

RICARDO PAMPLONA CAMPOS

**Espécies Lenhosas Pioneiras Apresentam Diferentes Potenciais de Facilitação da
Regeneração Natural em Pastagens Abandonadas?**

CURITIBA
2010

UNIVERSIDADE FEDERAL DO PARANÁ
SETOR DE CIÊNCIAS BIOLÓGICAS
PÓS-GRADUAÇÃO EM ECOLOGIA E CONSERVAÇÃO

**Espécies Lenhosas Pioneiras Apresentam Diferentes Potenciais de Facilitação da
Regeneração Natural em Pastagens Abandonadas?**

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

Acadêmico: Ricardo Pamplona Campos

Orientadora: Prof. Dra. Isabela Galarda Varassin

CURITIBA
2010

“É na mudança que as coisas encontram repouso”.
(Heráclito)

Dedico essa dissertação a Eduardo Jayme de Souza Pamplona (Vô Dado)

Por sobre os pantanais, os vales orvalhados,
As montanhas, os bosques, as nuvens, os mares,
Para além do ígneo sol e do éter que há nos ares,
Para além dos confins dos tetos estrelados,

Flutuas, meu espírito, ágil peregrino,
E, como um nadador que nas águas afunda,
Sulcas alegremente a imensidão profunda
Com um lascivo e fluido gozo masculino.

Depois do tédio e dos desgostos e das penas
Que gravam com seu peso a vida dolorosa,
Feliz daquele a quem uma asa vigorosa
Pode lançar às várzeas claras e serenas;

Aquele que, ao pensar, qual pássaro veloz,
De manhã rumo aos céus liberto se distende,
Que paira sobre a vida e sem esforço entende
A linguagem da flor e das coisas sem voz!

Charles Baudelaire

Sumário

Introdução Geral	1
Abstract	5
Resumo	6
Introdução	7
Área de Estudo	10
Métodos	13
Resultados	
Recrutamento de sementes	15
Estabelecimento de plântulas	16
Diferenças das características estruturais e produção de serapilheira entre as espécies foco	17
Assembléia de espécies de sementes e plântulas sob a copa das espécies foco	17
Discussão	
Barreiras para a regeneração de pastagens abandonadas e o papel de plantas lenhosas pioneiras	18
Diferenças no potencial de facilitação de plantas lenhosas pioneiras	21
Assembléia de espécies sob a copa das espécies focos	24
Implicações para a prática	25
Agradecimentos	26
Literatura citada	26
Tabela 1	31
Tabela 2	32

Tabela 3	34
Tabela 4	35
Legendas das figuras	36
Figuras	37

Formatação da dissertação: **Restoration Ecology**

Introdução Geral

A regeneração de ambientes naturais degradados está entre os principais objetivos ambientais mundiais (FAO 2001), principalmente quando nos referimos às regiões que passaram por intensas perturbações antrópicas, onde a exploração de recursos e a ocupação do espaço causaram alterações na composição da flora e fauna e no ambiente físico (Zaú 1998). A redução das áreas ocupadas por vegetação nativa é a principal fonte de destruição de habitats, juntamente com a perda de diversidade e empobrecimento dos recursos genéticos (Myers et al. 2000).

A Floresta Atlântica foi o primeiro bioma brasileiro a ser afetado pela ação antrópica e até o final do século passado, tinha praticamente desaparecido. Apenas 12% da extensão original se mantêm (Ribeiro et al. 2009), e a maioria destas áreas correspondem a fragmentos florestais pequenos, isolados, sem proteção e / ou severamente alterados (Fonseca 1985, Silva e Tabarelli 2000).

O elevado grau de endemismo da Floresta Atlântica, o quarto hotspot de biodiversidade (Myers et al. 2000), sugere que muitas espécies já foram extintas e outras provavelmente terão o mesmo destino se as ações políticas e sociais não se mobilizarem (Brooks e Balmford 1996, Metzger et al. 2009).

Na última década, têm se notado uma vontade política crescente para a conservação e recuperação da Floresta Atlântica (Wuethrich 2007). Além disso, o número de estudos sobre a regeneração e restauração de ambientes florestais está aumentando no Brasil, especialmente na Floresta Atlântica (Morellato e Haddad 2000). No estado de São Paulo, legislação específica orienta e obriga proprietários de terras e empresas privadas a plantar

espécies nativas, como medida compensatória de atividades passadas ou futuras que provoquem danos ao ambiente (Barbosa e Pizo 2006).

Entretanto, apesar do conhecimento já adquirido sobre o restauro de terras degradadas (Rodrigues e Leitão-Filho 2000), alguns processos básicos que influenciam a organização e diversidade de comunidades vegetais devem ser mais apurados (Barbosa e Pizo 2006). Fatores como a escassez de nutrientes, compactação do solo, falta ou excesso de umidade no solo, alta radiação solar (Uhl et al. 1988, Castro et al. 2002) e principalmente, disponibilidade de sementes no solo (McClanahan e Wolfe 1993, Uhl et al. 1991), afetam diretamente a velocidade de restabelecimento e a composição da comunidade vegetal original. Porém, além das questões relacionadas às condições e recursos disponíveis no ambiente, a interação competitiva e cooperativa entre as espécies vegetais faz parte do processo de regeneração (Callaway 1995).

As investigações sobre o papel da competição, predação e estresse abiótico na formação das comunidades naturais foram ponto fundamental para as gerações anteriores de ecólogos e são ainda temas populares. No entanto, recentes pesquisas experimentais determinaram forte participação das interações de cooperação entre as espécies sobre a organização dos ecossistemas terrestres (Bruno et al. 2003).

Uma das interações de cooperação vista em comunidades vegetais terrestres é a de facilitação. Espécies facilitadoras da regeneração florestal são aquelas que após se estabelecerem num ambiente degradado alteram suas condições, de forma que as espécies de estádios sucessionais subseqüentes, menos tolerantes às condições encontradas em fases iniciais de regeneração, tenham maior facilidade de estabelecimento (Connell & Slatyer 1977). O microambiente disponibilizado sob a copa de tais plantas oferece vantagens para a

germinação das sementes e desenvolvimento das plântulas, amenizando a variação da temperatura, disponibilizando melhores condições de luz, umidade e nutrientes e podendo inclusive diminuir a pressão dos predadores (Valiente-Banuet e Ezcurra 1991, Callaway 1992, Belsky 1994, Castro et al. 2002, Groeneveld et al. 2007).

Este trabalho foi realizado no litoral norte do Paraná, município de Guaraqueçaba, em áreas de planície abandonadas após o uso para a bubalinocultura. Este histórico de ocupação gerou extensas áreas dominadas por gramíneas e que apresentam dificuldade de regeneração florestal. Portanto, o objetivo deste trabalho foi determinar quais espécies são facilitadoras da regeneração de ambientes degradados, como elas interferem no meio e quais características estão associadas a esse processo.

Literatura citada

- Barbosa, KC e Pizo, MA. 2006. Seed rain and seed limitation in a planted gallery Forest in Brazil. *Restoration Ecology* **14**:504-515.
- Belsky, AJ. 1994. Influence of trees on savanna productivity: tests of shade, nutrients, and tree-grass competition. *Ecology* **75**:922-932.
- Brooks, T e Balmford, A. 1996. Atlantic forest extinctions. *Nature* **380**:115.
- Bruno, JF, Stachowicz JJ and Bertness, MD. 2003. Inclusion of facilitation into ecological theory. *Trends of Ecology and Evolution* **18**:119-125
- Callaway, RM. 1995. Positive interactions among plants (Interpreting botanical progress). *The Botanical Review* **61**:306-349.
- Callaway, RM. 1992. Effect of shrubs on recruitment of *Quercus douglasii* and *Quercus lobata* in California. *Ecology* **73**:2118-2128.
- Castro, J, R. Zamora, JA Hódar, e JM Gómez. 2002. Use of shrubs as nurse plants: a new technique for reforestation in Mediterranean mountains. *Restoration Ecology* **10**:297-305.
- Connell, JH and RO Slatyer. 1977. Mechanisms of succession in natural communities and their role in community stability and organization. *American Naturalist* **111**:1119-1144.
- FAO (Food and Agriculture Organization) 2001. Situacion de los bosques del mundo 2001. <http://www.fao.org/forestry/site/sofo/en/>.
- Fonseca, G.A.B., 1985. The vanishing Brazilian Atlantic Forest. *Biological Conservation* **34**:17-34.
- Groeneveld, E.V.G.; A. Massé e L. Rochefort 2007. *Polytrichum strictum* as a Nurse-Plant in peatland restoration. *Restoration Ecology*. **15**:709-719.

