

Remoção de propágulos em fragmento de floresta nativa e reflorestamentos numa região de Floresta Ombrófila Mista do estado do Paraná

Propagules removal in fragments of native forest and in reforested areas in an Araucaria Forest region of Paraná State

Yves Rafael Bovolenta¹, Bianca Buck Perina¹, Vanessa Patrícia Pereira Rosa¹, Ana Paula Liboni¹, Diego Resende Rodrigues¹, José Antonio Pimenta², Edmilson Bianchini^{2*}

Resumo

Uma questão que tem sido discutida é o papel das monoculturas florestais exóticas na manutenção da fauna nativa e vários estudos têm mostrado que a remoção de propágulos é menor nesses ambientes. O presente trabalho comparou a taxa de remoção de propágulos (pinhão, amendoim, milho) entre áreas de Floresta Nativa (FN), Reflorestamentos de *Pinus taeda* L. (RP), de *Eucalyptus saligna* Sm. (RE) e *Araucaria angustifolia* (Bertol) Kuntze (RA). Na FN, todos os propágulos foram removidos e não houve diferença significativa na remoção de pinhão entre a FN e o RA. A remoção de propágulos nessas áreas diferiu da remoção no RP e RE. No RP, houve alta remoção de amendoim, enquanto que o RE apresentou os menores valores de remoção dos três propágulos. As baixas taxas de remoção nos reflorestamentos de pinus e eucalipto refletem a menor exploração desses habitats pela fauna, o que pode estar relacionado com um subosque pouco estruturado.

Palavras-chave: *Araucaria*. Conservação. *Eucalyptus*. Interação. *Pinus*. Predação. Subosque

Abstract

A question that has been discussed is the role that reforestations with exotic species in native fauna and several studies have shown that removal of propagules is lower in these environments. This study compared the removal rate of propagules (araucaria seeds, peanuts, corn) from areas of native forest (FN), reforestations of *Pinus taeda* L. (RP), *Eucalyptus saligna* Sm. (RE) and *Araucaria angustifolia* (Bertol) Kuntze (RA). In FN all propagules were removed. There was no difference in the removal of araucaria seeds between FN and RA, and removal rate in both areas differ from the removal rate in the RP and RE. In RP there was high removal of peanuts, while the RE showed the lowest value of removal of the three propagules. The low removal rates in reforestation of pine and eucalyptus reflect the decreased exploitation of these habitats for wildlife, which may be related to a poorly structured understory.

Keywords: *Araucaria*. Conservation. *Eucalyptus*. Interaction. *Pinus*. Predation. Understory.

¹ Acadêmicos do Programa de Pós-Graduação em Ciências Biológicas, Universidade Estadual de Londrina, 86051-990, Londrina, PR. E-mail: yvesrafael@yahoo.com.br

² Docentes do Departamento de Biologia Animal e Vegetal, Centro de Ciências Biológicas, Universidade Estadual de Londrina, PR. E-mail: pimenta@uel.br

*Autor para correspondências. E-mail: bianchi@uel.br

Introdução

A Floresta Ombrófila Mista (FOM), mais conhecida por Floresta de Araucária pela dominância expressiva da espécie arbórea *Araucaria angustifolia* (Bertol) Kuntze, ocupava uma extensão de 73.780 km², recobrando cerca de 37% da superfície do Estado do Paraná (MAACK, 1981). Essa formação florestal possui um longo histórico de degradação, principalmente pela exploração madeireira de *A. angustifolia*, que se acentuou no começo do século passado até a década de sessenta (DIAS; MIKICH, 2006). Atualmente o Paraná possui menos de 30% de florestas de araucária secundárias (já bastante degradadas) e 0,8% de florestas em estágio avançado de regeneração, distribuídas de forma heterogênea no Estado (CASTELLA; BRITZ, 2004). Dentre as principais ameaças a essa formação florestal, estes autores destacam a extração de madeira, as queimadas, a substituição da flora original pelo plantio de espécies exóticas (culturas agrícolas ou florestais), a pressão urbana e a ocupação de terras por movimentos sociais.

A redução das florestas levou à redução da disponibilidade de madeira, que juntamente com a falta de alternativas econômicas para muitas propriedades rurais (RODIGHERI, 2000), tem favorecido e justificado o surgimento de plantios de florestas homogêneas comerciais de espécies exóticas como *Eucalyptus* spp. e *Pinus* spp., em busca de novas fontes de recursos madeireiros para a indústria e comércio nacionais.

Uma importante questão que vem sendo discutida é o papel que as monoculturas florestais exóticas desempenham na manutenção da fauna nativa. Segundo Noss e Cooperrider (1994) a substituição de florestas nativas, por plantações florestais comerciais, pode ser quase tão danosa quanto a agricultura ou ocupações urbanas sem ter, no entanto, potencial destrutivo tão óbvio. Almeida (1996) considerou que a homogeneidade da vegetação é inversamente proporcional à diversidade da fauna em áreas florestais, pois a fauna, consumidora em

vários níveis, depende de uma composição florística heterogênea. Entretanto, alguns autores consideram que embora essas plantações não possam substituir o papel ecológico das florestas nativas em todas as suas complexidades estruturais e funcionais, fornecem, em muitos casos, uma alternativa de sobrevivência a algumas espécies de animais (MOREIRA; BERNDT, 1994) e podem ter um impacto positivo sobre a biodiversidade, quando substituem a agricultura ou terras degradadas, dependendo de sua estrutura e práticas de manejo (CARNUS et al., 2006).

