2</b>	<b>2</b>	<b>2</b>
	<b>5</b>	<b>6</b>	<b>7</b>	<b>8</b>	<b>9</b>	<b>0</b>	<b>1</b>	<b>2</b>	<b>3</b>	<b>4</b>	<b>5</b>	<b>6</b>	<b>7</b>	<b>8</b>
Alctr	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Bacdr	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	8	0
Blesa	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
Butca	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0
Clucr	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Cocur	0	1	0	0	1	0	0	0	0	0	0	4	2	0
Dapra	0	0	2	3	0	0	1	1	0	0	0	0	2	4
Dodvi	1	2	0	0	2	1	0	1	2	1	0	0	0	0
Guaop	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2
Iledu	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0
Ileth	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Leaau	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Litbr	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Ludsp	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Mayca	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0
Micli	0	0	0	14	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Mycor	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Mygui	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0
Mypar	0	1	5	13	2	0	2	4	0	0	0	1	0	6
Myrpa	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	5	1	4
Myrum	0	0	1	3	0	0	4	0	0	0	0	4	0	1
Ocopu	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0
Psica	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2
Psyca	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Sapgl	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1
Schte	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Symca	1	7	0	0	0	0	0	3	0	3	0	0	0	0
Tibsp	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Tibur	3	13	0	0	4	0	1	5	1	0	1	11	19	5
<b>Total</b>	<b>5</b>	<b>24</b>	<b>9</b>	<b>34</b>	<b>9</b>	<b>1</b>	<b>8</b>	<b>16</b>	<b>3</b>	<b>4</b>	<b>3</b>	<b>28</b>	<b>33</b>	<b>26</b>

<b>Espécie</b>	<b>2</b>	<b>3</b>	<b>3</b>	<b>3</b>	<b>3</b>	<b>3</b>	<b>3</b>	<b>3</b>	<b>3</b>	<b>3</b>	<b>3</b>	<b>4</b>	<b>4</b>
	<b>9</b>	<b>0</b>	<b>1</b>	<b>2</b>	<b>3</b>	<b>4</b>	<b>5</b>	<b>6</b>	<b>7</b>	<b>8</b>	<b>9</b>	<b>0</b>	<b>1</b>
Alctr	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0
Bacdr	4	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0
Blesa	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Butca	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Clucr	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Cocur	5	0	0	2	0	2	0	1	0	0	1	0	0
Dapra	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Dodvi	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Guaop	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Iledu	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Ileth	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Leaau	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3	0	0	0
Litbr	0	0	0	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Ludsp	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Mayca	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Micli	0	0	0	0	1	0	1	0	0	0	0	0	0
Mycor	0	0	0	0	0	0	0	0	0	4	0	1	0
Mygui	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Mypar	1	1	1	3	0	0	4	2	0	0	1	0	0
Myrpa	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Myrum	1	0	0	0	1	1	0	0	0	0	0	1	1
Ocopu	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Psica	0	0	0	0	0	1	2	1	2	0	0	0	1
Psyca	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Sapgl	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Schte	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Symca	0	0	0	0	0	1	0	1	0	0	0	0	0
Tibsp	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
Tibur	13	4	1	2	2	0	0	2	0	0	0	3	4
<b>Total</b>	<b>25</b>	<b>5</b>	<b>2</b>	<b>10</b>	<b>5</b>	<b>5</b>	<b>7</b>	<b>7</b>	<b>3</b>	<b>7</b>	<b>2</b>	<b>5</b>	<b>7</b>

Apêndice III. Relação das moitas amostradas com a espécie do indivíduo dominante e as dimensões de cada ilha arbustiva, na planície de deflação do Parque Estadual de Itapeva, Torres, Rio Grande do Sul, Brasil. A: diâmetro maior. B: diâmetro menor. C: altura.

Moita	Espécie dominante	Dimensões (cm)		
		A	B	C
1	<i>Myrsine parvifolia</i>	166	141	170
2	<i>Dodonea viscosa</i>	410	363	200
3	<i>Myrsine parvifolia</i>	241	77	180
4	<i>Guapira opposita</i>	370	364	180
5	<i>Miconia ligustroides</i>	355	320	170
6	<i>Myrcia palustris</i>	118	118	100
7	<i>Myrsine parvifolia</i>	183	175	125
8	<i>Psidium cattleianum</i>	148	140	107
9	<i>Miconia ligustroides</i>	188	100	117
10	<i>Myrsine parvifolia</i>	215	188	155
11	<i>Miconia ligustroides</i>	130	130	127
12	<i>Myrsine parvifolia</i>	125	120	108
13	<i>Daphnopsis racemosa</i>	143	120	102
14	<i>Miconia ligustroides</i>	167	131	144
15	<i>Dodonea viscosa</i>	188	90	83
16	<i>Dodonea viscosa</i>	300	225	113
17	<i>Myrsine umbellata</i>	168	130	130
18	<i>Myrsine parvifolia</i>	200	174	135
19	<i>Dodonea viscosa</i>	355	256	94
20	<i>Dodonea viscosa</i>	265	140	74
21	<i>Daphnopsis racemosa</i>	163	136	130
22	<i>Dodonea viscosa</i>	561	380	115
23	<i>Dodonea viscosa</i>	266	183	60
24	<i>Dodonea viscosa</i>	170	150	51
25	<i>Myrsine parvifolia</i>	164	150	121
26	<i>Myrsine umbellata</i>	233	214	170
27	<i>Myrsine guianensis</i>	297	298	300
28	<i>Myrsine umbellata</i>	446	283	273
29	<i>Myrsine umbellata</i>	210	210	200
30	<i>Myrsine parvifolia</i>	138	120	135
31	<i>Myrsine parvifolia</i>	94	71	89
32	<i>Myrsine parvifolia</i>	155	170	158
33	<i>Myrsine umbellata</i>	181	160	200
34	<i>Myrsine umbellata</i>	185	185	232
35	<i>Myrsine parvifolia</i>	185	178	90

<b>Moita</b>	<b>Indivíduo dominante</b>	<b>Dimensões (cm)</b>		
		<b>A</b>	<b>B</b>	<b>C</b>
36	<i>Myrsine parvifolia</i>	200	178	110
37	<i>Psidium catleyanum</i>	183	180	143
38	<i>Myrsine coriacea</i>	135	126	118
39	<i>Myrsine parvifolia</i>	113	100	118
40	<i>Myrsine umbellata</i>	173	120	100
41	<i>Myrsine umbellata</i>	243	228	204