- McClanahan, T. R. & Wolfe 1993. Accelerating forest succession in a fragment landscape: the role of birds and perches. *Conservation Biology* **7**:279-289.
- Metzger, J.P., Martensen, A.C., Dixo, M., Bernacci, L.C., Ribeiro, M.C., Teixeira, A.M.G., Pardini, R., 2009. Time-lag in the responses to landscape changes in highly dynamic Atlantic forest region (SE Brazil). *Biological Conservation* **142**:1166 – 1177.
- Morellato, P.C., e C.F.B. Haddad 2000. Introduction: the Brazilian Atlantic Forest. *Biotropica* **32**:786-792.
- Myers, N., Mittermeier, R.A., Mittermeier, C.G., Fonseca, G.A.B., Kent, J., 2000. Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature* **403**:858–863.
- Ribeiro, M.C., Metzger, J.P., Martensen, A.C., Ponzoni, F., Hirota, M.M., 2009. Brazilian Atlantic forest: how much is left and how is the remaining forest distributed? Implications for conservation. *Biological Conservation* **142**:1141–1153.
- Rodrigues, R.R. e Leitão-Filho, H.F. 2000. Matas ciliares: conservação e recuperação. Universidade de São Paulo, São Paulo.
- Silva, J.M.C., Tabarelli, M., 2000. Tree species impoverishment and the future flora of the Atlantic Forest of northeast Brazil. *Nature*, **404**:72–74.
- Uhl, C. D. Nepstad, J. M. C. Silva 1991. Restauração de florestas em paisagens degradadas. *Ciência Hoje* **13**:22-31.
- Uhl, C., Buschbacher, R., and Serrao, E. A. S. 1988. Abandoned pastures in eastern Amazonia. I. Patterns of plant succession. *Journal of Ecology*. **76**:663–681.
- Valiente-Banuet, A., and E. Ezcurra. 1991. Shade as a cause of the association between the cactus *Neobuxbaumia tetetzo* and the nurse-plant *Mimosa luisana* in the Tehuacan Valley, Mexico. *Journal of Ecology* **79**:961–971.
- Wuethrich, B., 2007. Reconstructing Brazil's Atlantic Rainforest. *Science*. **315**:1070–1072
- Zaú, A. S. 1998. A Ecologia da paisagem no planejamento territorial. *Floresta e Ambiente* **4**:98-103.

Espécies Lenhosas Pioneiras Apresentam Diferentes Potenciais de Facilitação da Regeneração Natural em Pastagens Abandonadas?

Abstract: Natural regeneration of abandoned pastures depends on competition and facilitation interactions between pioneer woody plants, grasses and young individuals newly established. Isolated woody plants in abandoned pastures have the potential to facilitate forest regeneration. Features such as type of dispersal, number of branches on canopy and height of the stem of the plant facilitator could be decisive in the composition of the assemblage of juveniles under its canopy. To investigate this hypothesis, we evaluated the assemblage of recruits under the canopies of three pioneer woody species and on plots in open grasslands: *Miconia cinerascens* (shrub and fleshy fruits), *Myrsine coriacea* (tree and fleshy fruits) and *Tibouchina pulchra* (trees and dry fruits). The three species facilitated the regeneration by increasing species richness and abundance of seeds recruited and seedlings established under its canopy compared to open areas. *M. cinerascens* stood out as the species with the greatest potential for facilitation. The assemblage of individuals recruited and established under the canopy of *M. cinerascens* was more abundant and richer when compared to the other two species. Type of fruit, number of branches of the canopy, height stem and litter production appear to be related to the abundance and the richness of new individuals under the tree canopy. The results suggest that the patterns of forest succession after abandonment of pasture will depend on the characteristics of the species remaining. Recruited individuals under the canopy of trees on pasture are sources of advanced regeneration that will substantially affect the forest succession after abandonment of pastures.

Palavras-chave: *Miconia cinerascens*, *Myrsine coriacea*, *Tibouchina pulchra*, nucleation, recruitment of seeds, seedling establishment, regeneration niche, restoration.

Resumo: A regeneração natural de pastagens abandonadas depende de interações de competição e facilitação entre plantas lenhosas pioneiras, gramíneas e indivíduos jovens recém estabelecidos. Plantas lenhosas isoladas em pastagens abandonadas teriam o potencial de facilitar a regeneração florestal. Características como síndrome de dispersão, quantidade de ramificações da copa e altura do fuste da planta facilitadora poderiam ser determinantes na composição da assembléia de juvenis sob sua copa. Para investigar esta hipótese, foi avaliada a assembléia de recrutas sob a copa de três espécies de plantas lenhosas pioneiras e em parcelas nas pastagens abertas: *Miconia cinerascens* (arbustiva e zoocórica), *Myrsine coriacea* (arbórea e zoocórica) e *Tibouchina pulchra* (arbórea e anemocórica). As três espécies de plantas facilitaram a regeneração apresentando maior riqueza e abundância de sementes recrutadas e plântulas estabelecidas sob suas copas em comparação às áreas abertas. *M. cinerascens* se destacou como a espécie com maior potencial de facilitação. A assembléia de indivíduos recrutados e estabelecidos sob a copa de *M. cinerascens* foi mais abundante e rica quando comparada às outras duas espécies. É possível que a regeneração florestal seja favorecida sob a copa de *M. cinerascens* por ela apresentar síndrome de dispersão zoocórica, maior quantidade de ramificações da copa, menor altura do fuste e maior produção de serapilheira. Como estes novos indivíduos constituem fontes de regeneração que afetarão a sucessão florestal após abandono das pastagens, os resultados indicam que os padrões da sucessão florestal dependerão das características das espécies facilitadoras em função das diferentes assembléias de plantas sob suas copas.

Palavras-chave: *Miconia cinerascens*, *Myrsine coriacea*, *Tibouchina pulchra*, nucleação, recrutamento de sementes, estabelecimento de plântulas, nicho de regeneração.

Introdução

A capacidade de regeneração florestal de áreas degradadas é diretamente relacionada com a intensidade, duração e natureza da utilização do terreno (Zamora & Montagnini 2007). Em áreas tropicais da América do Sul, após o corte raso da floresta o uso de solo mais comum inclui a rotatividade de cultivos agrícolas e pecuária (Mesquita et al. 2001). Estas atividades influenciam a regeneração subsequente da floresta, principalmente por diminuir o nível de matéria orgânica e de nutrientes do solo (Aide & Cavelier 1994), por coibir a decomposição da matéria orgânica e o acúmulo de biomassa (Kellman 1970) e por reduzir a dispersão de sementes e o recrutamento de espécies florestais (Duncan & Chapman 1999).

Terrenos que foram utilizados como pastagens, depois de abandonados, são ocupados por gramíneas com alto poder de colonização e com intensa reprodução vegetativa, capazes de dominar o ambiente por longos períodos, interferindo no processo sucessional natural (Nepstad et al. 1991; Aide & Cavelier 1994; Ashton et al. 1997; Zahawi & Augspurger 1999). A continuidade da sucessão depende de fatores relacionados a interações de competição entre árvores pioneiras isoladas e gramíneas (Guariguata et al. 1995; Sun & Dickinson 1996) e interações de facilitação entre as árvores pioneiras e as espécies subsequentes na sucessão florestal (Brown & Lugo 1994; Vieira et al. 1994; Parrotta et al. 1997). Portanto, além das interações relacionadas à competição, amplamente

descrita como fator determinante para a estruturação das comunidades (Callaway 1995) relações positivas entre as espécies poderiam ser, pelo menos, tão importantes quanto as negativas na reestruturação florestal de ambientes degradados (Callaway 1995; Stachowicz 2001; Bruno et al. 2003), principalmente em estádios iniciais da regeneração (Connell & Slatyer 1977).

Em áreas tropicais, devido à complexidade das comunidades e às várias formas de uso do solo, divergências quanto às principais barreiras à regeneração natural de áreas degradadas dificultam a determinação do papel das espécies lenhosas pioneiras na dinâmica sucessional (Holl 2002). Porém, em pastagens abandonadas alguns fatores são apontados como as principais barreiras para o sucesso da regeneração e recuperação de ambientes florestais: densidade de gramíneas, chegada de sementes (recrutamento de novos indivíduos e espécies) e condições microclimáticas que possibilitem a germinação das sementes e o estabelecimento das plântulas (Holl et al. 2000).

Plantas lenhosas pioneiras podem representar focos de recrutamento de sementes (McDonnell & Stiles 1983) por atraírem animais dispersores de sementes, oferecendo-lhes poleiros, frutos, sombra e locais de nidificação. A presença destes animais resulta no aumento da diversidade de sementes recrutadas sob suas copas (McClanahan & Wolfe 1987; Guevara & Laborde 1993). Algumas espécies de plantas lenhosas pioneiras, após colonizarem a área, promovem alterações no ambiente sob suas copas, disponibilizando condições favoráveis para a germinação e crescimento de novos indivíduos (Aide et al. 1995; Holl et al. 2000; Holl 2002). O recrutamento, estabelecimento e crescimento de plantas lenhosas ao entorno dos focos de recrutamento formam ilhas de espécies arbóreas que gradualmente se expandem e se ligam, constituindo um dossel florestal contínuo (Yarranton & Morrison 1974).

Apesar do conhecimento da atuação de árvores isoladas em pastagens como focos de regeneração florestal, a maioria dos estudos se concentra em uma única espécie (Guimarães-Vieira et al. 1994; Nepstad et al. 1996; Rhoades et al. 1998). Fatores como idade, tamanho, arquitetura da copa e síndrome de dispersão das plantas lenhosas, podem refletir diretamente sobre as taxas de recrutamento e estabelecimento e serem determinantes nas diferenças do potencial de facilitação entre os indivíduos e as espécies (Slocum 2001). Por exemplo, é provável que árvores com diásporos dispersos por animais atraiam mais dispersores de sementes que árvores com dispersão anemocórica, tendo efeito quantitativo e qualitativo sobre a chuva de sementes; a arquitetura da copa e o tamanho do fuste podem influenciar a quantidade de luz solar, temperatura e cobertura de gramíneas sob a copa, afetando assim a germinação e estabelecimento de novos indivíduos. Estas diferenças poderiam ser responsáveis pela formação de diferentes assembléias de plantas sob a copa dos indivíduos e determinantes para a configuração da comunidade dos estádios sucessionais subseqüentes (Uhl et al. 1988).