A fauna sobrevivente a esse processo de fragmentação das florestas nativas pelos plantios homogêneos, isolada em pequenos fragmentos florestais remanescentes, vê-se obrigada a explorar estes novos ambientes, seja em busca de abrigo, proteção, alguns recursos alimentares ou conectividade entre fragmentos florestais nativos remanescentes (SILVEIRA, 2005). Em ambientes íntegros, fauna e flora apresentam interações e interdependências, que em ambientes alterados podem ficar prejudicadas e comprometidas (ALMEIDA, 1996). Kageyama e Gandara (2003) consideraram que as interações planta-animal em florestas tropicais são intensas e determinantes para a estruturação do ecossistema, pois envolvem relações fundamentais como a polinização, dispersão de sementes e herbivoria/predação. Essas interações são fundamentais para a reprodução das plantas e, reciprocamente, para os animais que as utilizam como alimento ou abrigo.

Dentre as interações planta-animal, a dispersão e, em alguns casos, a predação de sementes estão entre os principais processos que determinam o recrutamento de novos indivíduos (SCHUPP, 1988; WANG; SMITH, 2002). A predação destaca-se como um processo importante na regulação da composição e estrutura de comunidades vegetais (JANZEN, 1971), pois pode alterar a proporção de sementes das diferentes espécies no habitat e, conseqüentemente, a proporção dos regenerantes. A disponibilidade de sítios seguros para as sementes

depende da interação entre a distribuição da chuva de sementes, a estrutura do habitat e de preferências de forrageamento, tanto de dispersores secundários quanto de predadores pós-dispersão (CASTRO et al., 1999).

No entanto, Wall, Kuhn e Beck (2005) ressaltaram que muitos estudos consideram, inapropriadamente, a remoção de sementes como sinônimo de predação. Esses autores sugerem que para realmente determinar a predação, as sementes precisam ser avaliadas quanto ao seu destino final, pois muitos animais, como roedores, removem e estocam as sementes para consumir posteriormente e, ao não retornarem ao local em que depositaram ou ao não consumirem completamente, podem atuar como potenciais dispersores.

O impacto sobre a fauna e a flora causado pela substituição de áreas nativas por áreas alteradas pela ação humana é ainda pouco compreendido (LOMOLINO; PERAULT, 2000). Alguns estudos têm mostrado que a remoção de sementes é menor em ambientes alterados (BRUM, 2007; SAMPAIO et al., 2007; IOB; VIEIRA, 2008; PEREIRA; GANADE, 2008). Diante do quadro crítico atual de diminuição progressiva dos habitats naturais e extinções locais da fauna, esforços para a compreensão de relações entre a fauna e flora, seja esta nativa ou não, tornam-se válidos para o conhecimento da capacidade de adaptação e sobrevivência das espécies animais nos habitats atualmente disponíveis (SILVEIRA, 2005).

O objetivo deste estudo foi comparar a remoção de propágulos em floresta nativa e em reflorestamentos de araucária, pinus e eucalipto, buscando responder às seguintes questões: A remoção de propágulos é maior na floresta nativa? Espera-se que a floresta nativa apresente maior remoção que as plantações florestais, por apresentar maior biodiversidade. Há diferença na remoção de propágulos entre as florestas plantadas? Espera-se que haja maior remoção no reflorestamento de araucária em relação aos outros reflorestamentos, visto que a araucária é uma espécie nativa e seus

propágulos são amplamente consumidos pela fauna.

Material e Métodos

Área de estudo

Este estudo foi realizado na Fazenda Monte Alegre, localizada no município de Telêmaco Borba (Figura 1), região centro-leste do Estado do Paraná (24°12'S, 50°33'O; cerca de 885 m de altitude), pertencente à Empresa Klabin Papel e Celulose S.A. (BARBOSA et al., 2009). A fazenda possui uma área de 126.737 ha, sendo que a maior parte consiste de monoculturas de espécies de *Eucalyptus* spp. e *Pinus* spp., além de plantações de *Araucaria angustifolia*. Cerca de 52.000 ha são cobertos por florestas nativas que ocorrem em blocos dispersos ao longo da propriedade, interligados por florestas de galeria (BARBOSA et al., 2009). Na paisagem local, observa-se um mosaico formado por três tipos de formações vegetacionais nativas, a Floresta Estacional Semidecidual, a Floresta Ombrófila Mista e pequenas manchas de Campos Naturais (AZEVEDO et al., 2008), juntamente com as plantações florestais comerciais.

O clima da região é classificado, segundo Köppen, como uma transição entre Cfa e Cfb, sendo descrito como subtropical úmido com verões quentes a moderadamente quentes e invernos úmidos e frios, com média anual de precipitação de 1.700 mm e média anual de temperatura de 19,5 °C (MENDONÇA; DANNI-OLIVEIRA, 2002).

Para o desenvolvimento deste estudo, foram selecionadas quatro áreas (Figura 1): (I) Floresta nativa (FN): esta área corresponde a um fragmento florestal com cerca de 150 ha, conectado por floresta de galeria com outros fragmentos de floresta nativa e envolvido por áreas reflorestadas. Trata-se de um remanescente de floresta ombrófila mista secundária, em avançado estágio sucessional e caracterizado por excepcionais exemplares de *A. angustifolia* (pinheiro-do-paraná), *Patagonula americana* L. (guajavira) e *Eugenia involucrata* DC. (cerejeira),

com sub-bosque dominado por samambaias, bromélias, cipós e avencas; (II) Reflorestamento de Araucária (RA): plantio de *A. angustifolia*, com cerca de 12,4 ha, feito em 1949 com finalidade comercial, que passou por intervenções de manejo até o ano de 1998 e, desde então, foi abandonado pela empresa para que houvesse regeneração natural, desenvolvendo um sub-bosque rico em espécies (BARBOSA et al., 2009); (III) Reflorestamento de

Pinus (RP): plantio de *Pinus taeda* L. com cerca de 12 ha, realizado em 1972 com fins comerciais, que não passa por intervenções de manejo desde 1989, e apresenta um subosque dominado por pteridófitas; (IV) Reflorestamento de Eucalipto (RE): plantio de *Eucalyptus saligna* Sm. com cerca de 8 ha, realizado em 1987, também com fins comerciais, que não passa por intervenções de manejo desde 1997, e apresenta um subosque em formação.

