

OS SAGUIS (*Callithrix* spp., ERXLEBEN, 1777) EXÓTICOS
INVASORES NA BACIA DO RIO SÃO JOÃO, RIO DE JANEIRO:
BIOLOGIA POPULACIONAL E PADRÃO DE DISTRIBUIÇÃO EM UMA
PAISAGEM FRAGMENTADA.

MÁRCIO MARCELO DE MORAIS JÚNIOR

UNIVERSIDADE ESTADUAL DO NORTE FLUMINENSE

DARCY RIBEIRO - UENF

CAMPOS DOS GOYTACAZES – RJ

JULHO DE 2010

OS SAGUIS (*Callithrix* spp., ERXLEBEN, 1777) EXÓTICOS
INVASORES NA BACIA DO RIO SÃO JOÃO, RIO DE JANEIRO:
BIOLOGIA POPULACIONAL E PADRÃO DE DISTRIBUIÇÃO EM UMA
PAISAGEM FRAGMENTADA.

MÁRCIO MARCELO DE MORAIS JÚNIOR

Tese apresentada ao Centro de
Biotecnologia e Biociências, da
Universidade Estadual do Norte
Fluminense, como parte das exigências
para obtenção do título Doutor em
Ecologia e Recursos Naturais.

Orientador: Prof. Dr. Carlos Ramon Ruiz-Miranda

UNIVERSIDADE ESTADUAL DO NORTE FLUMINENSE

DARCY RIBEIRO - UENF

CAMPOS DOS GOYTACAZES – RJ

JULHO DE 2010

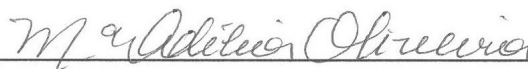
OS SAGUIS (*Callithrix* spp., ERXLEBEN, 1777) EXÓTICOS
INVASORES NA BACIA DO RIO SÃO JOÃO, RIO DE JANEIRO:
BIOLOGIA POPULACIONAL E PADRÃO DE DISTRIBUIÇÃO EM UMA
PAISAGEM FRAGMENTADA.

MÁRCIO MARCELO DE MORAIS JÚNIOR

Tese apresentada ao Centro de
Biotecnologia e Biociências, da
Universidade Estadual do Norte
Fluminense, como parte das exigências
para obtenção do título Doutor em
Ecologia e Recursos Naturais.

Aprovada em 15 de Julho de 2010

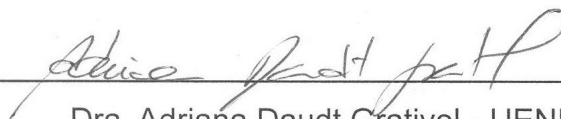
Comissão Examinadora:



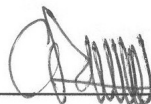
Dra. Maria Adélia Borstelmann de Oliveira - UFRPE



Dr. Sérgio Lucena Mendes - UFES



Dra. Adriana Daudt Grativol - UENF



Dr. Carlos Ramon Ruiz-Miranda (Orientador)



Dra. Ângela Pierre Vitória (Revisora)

Agradecimentos

Às fontes de financiamento da pesquisa: Critical Ecosystem Paternship Fund, Lion Tamarins of Brazil Fund, Idea Wild, FAPERJ (bolsa de doutorado – processo: 152.727/2005) e CAPES (estágio de doutorado – processo: 1069-07-1).

Ao Prof. Dr. Carlos Ramón Ruiz-Miranda pela orientação na pesquisa, por dar-me oportunidade e incentivo de incrementar minha carreira acadêmica e pela valiosa amizade e confiança.

Ao prof. Dr. Stephen Rushton e Mark Shirley da University of Newcastle upon Tyne por me permitirem fazer parte de um grupo de pesquisa em um ambiente motivador e fornecerem todos os recursos físicos e intelectuais possíveis que incrementaram significativamente meus conhecimentos acadêmicos.

À equipe do Programa de Reintrodução do Mico-leão-dourado (Andréia Martins, Nelsinho, Elisamã, Sidney e Júnior) por estarem sempre transmitindo seus valiosos conhecimentos da área e dos animais de estudo, pelo essencial auxílio nas capturas de sagüis, juntamente com os auxiliares de campo Úrsula Taveira e Jonas e pelo indispensável bom humor durante cada dia de trabalho no campo.

A Dra. Ângela Pierre Vitória, pela revisão desta tese.

A Valéria Romano de Paula pelo auxílio nas capturas de saguis, revisão do banco de dados de processamento e análises preliminares.

Aos membros da Associação Mico-Leão-Dourado e IBAMA (ReBio Poço da Antas) pelo fundamental apoio logístico em todas as fases desta pesquisa e pela confiança depositada em mim e neste trabalho.

Aos proprietários das fazendas onde se encontram os fragmentos estudados, por permitirem e incentivarem a realização de pesquisas em suas propriedades.

A minha família, Marcio, Rosa, Marcel, Mércia, Vitório e Valéria, as pessoas mais importantes de minha vida, pelo apoio e auxílio em todas minhas escolhas, dando-me liberdade e ao mesmo tempo amparo, pela confiança, pelas lições de vida e pelo carinho e amor infinitos.

Aos amigos, Andreas, Ioannis, Rohan, Riddhi, Aarushi e Tânia por tornarem ainda mais rico um dos momentos mais enriquecedores de minha vida.

Sumário

Agradecimentos.....	v
Sumário.....	vi
Lista de Figuras.....	viii
Lista de Tabelas.....	viii
Resumo.....	ix
Abstract.....	xi
Capítulo 1: Introdução Geral.....	1
1.1. Invasões Biológicas	1
1.1.1. Terminologia em Biologia de Invasões.....	5
1.1.2. Espécies Exóticas Invasoras no Brasil.....	7
1.2. Espécies de Estudo: Callithrix jacchus e Callithrix penicillata	9
1.2.1. Distribuição original e Status.....	9
1.2.2. Ecologia do gênero Callithrix.....	10
1.2.3. Callithrix jacchus e Callithrix penicillata como espécies exóticas no Brasil.....	11
1.3. A Bacia do Rio São João	12
1.3.1. Significância da Área de Estudo.....	14
1.4. Justificativa do Estudo	15
1.5. Estrutura da Tese	16
Capítulo 2: Status das Populações de Saguis (Callithrix spp.) Exóticos Invasores na Bacia do Rio São João.....	18
2.1. Introdução	19
2.2. Métodos	21
2.2.1. Área de Estudo.....	21
2.2.2. Captura de saguis.....	22
2.2.3. Distribuição dos saguis.....	22
2.2.4. Estimativa de densidade populacional.....	23
2.2.5. Análises.....	25
2.2.5.1. Padrão de distribuição.....	25
2.2.5.2. Estimativa de densidade.....	25
2.2.5.3. Condição física e sucesso reprodutivo.....	26
2.3. Resultados	27

2.3.1. <i>Padrão de distribuição de saguis</i>	27
2.3.2. <i>Densidade de saguis</i>	28
2.3.3. <i>Condição física e reprodução</i>	29
2.4. Discussão	32
2.4.1. <i>Padrão de distribuição</i>	32
2.4.2. <i>Densidade de saguis</i>	32
2.4.3. <i>Aclimação e sucesso de estabelecimento</i>	34
2.5. Conclusão	36
Capítulo 3: Influência da Estrutura da Paisagem na Distribuição de Saguis (<i>Callithrix</i> spp.) Exóticos Invasores na Bacia do Rio São João	37
3.1. Introduction	38
3.2. Methods	39
3.2.1. <i>Study species and study area</i>	39
3.2.2. <i>Marmoset presence and absence data</i>	41
3.2.3. <i>Exploratory variables</i>	42
3.2.4. <i>Statistical modelling</i>	43
3.3. Results	45
3.3.1. <i>Presence of marmosets</i>	45
3.3.2. <i>Subset of explanatory variables</i>	45
3.3.3. <i>Effects of explanatory variables</i>	46
3.3.4. <i>Ranking of the explanatory variables</i>	49
3.4. Discussion	50
3.4.1. <i>Landscape structure and marmosets occupancy</i>	50
3.4.2. <i>Model uncertainty</i>	52
3.4.3. <i>Implications for marmoset management</i>	52
3.5. Conclusion	53
Capítulo 4: Discussão Geral	54
4.1. Status da população e o processo de invasão	54
4.2. Estrutura da paisagem e a distribuição de saguis	56
4.3. Recomendações de manejo	57
4.4. Conclusão	59
5. Referências Bibliográficas	60
6. Anexos	73
6.1. Anexo 1: Legislações acerca de espécies exóticas invasoras	73

Lista de Figuras

Figura 1.1: Representação gráfica das fases do processo de invasão biológica.....	2
Figura 1.2: Distribuição geográfica original de <i>Callithrix jacchus</i> e <i>C. penicillata</i>	10
Figura 1.3: Localização da bacia do rio São João.....	13
Figura 1.4: Fotos ilustrando a variação do relevo e da cobertura vegetal na bacia do rio São João.....	14
Figura 2.1: Fragmentos florestais de estudo na bacia do rio São João.....	21
Figura 2.2: Distribuição das formas de saguis na bacia do rio São João.....	28
Figura 2.3: Médias e desvio padrão dos pesos corporais de saguis.....	30
Figura 2.4: Médias do peso corporal de machos e fêmeas de saguis exóticos invasores e nativos.....	30
Figura 2.5: Distribuição mensal dos nascimentos nos grupos de saguis.....	31
Figura 3.1: Location of the São João River watershed study area showing the distribution of forest patches, roads and urban areas.....	41
Figura 3.2: Quantile-quantile plot with 95% pointwise confidence bounds.....	48
Figure 3.3: Partial residual plots for variables in the most parsimonious model.....	49

Lista de Tabelas

Tabela 2.1: Agrupamento das formas morfológicas de saguis em relação às suas localizações na bacia do rio São João.....	27
Tabela 2.2: Estimativa de densidade e abundância de saguis exóticos.....	29
Tabela 2.3: Classificação do gênero e classe etária dos saguis capturados.....	29
Tabela 3.1: Description of explanatory variables used to explain marmosets presence-absence.....	43
Tabela 3.2: Correlation matrix showing Spearman's rank correlation coefficients for key explanatory variables.....	46
Tabela 3.3: The average parameter estimates derived from all combinations of logistic models where the variable was present.....	47
Tabela 3.4: The 95% confidence set of models ranked by their AICc.....	48