Para investigar estas hipóteses este estudo levantou quatro perguntas: 1 – plantas lenhosas pioneiras atuam como facilitadoras da regeneração natural de pastagens abandonadas? Foi comparado a chuva de sementes e o estabelecimento de plântulas sob a copa de três espécies lenhosas pioneiras e em áreas abertas, esperando que a existência de poleiros intensifique a chegada de dispersores; 2 – Há diferenças no potencial de facilitação da regeneração de pastagens abandonadas entre espécies lenhosas pioneiras? Foram escolhidas três espécies lenhosas que naturalmente se estabeleceram nas áreas de estudo: uma espécie arbórea zoocórica, uma espécie arbórea anemocórica e uma espécie arbustiva zoocórica, com características estruturais distintas que provavelmente interfiram no recrutamento e estabelecimento de novas espécies sob suas copas; 3 – Há diferença entre o

número de ramificações, altura do fuste, produção de serapilheira e distância da matriz florestal entre as espécies lenhosas pioneiras? Espera-se que a copa e altura do fuste relacionem-se com a chuva de sementes e estabelecimento de plântulas. Isso porque quanto mais ramificada e mais próxima do solo a copa estiver, menores seriam as variações microambientais e a cobertura de gramíneas sob os indivíduos. A maior produção de serapilheira deve estar relacionada com maior disponibilidade de nutrientes e/ou umidade do solo, proporcionando melhores condições para estabelecimento de plântulas. 4 – Há diferenças na assembléia de espécies lenhosas sob a copa das três espécies foco? Espera-se que a assembléia de espécies recrutadas e estabelecidas sob a copa das três espécies foco seja reflexo da atratividade de dispersores e do ambiente formado sob suas copas. 5 – O estabelecimento de plântulas é reflexo da maior abundância de sementes que chega sob a copa das espécies pioneiras ou está relacionada com o ambiente formado sob suas copas? Espera-se que as espécies pioneiras modifiquem o ambiente sob suas copas e que essas modificações proporcionem distintos potenciais de germinação e desenvolvimento dependendo da espécie recrutada.

Área de estudo

O estudo foi realizado na Reserva Natural Salto Morato (RNSM), com uma área total de 2.340 ha, localizado no município de Guaraqueçaba (25°09 – 25°11 S, 48°16 – 48°20 W), litoral norte do estado do Paraná.

A região de estudo localiza-se num dos maiores remanescente de Floresta Atlântica do Brasil (Metzger 2009). A Área de Proteção Ambiental (APA) de Guaraqueçaba apresenta 314.000 ha gerenciados pelo governo federal e estadual. Atualmente 12% da área da APA é de domínio público, no entanto, a aplicação das restrições à muitas fazendas no

interior da APA é inconsistente (Ferretti & Britez 2006). O resultado é a retirada da maior parte das florestas de planície para dar lugar à bubalinocultura e a pequenas lavouras de subsistência (FBPN 2001).

Muitos experimentos e estudos já concluídos e em andamento estão disponibilizando informações importantes sobre o bioma. Em relação à regeneração e restauração dos ambientes degradados, um programa de restauração foi criado pela Sociedade de Pesquisa em Vida Selvagem e Educação Ambiental (SPVS) e instituições parceiras, com base em cinco anos de experiência local com o trabalho de restauração (Ferretti & Britez 2006)

A RNSM apresenta vegetação num intervalo altitudinal médio de 200-400 metros partindo de altitudes inferiores a 100 metros, algumas vezes ultrapassando os 600 metros, até atingir seus extremos, pouco acima dos 930 m s.n.m. No entorno das pastagens abandonadas há uma matriz florestal, em diferentes estádios sucessionais e com grande representatividade de espécies (FBPN 2001)

O clima da região segundo Koeppen é Af - Tropical Super-Úmido sem Seca (McKnight & Hess 2005). Os índices pluviométricos compreendem uma média de 2.000 mm anuais, com maior concentração de chuvas nos meses de janeiro, fevereiro e março. A umidade relativa do ar média é de 85% e a temperatura média anual é de 21°C (FBPN 2001).

Nas áreas de planície, onde se localizam as pastagens abandonadas, predominam os solos Neossolos Flúvicos (típico e gleico), formados por camadas provenientes da deposição aluvial e fluvial (FBPN 2001).

As áreas utilizadas para bubalinocultura foram abandonadas há 20 anos e nas fases iniciais de regeneração natural foram predominantemente ocupadas por gramíneas.

Vernonia beyrichii, *Bohemeria caudata* e *Miconia cinerascens* foram as espécies arbustivas com maior número de indivíduos recrutados. Dentre as árvores, *Myrsine coriacea*, *Tibouchina pulchra* e *Senna multijuga* foram as que apresentaram mais indivíduos recrutados (Gatti 2000).

Espécies de Plantas Avaliadas

A seleção das espécies pioneiras lenhosas foi baseada em três aspectos: (1) abundância no local de estudo; (2) diferenças nos modos de dispersão e (3) arquitetura da planta, de forma que constituem as três seguintes combinações: arbórea zoocórica, arbórea anemocórica e arbustiva zoocórica. São elas:

Miconia cinerascens – Espécie pioneira, arbustiva, com 2-6m de altura. O fruto é do tipo baga com 20-30 sementes, quando imaturo é verde e quando maduro é enegrecido, dispersão zoocórica. Apresenta floração entre novembro e fevereiro e frutificação entre março e junho (Goldenberg 2004).

Myrsine coriacea – Espécie pioneira, arbórea, com 6-12 m de altura. Os frutos são drupas globosas pequenas (3mm de diâmetro), quando maduro é negro-arroxeadado e se concentram em aglomerados ao redor dos ramos (Carvalho 1994), dispersão zoocórica. Frutos maduros entre os meses de outubro e dezembro (Lorenzi 1998).

Tibouchina pulchra – Espécie pioneira, arbórea, com 3-8 m. Os frutos são cápsulas autocóricas, verdes quando imaturos, tornando-se marrons quando maduros (Silva 2006). Floresce entre novembro e fevereiro (Pereira-Rocha 2008) e apresenta frutos viáveis durante todo o ano (Talora & Morellato 2000).

As três espécies avaliadas são comuns nas formações florestais atlânticas do sul e sudeste do Brasil (Goldenberg 2004; Lorenzi 1992; Lorenzi 1998).

Métodos

Dentro das áreas de estudo foram escolhidos 10 indivíduos de cada espécie com diâmetro à altura do peito (DAP) superior a 10 cm. Os indivíduos das três espécies apresentaram a mesma distância média da matriz florestal ($F = 0,53$; $GL = 2$; $p > 0,05$; Tab.1). Além disso, foram selecionadas 10 parcelas nas pastagens, determinadas como parcelas em áreas abertas, distanciadas a pelo menos, cinco metros de qualquer indivíduo arbóreo ou arbustivo da comunidade.

Sob a copa de cada indivíduo e sobre as parcelas nas pastagens foi instalado um coletor de sementes de $0,25 \text{ m}^2$, a $0,5 \text{ m}$ do solo, confeccionado com cano de PVC e tela tipo mosquiteiro de malha $1 \times 1 \text{ mm}$. O material coletado nos coletores foi recolhido mensalmente durante um ano (outubro de 2008 a setembro de 2009) e triado em laboratório, separando as sementes de folhas e ramos. As sementes das espécies foco encontradas sob a copa das mesmas não foram contabilizadas. As sementes recrutadas foram identificadas com auxílio de literatura específica e coleção de frutos e sementes de regiões próximas à área de estudo, disponível no Laboratório de Ecologia Vegetal da Universidade Federal do Paraná. A média anual do peso seco de folhas e ramos recolhida mensalmente dos coletores de cada planta foco foi a medida utilizada na estimativa de produtividade de serapilheira.

Ao lado de cada coletor foram demarcadas parcelas de $0,25 \text{ m}^2$, onde as plântulas de espécies lenhosas foram acompanhadas durante um ano. Foram feitas duas coletas de plântulas ao longo do estudo, uma no sexto mês e outra no final do experimento. Todas as plântulas com 10 cm ou mais, medida estipulada para se caracterizar o estabelecimento da planta, foram coletadas e identificadas com auxílio de coleção de plântulas de regiões

próximas à área de estudo, disponível no Laboratório de Ecologia Vegetal da Universidade Federal do Paraná.

A área total de amostragem de sementes, plântulas e serapilheira foi de 10 m², 2,5 m² para cada indivíduo de *Miconia cinerascens*, *Tibouchina pulchra*, *Myrsine coriacea* e nas 10 parcelas em áreas abertas. A existência de diferenças na abundância e riqueza de sementes e plântulas recrutadas sob a copa das três espécies foco e nas áreas abertas foi analisada com ANOVA, seguida de teste Tukey.

Foi avaliado se há diferenças nas características estruturais e na produção anual de serapilheira entre os indivíduos de *M. cinerascens*, *M. coriacea* e *T. pulchra*. Para tanto, para cada indivíduo, foram medidas a altura do fuste, a quantidade de ramificações principais e secundárias, através da contagem direta e a produção anual de serapilheira, sendo as médias comparadas por ANOVA seguida de teste Tukey.

A formação de distintas assembléias de espécies, sementes e plântulas, sob a copa das espécies foco foi avaliada mediante Análise de Correspondência Distendida (DCA).

Para determinar se o estabelecimento de plântulas é reflexo da abundância de sementes que chega sob a copa das espécies pioneiras ou está relacionado com o ambiente formado sob suas copas foram determinadas a porcentagem de recrutamento e estabelecimento das espécies mais representativas e de espécies de Myrtaceae e Rubiaceae encontradas sob a copa das três espécies focos. Os dois grupos, Myrtaceae e Rubiaceae foram determinados desta forma pelo fato de serem representados por espécies características de estágio sucessional tardio, que individualmente não obtiveram grande quantidade de indivíduos recrutados e estabelecidos sob a copa das espécies foco. Além disso, foi realizado um teste Chi-Quadrado para comparar o número de espécies pioneiras e secundárias sob a copa das espécies foco.