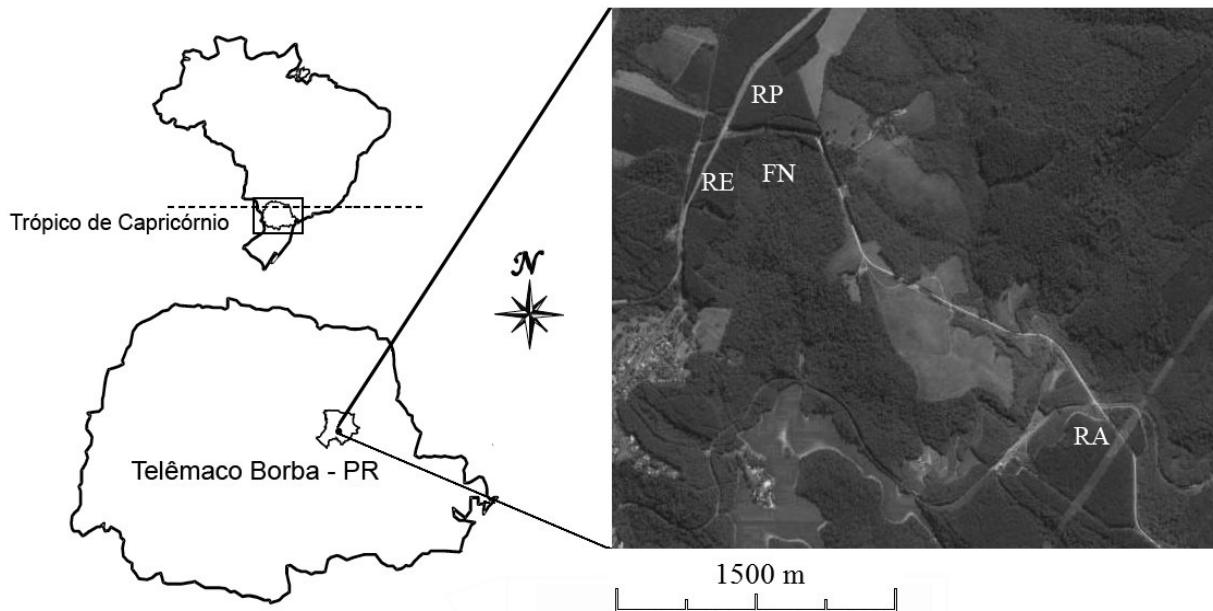


Figura 1. Localização das áreas de estudo na Fazenda Monte Alegre, Paraná. FN = fragmento de floresta secundária nativa; RP = reflorestamento de *Pinus taeda*; RE = reflorestamento de *Eucalyptus saligna*; RA = reflorestamento de *Araucaria angustifolia*. **Fonte:** Adaptada de Reis et al., 2006.

Experimento

O estudo foi realizado entre os dias 9 e 13 de março de 2009. Para comparar a remoção de propágulos entre as diferentes áreas de estudo foram utilizados propágulos de *A. angustifolia*, *Arachis hypogaea* L. e *Zea mays* L. (pinhões, amendoim e milho, respectivamente). No interior de cada área (no mínimo, a 100 metros de distância da borda) foram marcadas três linhas separadas por 10 m, sendo uma para cada espécie. Em cada linha, cinco amostras de propágulos foram depositadas em intervalos de 10 m. Cada amostra era composta de 20 pinhões ou de 50 cariopses de milho ou de 50 sementes de amendoim, sem marcas de predação.

Os três propágulos foram escolhidos por diferentes motivos. O pinhão por ser uma semente nativa da área de estudo, altamente nutritiva e conhecida fonte de alimento da fauna local (REIS et al., 2005; PEREIRA; GANADE, 2008; BARBOSA et al., 2009) (porém a quantidade em cada amostra foi limitada a 20 unidades devida a baixa disponibilidade dessa semente no comércio e não ser encontrada na área de estudo no período de realização do experimento). O milho e o amendoim por serem altamente nutritivos e integrarem a composição de iscas em estudos de fauna (LYRA JORGE et al., 2001; REIS et al., 2005; SILVEIRA, 2005).

Nos pontos de deposição dos propágulos, a serapilheira foi removida, pois ela reduz a probabilidade dos propágulos serem encontrados pelos animais (CINTRA, 1997). No caso de pequenos roedores, que localizam as sementes pelo olfato, uma densa serapilheira pode impedir a detecção do recurso alimentar (CINTRA, 1997).

A fim de evitar interferências que poderiam afetar diretamente o resultado do trabalho, a vistoria dos pontos e a coleta dos dados foi realizada no último dia do experimento, após os propágulos terem permanecido quatro dias nos locais. A redução do número dos propágulos, ou a presença apenas de tegumentos foi considerada, neste estudo, como remoção.

Análise dos Dados

Para analisar se existiu diferença na remoção dos propágulos nas diferentes áreas de estudo, e dentro de cada área, foi utilizada a análise de variância (ANOVA) e o teste de Tukey ($p \leq 0,05$) (ZAR, 1999). Os dados (%) foram transformados (raiz quadrada de $x + 0,5$) para aproximar da distribuição normal (STEEL; TORRIE, 1960).