Resumo

Nas últimas décadas vários países têm reconhecido o impacto de espécies exóticas como um grande problema ambiental e econômico. As espécies de saguis, *Callithrix jacchus* e *Callithrix penicillata*, são importantes exemplos brasileiros de vertebrados introduzidos. Apesar de serem nativos do Brasil, estes primatas são exóticos em vários estados do país. Na área de ocorrência do mico-leão-dourado, no estado do Rio de Janeiro, são encontradas populações formadas por estas duas espécies de saguis e seus híbridos. Potencialmente pode haver competição interespecífica, porque a ecologia e o comportamento destas espécies introduzidas são parecidas com as do mico-leão-dourado, primata ameaçado de extinção. A escassez de informação sobre o *status* desta população de saguis é o principal obstáculo para desenvolver uma estratégia eficiente de manejo na região de estudo. Esta tese apresenta informações sobre a distribuição, densidade, reprodução e condição física dos saguis, utilizando técnicas de captura, transecção linear e dados de presença-ausência nos fragmentos florestais da bacia do rio São João. Segundo os diferentes fenótipos de saguis (*Callithrix jacchus*, *C. penicillata* e híbridos) foi possível delimitar três populações na área de estudo. Na região sudoeste da bacia do rio São João foi encontrada, predominantemente, a espécie *C. jacchus*. Na região central, a maioria dos espécimes capturados eram híbridos. Enquanto na região nordeste a espécie *C. penicillata* foi predominante. Este padrão evidencia a ocorrência de múltiplas introduções e de um certo grau de isolamento entre as populações. A média das proporções anuais de ocupação dos 27 fragmentos florestais monitorados entre 2002 e 2006 foi $0,80 \pm 0,084$ (entre 0,69 – 0,88). Quanto mais próximo de áreas urbanas e estradas e maior o fragmento, mais provavelmente ele será ocupado por saguis. A densidade média de grupos de saguis foi estimada em 4,11 grupos/km² (0,94 a 10,87 grupos/km²). Não houve diferença significativa entre pesos de machos e fêmeas em todas as classes de idade. Entretanto, indivíduos híbridos foram mais pesados que *C. jacchus* e *C. penicillata*. O peso dos saguis exóticos foram semelhantes ou significativamente maiores do que o peso de *C. jacchus* nativos relatados em estudo. A distribuição anual de nascimentos não apresentou um padrão sazonal. A mediana de filhotes por grupo capturado foi de 2 filhotes/grupo. A biologia populacional desses saguis e o padrão de ocupação dos fragmentos florestais indicam que essa popula-

ção de saguis na bacia do rio São João está estabelecida e apresentou um crescimento durante o período de estudo. Apesar dos efeitos negativos da fragmentação do habitat, a persistência dos saguis pode ser garantida, principalmente por fatores antrópicos, como múltiplas introduções e disponibilidade de recursos alimentares provenientes de árvores exóticas. Por esta razão, se faz urgente a tomada de decisão sobre a estratégia de manejo a ser adotada com o objetivo de diminuir a viabilidade desta população e mitigar seus impactos.

Abstract

Within the last decades, many nations have recognized the impact of exotic species as an enormous environmental and economic problem. The primate species *Callithrix jacchus* and *Callithrix penicillata* are examples of exotic mammals in Brazil. Although they are Brazilian species, they have been introduced in many areas outside their original geographical distribution. There is a population of these marmosets and their hybrids at the range of the golden lion tamarin, in Rio de Janeiro State. There is a strong potential for inter-specific competition because the ecology and behavior of marmosets are similar to that of golden lion tamarin. The paucity of information on the population status of marmosets is a major obstacle to implement an effective management strategy at the study area. Using capture techniques, linear transects and presence-absence data, this study provided information on the distribution, density, reproduction and physical condition of marmosets inhabiting forest fragments in the São João river watershed. Based on the morphological types of marmosets (*C. jacchus*, *C. penicillata* and hybrids) three sub-populations can be distinguished. The southeast region is mostly occupied by *C. jacchus*. *C. penicillata* is the predominant species in northwest region. While the central region is predominantly occupied by hybrids. This pattern suggest repeated introductions and a degree of isolation among the sub-populations. The mean annual proportion of monitored forest patches occupied by marmosets was 0.80 ± 0.084 (range 0.69 – 0.88). Presence of marmosets in the forest patches is more likely when distance to the nearest urban area and nearest road are shorter, and patches are larger. The estimated average group density was 4.11 groups/km² (0,94 a 10,87 groups/km²). There was no significant difference between males and females in any age class. However, hybrids are heavier than non hybrids. Exotic marmosets are heavier compared with native *C. jacchus* from published study. Annual birth distribution did not show a seasonal pattern. The median litter size per captured group was two. The results of this study indicated the population of marmosets in the São João river watershed is established and suggest an increase of the number of marmosets. Despite the negative effects of habitat fragmentation, marmoset persistence can be assured by repeated introductions and food provisioning. To reduce the viability of this marmoset population and its impact, there is an urgent need to implement a management plan to control and eradicate these marmosets.

Capítulo 1: Introdução Geral

1.1. Invasões Biológicas

Invasão biológica é um termo utilizado para definir dois processos: 1) a expansão natural da área de distribuição geográfica de uma espécie e 2) o processo decorrente da introdução acidental ou proposital de uma espécie fora de sua área de ocorrência atual e histórica, mediada por ação antrópica (Davis e Thompson, 2000; MacIsaac *et al.*, 2001). Nos últimos dois séculos o comércio internacional e os deslocamentos e migrações humanas aumentaram em magnitude e frequência a transferência de espécies ao redor do mundo (Levine e D'Antonio, 2003). Por esta razão, o atual interesse ecológico e social concentra-se nas invasões biológicas induzidas por ações humanas (Lodge e Shradler-Frechette, 2003). Os impactos de espécies invasoras às espécies nativas, comunidades e ecossistemas são reconhecidos cientificamente há décadas (Elton 1958; Lodge 1993). Invasões biológicas são, hoje, consideradas uma forma sem precedente de mudanças globais e uma significativa ameaça à biodiversidade, além de causar prejuízos econômicos e trazer riscos à saúde humana (Pimentel *et al.*, 2004; Clavero e García-Berthou, 2005; Ricciardi, 2007).

As conseqüências de introduções de espécies exóticas são consideradas potencialmente sérias, no entanto, a maioria destas introduções não são bem sucedidas (Elton, 1958; Williamson, 1999). A proporção entre introduções bem e mal sucedidas é determinada em uma regra denominada “regra dos 10”: aproximadamente 10% das introduções resultam no estabelecimento da espécie (introduções bem sucedidas) e somente 10% destas causam algum impacto negativo (Williamson, 1996). Evidências empíricas comumente atribuem o sucesso das invasões biológicas as características abióticas do ambiente invadido, as características bióticas da espécie introduzida e da comunidade invadida e a pressão de propágulo (número de indivíduos introduzidos em um evento, multiplicado pela frequência destes eventos) (Richardson & Pyšek, 2006). Identificar estes fatores determinantes do estabelecimento de populações viáveis de espécies introduzidas em um novo ambiente é essencial para estabelecer estratégias eficientes de manejo (Levine e D'Antonio, 2003; Kolar e Lodge, 2001).

O processo de invasão biológica consiste de fases sucessivas, não necessariamente lineares, cujo o número e definições podem variar entre autores (Colautti e Maclsaac, 2004; Catford *et al.*, 2009) (Figura 1.1). Embora haja diferenças, geralmente este processo é definido por uma fase inicial de introdução, uma de estabelecimento de populações auto-sustentáveis e uma de dispersão no habitat invadido. As duas últimas fases são dependentes da primeira, ou seja, se a introdução é interrompida, o estabelecimento de uma população e a dispersão podem não ocorrer (Puth e Post, 2005). Estas diversas fases representam barreiras que devem ser transpostas pela espécie introduzida para que esta seja bem sucedida no processo de invasão (Mitchell *et al.*, 2006). Os fatores que determinam o sucesso na transposição de uma fase podem ser diferentes daqueles importantes para o sucesso na fase seguinte.

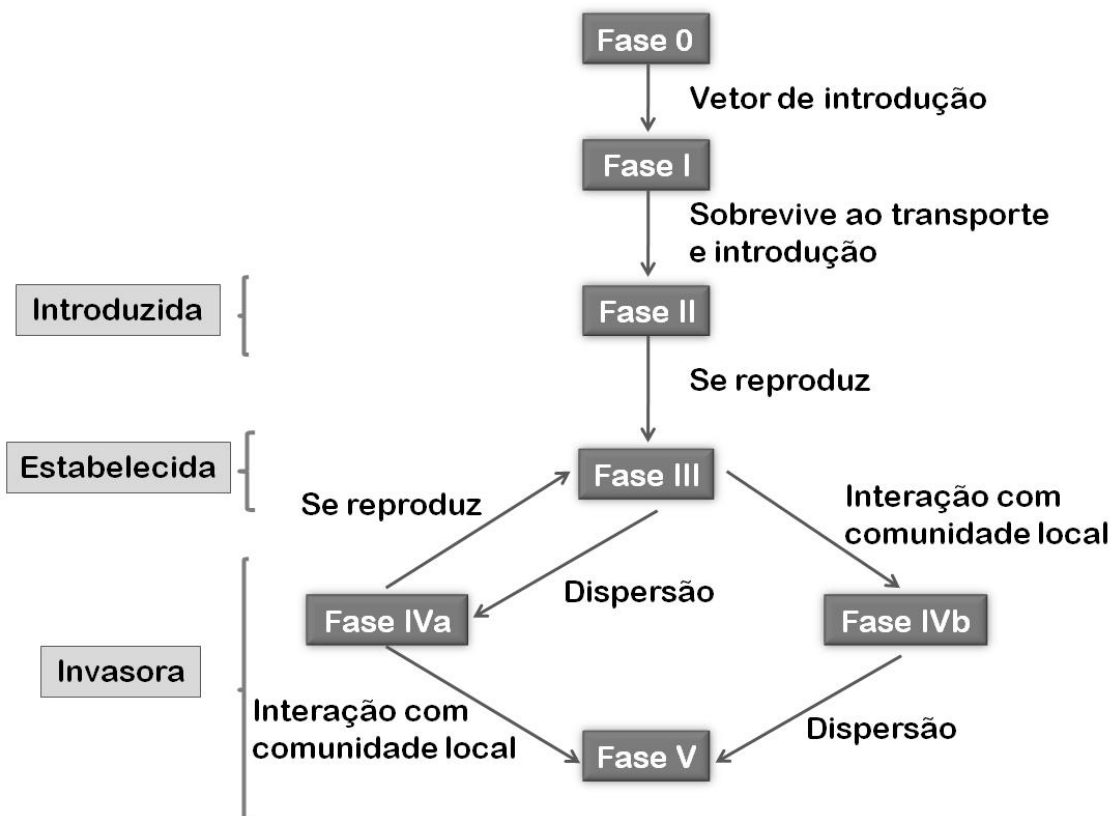


Figura 1.1: Representação gráfica das sucessivas fases do processo de invasão biológica (Adaptado de Colautti e Maclsaac, 2004).