Resultados

Recrutamento de sementes

Durante os 12 meses de estudo foram coletadas 3.275 sementes de 47 espécies lenhosas em uma área de 10 m² de amostragem. A abundância e riqueza mensal de indivíduos e espécies recrutados sob a copa das espécies foco foi consistentemente maior que nas áreas abertas (Fig. 1). A abundância e riqueza de sementes nos tratamentos sob a copa de *M. cinerascens* foi superior, durante todo o ano, em relação à *M. coriacea* e *T. pulchra*, cujas abundâncias e riquezas de sementes foram muito próximas (Fig. 1).

Nos meses de frutificação de *M. cinerascens* (maio - julho) a abundância de sementes nos tratamentos “*T. pulchra*”, “*M. coriacea*” e “áreas abertas” foi a mais alta em virtude da grande quantidade de sementes de *M. cinerascens* recrutadas sob suas copas (173, 370, 163 respectivamente; Fig. 1a).

As três espécies foco provocaram incremento da chuva de sementes nas pastagens abandonadas aumentando a abundância e riqueza médias sob suas copas em relação às áreas abertas. ($F = 11,87$, $GL = 3$, $p < 0,05$ e $F = 36,64$, $GL = 3$, $p < 0,05$ respectivamente; Fig. 2). Todas as espécies de sementes recrutadas nas áreas abertas foram de plantas pioneiras, com destaque para *M. cinerascens* que representou 94,22% das 173 sementes recrutadas (Tab. 2).

A maioria das sementes recrutadas sob a copa das três espécies foco foi de espécies zoocóricas (*T. pulchra* 86,67%, *M. cinerascens* 73,81% e *M. coriacea* 72,34%). *M. cinerascens* recrutou mais espécies de estádios sucessionais secundários (35,71%), enquanto que *M. coriacea* e *T. pulchra* recrutaram mais sementes de espécies pioneiras (30,77% e 46,67 respectivamente; Tab. 2).

A abundância média de sementes em *M. cinerascens* foi mais elevada que as outras duas espécies, porém, a diferença foi significativa apenas quando comparada à *T. pulchra* (Fig. 2a). *Myrsine coriacea* e *T. pulchra* não apresentaram diferenças significativas na abundância de sementes recrutadas (Fig. 2a). A riqueza de sementes recrutadas sob a copa de *M. cinerascens* foi significativamente superior ao observado sob a copa das outras duas espécies, que não diferiram entre si (Fig. 2c).

Estabelecimento de plântulas

Foram coletadas 186 plântulas de 22 espécies lenhosas. As três espécies foco apresentaram maior abundância e riqueza de novos indivíduos sob suas copas quando comparadas às parcelas nas áreas abertas (Fig. 2b, d). Todas as plântulas que se estabeleceram nas áreas abertas são de espécies pioneiras, com destaque para *M. cinerascens* e *M. coriacea* (Tab. 3).

A maioria das plântulas estabelecidas sob a copa das três espécies foco foi de espécies zoocóricas (*T. pulchra* 75%, *M. cinerascens* 52,63% e *M. coriacea* 45,45%). A maior parte das plântulas estabelecidas sob a copa de *M. cinerascens* foi de espécies características de estádios sucessionais secundários (42,09%), enquanto que em *M. coriacea* e *T. pulchra* a maioria de plântulas estabelecidas foram de espécies pioneiras (36,36% e 62,5% respectivamente; Tab. 3).

A abundância ($F = 20,65$; $GL = 3$ $p < 0,05$) e riqueza ($F = 16,19$; $GL = 3$ $p < 0,05$) média de plântulas foram distintas entre as espécies (Fig. 2b, d). *Miconia cinerascens* se destacou das outras duas espécies, apresentando maior abundância e riqueza de plântulas recrutadas sob sua copa (Fig. 2b, d). O recrutamento de plântulas foi semelhante sob a copa de *M. coriacea* e *T. pulchra* (Fig. 2b, d).

Diferenças das características estruturais e produção de serapilheira entre as espécies foco

As médias de altura do fuste ($F = 13,29$; $GL = 2$; $p < 0,05$), números de ramificações da copa ($F = 19,64$; $GL = 2$; $p < 0,05$) e produção anual de serapilheira ($F = 24,39$; $GL = 2$; $p < 0,05$) foram distintas entre as espécies (Tab. 1). *Miconia cinerascens* apresentou maior produção anual de serapilheira e número de ramificações da copa e menores dimensões de fuste quando comparada as outras duas espécies. *Myrsine coriacea* e *T. pulchra* não apresentaram diferenças significativas em relação a estas três variáveis.

Assembléia de espécies de sementes e plântulas sob a copa das espécies foco

O eixo 1 (autovalor = 0,615) e o eixo 2 (autovalor 0,037) da DCA explicaram 72% da variação encontrada para os três primeiros eixos. Houve formação de assembléias distintas nos tratamentos de recrutamento de sementes em *M. cinerascens* e *M. coriacea* com 19 e quatro espécies, respectivamente, que foram recrutadas exclusivamente sob suas copas (Fig. 3A). Outros três grupos foram formados, o maior deles representado por 13 espécies de sementes recrutadas em todos os três tratamentos (grupo C), seguido por um grupo de nove espécies que ocorreram somente sob a copa das espécies zoocóricas, *M. cinerascens* e *M. coriacea* (grupo B). *Tibouchina pulchra* não apresentou uma assembléia exclusiva de sementes recrutadas sob sua copa por compartilhar a maioria das espécies com os outros dois tratamentos. Duas espécies foram recrutadas apenas sob as copas de *T. pulchra* e *M. cinerascens* (grupo A; Fig. 3A).

O eixo 1 (autovalor = 0,429) e o eixo 2 (autovalor = 0,114) da DCA explicaram 61% da variação encontrada para os três primeiros eixos. Houve formação de assembléias

distintas nos tratamentos de estabelecimento de plântulas sob as copas de *M. cinerascens* e *T. pulchra* com oito e uma espécie estabelecidas exclusivamente sob suas copas, respectivamente (Fig. 3B). Outros três grupos foram formados, o maior deles representado por seis espécies de plântulas estabelecidas sob a copa de *M. cinerascens* e *M. coriacea* (grupo B). Um segundo grupo central com cinco espécies representadas em todos os três tratamentos (grupo C), e um terceiro grupo com duas espécies compartilhadas por *T. pulchra* e *M. cinerascens* (grupo A). *M. coriacea* não apresentou uma assembléia exclusiva de sementes recrutadas sob sua copa (Fig. 3B).

O microambiente formado sob a copa das árvores favoreceu o estabelecimento de plântulas uma vez que a proporção de plântulas estabelecidas foi maior que a proporção de sementes recrutadas para a maioria das espécies avaliadas sob a copa das três espécies foco (Tab. 4).

Discussão

Barreiras para a regeneração de pastagens abandonadas e o papel de plantas lenhosas pioneiras

Todas as três espécies foco avaliadas mostraram efeito facilitador da regeneração inicial de pastagens abandonadas em comparação com as áreas de pastagens abertas, aumentando o recrutamento e estabelecimento de novos indivíduos. As sementes chegaram com pouca frequência nas áreas abertas da mesma forma que tem sido descrito para várias regiões tropicais (Guevara et al. 1992; Slocum 2001; Holl 2002; Duarte et al. 2006). Esse é um indicador de que as barreiras para a regeneração natural são mais intensas nas áreas de pastagens que sob a copa de arbustos e árvores pioneiras (Slocum 2001).

As áreas avaliadas neste estudo estão próximas de fragmentos florestais e ainda assim a chegada de propágulos constitui uma das barreiras para a regeneração nas áreas abertas. A limitação no recrutamento de sementes para as áreas abertas da RNSM ocorre, provavelmente, por causa da falta de atração de dispersores, especialmente porque gramíneas não atraem animais dispersores de sementes (Wunderle 1997; Holl et al. 2000).

Apenas em dezembro e nos meses de frutificação de *M. cinerascens* (maio – julho) é que foram coletadas sementes nas áreas abertas. Ainda assim, as sementes recrutadas foram, em sua grande maioria, de *M. cinerascens*. As baixas taxas de recrutamento de sementes nas áreas abertas da RNSM corroboram as de outros estudos realizados em pastagens abandonadas nos trópicos (Nepstad et al. 1991, 1996; Aide & Cavelier 1994; Guimarães-Vieira et al. 1994; Slocum 2001).

A reestruturação da comunidade de espécies lenhosas em terrenos degradados dos trópicos depende do rebroto dos indivíduos que não sofreram corte raso, do banco de sementes e/ou da dispersão das sementes (Nepstad et al. 1991) A chuva de sementes é fundamental para o sucesso da sucessão da Floresta Atlântica (Simões & Marques 2007), uma vez que as sementes da maioria das espécies lenhosas tropicais perdem rapidamente a viabilidade de germinação e raramente estão disponíveis no banco de sementes (Vázquez-Yanes & Orozco-Segovia 1993) e muitos dos terrenos são manejados nas práticas agrícolas e pecuárias, o que diminui as taxas de rebroto (Garwood 1989).

O recrutamento de sementes sob a copa de *M. cinerascens*, *T. pulchra* e *M. coriacea* foi mais expressivo que nas áreas abertas. Arbustos ou árvores pioneiras isoladas em pastagens abandonadas atraem animais dispersores de sementes, principalmente aves (Werner & Harbeck 1982; McDonnell & Stiles 1983; Vieira et al. 1994; Cardoso da Silva et al. 1996) e criam novos sítios de colonização para espécies florestais (Nepstad et al. 1996,

Slocum & Horwits 2000). Galindo-González et al. (2000) analisou o papel dos morcegos e aves em recrutar sementes de espécies florestais para áreas de pastagem e concluiu que plantas lenhosas isoladas orientam a circulação de dispersores, afetando o padrão espacial de deposição de sementes na paisagem.