Resultados

Diferente das áreas RP e RE, onde praticamente não houve remoção, todos os pinhões da FN e do RA foram removidos (Figura 2). A remoção de sementes de amendoim foi maior na FN e no RP, onde pouco mais da metade dos propágulos foram removidos, e no RE houve uma baixíssima remoção (Figura 2). As cariopses de milho foram totalmente removidas na FN e pouco removidas no RE. A remoção deste propágulo no RA e no RP não diferiu estatisticamente da FN (Figura 2).

Não foram observadas diferenças na remoção entre os três tipos de propágulos na FN e no RE, sendo essas áreas as que apresentaram as maiores e menores quantidades de propágulos removidos, respectivamente (Figura 2). Para o RA, foi observada diferença na remoção de pinhões e sementes de amendoim e valores intermediários para a remoção de cariopses de milho, que não diferiu estatisticamente dos demais propágulos (Figura 2). Para o RP foram observados resultados contrários ao de RA, ou seja, os propágulos com a maior e a menor porcentagem de remoção foram sementes de amendoim e pinhões, respectivamente (Figura 2).

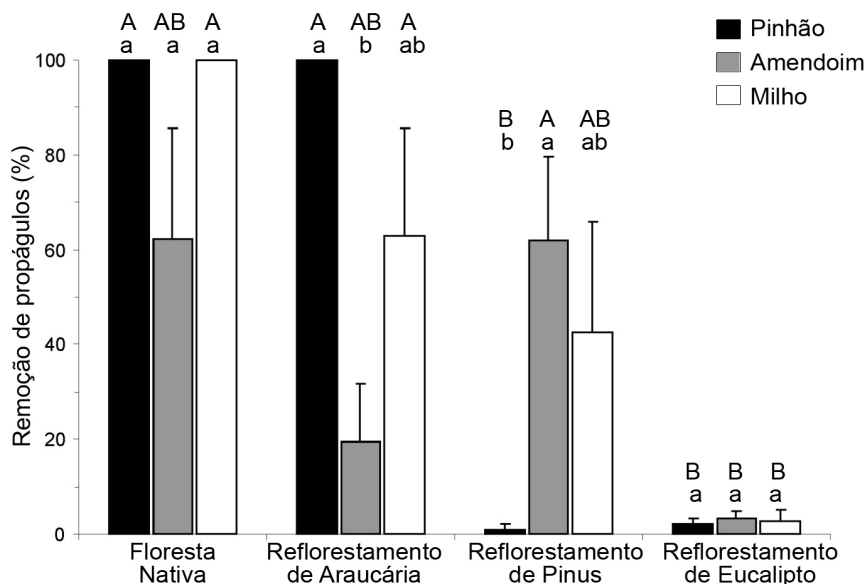


Figura 2. Remoção experimental de propágulos em floresta nativa e reflorestamentos da Fazenda Monte Alegre, Telêmaco Borba, PR. Letras maiúsculas comparam o mesmo item alimentar entre as áreas e as letras minúsculas comparam os itens alimentares dentro de cada área, pelo teste de Tukey a 5%. A linha vertical sobre as barras indica o erro padrão.

Discussão

Embora os animais que removeram os propágulos não tenham sido observados, os resultados obtidos indicam a presença deles nas áreas estudadas, principalmente da fauna que se alimenta de pinhões.

Segundo Kindel (1996) e Solórzano-Filho (2001) muitos mamíferos podem incluir este item alimentar em sua dieta, dentre eles pequenos roedores como *Oligoryzomys nigripes* Olfers, 1818 (calunga) e *Delomys dorsalis* Hensel, 1872 (rato-do-mato), roedores de maior porte como *Dasyprocta azarae* Lichtenstein, 1823 (cutia), *Cuniculus paca* Linnaeus, 1758 (paca), *Hydrochaeris hydrochaeris* Linnaeus, 1766 (capivara), *Sphiggurus villosus* F. Cuvier, 1823 (ouriço), além de diversos outros animais como *Mazama gouazoubira* Fischer, 1814 (veado-catingueiro), *Pecari tajacu* Linnaeus, 1758 (porco-cateto), *Tayassu pecari* Link, 1795 (queixada), *Nasua nasua* Linnaeus, 1766 (quati), *Procyon cancrivorus* G.[Baron] Cuvier, 1798 (guaxinim), *Cerdocyon thous* Linnaeus, 1766 (cachorro-domato), *Didelphis albiventris* Lund, 1840 (gambá). Todos esses animais já foram registrados na Fazenda Monte Alegre por Reis et al. (2005), com maior ou menor frequência dependendo da espécie, em áreas de floresta de araucária e em reflorestamentos de araucária.

Muitos dos animais encontrados na Fazenda Monte Alegre apresentam grandes áreas de vida e transitam por plantios florestais e florestas nativas (REIS et al., 2005). Isolados em pequenos fragmentos florestais, ficam obrigados a explorar estes novos ambientes, seja em busca de abrigo, proteção, alguns recursos alimentares ou conectividade entre fragmentos florestais nativos remanescentes, e mesmo que temporariamente passam a ocupar esses habitats alterados (SILVEIRA, 2005). Outros animais possuem áreas de vida restritas a microhabitats específicos típicos de áreas preservadas e dificilmente são encontrados forrageando em áreas alteradas (REIS et al., 2005). Essas características podem subsidiar as conclusões

sobre a remoção de propágulos entre as áreas estudadas.