Segundo Colautti e Maclsaac (2004) (Figura 1.1) uma potencial espécie invasora inicia o processo de invasão como um propágulo na região doadora (Fase 0) e passa por diversas barreiras que podem impedir a transição para fases subsequentes, como sobreviver ao transporte. Da fase III à V estão divididas com base na abundância e distribuição da espécie introduzida. Desta maneira, a espécie

pode ter uma distribuição restrita e ser rara (Fase III), distribuída amplamente e ser rara (Fase IVa), localmente distribuída e abundante (Fase IVb) ou amplamente distribuída e abundante (Fase V).

Três hipóteses, não excludentes, referentes à diversos fatores que influenciam o sucesso das invasões biológicas tem sido propostas: a hipótese de “atividade humana” (Taylor e Irwin, 2004), a de “compatibilidade biótica” (Fridley *et al.*, 2007) e a de “resistência biótica” (Levine, 2000).

A hipótese de “atividade humana” é a única que trata da fase inicial de introdução. Esta sugere que atividades humanas facilitam direta ou indiretamente o estabelecimento de espécies introduzidas. O aumento das chances de ocorrerem introduções repetidas é uma influencia direta desta facilitação. Múltiplas introduções favorecem o sucesso de estabelecimento, por exemplo, induzindo o efeito de resgate ou superando o efeito Allee (Drake & Lodge, 2006; Drury *et al.*, 2007). Efeitos indiretos da ação humana sobre o processo de invasão biológica incluem a provisão de recursos alimentares, distúrbios no ecossistema e fragmentação de habitats. Pessoas aumentam a disponibilidade de alimentos para espécies introduzidas provendo itens comerciais ou plantando árvores frutíferas, na maioria dos casos exóticas, em ambientes naturais próximos aos assentamentos urbanos. Estes recursos alimentares adicionais podem aumentar a sobrevivência e o sucesso reprodutivo das espécies introduzidas e assim, aumentar a taxa de crescimento populacional e reduzir a probabilidade de extinção, garantindo o sucesso do estabelecimento (Chamberlain *et al.*, 2009). Atividades humanas provocam distúrbios que empobrecem a fauna nativa disponibilizando nichos que podem ser ocupados por espécies introduzidas e reduzindo o número de predadores (Levine, 2000; Ashton e Lerdau, 2008). Além disso, essas atividades fragmentam a paisagem e criam habitats artificiais que podem aumentar a heterogeneidade do ambiente, fornecendo oportunidades para o estabelecimento de espécies introduzidas.

A hipótese de “compatibilidade biótica” prediz que espécies possuem maior probabilidade de sucesso de invasão quando introduzidas em regiões onde as condições ambientais são similares àquelas de suas áreas nativas. Por exemplo, as espécies de mamíferos e aves introduzidas com sucesso na Austrália são aquelas com maior tolerância às condições climáticas e ambientais do que as espécies não estabelecidas (Duncan *et al.*, 2001; Forsyth *et al.*, 2004). Na Itália, somente em algumas populações introduzidas da tartaruga americana, *Trachemys scripta*, há

reprodução. Estas populações com sucesso reprodutivo estão restritas a locais com temperaturas mais altas, maior radiação solar e maior precipitação do que aquelas onde reprodução não ocorre (Ficetola *et al.*, 2009).

A hipótese de “resistência biótica” prediz que comunidades nativas com menor riqueza de espécies são mais susceptíveis as invasões biológicas quando comparadas com comunidades com maior riqueza. A complexidade das interações inter-específicas em comunidades ricas em espécies dificultaria o estabelecimento de espécies introduzidas (Kennedy *et al.*, 2002). Desta maneira, uma correlação negativa é esperada entre a riqueza de espécies nativas e exóticas. Entretanto, alguns estudos mostraram que as evidências que corroboravam a esta hipótese, na verdade foram confundidas pela não aleatoriedade dos eventos de introdução. A pressão de propágulo é maior em áreas de pouca diversidade (ex.: Blackburn & Duncan, 2001). Contudo, destruição do habitat, fragmentação e distúrbios ambientais, impactos que afetam a biodiversidade nativa, têm sido associados ao aumento do número de espécies invasoras, principalmente espécies generalistas, evidenciando que a integridade do habitat e de sua comunidade podem ser uma barreira para a invasão biológica (Levine, 2000; Marvier *et al.*, 2004). As razões desta controversa (o paradoxo da invasão Fridley *et al.*, 2007) são desconhecidas, mas uma explicação é que a maioria das comunidades não estão saturadas de espécies (Stohlgren *et al.* 2008) e que as espécies nativas e exóticas respondem primeiramente aos fatores ambientais, ao invés da diversidade de espécies (Levine, 2000; Fridley *et al.*, 2007). Assim, o papel da diversidade de espécies nativas como inibidora das invasões de espécies exóticas continua discutível.

Um dos poucos estudos que verificou a importância relativa destas três hipóteses em explicar padrões globais de invasões biológicas apontou a hipótese de “atividade humana” como a única sustentável, utilizando-se de dados de peixes invasores continentais. Este mostrou que a biogeografia das espécies invasoras de peixes está associada à geografia dos impactos antrópicos em escala global, evidenciando que os efeitos dos processos naturais sobre o sucesso de estabelecimento de peixes introduzidos são mascarados pelos efeitos das atividades humanas (Leprieur *et al.*, 2008). Embora as ações antrópicas sejam consideradas a principal causa de introduções de espécies, os exatos fatores que facilitam o processo de invasão biológica são difíceis de serem distinguidos (Chiron *et al.*, 2009; Westphal *et al.*, 2008).

Dividir o processo de invasão em fases seqüenciais pode facilitar a caracterização da influência relativa entre os fatores atuantes e assim proporcionar o uso de técnicas eficazes de controle para a fase do processo de invasão em que se encontra a espécie alvo. As fases iniciais são as mais importantes para o manejo de espécies invasoras, porque são nelas que a invasão pode ser prevenida. Com a transposição das fases, o manejo torna-se mais complicado e após o estabelecimento da espécie introduzida, a erradicação é quase impossível e o controle é custoso (Sakai *et al.*, 2001).

1.1.1. Terminologia em Biologia de Invasões

Ecologia de invasões biológicas é um campo que vem despertando muito interesse nas últimas duas décadas. Juntamente com esse crescente interesse há uma proliferação de termos para descrever vários processos, causando confusão e mal uso da terminologia existente nesta área de conhecimento (Richardson *et al.*, 2000). Muitos termos são formados por adjetivos, como “invasora”, exótica” e “introduzida” e possuem definições subjetivas e sem consenso (Binggeli, 1994; Chew e Laubichler, 2003). As diferentes definições são, particularmente, prejudiciais quando dificultam a conceitualização dos processos que essas descrevem (Richardson *et al.*, 2000). As discrepâncias nas definições de termos surgem, primeiramente, pela diferença dos critérios utilizados. Três são os critérios comumente adotados: 1) taxonômico; 2) biogeográfico e 3) de impacto (Richardson *et al.*, 2000; Valéry *et al.*, 2008).

“Espécies invasoras” é o termo de maior importância em ecologia de invasões biológicas e, também o que causa maior confusão devido suas inúmeras definições (Colautti e MacIsaac, 2004). Segundo o critério taxonômico, uma espécie pode ser considerada invasora simplesmente por ser assim definida, segundo outros critérios, em uma outra região. Uma espécie para ser considerada invasora, segundo o critério biogeográfico, deve sobrepor barreiras geográficas e ocupar uma área além de sua distribuição original (Richardson *et al.*, 2000; Colautti e MacIsaac, 2004). Tal critério impediria que uma espécie nativa fosse considerada invasora, mesmo que esta expandisse sua área de distribuição original (Richardson *et al.*, 2000). O critério de impacto define que uma espécie é considerada invasora quando esta tem um impacto (positivo ou negativo) na comunidade e/ou ecossistema em que se estabeleceu (Davis e Thompson 2002). Os problemas desse critério são que a

definição de espécie invasora é dependente da definição de “impacto”, que frequentemente é subjetiva, e impacto pode ser difícil de mensurar (Richardson *et al.*, 2000). Valéry *et al.*, (2008) fizeram uma análise crítica desses critérios para a definição de invasões biológicas. Eles mostraram que a utilização de tais critérios limitam as definições dos termos, criando contradições entre estes. A definição de invasões biológicas proposta por eles foi baseada, puramente, no fenômeno em si, com o objetivo de capturar o que está presente no conceito de todas invasões biológicas, sendo:

“Uma invasão biológica consiste de uma espécie introduzida adquirir vantagens competitivas, após o desaparecimento de obstáculos naturais para sua proliferação, permitindo-a propagar-se rapidamente e conquistar novas áreas no ecossistema invadido e tornar-se uma população dominante (Valéry *et al.*, 2008)”.