Apesar da chegada de sementes ser fundamental para o processo sucessional, o primeiro passo para a efetivação de uma mudança estrutural na comunidade é o estabelecimento das plântulas e a formação de manchas florestais (Duarte et al. 2006). O estabelecimento de plântulas nas áreas de pastagem, em relação às áreas sob a copa das árvores, foi muito baixo. *M. cinerascens*, *T. pulchra* e *M. coriacea* foram as únicas espécies que conseguiram se estabelecer, e mesmo assim, com poucos indivíduos (Tab. 3). Isto explica porque são estas as espécies mais abundantes na área de estudo (Gatti 2000) e evidencia uma habilidade diferenciada na capacidade de estabelecimento em pastagens abandonadas, onde as condições ambientais ainda são desfavoráveis para muitas espécies (Cheung et al. 2009).

A baixa riqueza e abundância de plântulas estabelecidas nas áreas abertas devem-se provavelmente à dominância do ambiente por plantas herbáceas, pois uma vez que gramíneas e outras herbáceas dominam um terreno, passam a reduzir os níveis de umidade e nutrientes do solo, impondo um ambiente desfavorável para o estabelecimento da maioria das plantas lenhosas (Guimarães-Vieira et al. 1994; Nepstad et al. 1996; Rhoades et al. 1998). Além disto, quando não há limitação de nutrientes e umidade, o potencial competitivo das gramíneas parece aumentar de acordo com a fertilidade do solo (Bloor et al. 2008), passando das raízes para as partes aéreas, à medida que a luz torna-se o fator limitante (Clarke & Knox 2009). De todos os fatores que podem influenciar a

estabelecimento de espécies florestais em pastagens abandonadas, a competição com gramíneas é o principal empecilho (Holl et al. 2000).

Mecanismos de facilitação e competição não agem de forma individual e sim por co-ocorrência dentro de uma mesma comunidade (Callaway & Walker 1997). Provavelmente a barreira imposta à regeneração natural de pastagens abandonadas dominadas por gramíneas e seu potencial competitivo é reduzida sob a copa de plantas lenhosas isoladas, justamente pelo fato das duas competirem por recurso. Desta forma, um dos principais efeitos facilitadores de plantas lenhosas pioneiras ao estabelecimento de novos indivíduos em pastagens abandonadas é indireto (Levine 1999). Interações indiretas têm normalmente papel positivo no estabelecimento de novas espécies em áreas que sofrem o domínio de uma espécie com grande poder competitivo (Callaway & Walker 1997).

Uma explicação plausível para as maiores taxas de plântulas estabelecidas sob a copa das espécies avaliadas neste estudo é a redução da competição com gramíneas. A maioria das espécies de plantas lenhosas apresenta maiores taxas de germinação, sobrevivência e crescimento quando a biomassa de gramíneas é reduzida (Hooper et al. 2002; Cheung et al. 2009). Além disso, outros trabalhos constataram que mudas de árvores nas regiões neotropicais apresentam desempenho superior sob a copa de árvores e arbustos por causa da proteção contra irradiação (Uhl 1987) e a umidade do solo mais elevada (Guevara et al. 1986; Vieira et al. 1994).

Diferenças no potencial de facilitação de plantas lenhosas pioneiras

As espécies de plantas lenhosas avaliadas apresentaram diferenças no potencial de facilitação. De fato, tanto a chuva de sementes (Slocum & Horvitz 2000) quanto o estabelecimento de plântulas de espécies lenhosas (Slocum 2001; Duarte et al. 2006) não

são distribuídos aleatoriamente sob a copa de diferentes plantas de espécies lenhosas isoladas em pastagens. As diferenças no potencial de facilitação sugerem que os fatores utilizados na seleção das espécies foco, modo de dispersão, número de ramificações, altura do fuste e produção de serapilheira afetam o recrutamento de sementes e o estabelecimento de plântulas.

Miconia cinerascens se destacou das outras duas espécies foco na abundância e riqueza de sementes sob sua copa. A superioridade no recrutamento de sementes, provavelmente, está associada ao fato de apresentar frutos carnosos que são mais atraentes para as aves que frutos secos (Guevara et al. 1992). Desta forma espécies zoocóricas seriam mais eficazes em concentrar diásporos sob sua copa que plantas anemocóricas em consequência aos padrões seletivos do comportamento de forrageio de frugívoros (Jordano & Schupp 2000). Os frutos de Melastomataceae em geral atraem as aves por apresentar em sua composição uma grande quantidade de água e carboidratos (Renner 1993). Como *M. cinerascens* apresenta alta densidade de indivíduos na RNSM e frutificação em épocas de escassez de frutos (Galetti & Stotz 1996) é possível que sua atratividade por frugívoros seja superior a de *M. coriacea* que frutifica nos meses de verão (outubro – dezembro), onde a disponibilidade de frutos carnosos é maior. Isto pode explicar as diferenças de recrutamento, principalmente na riqueza de espécies, observadas sob a copa de *M. cinerascens* e *M. coriacea*, mesmo compartilhando da mesma síndrome de dispersão. Isto também pode explicar as diferentes assembléias de plântulas encontradas sob as copas das árvores (ver tópico: assembléia de espécies sob a copa das espécies-foco).

A dispersão zoocórica não parece ser o único fator para se definir a qualidade de uma espécie na facilitação do recrutamento de sementes. *Myrsine coriacea* e *T. pulchra*,

que apresentam modos de dispersão distintas, não apresentaram diferenças consistentes nas médias de abundância e riqueza de sementes recrutadas sob suas copas.

A altura das plantas e forma dos poleiros podem ter influência sobre a sua utilização pelos animais dispersores de sementes (Aukema & Martinez del Rio 2002). *Miconia cinerascens* foi a única das três espécies avaliadas que apresentou diferenças estruturais. Menores dimensões de fuste e copa mais ramificada, associado à dispersão zoocórica, provavelmente, sejam responsáveis pelo destaque desta espécie no recrutamento de sementes para pastagens abandonadas.

Como para o recrutamento, o estabelecimento de plântulas foi superior sob a copa de *M. cinerascens*, em comparação com as outras duas espécies foco. Parece provável que a combinação da frequência da chuva de sementes e da sombra proporcionada por baixas dimensões de fuste e copa bem ramificada proporcionaram o estabelecimento de um conjunto mais rico e denso de plantas lenhosas sob a copa de *M. cinerascens*, em comparação à *M. coriacea* e *T. pulchra*.

A sobrevivência de plântulas tende a estar associada com a área de cobertura da copa (Holl 2002), sendo maior sob grandes manchas arbustivas, intermediário em pequenas manchas, e menor nas áreas abertas. Isto é provável decorrência da competição com gramíneas, que é inversamente proporcional a área de cobertura da copa dos arbustos (Holl 2002; Riginos et al. 2009). Essa relação pode estar atuando nas diferenças no recrutamento e estabelecimento de novos indivíduos sob a copa de *M. cinerascens*, que em comparação com as outras duas espécies, apresenta maior sombreamento sob a copa, como reflexo das baixas dimensões de fuste e grande quantidade de ramificações.

Miconia cinerascens apresentou a maior produtividade anual de serapilheira em relação às outras duas espécies foco, o que também pode ter beneficiado o estabelecimento

de plântulas sob sua copa. Provavelmente o benefício da serapilheira ao estabelecimento das plântulas esteja na retenção de umidade sobre a superfície do solo (Isselstein 2002), na proteção das sementes em relação aos predadores (Sydes & Grime 1981), amenizando as variações microambientais (Watt 1974) e adicionando nutrientes no ambiente (Facelli & Pickett 1991).

Assembléia de espécies sob a copa das espécies-foco

O número de espécies zoocóricas recrutadas e estabelecidas sob a copa das três espécies foco foi superior ao de espécies com outro tipo de agente dispersor (Tab. 2, 3), uma vez que espécies zoocóricas têm maiores probabilidades de serem dispersas sob a copa de plantas facilitadoras que sementes de espécies anemocóricas (Verdú & García-Fayos 1996).. Portanto a diferença das assembléias de espécies deve-se, principalmente, às espécies zoocóricas. Essa é a principal predição para a constatação que a formação das comunidades não ocorre ao acaso e que o efeito facilitador de algumas espécies tem sido um componente crucial na composição e diversidade de comunidades vegetais (Valiente-Banuet et al. 2006).

Quanto maior for o efeito da espécie facilitadora na diminuição das barreiras para a regeneração encontradas nas áreas degradadas maior será seu potencial de facilitação (Lortie & Callaway 2006, Michalet et al. 2006). *Miconia cinerascens* foi a única espécie que apresentou assembléia de espécies de plântulas exclusivamente estabelecidas sob suas copas (Tab. 3). Esse é um indicativo de que o ambiente formado sob a copa de *M. cinerascens* proporciona o nicho realizado de mais espécies intolerantes às condições encontradas em pastagens abandonadas em comparação a *M. coriacea* e *T. pulchra*, em especial quando se considera que o recrutamento de espécies secundárias é especialmente

favorecido sob a copa de *M. cinerascens*. Parece que a possibilidade de estabelecimento e desenvolvimento de novos indivíduos é dependente das condições disponibilizadas sob a copa das espécies pioneiras, o que proporcionaria diferentes níveis de estabelecimento dependente das necessidades das espécies que são recrutadas a estes sítios. Por exemplo, espécies pioneiras como *Citharexylum myrianthum* e *Senna multijuga*, apesar de terem sido recrutadas e se estabelecerem sob a copa das três espécies foco, apresentaram maior porcentagem de estabelecimento sob a copa de *M. coriacea* e *T. pulchra*, enquanto que espécies características de estádios mais tardios como *Ilex* sp e *Pera glabrata* apresentam maior porcentagem de estabelecimento sob a copa de *M. cinerascens*.