Provavelmente, os altos valores de remoção observados para o pinhão na FN e no RA devem-se ao fato deste ser um item alimentar nativo comum nessas áreas, permitindo que a fauna consumidora deste propágulo sobreviva, o que pode não estar ocorrendo nos RPeRE. Os baixos valores de remoção de pinhões observados nestes reflorestamentos podem estar relacionados com a pobreza de fauna nestes locais. Além disso, é conhecido que roedores preferem locais com vegetação mais densa (BOWERS; DOOLEY, 1993 apud HULME, 1998), portanto, é de se esperar que em RP e RE, onde o subosque era notavelmente menos denso e diverso em relação à floresta e ao reflorestamento de araucária, a densidade de pequenos roedores seja menor, diminuindo o impacto na remoção de sementes.

Valor mais alto de remoção de pinhões já era esperado para o RA em relação aos demais reflorestamentos, já que esta área possui os pinhões como atrativo natural para a fauna e um subosque rico em espécies vegetais (BARBOSA et al., 2009). Em razão da maior complexidade do subosque dessa área, os animais podem utilizar o RA como área natural de forrageamento. Entretanto, os resultados superaram as expectativas, pois a remoção nessa área foi igual àquela da FN. Isto evidencia que os reflorestamentos de araucária podem ser uma melhor alternativa ao estabelecimento da fauna, quando comparado aos reflorestamentos com espécies exóticas.

Vários experimentos de remoção de sementes realizados em florestas com araucária utilizando pinhões têm mostrado altas taxas de remoção/predação desta semente em curtos períodos de tempo, o que corrobora com os resultados de remoção na FN e RA no presente estudo (100% de remoção), evidenciando que este recurso é avidamente procurado pela fauna, incluindo vertebrados (mamíferos e aves) e, em menor

proporção, invertebrados (LAMBERTS, 2003; IOB; VIEIRA, 2008; PEREIRA; GANADE, 2008).

Os pinhões são propágulos grandes (3-8 cm de comprimento; pesando 6,5 a 8,5 g), produzidos em altas quantidades (cada estróbilo pode ter até 198 pinhões) (MATTOS, 1994), altamente nutritivos, compostos de proteínas, lipídios, vitaminas e principalmente amido. Após a maturação, as sementes são dispersas principalmente por autocoria. Em razão do peso das sementes, o estróbilo cai dos galhos da árvore-mãe e sofre deiscência, expondo as sementes à fauna (MOTA; CRAMER, 1953 apud PEREIRA; GANADE, 2008). Além disso, o período em que os pinhões estão maduros ou dispersando geralmente coincide com o período das menores precipitações e temperaturas nas florestas de araucária, uma época em que há um menor número de espécies de angiospermas produzindo frutos zoocóricos (MANTOVANI; MORELLATO; REIS, 2004; PAISE; VIEIRA, 2005), o que aumenta a importância deste recurso para a fauna, já que este é um período de menor abundância de recursos alimentares na floresta, como relatado por Solórzano-Filho (2001).

Estudos comparando taxas de remoção/predação de propágulos entre áreas de florestas nativas e áreas alteradas como borda de floresta, monocultura ou pastos têm encontrado resultados semelhantes que estão de acordo com os aqui apresentados, demonstrando que uma avaliação pontual (uma única coleta dos dados) pôde registrar um padrão semelhante ao de estudos em outras regiões.

Pereira e Ganade (2008) compararam a remoção de pinhões entre floresta de araucária e plantações de araucária, pinus e eucalipto e observaram que a remoção foi alta em todos os locais, tendendo a ser maior nas áreas de floresta de araucária do que nas plantações, semelhante aos resultados encontrados na Fazenda Monte Alegre. Também verificaram que a diversidade de grupos de animais que consumiram os pinhões foi maior nas áreas de floresta e plantações de araucária do que nas plantações de

pinus e eucalipto. Os autores ressaltaram que estudos conduzidos nestas áreas registraram mudanças na composição da comunidade de aves e mamíferos entre os tipos de vegetação, com várias espécies que se alimentam de pinhões ocorrendo em baixa abundância ou estando ausentes nas plantações de eucalipto e pinus.

Lamberts (2003) avaliou a intensidade de predação pós-dispersão de pinhões em áreas de floresta com araucária e uma plantação de pinus, onde havia colonização por araucária (embora não houvesse nenhuma araucária adulta). A autora registrou alta remoção de pinhões em todas as áreas, embora ela tenha sido mais lenta na plantação de pinus. Na Fazenda Monte Alegre no intervalo de cinco dias do estudo, 100% dos pinhões foram removidos na FN e no RA e menos de 5% nos reflorestamentos de espécies exóticas (RP e RE). São resultados semelhantes aos obtidos por Lamberts (2003): em área de floresta nativa com Araucária foi observado 100% de remoção em até dois dias, e na área de pinus a remoção total demorou em média mais de 10 dias. A remoção dos pinhões na área de pinus foi, principalmente, devido a pequenos roedores e a uma espécie de gralha (*Cyanocorax caeruleus* Vieillot 1818) e não foram encontrados vestígios de importantes predadores de pinhões como a cutia e o quati, que estavam presentes na floresta nativa (LAMBERTS, 2003).

Iob e Vieira (2008) compararam, por meio de experimentos, a remoção de pinhões entre áreas de interior e borda de floresta de araucária e campo, e observaram que a remoção ocorreu principalmente por pequenos roedores e foi menor no campo do que na floresta. Muitos trabalhos sugerem que os pequenos roedores e outros mamíferos são importantes na remoção/predação de propágulos em curtos períodos de tempo, tanto em áreas nativas ou antropizadas, e sua presença é influenciada pela estrutura do subosque, tendo um maior impacto na remoção/predação de propágulos em áreas menos impactadas (BOWERS; DOOLEY, 1993 apud HULME, 1998; LAMBERTS, 2003; IOB; VIEIRA,

2008; PEREIRA; GANADE, 2008). Isso pode estar relacionado às baixas taxas de remoção no RP e RE, onde o subosque era pouco estruturado.