Na última década várias definições de termos importantes para a ecologia de invasões biológicas foram propostas (ex.:(Richardson *et al.*, 2000; Davis e Thompson, 2000; Colautti e MacIsaac, 2004; Valéry *et al.*, 2008). Porém, ainda hoje existem diferenças em definições de termos fundamentais, como “espécie invasora”. Esta discrepância se faz presente em documentos legais de diferentes instituições. De acordo com as definições da União Internacional para a Conservação da Natureza (IUCN) uma espécie exótica invasora é uma espécie exótica que se estabelece num ecossistema ou num habitat natural ou semi-natural, sendo um agente de alteração e ameaça para a biodiversidade nativa (IUCN, 2000). Esta definição de espécies exóticas invasoras constituiu a base para a definição utilizada pela Convenção sobre Diversidade Biológica (CDB). Na sexta Conferência das Partes (COP-6, Decisão VI/23, 2002) da CDB, o termo espécie exótica invasora é definido como espécie exótica cuja introdução e/ou difusão ameaça a diversidade biológica. A Ordem Executiva 13112, publicada pelo, então, presidente americano em 3 de fevereiro de 1999, que define espécies invasoras como espécies exóticas que causam ou têm o potencial de causar danos econômicos e ambientais e colocar em risco a saúde humana, difere das demais pela conotação diferenciada de impacto.

As definições fornecidas pela CDB servem de referência legal para os países signatários da Convenção, como o Brasil, e são adotadas como base pelo Programa Global de Espécies Invasoras (GISP). Por esta razão, nesta tese são adotadas as seguintes definições básicas propostas pela CDB.

- 1) Espécie exótica ou introduzida:** uma espécie, subespécie ou *táxon* inferior, incluindo qualquer parte, semente ou propágulo, presente fora da sua área de distribuição natural por causa de introdução mediada, voluntária ou involuntariamente, por ações humanas.
- 2) Espécie estabelecida:** espécie exótica/introduzida capaz de se reproduzir e gerar descendentes férteis, com alta probabilidade de sobreviver no novo habitat.
- 3) Espécie exótica invasora:** espécie exótica/introduzida cuja introdução e/ou difusão ameaça a diversidade biológica da região onde foi introduzida.

1.1.2. Espécies Exóticas Invasoras no Brasil

O banco de dados I3N de espécies exóticas invasoras da Rede Inter-americana de informação sobre Biodiversidade (IABIN), gerenciado no Brasil pelo Instituto Hórus de Desenvolvimento e Conservação Ambiental e pela The Nature Conservancy (TNC), tem catalogadas 386 espécies exóticas invasoras e mais de 11.200 registros de ocorrências de invasão no território brasileiro (Instituto Hórus, 2010). As principais causas destas introduções são o uso ornamental e comercial de espécies exóticas e a criação de animais de estimação, que juntas somam cerca de 40% das introduções intencionais no país. Por exemplo, a introdução do caramujo-gigante-africano (*Achatina fulica*) aconteceu pelo abandono de criações comerciais desta espécie, considerada como alternativa ao *escargot*. A ausência de um estudo de mercado e autorizações de comercialização levaram as criações ao fracasso e à consequente soltura de caramujos no ambiente. Atualmente, a espécie ocorre pelo menos em 15 dos 26 Estados brasileiros (GISP, 2005). Em várias lagoas no estado de Minas Gerais, a introdução do tucunaré (*Cichla ocellaris*), do apaiari (*Astronotus ocellatus*) e da piranha-vermelha (*Pygocentrus nattereri*) para criação e incremento da pesca reduziu em 50% a riqueza de peixes nativos após dez anos (Reaser *et al.*, 2005).

Introduções intencionais são a principal causa de introdução de espécies exóticas no Brasil (GISP, 2005). Entretanto, um importante caso de invasão biológica no país – o mexilhão-dourado (*Limnoperma fortunei*) – ocorreu de maneira involuntária, provavelmente, via água de lastro (GISP, 2005). O mexilhão-dourado é nativo do sudeste asiático e foi detectado pela primeira vez na América do Sul em 1991, no rio da Prata, na Argentina. A partir daí, estima-se que em 10 anos a espécie tenha se deslocado cerca de 2.400 km, aderida a cascos de embarcações e a outras

estruturas e equipamentos de navegação, pesca e mergulho. No trecho brasileiro do rio Paraná, foi detectada pela primeira vez na Usina Hidrelétrica de Itaipu, em abril de 2001 e hoje já se encontra no Pantanal Mato-Grossense. O mexilhão-dourado atinge densidades populacionais de até 150 mil indivíduos por m², causando graves perdas econômicas pelas incrustações massivas e obstrução de tubulações e filtros de água de estações de tratamento, indústrias e usinas de energia elétrica (GISP, 2005).

Além dos claros danos ambientais causados por espécies exóticas invasoras, os danos econômicos são outra consequência grave. No Brasil, apesar de ainda haver relativamente pouca informação disponível sobre o assunto, as perdas agrícolas anuais relacionadas a algas, ácaros e plantas exóticas invasoras em lavouras estão em torno de 42,6 bilhões de dólares (Pimentel *et al.*, 2001). Esse número subestima o custo do problema, pois não estão computados impactos ambientais, extinção de espécies, perda de serviços ambientais e custos derivados de problemas de saúde humana.

Os problemas causados por espécies exóticas invasoras vêm sendo cada vez mais reconhecidos em escala global (Simberloff, 2003). A experiência mostra que a estratégia mais eficiente e econômica para enfrentar o problema é evitar novas introduções (Ziller *et al.*, 2007), uma vez que, utilizando a estratégia de prevenção, os custos são menores e as chances de resolver os problemas são maiores, quando comparada às estratégias de controle pós-invasão. Os custos subseqüentes de um processo de invasão são crescentes e por vezes são necessários grandes esforços para diminuir os seus impactos negativos ou mesmo eliminá-los. Dessa forma, um dos primeiros passos que os governos dos Estados brasileiros devem dar é reconhecer formalmente as espécies exóticas invasoras presentes no Estado e adotar medidas preventivas a novas introduções. Isso ajudaria a reduzir problemas no futuro e facilitaria a concentração de recursos para solucionar problemas de invasões biológicas estabelecidas.

Já existem na legislação federal brasileira instrumentos referentes a espécies exóticas, tais como a Lei do Sistema Nacional de Unidades de Conservação (9.985/00) e a Lei de Crimes Ambientais (9.605/98), que podem ser usadas como referência para o trabalho na esfera estadual (Anexo 1). Exemplos de instrumentos legais já criados por estados como o Paraná e o Espírito Santo estão disponíveis como referência em Legislações acerca de espécies exóticas invasoras (Anexo 1).

1.2. Espécies de Estudo: *Callithrix jacchus* e *Callithrix penicillata*

Callithrix jacchus e *Callithrix penicillata* são importantes exemplos brasileiros de vertebrados introduzidos. Apesar de serem nativos do Brasil, estes primatas são exóticos em vários estados da Federação. Ambas espécies possuem a mais ampla distribuição geográfica do gênero e têm sido introduzidos em diversos ambientes naturais e antrópicos. É apresentado, a seguir, uma breve revisão de aspectos relevantes da ecologia destas espécies.

1.2.1. Distribuição original e Status

Callithrix jacchus ocupa os biomas caatinga, cerrado e mata Atlântica costeira do nordeste brasileiro, nos estados de Alagoas, Pernambuco, Paraíba, Rio Grande do Norte, Ceará e Piauí, se estendendo ao sul até os rios Grande e São Francisco (Hershkovitz, 1977; Figura 1.2). Através de introduções e acompanhando a destruição e degradação da Mata Atlântica costeira, *C. jacchus* passou a ocupar várias outras regiões ao sul do Rio São Francisco, como o estado de Sergipe e a região do Recôncavo baiano (Rylands, 1993). Coimbra-Filho *et al.* (1991) argumentam que esta região ao sul do Rio São Francisco era ocupada por *Callithrix kuhli*, o qual desapareceu devido a destruição da vegetação natural ao longo dos subsequentes séculos após o descobrimento europeu do Brasil.

Callithrix penicillata possui uma vasta distribuição geográfica, ocorrendo tipicamente no cerrado, nos estados da Bahia, Minas Gerais, Goiás, no sudoeste do Piauí, Maranhão e norte de São Paulo, ao norte dos rios Tietê e Piracicaba (Hershkovitz, 1977; Figura 1.2). Ao norte, sua distribuição alcança o sul dos rios Grande e São Francisco. Entretanto, ambas espécies, *C. jacchus* e *C. penicillata*, foram introduzidos em margens opostas destes rios, formando grupos com indivíduos híbridos. Assim como *C. jacchus*, *C. penicillata* tem substituído outras espécies do gênero, sendo introduzido e ocupando áreas com habitat natural alterado. Um exemplo é sua presença em áreas da Zona da Mata, no sudeste e leste de Minas Gerais, domínio de *C. geoffroyi* e *C. flaviceps* (Rylands, 1993). Embora tenham uma ampla distribuição geográfica, sejam capazes de sobreviver em habitats extremamente degradados e terem sido introduzidos em várias regiões dos estados de Minas Gerais e Rio de Janeiro, algumas populações estão desaparecendo em áreas de sua distribuição geográfica original (Rylands, 1993).