Miconia cinerascens, *M. coriacea* e *T. pulchra* apresentaram distintos potenciais de facilitação, sendo *M. cinerascens* a espécie facilitadora mais eficiente. É possível que estes distintos potenciais de facilitação da regeneração natural estejam relacionados com as características estruturais da planta e com o potencial de atratividade de dispersores de sementes. Esses dois fatores associados poderiam ser responsáveis pela criação de nichos de regeneração distintos em pastagens abandonadas e pela manutenção da riqueza de espécies em comunidades vegetais (Grubb 1977).

A questão que ainda permanece aberta nos estudos de regeneração e restauração é descobrir quais e quantas espécies são realmente necessárias para iniciar o desenvolvimento da comunidade e garantir o seu funcionamento futuro, e em que circunstâncias.

Implicações para prática

- *Miconia cinerascens*, *M. coriacea* e *T. pulchra* atuaram como facilitadoras da regeneração natural. Além disso, foram as únicas espécies que se estabeleceram nas áreas abertas. Estas duas características fazem delas espécies de especial interesse

para programas de restauração da Floresta Ombrófila Densa nas planícies atlânticas do Sul e Sudeste brasileiro.

- *Miconia cinerascens* se destaca no processo de regeneração natural da Floresta Ombrófila Densa nas planícies atlânticas do Sul e Sudeste brasileiro por propiciar sob sua copa o nicho realizado de ampla diversidade de espécies lenhosas, sendo por isso, uma espécie alvo para propostas de restauração baseadas em técnicas de nucleação.
- Os resultados deste trabalho sustentam a idéia do uso de poucas espécies na restauração de área degradadas (Holl et al. 2000; Hooper et al. 2002; Young et al. 2005), uma proposta que torna mais prática e barata as atividades de restauração (Rodrigues et al. 2009)

Agradecimentos

Agradecemos ao Marco Aurélio Pizo pela leitura crítica do manuscrito, à Márcia Marques pelas sugestões durante a execução do trabalho, ao Guilherme Vieira que prestou assistência com os dados GIS e aos gestores e funcionários da RNSM pela ajuda prestada em campo, à Fundação O Boticário de Proteção à Natureza pelo financiamento concedido ao projeto e por disponibilizar livre acesso a Reserva Natural Salto Morato (RNSM), à Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de nível Superior (CAPES) pela bolsa de estudo.

Literatura citada

Aide, M. T., and J. Cavelier. 1994. Barriers to lowland tropical forest restoration in the Sierra Nevada de Santa Marta, Colombia. *Restoration Ecology* 2:219–229.

- Aide, M. T., L. Zimmerman, M. Herrera Rosario, and M. Serrano. 1995. Forest recovery in abandoned tropical pastures in Puerto Rico. *Forest Ecology and Management* **77**:77–86.
- Ashton, P. M. S., S. Gamage, I. A. U. N. Gunatilleke, and C. V. S. Gunatilleke. 1997. Restoration of Sri Lankan rainforest: using Caribbean pine *Pinus caribaea* as a nurse for establishing late-successional tree species. *Journal of Applied Ecology* **34**:915–925.
- Aukema, J. E., and C. Martinez-del Rio. 2002. Variation in mistletoe seed deposition: effects of intra- and interspecific host characteristics. *Ecography* **25**: 139–44.
- Bloor, J. M. G., L. Barthes, and P. W. Leadley. 2008. Effects of elevated CO₂ and N on tree-grass interactions: an experimental test using *Fraxinus excelsior* and *Dactylis glomerata*. *Functional Ecology* **22**: 537–546.
- Brown, S., and A. E. Lugo. 1994. Rehabilitation of tropical lands: a key to sustaining development. *Restoration Ecology* **2**: 97–111.
- Bruno, J. F., J. J. Stachowicz, and M. D. Bertness. 2003. Inclusion of facilitation into ecological theory. *Trends of Ecology and Evolution* **18**: 119–125.
- Callaway, R. M. 1995. Positive interactions among plants. *Botanical Review* **61**: 306–49.
- Callaway, R. M., and L. R. Walker. 1997. Competition and facilitation: a synthetic approach to interactions in plant communities. *Ecology* **78**: 1958–1965.
- Cardoso da Silva, J. M., C. Uhl, and G. Murray. 1996. Plant succession, landscape management, and the ecology of frugivorous birds in abandoned Amazonian pastures. *Conservation Biology* **10**: 491–503.
- Carvalho, P. E. R. 1994. Espécies florestais brasileiras: recomendações silviculturais, potencialidades e uso da madeira. Embrapa, Brasília, Brasil.
- Cheung, K. C., M. C. M. Marques, and D. Liebsch. 2009. Relação entre a presença de vegetação herbácea e a regeneração natural de espécies lenhosas em pastagens abandonadas na Floresta Ombrófila Densa do Sul do Brasil. *Acta Botanica Brasilica* **23**: 1048–1056.
- Clarke, P. J., and K. J. E. Knox. 2009. Trade-offs in resource allocation that favour resprouting affect the competitive ability of woody seedlings in grassy communities. *Journal of Ecology* **97**: 1374–1382.
- Connell, J. H., and R. O. Slatyer. 1977. Mechanisms of succession in natural communities and their role in community stability and organization. *American Naturalist* **111**: 1119–1144.
- Dobson, A. P., A. D. Bradshaw, and A. J. M. Baker. 1997. Hopes for the future: restoration ecology and conservation biology. *Science* **277**: 515–522.
- Duarte, L. S., M. M. Dos-Santos, S. M. Hartz, and V. D. Pillar. 2006. Role of nurse plants in Araucaria Forest expansion over grassland in south Brazil. *Austral Ecology* **31**: 520–528.
- Duncan, R. S., and C. A. Chapman. 1999. Seed dispersal and potential forest succession in abandoned agriculture in tropical Africa. *Ecological Applications* **9**: 998–1008.
- Facelli, J. M., and S. T. A. Pickett. 1991. Plant litter: its dynamics and effects on plant community structure. *Botanical Review* **57**: 1–32.
- FBPN. Fundação O Boticário de Proteção à Natureza. 2001. Plano de Manejo da Reserva Natural Salto Morato. Guaraqueçaba, Paraná, Brasil. 87p.
- Ferretti, A. R., and R. M. Britez. 2006. Ecological restoration, carbon sequestration and biodiversity conservation: The experience of the Society for Wildlife Research and Environmental Education (SPVS) in the Atlantic Rain Forest of Southern Brazil. *Journal of Nature Conservation* **14**: 249–259.

- Galetti, M., and D. Stotz. 1996. *Miconia hypoleuca* (Melastomataceae) como espécie chave para aves frugívoras no sudeste do Brasil. *Revista Brasileira de Biologia* **56**: 435-439.
- Galindo-González, J., S. Guevara, and V. J. Sosa. 2000. Bat and bird-generated seed rains at isolated trees in pastures in a tropical rainforest. *Conservation Biology* **14**: 1693–1703.
- Garwood, N. C. 1989. Tropical soil seed banks: a review. Pages 149–209 in M. A. Leck, V. T. Parker, and R. L. Simpson, editors. *Ecology of soil seed banks*. Academic Press, San Diego, Califórnia.
- Gatti, G. A. 2000. Composição florística, fenologia e estrutura da vegetação de uma área em restauração ambiental, Guaraqueçaba, PR. Dissertação. Universidade Federal do Paraná, Curitiba.
- Goldenberg, R. 2004. O gênero *Miconia* (Melastomataceae) no estado do Paraná. *Acta Botanica Brasilica* **18**: 927-947.
- Grubb, P. J. 1977. The maintenance of species-richness in plant communities: the importance of the regeneration niche. *Biological Review* **52**: 107-145.
- Guariguata, M., R. Rheingans, and F. Montagnini. 1995. Early woody invasion under tree plantations in Costa Rica: implications for forest restoration. *Restoration Ecology* **3**: 256–260.
- Guevara, S., and J. Laborde. 1993. Monitoring seed dispersal at isolated standing trees in tropical pastures: consequences for local species availability. *Vegetatio* **107/108**: 319–338.
- Guevara, S., S. E. Purata, and E. van der Maarel. 1986. The role of remnant forest trees in tropical secondary succession. *Vegetatio* **66**: 77–84.
- Guevara, S., J. Meave, P. Moreno-Casasola, and J. Laborde. 1992. Floristic composition and structure of vegetation under isolated trees in neotropical pastures. *Journal of Vegetation Science* **3**: 655–664.
- Guimarães-Vieira, I. C., C. Uhl, and D. Nepstad. 1994. The role of the shrub *Cordia multispicata* Cham. as a ‘succession facilitator’ in an abandoned pasture, Paragominas, Amazônia. *Vegetatio* **115**: 91–99.
- Holl, K. D. 2002. Effect of shrubs on tree seedling establishment in an abandoned tropical pasture. *Journal of Ecology* **90**: 179–187.
- Holl, K. D., M. E. Loik, E. H. V. Lin, and I. A. Samuels. 2000. Tropical montane forest restoration in Costa Rica: overcoming barriers to dispersal and establishment. *Restoration Ecology* **8**: 339–349.
- Hooper, E., R. Condit, and P. Legendre. 2002. Responses of 20 native tree species to reforestation strategies for abandoned farmland in Panama. *Ecological Applications* **12**: 1626–1641.
- Isselstein, J., J. R. B. Tallowin, and F. Smith. 2002. Factors affecting seed germination and seedling establishment as fen-meadow species. *Restoration Ecology*. **10**: 173-184.
- Jordano, P., and E. W. Schupp. 2000. Determinants of seed disperser effectiveness: the quantity component and patterns of seed rain for *Prunus mahaleb*. *Ecological Monographs* **70**: 591-615.
- Kellman, M. C. 1970. The influence of accessibility on the composition of vegetation. *Professional Geographer* **22**: 1-4.
- Levine, J. M. 1999. Indirect facilitation: evidence and predictions from a riparian community. *Ecology*. **80**: 1762-1769.