Mudanças antrópicas na paisagem modificam a composição da comunidade de mamíferos que vivem em diferentes tipos de vegetação (LOMOLINO; PERAULT, 2000). Isso pode estar relacionado com os resultados encontrados na Fazenda Monte Alegre. A tendência de menores taxas de remoção em monoculturas pode, portanto, ser explicada pelas mudanças em abundância, composição e/ou comportamento dos predadores de sementes que ocorrem nesses diferentes tipos de vegetação (HANSSON, 2002).

Propágulos como o milho e amendoim, apesar de não serem nativos, são amplamente consumidos pela fauna em geral, seja ela nativa ou não (muitos animais nativos saem de áreas florestais e invadem plantações de milho em busca deste alimento) (REIS et al., 2005), provavelmente por serem altamente energéticos e não apresentarem tegumentos muito duros, sendo ingeridos com relativa facilidade.

Além disso, propágulos pequenos como milho e amendoim podem ser removidos por invertebrados, particularmente pelos insetos e podem ter alta taxa de remoção em áreas próximas a florestas ou em áreas totalmente abertas como pastos (JONES; PETERSON; HAINES, 2003). Faria (2004) e Mull e MacMahon (1997) mostraram que esses animais, principalmente as formigas podem ser responsáveis por grande parte da remoção de propágulos. O amendoim e o milho são pequenos o suficiente para serem manipulados por insetos e, portanto, o comportamento de forrageamento de insetos também pode ter contribuído na remoção de propágulos aqui analisados, o que pode explicar a grande variação na porcentagem de remoção de amendoim e milho entre as amostras e entre as áreas estudadas.

Em campo, foi observado grande número de insetos como formigas e coleópteros ao redor desses dois itens alimentares e as sementes de

amendoim apresentaram muitas marcas de predação (cotilédone raspado, remoção do tegumento em pequenas porções do propágulo), aparentemente causadas por insetos, principalmente nas áreas onde essas sementes foram menos removidas. Ao contrário, os pinhões permaneciam intactos (sem marcas de predação) nos locais onde não foram removidos.

Medri et al. (2009), Silva et al. (2010) e Ferracin et al. (2010) compararam respectivamente reflorestamentos de araucária, eucalipto e pinus com floresta nativa na Fazenda Monte Alegre quanto à estrutura da vegetação e variáveis abióticas e encontraram diferenças entre os reflorestamentos e a floresta nativa. Apesar das diferenças, os autores ressaltaram que todas as áreas estão em fase de regeneração. Porém, a análise dos resultados do presente estudo sugere que o RP e o RE são menos complexos que FN e RA.

O subosque pouco estruturado do RP e RE parece influenciar nas taxas de remoção de propágulos. O RP está localizado em uma área onde originalmente existia uma mancha de campos naturais, o que pode ter influenciado a menor regeneração do subosque e conseqüentemente menor remoção dos propágulos. O RE está muito próximo de uma rodovia movimentada, que pode ter afetado a remoção dos propágulos, pois as estradas são responsáveis por vários impactos ao ambiente como poluição sonora e luminosa, entre outros, que podem provocar a redução de populações animais (SPELLBERG, 1998; TROMBULAK; FRISSEL, 2000; BROTONS; HERRANDO, 2001).

Conclusão

Conforme o esperado, de maneira geral, a remoção de propágulos foi maior na floresta nativa e no reflorestamento de Araucária. O reflorestamento de Araucária apresentou maiores taxas de remoção que os outros reflorestamentos e, por apresentar subosque mais estruturado e complexo, oferece melhores condições para a fauna nativa. As baixas

taxas de remoção nos reflorestamentos de pinus e eucalipto refletem a menor exploração desses habitats pela fauna, o que pode estar relacionado com um subosque pouco estruturado.

Agradecimentos

Ao Programa de Pós-Graduação em Ciências Biológicas da Universidade Estadual de Londrina e à CAPES pelo apoio financeiro. À Empresa Klabin S.A. por permitir a realização deste trabalho na Fazenda Monte Alegre e por todo o apoio durante a coleta de dados. Ao Professor Dr. José Lopes pelo auxílio em campo e a todos os amigos da turma de Mestrado em Ciências Biológicas que contribuíram para a realização deste trabalho.

Referências

ALMEIDA, A. F. Interdependência das florestas plantadas com a fauna silvestre. *Série Técnica IPEF*, Piracicaba, v. 10, n. 29, p. 36-44, nov. 1996.

AZEVEDO, T. I. N.; SEKIAMA, M. L.; VIEIRA, A. O. S.; BENNEMANN, S. T. Descrição física da micro bacia do Ribeirão Varanal e caracterização dos trechos. In: BENNEMANN, S. T.; SHIBATTA, O. A.; VIEIRA, A. O. (Org.). *A flora e a fauna do Ribeirão Varanal: um estudo da biodiversidade no Paraná*. Londrina: EDUEL, 2008. p. 7-15.

BARBOSA, C. E. A.; BENATO, T.; CAVALHEIRO, A. L.; TOREZAN, J. M. D. Diversity of regenerating plants in reforestations with *Araucaria angustifolia* (Bertol.) O. Kuntze of 12, 22, 35, and 43 years of age in Paraná State, Brazil. *Restoration Ecology*, Malden, Mass, v. 17, n. 1, p. 60-67, jan. 2009.

BROTONS, L.; HERRANDO, S. Reduced bird occurrence in pine forest fragments associated with road proximity in a Mediterranean agricultural area. *Landscape Urban Plann.*, Orlando, v. 57, p. 77-89, 2001.