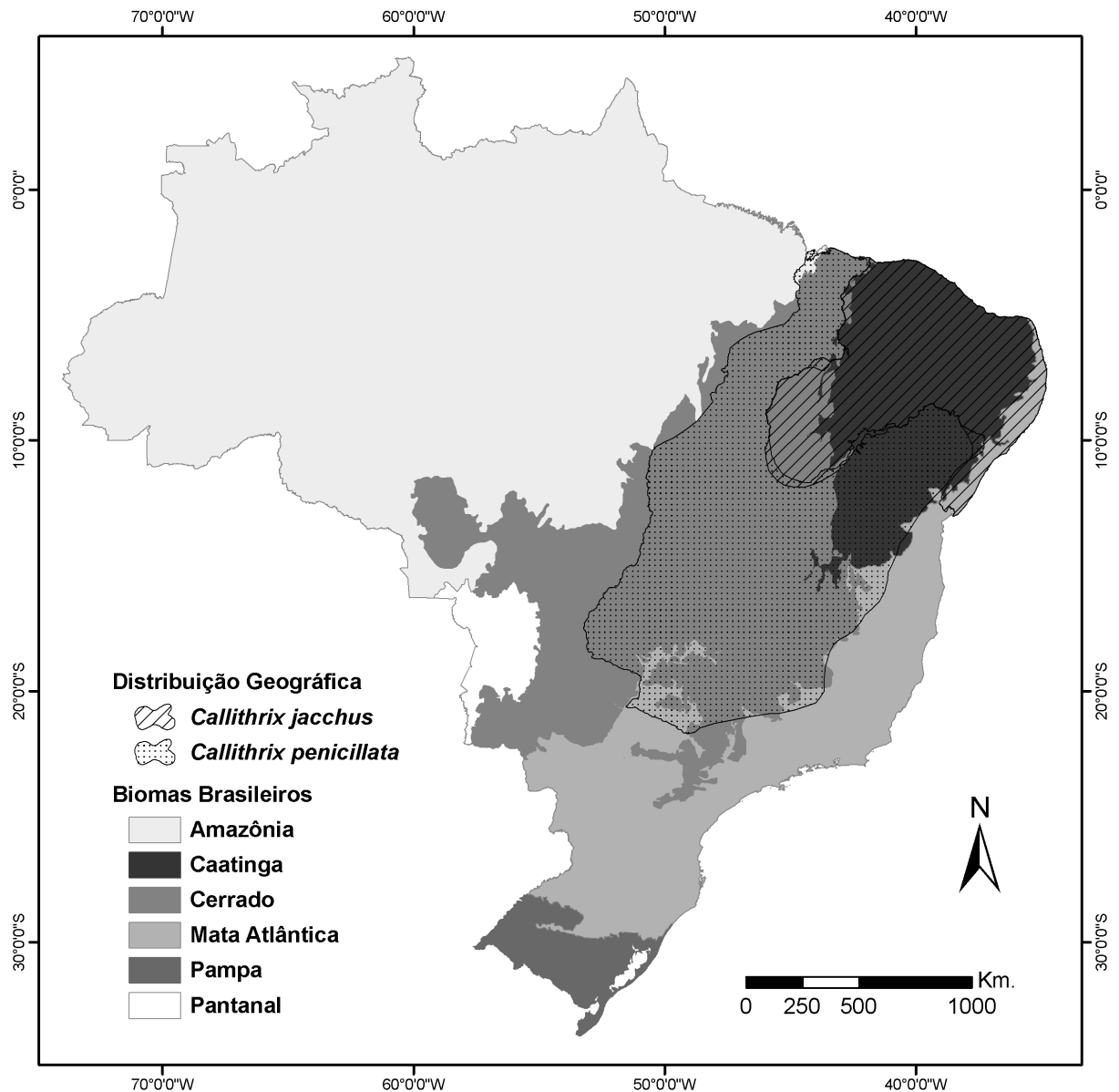


Figura 1.2: Mapa da distribuição geográfica original de *Callithrix jacchus* e *Callithrix penicillata*, evidenciando os biomas brasileiros ocupados pelas espécies. Fonte dos dados: InfoNatura (2007). Projeção geográfica South American Datum 1969.

1.2.2. Ecologia do gênero *Callithrix*

Callithrix jacchus e *C. penicillata* são espécies arbóreas, mas eventualmente utilizam o chão para cruzar áreas não florestadas e forragear. *C. jacchus*, em áreas de mata Atlântica, utiliza todos os estratos arbóreos e frequentemente ocupa áreas de borda da floresta. As duas espécies ocorrem no cerrado do Brasil central em áreas de mata de galeria e cerradão. Somente *C. jacchus* ocorre na caatinga, a região mais árida de toda a distribuição do gênero. Neste bioma, o exsudado de árvores como o “angico” (*Anadenanthera macrocarpa*) é fonte principal de

alimentação. Todas as espécies do gênero são consideradas frugívoras-insetívoras alimentando-se de frutas, flores, exsudados de árvores, insetos, aranhas, e pequenos vertebrados. Porém, *C. jacchus* e *C. penicillata* alimentam-se de exsudados com frequência significativamente maior do que as outras espécies (Rylands, 1993). A inclusão de exsudados na alimentação é considerada o principal fator da alta taxa reprodutiva do gênero, com duas reproduções por ano e nascimento de gêmeos (Ah-King e Tullberg, 2000). Essa elevada taxa reprodutiva influencia o tamanho do grupo que, geralmente, é estável com alto grau de parentesco entre os integrantes (Garber, 1994). Os grupos sociais podem variar de 3 a 15 indivíduos (Stevenson e Rylands, 1988). Apesar dessa variação, a área de uso do grupo é constante, sendo as espécies *C. jacchus* e *C. penicillata* detentoras das menores, por serem as mais gomívoras do gênero (Castro, 2003).

1.2.3. *Callithrix jacchus* e *Callithrix penicillata* como espécies exóticas no Brasil

Ambas as espécies e seus híbridos estão introduzidas em quase todos os estados do sul e sudeste brasileiro (Instituto Hórus, 2010). A maioria estão em áreas florestadas urbanas (ex.: parques, praças, campus universitário) e apesar de se reproduzirem, sua sobrevivência parece depender de recursos disponibilizados direta e indiretamente por humanos (Santos *et al.*, 2006). Embora evidências apontem para o impacto negativo destas populações sobre, principalmente, a avifauna (ex.: Cunha *et al.*, 2006; Begotti e Landesmann, 2008), grande parte destas não são consideradas exóticas invasoras. Isso ocorre, provavelmente, pelo fato da dificuldade de mensuração de impacto, na maioria das vezes exigindo conhecimento da comunidade invadida anterior à introdução. Contudo, o potencial de impacto negativo sobre a fauna, flora e saúde humana relatado em artigos científicos (e.g. Begotti e Landesmann, 2008; Cunha *et al.*, 2006; Favoretto *et al.*, 2001; Rizzini e Coimbra-Filho, 1981) indica que mais atenção deve ser dada às interações destes primatas introduzidos com os ecossistemas em que estão sendo introduzidos.

No estado do Rio de Janeiro, *C. jacchus* e *C. penicillata*, têm sido introduzidos desde, pelo menos, o início do século XX. Presentemente, estas introduções são o resultado do tráfico de animais silvestres (Ruiz-Miranda *et al.*, 2000). Pessoas que compraram estes animais e não os querem mais, os liberam em florestas e, principalmente, agentes governamentais responsáveis pela fiscalização do tráfico de animais apreendem grandes quantidades destes primatas e, sem local para

destinação, também os soltam em florestas da região onde ocorreu a apreensão. Na área de estudo deste trabalho, situada no estado do Rio de Janeiro, estes primatas e suas formas híbridas ocupam os mesmos fragmentos florestais que o mico-leão-dourado (*Leontopithecus rosalia*), primata ameaçado de extinção. A interação entre estas espécies altera o padrão de comportamento do mico-leão (Ruiz-Miranda *et al.*, 2006). Assim, *C. jacchus* e *C. penicillata* introduzidos na área de estudo são considerados espécies exóticas invasoras.

1.3. A Bacia do Rio São João

A bacia do rio São João está localizada entre 22° 50' S, 42° 40' W e 22° 20' S, 42° 00' W, na região central do Estado do Rio de Janeiro (Figura 1.3). Abrangendo uma área de 211.740 hectares, engloba oito municípios, Cachoeiras de Macacu, Rio Bonito, Araruama, São Pedro d'Aldeia, Cabo Frio, Rio das Ostras, Casimiro de Abreu (16% da bacia) e Silva Jardim (44% da bacia).

A topografia da bacia é diversa, com altitudes variando do nível do mar, no sudeste, à 1.700 metros, ao norte. As regiões sul e sudeste são, predominantemente, planas com elevações que não ultrapassam os 300 metros. Enquanto as regiões norte e noroeste possuem formações montanhosas ingrimes, estendendo-se até as montanhas da Serra do Mar. O clima é tropical com precipitações variando de 1.000 mm/ano nas áreas planas à 2.500 mm/ano nas regiões montanhosas (Bidegain e Pereira, 2006).

A cobertura vegetal original era composta por diferentes formações do bioma Mata Atlântica, incluindo floresta ombrófila densa, montana, submontana e de terras baixas, mangues, brejos e restingas. As formações florestais nas áreas planas são altamente fragmentadas e isoladas, principalmente, por pastagens (Figura 1.4A). Os maiores remanescentes florestais estão localizados nas áreas montanhosas ao norte da bacia (Figura 1.4B). O desenvolvimento agrícola e urbano causaram a completa destruição das áreas de restinga e restringiram os mangues a pequenos fragmentos próximos a foz do rio São João. Sistemas de irrigação e ações para o controle de inundações realizados nos anos 70 e 80 reduziram as áreas de brejos. Nesse mesmo período, o rio São João teve 20 Km de sua extensão retificados e uma barragem foi construída na lagoa de Juturnaíba, aumentando sua área de 8 km² para quase 40 km² (CILSJ, 2002; Bidegain e Pereira, 2006).