- Lorenzi, H. 1992. Árvores brasileiras: manual de identificação e cultivo de plantas arbóreas nativas do Brasil. Plantarum, Nova Odessa.
- Lorenzi, H. 1998. Árvores Brasileiras: Manual de identificação e cultivo de plantas arbóreas nativas do Brasil. Plantarum, Nova Odessa.
- Lortie, C. J., R. M. Callaway. 2006. Meta-analysis and rejection of the stress-gradient hypothesis? Analytical recommendations. *Journal of Ecology* **94**: 7-16
- McClanahan, T. R., and R. W. Wolfe. 1987. Dispersal of ornithochorous seeds from forest edges in Central Florida. *Vegetatio* **71**: 107–112.
- McDonnell, M. J., and E. W. Stiles. 1983. The structural complexity of old field vegetation and the recruitment of bird-dispersed plant species. *Oecologia* **56**: 109–116.
- McKnight, T. L., and D. Hess. 2005. *Physical geography: a landscape appreciation*. Prentice Hall, Upper Saddle River.
- Mesquita, R. C. M., K. Ickes, G. Ganade, and G. B. Williamson. 2001. Alternative successional pathways following deforestation in the Amazon Basin. *Journal of Ecology*, **89**: 528-537.
- Metzger, J. P. 2009. Conservation issues in the Brazilian Atlantic forest. *Biological Conservation*, **142**: 1138-1140.
- Michalet, R., R. W. Brooker, A. Cavieres, Z. Kikvidze, C. J. Lortie, and F. I. Pugnaire. 2006. Do biotic interactions shape both sides of the humped-back model of species richness in plant communities? *Ecology Letters* **9**: 767-773.
- Nepstad, D. C., C. Uhl, and E. A. S. Serrão. 1991. Recuperation of a degraded Amazonian landscape: forest recovery and agricultural restoration. *Ambio* **20**: 248–255.
- Nepstad, D. C., C. Uhl, C. A. Pereira, and J. M. Cardoso da Silva. 1996. A comparative study of tree establishment in abandoned pasture and mature forest of eastern Amazonia. *Oikos* **76**: 25–39.
- Parrotta, J., J. Turnbull, and N. Jones. 1997. Catalyzing native forest regeneration on degraded tropical lands. *Forest Ecology and Management* **99**: 1–7.
- Pereira-Rocha A. C. 2008. Variações de cores e perfumes alteram a visitação por himenópteros nas quaresmeiras? Dissertação. Universidade Federal do Paraná, Curitiba.
- Renner, S. S. 1993. Phylogeny and classification of the Melastomataceae and Memecylaceae. *Nordic Journal of Botany* **13**: 519-540.
- Rhoades, C. C., G. E. Eckert, and D. C. Coleman. 1998. Effect of pasture trees on soil nitrogen and organic matter: implications for tropical montane forest restoration. *Restoration Ecology* **6**: 262–270.
- Riginos, C., J. B. Grace, D. J. Augustine, and T. P. Young. 2009. Local versus landscape-scale effects of savanna trees on grasses. *Journal of Ecology*. **97**: 1337-1345.
- Rodrigues, R. R., R. A. F. Lima, S. Gandolfi, and A. G. Nave. 2009. On the restoration of high diversity forests: 30 years of experience in the Brazilian Atlantic Forest. *Biological Conservation* **142**: 1242 – 1251.
- Silva, J. B. 2006. Biologia das interações entre os visitantes florais (Hymenoptera, Apidae) e *Tibouchina pulchra* Cogn. (Melastomataceae). Dissertação. Universidade Federal do Paraná. Curitiba.
- Simões, C. G., and M. C. M. Marques. 2007. The role of sprouts in the restoration of Atlantic Rainforest in southern Brazil. *Restoration Ecology* **15**: 53-59.
- Slocum, M. G. 2001. How tree species differ as recruitment foci in a tropical pasture. *Ecology* **82**: 2547–2559.

- Slocum, M. G., and C. C. Horvitz. 2000. Seed arrival under different genera of trees in a neotropical pasture. *Plant Ecology* **149**: 51–62.
- Stachowicz, J. J. 2001. Mutualism, facilitation, and the structure of ecological communities. *Bioscience* **51**: 235–246.
- Sun, D., and G. R. Dickinson. 1996. The competition effect of *Brachiaria decumbens* on the early growth of direct-seeded trees of *Alphitonia petriei* in tropical north Australia. *Biotropica* **28**: 272–276.
- Sydes, C. L., and J. P. Grime. 1981. Effects of tree leaf litter on herbaceous vegetation in the deciduous woodlands. II. An experimental investigation. *Journal of Ecology* **69**: 249–262.
- Talora, D. C., and P. C. Morellato. 2000. Fenologia de espécies arbóreas em floresta de planície litorânea do sudeste do Brasil. *Revista Brasileira de Botânica* **23**: 13–26.
- Uhl, C. 1987. Factors controlling succession following slash and-burn agriculture in Amazonia. *Journal of Ecology* **75**: 377–407.
- Uhl, C., R. Buschbacher, and E. A. S. Serrão. 1988. Abandoned pastures in eastern Amazonia. I. Patterns of plant succession. *Journal of Ecology* **76**: 663–681.
- Valiente-Banuet, A., A. V. Rumebe, M. Verdú, and R. M. Callaway. 2006. Modern Quaternary plant lineages promote diversity through facilitation of ancient Tertiary lineages. *Proceedings of the National Academy of Sciences* **103**: 16.812–16.817.
- Vazquez-Yanes, C., and A. Orozco-Segovia. 1993. Patterns of seed longevity and germination in the Tropical Rainforest. *Annual Review of Ecology and Systematics* **24**: 69–87.
- Verdú, M., and P. García-Fayos. 1996. Nucleation processes in a Mediterranean-bird dispersed plant. *Functional Ecology* **10**: 275–280.
- Vieira, I. C. G., C. Uhl, and D. Nepstad. 1994. The role of the shrub *Cordia multispicata* Cham. as a ‘succession facilitator’ in an abandoned pasture, Paragominas, Amazônia. *Vegetatio* **115**: 91–99.
- Watt, A. S. 1974. Senescence and rejuvenation in ungrazed chalk grassland in Breckland: the significance of litter and moles. *Journal of Applied Ecology* **11**: 1157–1171.
- Werner, P. A., and A. L. Harbeck. 1982. The pattern of tree seedling establishment relative to staghorn sumac cover in Michigan old fields. *American Midland Naturalist* **108**: 124–132.
- Wunderle, J. M. 1997. The role of animal seed dispersal in accelerating native forest regeneration on degraded tropical lands. *Forest Ecology and Management* **99**: 223–35.
- Yarranton, G. A., and R. G. Morrison. 1974. Spatial dynamics of a primary succession: nucleation. *Journal of Ecology* **62**: 417–428.
- Young, T. P., D. A. Petersen, and J. J. Clary. 2005. The ecology of restoration: historical links, emerging issues and unexplored realms. *Ecology Letters* **8**: 662–673.
- Zahawi, R. A., and C. K. Augspurger. 1999. Early plant succession in abandoned pastures in Ecuador. *Biotropica* **31**: 540–552.
- Zamora, C. O., and F. Montagnini. 2007. Seed rain and seed dispersal agents in pure and mixed plantations of native trees and abandoned pastures at La Selva Biological Station, Costa Rica. *Restoration Ecology* **15**: 453–461.

Tabela 1. Médias do número de ramificação da copa (R.C.), altura do fuste (A.F.), distância da matriz florestal (D.M.F.) e produção anual de serapilheira (P.S.) para *M. cinerascens*, *M. coriacea* e *T. pulchra*.

	R.C.	A.F. (m)	D.M.F. (m)	P.S. (g/ano)
<i>M. cinerascens</i>	46,7 a	1,02 a	31,18 a	131,16 a
<i>M. coriacea</i>	23,2 b	4,25 b	26,73 a	46,67 b
<i>T. pulchra</i>	23,3 b	3,21 b	22,58 a	53,22 b

Tabela 2. Lista das espécies e abundância de sementes recrutadas sob a copa de *M. cinerascens* (*Mic*), *M. coriacea* (*Myr*), *T. pulchra* (*Tib*) e nas áreas abertas (*A.A*) de pastagens abandonadas. DCA - número que referencia da espécie na análise de correspondência distendida. Modo de dispersão (MD): anemocórica (anemo), zoocórica (zoo) e autocórica (auto). Classificação Sucessional (CS): pioneira (Pi), secundária inicial (Si), secundária tardia (St) e indeterminado (IND).