BRUM, F. T. Remoção de sementes por pequenos mamíferos potencialmente dispersores em diferentes estágios sucessionais do avanço da floresta com araucária sobre os campos no sul do Brasil. In: CONGRESSO DE ECOLOGIA DO BRASIL, 8., 2007, Caxambu, MG. *Anais...* Caxambu: SEB, 2007.

CARNUS, J.; PARROTTA, J.; BROCKERHOFF, E. G.; ARBEZ, M.; JACTEL, H.; KREMER, A.; LAMB,

D. Planted forests and biodiversity. *Journal of Forestry*, Washington, v. 104, p. 65-77, 2006.

CASTELLA, P. R.; BRITTEZ, R. M. (Org.). *A floresta com araucária no Paraná: conservação e diagnóstico dos remanescentes florestais*. Brasília: Ministério do Meio Ambiente, 2004.

CASTRO, J.; GÓMEZ, J. M.; GARCIA, D.; ZAMORA, R.; HÓDAR, J. A. Seed predation in relict Scot pine forests in southern Spain. *Plant Ecology*, Dordrecht, v. 145, p. 115-123, 1999.

CINTRA, R. Leaf litter effects on seed and seedling predation of the palm *Astrocaryum murumuru* and the legume tree *Dipteryx micrantha* in Amazonian forest. *Journal of Tropical Ecology*, Cambridge, v. 13, p. 709-725, 1997.

DIAS, M.; MIKICH, S. B. Levantamento e conservação da mastofauna em um remanescente de floresta ombrófila mista, Paraná, Brasil. *Boletim de Pesquisa Florestal*, Colombo, n. 52, p. 61-78, jan./jun. 2006.

FARIA, I. P. *Efeito da predação, sazonalidade climática e tipo de habitat no estabelecimento e desenvolvimento das lenhosas Kielmeyera coriacea (Spreng.) Mart. e Qualea grandiflora Mart.* 2004. 162 f. Dissertação (Mestrado em Ecologia) - Universidade de Brasília, Brasília, 2004.

FERRACIN, T. P.; SILVA, V. T.; MEDRI, P. S.; BIANCHINI, E.; PIMENTA, J. A.; TOREZAN, J. M. D. Comparação de parâmetros bióticos e abióticos entre fragmento de floresta secundária nativa e um reflorestamento de *Pinus taeda* L. *Semina Ciências Biológicas e da Saúde*, Londrina, v. 31, n. 2, p. 179-188, 2010.

HANSSON, L. Mammal movements and foraging at remnant woodlands inside coniferous forest landscapes. *Forest Ecology and Management*, Amsterdam, v. 160, p. 109-114, may 2002.

HULME, P. E. Post-dispersal seed predation: consequences for plant demography and evolution. *Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics*, Jena, Germany, v. 1, n. 1, p. 32-46, 1998.

IOB, G.; VIEIRA, E. M. Seed predation of *Araucaria angustifolia* (Araucariaceae) in the brazilian araucaria forest: influence of deposition site and comparative role of small and 'large' mammals. *Plant Ecology*, Dordrecht, v. 198, p. 185-196, 2008.

JANZEN, D. H. Seed predation by animals. *Annual Review of Ecology and Systematics*, Palo Alto, Calif., v. 2, p. 465-492, 1971.

JONES, F. A.; PETERSON, C. J.; HAINES, B. L. Seed predation in Neotropical Pre-montane pastures: site,