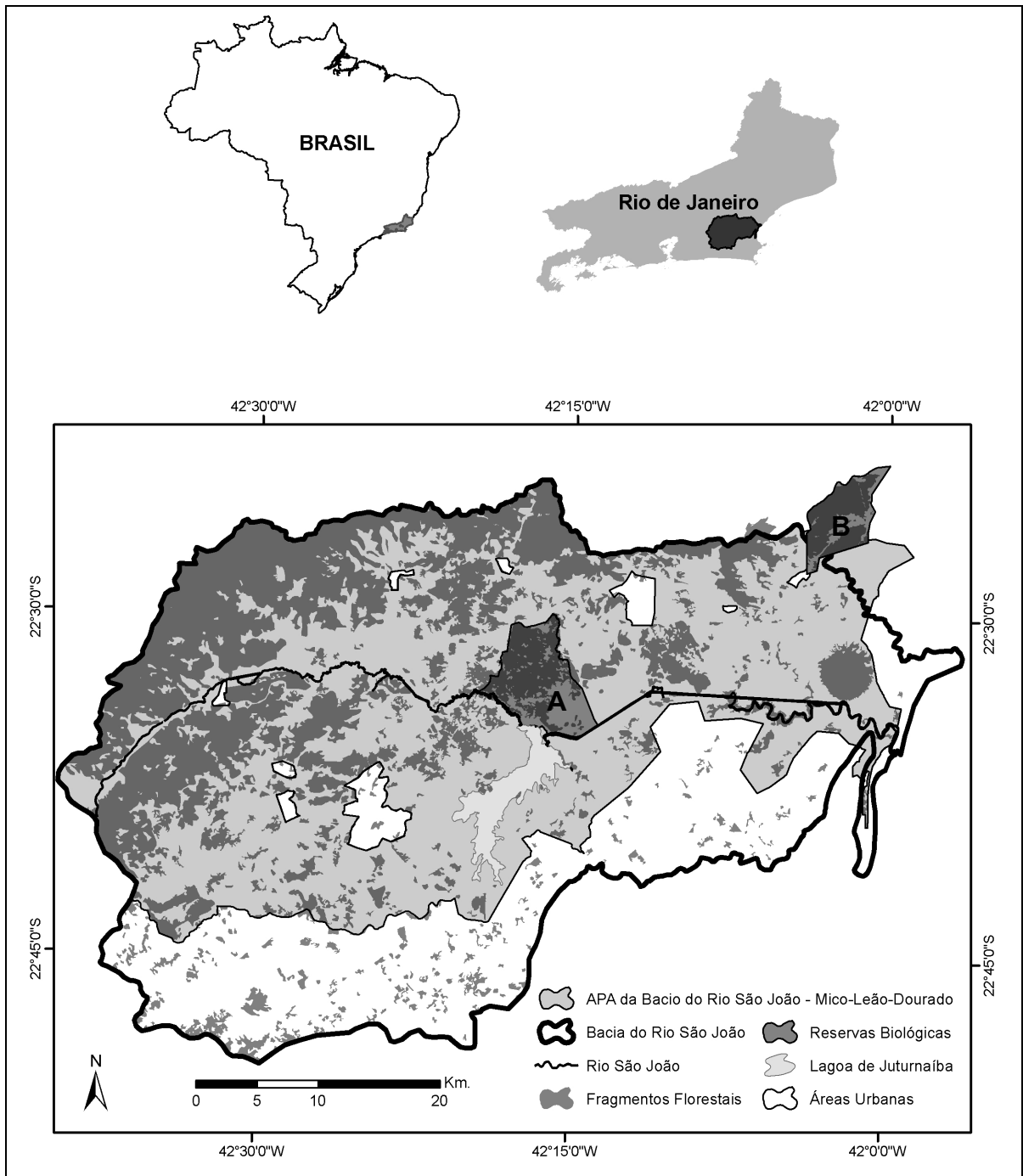


Figura 1.3: Localização da Bacia do rio São João e suas principais unidades de conservação: Área de Proteção Ambiental da Bacia do rio São João – Mico-leão-dourado; Reserva Biológica de Poço das Antas (A) e Reserva Biológica União (B).

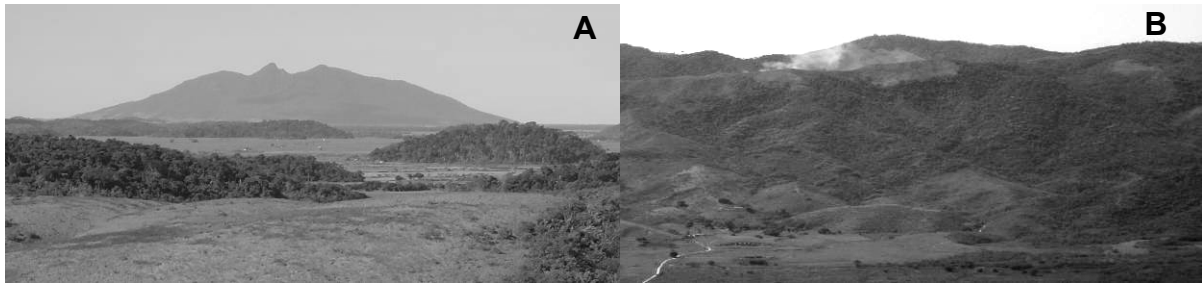


Figura 1.4: Fotos ilustrando a variação do relevo e da cobertura vegetal na bacia do rio São João. A) planície costeira com predominância de pequenos fragmentos (<0,5 km²) isolados por pastagens. B) região montanhosa ao norte da bacia coberta por fragmentos grandes florestais (>5 km²). Fotos: Márcio M. de Moraes Jr.

1.3.1. Significância da Área de Estudo

A Floresta Atlântica neotropical é detentora de um dos mais altos graus de riqueza de espécies e taxas de endemismo (da Silva e Casteleti, 2003). Seu domínio original estendia-se, no litoral brasileiro, do norte do estado do Rio Grande do Norte ao sul do Rio Grande do Sul, ocupando o interior do continente até o leste do Paraguai e nordeste da Argentina, cobrindo uma área de aproximadamente 1.5 milhões de km², 92% destes no Brasil (Galindo-Leal & Câmara 2003). Hoje, a área de Floresta Atlântica brasileira remanescente é inferior a 16% da original, composta em sua maioria por pequenos fragmentos florestais (<100ha) em estágios recente e médio de sucessão (Ribeiro *et al.*, 2009).

No Estado do Rio de Janeiro, a cobertura histórica de Floresta Atlântica foi reduzida a 19%, estando os maiores remanescentes florestais nas regiões montanhosas da Serra do Mar, acima de 500 metros de altitude (Fundação SOS Mata Atlântica, 2002). A região da planície litorânea do centro-norte fluminense, onde localiza-se a maior parte da bacia do rio São João, sofreu enormes impactos antrópicos ao longo do último século, causados pelo intenso crescimento populacional, o que levou a substituição das florestas por áreas agrícolas e urbanas (Dean, 1996).

Apesar dos efeitos causados pelos impactos antrópicos, Carvalho *et al* (2008) mostraram que a flora arbórea da região da bacia do São João é uma das mais ricas entre as regiões de Floresta Atlântica ombrófila de baixada do sudeste brasileiro. Além disso, quase 70% da área da bacia está sob algum tipo de proteção legal, com o objetivo de manter sua riqueza natural e regular o uso das terras na região. As três principais unidades de conservação são (Figura 1.3):

1. Reserva Biológica de Poço das Antas (5.500 ha): criada em 1974 com os objetivos de garantir a proteção do habitat do mico-leão-dourado (*Leontopithecus rosalia*) e da preguiça de coleira (*Bradypus torquatus*), promover pesquisas científicas e preservar a biodiversidade local.
2. Reserva Biológica União (3.126 ha): criada em 1998 para proteger um grande e bem preservado fragmento florestal. Assim como Poço das Antas é uma área de proteção integral onde mico-leões-dourados estão presentes. Porém, nesta reserva os micos foram translocados de fragmentos pequenos de outras regiões.
3. Área de Proteção Ambiental da Bacia do Rio São João – Mico-Leão-Dourado (150.700 ha): criada em 2002 para proteger, preservar e regular o uso dos recursos hídricos e garantir o uso sustentável dos recursos naturais da bacia.

1.4. Justificativa do Estudo

Os micos-leões-dourados (*Leontopithecus rosalia*) são primatas ameaçados endêmicos da Floresta Atlântica costeira do Brasil (Kleiman *et al.*, 1988). As populações remanescentes (cerca de 1500 animais) estão distribuídas em um mosaico de fragmentos florestais, dos quais 60% estão legalmente protegidos, 25% não são protegidos, porém estão em áreas seguras e 15% são fragmentos pequenos, isolados e não protegidos (AMLD, 2003). O programa de conservação desta espécie inclui a proteção das populações silvestres em reservas biológicas, a translocação de grupos silvestres de fragmentos pequenos e degradados para reservas biológicas e a reintrodução de animais nascidos em cativeiro em propriedades rurais no Estado do Rio de Janeiro (Ballou *et al.*, 1998). A população de animais reintroduzidos (animais nascidos em cativeiro e seus descendentes nascidos nas florestas) representa 30% dos micos-leões-dourados em vida livre. No PHVA (Population and Habitat Viability Analysis) realizado em 2005, uma das prioridades para a conservação da espécie foi entender os fatores que afetam a sobrevivência e reprodução após a reintrodução (Holst *et al.*, 2006). Um destes fatores é a presença de sagüis, *Callithrix jacchus* e *C. penicillata*, primatas introduzidos no Estado do Rio de Janeiro (Cerqueira *et al.*, 1998; Ruiz-Miranda *et al.*, 2000).

A presença dos sagüis (*Callithrix* spp.) nos fragmentos florestais de propriedades rurais destinados a reintrodução de micos-leões-dourados foi

documentada primeiramente em 1985. Potencialmente pode haver competição interespecífica, porque a ecologia e o comportamento destas espécies introduzidas são parecidas com as do mico-leão-dourado (Rylands e Faria, 1993; Ruiz-Miranda *et al.*, 2006). Sagüis e micos-leões são frugívoros-insetívoros (Kleiman *et al.*, 1988, Rylands, 1993). Os sagüis também se alimentam de exsudados de árvores (principalmente goma) (Stevenson e Rylands, 1988), assim como os micos-leões-dourados, porém este último, apenas oportunisticamente (Peres, 1989). A complexidade no uso do habitat e a falta de informação de como as duas espécies interagem dificultam o entendimento sobre a distribuição dos sagüis e seu impacto para os micos-leões-dourados.

Os planos estratégicos do comitê para o manejo da APA da Bacia do Rio São João e da Associação Mico-Leão-Dourado, contemplam a implementação de corredores florestais entre fragmentos da região. Aumentar a conectividade desses fragmentos poderia mudar a dinâmica populacional dos sagüis, tornando estes fragmentos prioritários para ações de manejo desta população introduzida. Na reunião do Comitê do IBAMA para Conservação e Manejo de Calitriquídeos foram indicados como áreas críticas para o manejo de sagüis, os fragmentos em áreas de corredor ecológico, fragmentos isolados e pequenos com micos-leões-dourados, áreas prioritárias para conservação do mico-leão-dourado e fragmentos próximos as Reservas Biológicas de Poço das Antas e União. Porém, existem dificuldades para a escolha de um plano estratégico de manejo pelo incipiente conhecimento sobre a dinâmica de distribuição e status desta população de saguis. Por esta razão, este trabalho avalia dados que preenchem essa escassez de conhecimento necessário para tomada de decisões sobre o manejo da população de saguis exóticos invasores na bacia do rio São João.

1.5. Estrutura da Tese

Seguindo essa introdução geral, o capítulo 2 avalia o *status* da população de saguis na bacia do rio São João. São apresentados dados de densidade, distribuição, reprodução e condição física dos saguis. A partir destes dados são feitas inferências sobre a aclimatação, sustentabilidade e distribuição desta população com o objetivo de estabelecer em que fase do processo de invasão se encontra e prover informações que facilitem a tomada de decisões de manejo.

No capítulo 3 são avaliados os efeitos de estruturas da paisagem sobre o padrão de ocupação de fragmentos florestais pelos saguis. A importância relativa de diferentes características da paisagem para a presença de saguis é determinada com o objetivo de priorizar áreas para o manejo e apontar ações que seriam mais eficientes, segundo o padrão de distribuição dos saguis.