Famílias/Espécies	DCA	M.D.	C.S	Tratamentos			
				A.A	<i>Mic</i>	<i>Myr</i>	<i>Tib</i>
ANNONACEAE							
<i>Guatteria</i> sp	1	zoo	Si	0	1	1	4
<i>Xylopia</i> sp	2	zoo	Pi	0	7	0	0
AQUIFOLIACEAE							
<i>Ilex</i> sp1	3	zoo	St	0	1	0	0
<i>Ilex</i> sp2	4	zoo	St	0	3	13	0
ARACEAE							
<i>Araceae 1</i>	5	zoo	St	0	1	0	0
ARALIACEAE							
<i>Didymopanax</i> sp	6	zoo	St	0	4	0	0
BIXACEAE							
<i>Bixa</i> sp	7	zoo	IND	0	24	2	4
BORAGINACEAE							
<i>Cordia</i> sp	8	zoo	Si	0	33	10	1
CECROPIACEAE							
<i>Cecropia glaziovii</i> Snethl.	9	zoo	Pi	0	863	35	4
<i>Cecropia pachystachya</i> Trécul	10	zoo	Pi	0	119	47	3
<i>Coussapoa</i> sp	11	zoo	IND	0	40	4	6
CLUSIACEAE							
<i>Clusia</i> sp	12	zoo	IND	0	6	4	0
DILLENACEAE							
<i>Curatella</i> sp	13	IND	IND	1	43	11	5
EUPHORBIACEAE							
<i>Alchornea triplinervia</i> (Spreng.) Müll.	14	zoo	Si	0	19	5	3
<i>Hyeronima alchorneoides</i> Allemão	32	zoo	IND	0	1	1	0
<i>Pera glabrata</i> (Schott) Poepp.	30	zoo	Si	0	13	0	5
SALICACEAE							
<i>Casearia</i> sp	15	zoo	Si	0	4	0	0
FABACEAE							
<i>Dalbergia</i> sp	16	anemo	St	0	1	0	0
<i>Senna multijuga</i> (Rich) H.S.Irwin & Barneby	17	anemo	Pi	0	12	8	0
<i>Erythrina</i> sp	18	auto	IND	0	2	0	0
MELASTOMATACEAE							
<i>Miconia cinerascens</i> var. <i>robusta</i> Wurdack	19	zoo	Pi	163	0	370	173
<i>Miconia cinnamomifolia</i> (Jacq.) Triana	20	zoo	Pi	0	6	3	2
<i>Miconia dodecandra</i> Cogn.	21	zoo	Pi	0	15	0	0
<i>Tibouchina pulchra</i> Cogn.	22	anemo	Pi	5	0	5	0
MORACEAE							
<i>Ficus</i> sp	23	zoo	St	0	69	0	0

MYRSINACEAE							
<i>Myrsine coriacea</i> (Sw) Roem. & Schult	24	zoo	Pi	3	494	0	146
MYRTACEAE							
<i>Campomanesia neriiflora</i> (O. Berg) Nied	25	zoo	St	0	0	7	0
<i>Campomanesia</i> sp1	26	zoo	St	0	2	0	0
<i>Gomidesia</i> sp	27	zoo	St	0	1	0	0
<i>Psidium guajava</i> L.	28	zoo	Pi	0	11	2	2
<i>Myrtaceae 1</i>	29	zoo	St	0	0	6	0
PIPERACEAE							
<i>Piper</i> sp	31	zoo	IND	0	7	0	0
POLYGONACEAE							
<i>Polygonum</i> sp	33	IND	IND	0	4	4	0
RUBIACEAE							
<i>Psychotria</i> sp	34	zoo	St	0	6	1	0
<i>Rudgea</i> sp1	35	zoo	St	0	31	1	0
SAPINDACEAE							
<i>Paullinia</i> sp	36	zoo	IND	0	1	0	0
SOLANACEAE							
<i>Solanum</i> sp1	37	zoo	IND	0	3	0	0
<i>Solanum</i> sp2	38	zoo	IND	1	1	0	0
LAMIACEAE							
<i>Aegiphila</i> sp1	39	zoo	IND	0	8	0	0
VERBENACEAE							
<i>Citharexylum myrianthum</i> Cham.	40	zoo	Pi	0	40	2	2
INDETERMINADO							
INDET. 1	41	IND	IND	0	2	4	1
INDET. 2	42	IND	IND	0	3	45	0
INDET. 3	43	IND	IND	0	6	0	0
INDET. 4	44	IND	IND	0	1	0	0
INDET. 5	45	IND	IND	0	205	17	0
INDET. 6	46	IND	IND	0	0	1	0
INDET. 7	47	IND	IND	0	1	0	0

Tabela 3. Lista das espécies e abundância de plântulas estabelecidas sob a copa de *M. cinerascens* (*Mic*), *M. coriacea* (*Myr*), *T. pulchra* (*Tib*) e nas áreas abertas (A.A) de pastagens abandonadas. DCA - número que referencia a espécie na análise de correspondência distendida. Modo de dispersão (MD): anemocórica (anemo), zoocórica (zoo) e autocórica (auto). Classificação Sucessional (CS): pioneira (Pi), secundária inicial (Si), secundária tardia (St) e indeterminado (IND).

Famílias/Espécies	DCA	M.D.	C.S	Tratamentos			
				A.A	Mic	Myr	Tib
AQUIFOLIACEAE							
<i>Ilex</i> sp	1	zoo	St	0	1	1	0
CECROPIACEAE							
<i>Cecropia</i> sp.	2	zoo	Pi	0	0	1	1
EUPHORBIACEAE							
<i>Alchornea triplinervia</i>	3	zoo	Si	1	8	1	5
<i>Pera glabrata</i>	11	zoo	Si	0	6	0	0
FABACEAE							
<i>Senna multijuga</i>	4	anemo	Pi	0	5	3	4
MELASTOMATAACEAE							
<i>Miconia cinerascens</i> var. <i>robusta</i>	5	zoo	Pi	2	0	0	2
<i>Tibouchina pulchra</i>	6	anemo	Pi	1	0	7	0
MYRSINACEAE							
<i>Myrsine coriacea</i>	7	zoo	Pi	3	39	0	20
MYRTACEAE							
<i>Myrtaceae</i> sp1	8	zoo	St	0	1	0	0
<i>Myrtaceae</i> sp2	9	zoo	St	0	1	0	0
<i>Myrtaceae</i> sp3	10	zoo	St	0	1	0	0
RUBIACEAE							
<i>Rubiaceae</i> sp1	12	zoo	St	0	7	1	1
<i>Rubiaceae</i> sp2	13	zoo	St	0	7	0	0
VERBENACEAE							
<i>Citharexylum myrianthum</i>	14	zoo	Pi	0	8	13	8
INDETERMINADO							
INDET. 1	15	IND	IND	0	2	0	0
INDET. 2	16	IND	IND	0	3	5	0
INDET. 3	17	IND	IND	0	1	0	0
INDET. 4	18	IND	IND	0	1	0	0
INDET. 5	19	IND	IND	0	2	1	0
INDET. 6	20	IND	IND	0	1	1	0
INDET. 7	21	IND	IND	0	1	0	3
INDET. 8	22	IND	IND	0	5	1	0

Tabela 4. Porcentagem das espécies de sementes e plântulas encontradas sob a copa de *M. cinerascens*, *M. coriacea* e *T. pulchra* em relação ao total de sementes e plântulas. **Sem(%)** – porcentagem de sementes; **Plân(%)** – porcentagem de plântulas. Classificação Sucessional (CS): pioneira (Pi), secundária inicial (Si), secundária tardia (St). Espécie com estabelecimento (**Estab**) favorecido (**F**) ou desfavorecido (**D**) pela espécie nucleadora. **NS** – Não se aplica.

	C.S.	<i>M. cinerascens</i>			<i>M. coriacea</i>			<i>T. pulchra</i>		
		Sem(%)	Plân(%)	Estab.	Sem(%)	Plân(%)	Estab.	Sem(%)	Plân(%)	Estab.
<i>Alchornea triplinervia</i>	Si	3.05	9.52	F	1.20	3.70	F	0.91	12.20	F
<i>Citharexylum myrianthum</i>	Pi	6.43	9.52	F	0.48	48.15	F	0.61	19.51	F
<i>Ilex</i> sp	St	0.64	1.19	F	3.11	3.70	?	0.00	0.00	NS
<i>Miconia cinerascens</i>	Pi	NS	NS		88.52	0.00	D	52.58	4.88	D
<i>Myrsine coriacea</i>	Pi	79.42	46.43	D	NS	NS		44.38	48.78	?
Myrtaceae sp	St	0.48	3.57	F	3.11	0.00	D	0.00	0.00	NS
<i>Pera glabrata</i>	Si	2.09	7.14	F	0.00	0.00	-	1.52	0.00	D
Rubiaceae sp	St	5.95	16.67	F	0.48	3.70	F	0.00	2.44	F
<i>Senna multijuga</i>	Pi	1.93	5.95	F	1.91	11.11	F	0.00	9.76	F
<i>Tibouchina pulchra</i>	Pi	0.00	0.00	NS	1.20	25.93	F	NS	NS	

Legendas das figuras

Figura 1. Abundância (a) e riqueza (b) de sementes recrutadas mensalmente sob a copa de *M. cinerascens* (■), *M. coriacea* (□), *T. pulchra* (▲) e áreas abertas (Δ), durante Outubro de 2009 a Setembro de 2010.

Figura 2. Abundância (a) e riqueza (b) médias de sementes e abundância (c) e riqueza (d) médias de plântulas sob a copa de *M. cinerascens* (Mic), *M. coriacea* (Myr), *T. pulchra* (Tib) e áreas abertas (AA) em pastagens abandonadas, durante 12 meses de amostragem. Linhas verticais representam desvio padrão das médias das três espécies. Eixo x logaritmizado.

Figura 3. Análise de Correspondência Distendida (DCA) da riqueza de espécies de sementes (a) e de plântulas (b) sob a copa das espécies foco. As elipses representam grupos de ocorrência das espécies: **Mic** (*M. cinerascens*), **Myr** (*M. coriacea*), **Tib** (*T. pulchra*), **A** (conjunto *M. cinerascens* e *T. pulchra*), **B** (conjunto *M. cinerascens* e *M. coriacea*) e **C** (conjunto *M. cinerascens*, *T. pulchra* e *M. coriacea*).