- distance, and species effects. *Biotropica*, Washington, US, v. 35, p. 219-225, 2003.
- KINDEL, E. A. I. *Padrões de dispersão e disposição espacial de Araucaria angustifolia (Bert.) O. Ktze. e suas relações com aves e pequenos mamíferos na Estação Ecológica de Aracuri, Esmeralda, RS*. 1996. 66 f. Dissertação (Mestrado em Ecologia) - Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 1996.
- LAMBERTS, A. von der H. *Predação e sobrevivência de sementes de Araucaria angustifolia (Bert.) Kuntze em matas nativas e plantação de Pinus eliotti na Floresta Nacional de São Francisco de Paula, RS*. 2003. 76 f. Dissertação (Mestrado em Ecologia) – Universidade Estadual de Campinas, Campinas, 2003.
- LYRA JORGE, M. C; PIVELLO, V. R; MEIRELLES, S. T; VIVO, M. Riqueza e abundância de pequenos Mamíferos em ambientes de cerrado e floresta, na reserva cerrado Pé-de-Gigante, Parque Estadual de Vassununga (Santa Rita do Passa Quatro, SP). *Naturalia*, São Paulo, v. 26, p. 287-302, 2001.
- LOMOLINO, M.; PERAULT, D. Assembly and disassembly of mammal communities in a fragmented temperate rain forest. *Ecology*, Ithaca, v. 81, n. 6, p. 1517-1532, 2000.
- MAACK, R. *Geografia física do Estado do Paraná*. Rio de Janeiro: José Olympio, 1981.
- MANTOVANI, A.; MORELLATO, P. C.; REIS, M. S. Fenologia reprodutiva e produção de sementes em *Araucaria angustifolia* (Bert.) O. Kuntze. *Revista Brasileira de Botânica*, São Paulo, v. 27, n. 4, out./dez. 2004.
- MATTOS, J. R. *O pinheiro brasileiro*. São Paulo: Artes Gráficas Princesa, 1994.
- MEDRI, P. S.; FERRACIN, T. P.; SILVA, V. T.; TOREZAN, J. M. D.; PIMENTA, J. A.; BIANCHINI, E. Comparação de parâmetros bióticos e abióticos entre fragmento de floresta secundária e reflorestamento de *Araucaria angustifolia* (Bertol.) O. Kuntze. *Semina Ciências Biológicas e da Saúde*, Londrina, v. 30, n. 2, p. 185-194, 2009.
- MENDONÇA, F. A.; DANNI-OLIVEIRA, I. M. Dinâmica atmosférica e tipos climáticos predominantes da bacia do Rio Tibagi. In: MEDRI, M. E.; BIANCHINI, E.; SHIBATTA, O. A.; PIMENTA, J. A. (Ed.). *A bacia do Rio Tibagi*. Londrina: UEL, 2002. p. 63-66.
- MOREIRA, M. F.; BERNDT, R. A. Sub-bosque em eucalipto: existe? *Silvicultura*, Rio de Janeiro, v. 15, n. 53, p. 24-26, jan./fev. 1994.
- MULL, J. F.; MACMAHON, J. A. Spatial variation in rates of seed removal by harvester ants (*Pogonomyrmex occidentalis*) in a shrub-steppe ecosystem. *American Midland Naturalist*, n. 138, p. 1-13, 1997.
- NOSS, R. F.; COOPERRIDER, A. Y. *Saving nature's legacy: protecting and restoring biodiversity*. Washington: Island Press, 1994.
- PAISE, G.; VIEIRA, E. M. Produção de frutos e distribuição espacial de angiospermas com frutos zoocóricos em uma Floresta Ombrófila Mista no Rio Grande do Sul, Brasil. *Revista Brasileira de Botânica*, São Paulo, v. 28, n. 3, jul./set. 2005.
- PEREIRA, F.; GANADE, G. Spread of a brazilian keystone-species in a landscape mosaic. *Forest Ecology and Management*, Amsterdam, v. 255, p. 1674-1683, 2008.
- REIS, N. R.; PERACCHI, A. L.; FANDIÑO-MARINO, H.; ROCHA, V. J. (Org.). *Mamíferos da Fazenda Monte Alegre – Paraná*. Londrina: EDUEL, 2005.
- REIS, N. R.; PERACCHI, A. L.; LIMA, I. P.; PEDRO, W. A. Riqueza de espécies de morcegos (Mammalia, Chiroptera) em dois diferentes habitats, na região centro-sul do Paraná, sul do Brasil. *Revista Brasileira de Zoologia*, Curitiba, v. 23, n. 3, p. 813-816, set. 2006.
- RODIGHERI, H. R. *Florestas como alternativas de aumento de emprego e renda na propriedade rural*. Colombo: Embrapa Florestas, 2000. (Circular Técnica 42).
- SAMPAIO, M. B.; SANTOS, A. A.; SILVA, G. P.; MOREIRA, G. A.; MEDEIROS, M. B.; GUARINO, E.S.G. Remoção de sementes de *Araucaria angustifolia* (Bertol.) Kuntze (Araucariaceae) e *Butia eriospatha* (Mart. ex Drude) Becc. (Arecaceae) em campos e fragmentos de floresta ombrófila mista. In: CONGRESSO DE ECOLOGIA DO BRASIL, 8., 2007, Caxambu, MG. *Anais...* Caxambu: SEB, 2007.
- SCHUPP, E. W. Factors affecting post-dispersal seed survival in a tropical forest. *Oecologia*, Berlin, New York, v. 76, n. 4, p. 525-530, 1988.
- SILVA, V. T.; MEDRI, P. S.; FERRACIN, T. P.; BIANCHINI, E.; TOREZAN, J. M. D.; PIMENTA, J. A. Comparação entre parâmetros abióticos e a estrutura florestal de um fragmento de floresta e um reflorestamento abandonado de eucalipto (*Eucalyptus saligna* Smith) no parque ecológico da Klabin, Telêmaco Borba/PR. *Semina Ciências Biológicas e da Saúde*, Londrina, v. 31, n. 1, p. 37-51, 2010.
- SILVEIRA, P. B. *Mamíferos de médio e grande porte em florestas de Eucalyptus spp com diferentes densidades de sub-bosque no município de Itatinga, SP*. 2005. 75 f. Dissertação (Mestrado em Recursos Florestais) –

ESALQ, Universidade de São Paulo, Piracicaba. 2005.

SOLÓRZANO-FILHO, J. A. *Demografia, fenologia e ecologia da dispersão de sementes de Araucaria angustifolia em uma população relictual em Campos do Jordão, SP*. 2001. 155 f. Dissertação (Mestrado em Ecologia) - Universidade de São Paulo, São Paulo. 2001.

SPELLERBERG, I. F. Ecological effects of roads and traffic: a literature review. *Global Ecology and Biogeography*, Oxford, v. 7, p. 317-333, 1998.

STEEL, R. G. D.; TORRIE, J. H. *Principles and procedures of statistics: with special reference to the biological sciences*. New York: Mcgraw-Hill Book Company, 1960.

TROMBULAK, C. S.; FRISSEL, A. C. Review of ecological effects of roads on terrestrial and aquatic communities. *Conservation Biology*, London, v. 14, n. 1, p. 18-30, 2000.

WALL, S. B. V.; KUHN, K. M.; BECK, M. J. Seed removal, seed predation, and secondary dispersal. *Ecology*, Ithaca, v. 86, n. 3, p. 801-806, 2005.

WANG, B. C.; SMITH, T. B. Closing the seed dispersal loop. *Trends in Ecology and Evolution*, Amsterdam, v. 17, n. 8, p. 379-385, 2002.

ZAR, J. H. *Biostatistical analysis*. 4. ed. New Jersey: Prentice Hall, 1999.

Recebido em 09 de outubro de 2009 – Received on October 09, 2009

Aceito em 07 de julho de 2011 – Accepted on July 07, 2011