No capítulo 4 os resultados são resumidos e é discutido o atual status da população de saguis na bacia do rio São João e a influência da paisagem no padrão de distribuição desta população. Baseados nos resultados, são sugeridas opções de manejo que diminuam a persistência dos saguis na região e reduzam seu impacto na população de mico-leão-dourado e no restante da fauna e flora nativa.

Capítulo 2: *Status* das Populações de Saguis (*Callithrix* spp.) Exóticos Invasores na Bacia do Rio São João

Resumo

A presença de saguis (*Callithrix jacchus*, *C. penicillata* e seus híbridos) na bacia do rio São João gera preocupações quanto ao seu impacto no sucesso à longo prazo do programa de reintrodução do mico-leão-dourado (*Leontopithecus rosalia*). Os saguis são uma ameaça potencial para os micos-leões porque a ecologia de ambos é semelhante, podendo haver competição por recursos alimentares e abrigo. Este capítulo apresenta uma avaliação da distribuição espacial, abundância, reprodução e condição física dos saguis na bacia do rio São João, com o objetivo de verificar o atual *status* dessas populações e suprir a necessidade de dados relevantes para a implementação de ações de manejo. O padrão de distribuição dos saguis capturados em 22 fragmentos florestais da bacia do rio São João sugere que houveram múltiplas introduções e que as populações apresentam algum grau de isolamento. A maioria dos espécimes de *C. jacchus* foram capturados em fragmentos da região sudoeste da área de estudo e ao sul da BR 101, enquanto *C. penicillata* ao norte da BR 101 e na região nordeste da bacia. Esse padrão sugere que a BR 101 e a distância entre fragmentos podem ser fatores limitantes da dispersão de saguis. A densidade de grupos de saguis em 9 fragmentos de diversos tamanhos (0,1 a 196 km²) foi variada e apenas em um fragmento os saguis não estavam presentes. A densidade de mico-leões foi maior que a de saguis em apenas 2 fragmentos, os quais estão no limite da distribuição dos saguis, adjacentes a Reserva Biológica Poço das Antas. O peso corporal dos machos e fêmeas dos saguis exóticos em todas as classes etárias foram semelhantes ou superiores que o peso de *C. jacchus* nativos do Rio Grande do Norte. Isto sugere que os saguis estejam aclimatados e que possuem uma flexibilidade comportamental que possibilita explorar novos recursos alimentares com eficiência. A média de filhotes por grupo de saguis capturados foi 1,64, evidência de que a maioria dos grupos tiveram pelo menos um filhote e assim, formam uma população estabelecida. Porém, sua sustentabilidade dependerá do grau de isolamento dos fragmentos e seus efeitos na dinâmica da população. Por esta razão, estimativas de taxas de sobrevivência e dispersão são necessárias para avaliar a viabilidade da população a longo prazo e ajudariam guiar ações de manejo da população de saguis exóticos na bacia do rio São João.

2.1. Introdução

Organismos com ampla distribuição geográfica são mais prováveis de se tornarem invasores por estarem adaptados à distintos habitats, e assim, terem maior chance de ser introduzidos em um ambiente similar ao de sua distribuição original (Williamson e Fitter, 1996). As espécies *Callithrix jacchus* e *Callithrix penicillata* possuem a distribuição geográfica mais ampla do gênero. A distribuição de uma população de *C. jacchus*, no Estado do Rio de Janeiro, está relacionada a diversos tipos de vegetação e clima (Cerqueira *et al.*, 1998). Além disso, esses saguis apresentam outras características comumente associadas as espécies com sucesso de invasão, como taxa reprodutiva elevada, com reprodução semi-anual de gêmeos ou até 3 filhotes sem padrão sazonal definido e sistema social de cuidado cooperativo de filhotes que aumenta a probabilidade de sobrevivência das crias (Stevenson e Rylands, 1988).

A presença de saguis (*Callithrix* spp.) na área de ocorrência do mico-leão-dourado (*Leontopithecus rosalia*) foi notada nos anos 1980, início do programa de reintrodução dessa espécie ameaçada (Ruiz-Miranda *et al.*, 2000). Durante as duas décadas de atividades na bacia do rio São João, a equipe que monitora os mico-leões tem evidenciado um crescente número de saguis (aumento na frequência de avistamento e captura involuntária) em remanescentes florestais de propriedades particulares participantes do programa de reintrodução do mico-leão-dourado. Um estudo preliminar mostrou que os saguis ocupam grande parte dos fragmentos florestais da bacia do rio São João e, geralmente, estão em maior número do que os micos-leões nos fragmentos em que coexistem (de Moraes Jr. *et al.*, 2008).

Os efeitos de espécies invasoras são maiores em populações nativas pequenas que ocupam habitats fragmentados e degradados (With, 2002). Por esta razão, a presença de saguis na bacia do rio São João gerou preocupações quanto ao seu impacto no sucesso à longo prazo do programa de reintrodução do mico-leão-dourado. A população de micos-leões reintroduzidos e seus descendentes somam mais de 600 indivíduos, o que representa cerca de 45% dos animais em vida livre (Holst *et al.*, 2006). Os saguis são uma ameaça potencial para os micos-leões porque a ecologia de ambos é semelhante, podendo haver competição por recursos alimentares e refúgio (Rylands, 1993; Stevenson e Rylands, 1988), além do risco de introdução de novos patógenos, principalmente os relacionados a doenças humanas (Bruno *et al.*, 1997). Esses possíveis impactos fizeram com que o Comitê do IBAMA

para Conservação e Manejo de Calitriquídeos priorizasse o desenvolvimento de um plano de ação para o manejo das populações de saguis exóticos.

Entender o padrão de distribuição de uma espécie invasora é essencial para um efetivo método de controle (Rushton *et al.*, 1997). Duas espécies de saguis (*Callithrix jacchus* e *C. penicillata*) e seus híbridos estão presentes na bacia do Rio São João. Uma hipótese para explicar o padrão de distribuição destes saguis é que se a dispersão ocorreu a partir de um local de introdução, os fenótipos (*C. jacchus*, *C. penicillata* e híbridos) encontrados estariam distribuídos igualmente em todas as regiões amostradas. Se os diferentes fenótipos formam grupos discretos distribuídos espacialmente, é uma evidência da ocorrência de múltiplas introduções. Embora possa ser considerado que existiram múltiplas introduções e, como resultado de dispersão, os fenótipos de saguis estejam igualmente distribuídos, esta explicação é improvável devido a natureza fragmentada da paisagem que dificultaria tal dispersão na escala considerada.

Medidas de condição física e dados de sucesso reprodutivo fornecem informações sobre a aclimação e a sustentabilidade de populações introduzidas (Strayer *et al.*, 2006). O peso corporal é considerado uma efetiva medida de condição física em saguis, além de estar relacionado com o potencial reprodutivo (Tardiff e Bales, 2004). Neste estudo é usado peso corporal e número de filhotes por grupo para avaliar o sucesso de estabelecimento dos saguis.

Escolher entre opções de manejo é fundamental para a conservação de espécies ameaçadas e para o controle de espécies invasoras. Para isso é necessário possuir dados sobre o *status* das populações em questão (Maguire, 1991). Este capítulo apresenta uma avaliação da distribuição espacial, abundância, reprodução e condição física dos saguis na bacia do rio São João, com o objetivo de verificar o atual *status* dessa população e suprir a necessidade de dados relevantes para a implementação de ações de manejo

2.2. Métodos

2.2.1. Área de Estudo

A bacia do rio São João (Figura 2.1) é composta por remanescentes florestais com tamanho e grau de isolamento variado. Na região de baixada (0 a 50 metros) encontram-se os menores fragmentos, enquanto os maiores estão na área montanhosa ao norte da bacia. Apesar da perda de cobertura vegetal, os remanescentes possuem uma elevada riqueza da flora arbórea (Carvalho *et al.*, 2008). Pastagem é o principal tipo de matrix entre os fragmentos florestais das áreas planas e diversos tipos de culturas predominam nas áreas mais inclinadas da região montanhosa.

Este estudo foi realizado em 29 fragmentos florestais nos municípios de Rio Bonito e Silva Jardim, dos quais 27 são habitados por micos-leões-dourado e 25 são monitorados pelo programa de conservação do mico-leão dourado (Figura 2.1).

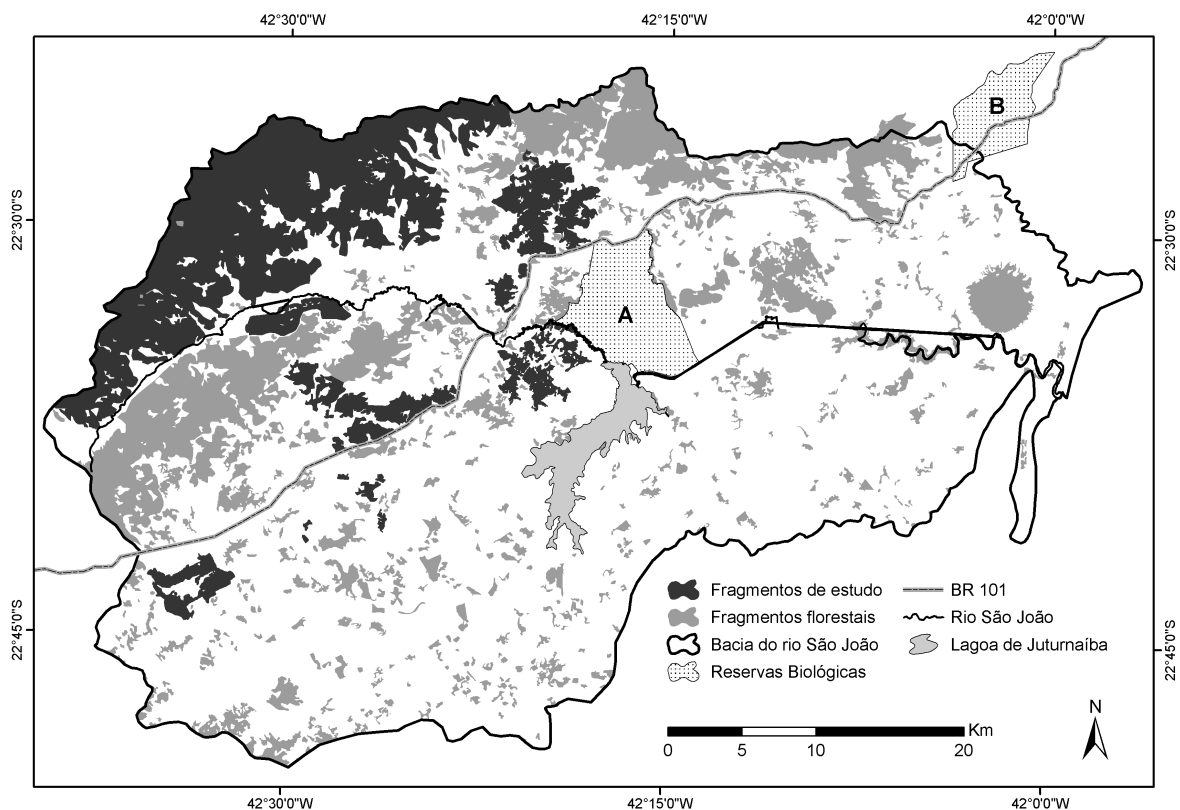


Figura 2.1: Localização dos fragmentos florestais estudados na bacia do rio São João. A-Reserva Biológica de Poço das Antas; B-Reserva Biológica União.

2.2.2. *Captura de saguis*

Os eventos de captura aconteceram anualmente entre 2002 e 2007 com exceção de 2006, em 22 dos 29 fragmentos florestais considerados neste estudo. O período do ano das capturas variou, principalmente porque as capturas de saguis aconteceram concomitantemente com as capturas de micos-leões, e estas seguem as necessidades do seu programa de reintrodução, como a remarcação de animais monitorados.

Foram utilizadas armadilhas do tipo Tomahawk cevadas com banana e colocadas em plataformas montadas no interior dos fragmentos. Estas plataformas são periodicamente usadas pela equipe do Programa de Reintrodução do Mico-Leão-Dourado, estando os saguis presentes na área habituados ao local de captura. Durante o período em que as armadilhas estavam preparadas para captura, pelo menos uma pessoa permanecia próxima ao local para cobrir, com folhas de palmeira, as armadilhas nas quais animais haviam sido capturados e para detectar a presença de outros animais próximos ao local de captura. O ato de cobrir as armadilhas mantiveram os animais mais calmos evitando que suas vocalizações de alarme afastassem os outros indivíduos do grupo das plataformas.

Após a captura de todos ou da maioria dos animais presentes nos arredores das plataformas, estes eram levados para um laboratório localizado na sede administrativa da Reserva Biológica de Poço das Antas onde eram sedados com cloridrato de cetamina a 0,02 mg/kg. Enquanto anestesiados, os animais passavam por uma avaliação biométrica, eram pesados, classificados em classes etárias e sexo, assim como avaliados clinicamente (presença de feridas, cicatrizes, ectoparasitos, condição dentária) e marcados individualmente com tatuagens. Foram ainda coletados pêlos e fezes para outras pesquisas realizadas paralelamente a este estudo (de Moraes Jr. *et al.*, 2008; Sales *et al.*, 2010). Os animais eram levados aos fragmentos florestais no dia seguinte a esse processamento e soltos na plataforma de captura. Todo procedimento de captura foi autorizado por licenças emitidas pela Coordenação Geral de Fauna (CGFAU-IBAMA).

2.2.3. *Distribuição dos saguis*

A análise do padrão de distribuição dos fenótipos de saguis presentes na bacia do rio São João (*Callithrix jacchus*, *C. penicillata* e duas formas híbridas) traz informações sobre a introdução e a dispersão desses animais. Os dados das

características fenotípicas dos saguis foram coletados durante o procedimento de captura, tendo assim origem nos fragmentos mostrados na Figura 2.1. Cada animal capturado foi colocado em uma das 4 categorias fenotípicas segundo o padrão de coloração e disposição de seus tufo pré-auriculares descritas a seguir:

Callithrix jacchus - tufo brancos dispostos em forma de leque;

Callithrix penicillata - tufo pretos dispostos em forma de pincel;

Híbrido jacchus - tufo cinzas dispostos como na espécie *Callithrix jacchus*;

Híbrido penicillata – tufo cinzas dispostos como na espécie *Callithrix penicillata*;

excluindo saguis infantis ou aqueles cujas características fenotípicas diagnósticas não eram evidentes.

2.2.4. Estimativa de densidade populacional

A amostragem populacional ocorreu em 9 fragmentos florestais que variam de 0,1 a 196 km², dentre os mostrados na Figura 2.1 como fragmentos estudados. Todos estão em áreas com altitudes não superiores a 100 metros, com exceção do maior (196 km²) que está na Serra dos Gaviões, onde a altitude dos locais de amostragem chega a 600 metros. Não somente saguis ocupam estes fragmentos, grupos monitorados (em 5 fragmentos) ou não de micos-leões-dourados também estão presentes. O método utilizado foi o de *play-back*, com um protocolo de execução semelhante a outros estudos realizados na região (de Moraes Jr., 2005; Kierulff e Rylands, 2003).

O método de *play-back* consiste em reproduzir chamadas de longa distância da espécie de estudo, com o objetivo de atrair os animais existentes na área amostrada, facilitando sua contagem. Neste estudo, o cálculo da área amostrada foi realizado seguindo o modelo da técnica de transecto em faixa, em que se estabelece uma distância fixa para cada lado da linha central que o observador percorre. Estas distâncias determinarão a largura da trilha e podem ser estimadas selecionando pontos ao longo da trilha central e medindo a distância em que um objeto é visível, adotando a média destas medidas como largura da trilha. Entretanto esta estimativa pode ser muito tendenciosa devido às grandes variações de densidade da vegetação, promovendo uma avaliação subjetiva da distância de visibilidade.

A resposta às vocalizações reproduzidas foi a variável considerada neste estudo para estimar a largura da trilha e não a visibilidade no ambiente.

Considerando que a “detecção” dos animais se dá no momento em que respondem ao *play-back* e que uma das suposições dos métodos de amostragem por distância determina que a distância observador-animal ou trilha-animal seja determinada no momento desta detecção, o problema central da metodologia de *play-back* foi estimar a largura da trilha, baseada no poder de percepção do observador às respostas dos animais ao *play-back*. Esta percepção do observador foi avaliada em experimentos que mostraram uma degradação das vocalizações de longa distância aos 80 metros de distância de propagação desta chamada no ambiente florestal, tanto para o mico-leão-dourado (*Leontopithecus rosalia*) quanto para os saguis (*Callithrix* spp.) (Sabatini e Ruiz-Miranda, 2008; Sabatini e Araújo, dados não publicados). Portanto, a percepção destas vocalizações pelo observador seria dificultada a esta distância. Considerando estes resultados, foi adotada uma largura fixa de 80 metros para cada lado da trilha amostrada com *play-back*.

As vocalizações escolhidas para reprodução durante a amostragem foram duas de diferentes machos e duas de diferentes fêmeas de saguis pertencentes a grupos sociais alocados em fragmentos distantes daqueles amostrados neste estudo. Foram gravadas vocalizações de indivíduos híbridos e foi feito um teste para se verificar se indivíduos não híbridos deste gênero responderiam ao *play-back*. Este experimento mostrou que qualquer indivíduo deste gênero respondia às vocalizações gravadas. Todas as vocalizações foram gravadas no campo com o gravador digital Marantz PMD 650 e microfone direcional Senheiser ME88 e posteriormente digitalizadas (Resolução de Freqüência 44,1 Hz, Resolução de Tempo 10,2 mseg e FFT Size 1024 pts) com o analisador digital SIGNAL/RTS (Engineering Design, versão 3.0), filtradas (filtro bandpass digital com mínima de 4.000 Hz e máxima de 11.000Hz) e normalizadas pela amplitude pico de 0,04 mV no Laboratório de Ciências Ambientais da Universidade Estadual do Norte Fluminense.

As amostragens foram realizadas entre os meses de agosto e dezembro de 2005 e entre novembro de 2006 e fevereiro de 2007 em 18 trilhas que variaram de 500 a 2000 metros de comprimento. As trilhas foram percorridas três vezes cada, no período matutino, em dias que as condições climáticas não interferiram na probabilidade de detecção dos animais, evitando dias de chuva e fortes ventos. Foi respeitado um intervalo de no mínimo cinco dias entre cada amostragem em cada trilha, possibilitando que estas pudessem ser consideradas independentes. Durante o percurso os observadores fizeram paradas de 5 minutos a cada 80 metros para

reproduzir as chamadas de longa distância, sendo quatro vocalizações em cada ponto, uma para cada direção. Estas paradas e a espera por 5 minutos teve o objetivo de detectar a resposta dos animais. As reproduções das vocalizações foram feitas com o gravador digital Marantz PMD 650 acoplado a uma caixa de som amplificada Saul Mineroff SME-AFS, com o cuidado de manter o volume destas reproduções em uma intensidade que estivesse entre 70 e 80db a 5 metros de distância da caixa de som. Em cada percurso foram anotados a data, as condições climáticas (chuva, céu nublado e claro), a hora do início e do fim do percurso, assim como, a hora e a localização de cada avistamento.

Todos as trilhas foram percorridas por dois observadores que se mantiveram a uma distância não superior a cinco metros um do outro e fizeram todas as anotações, acima descritas, independentemente. Como regra geral, pelo menos um dos observadores nunca saiu da trilha, mas em alguns casos foi necessário o afastamento de ambos observadores da trilha, por um tempo não superior a 10 minutos, para realizar anotações importantes, como a contagem de indivíduos.

2.2.5. Análises

2.2.5.1. Padrão de distribuição

Foi utilizada a posição geográfica da plataforma de captura de cada sagui como variável de resposta na análise do padrão de distribuição dos fenótipos de saguis presentes. Supondo que estes fenótipos tenham uma distribuição discreta como resultado de múltiplas introduções e baixa dispersão, dificultada pela fragmentação da paisagem, espera-se que os fenótipos de saguis formem pelo menos três grupos espacialmente distintos. Um destes grupos seria composto por híbridos de ambos os tipos, outro grupo por *C. jacchus* e outro por *C. penicillata*. Havendo essa hipótese a respeito do número de grupos foi utilizada a análise de agrupamento por *K*-médias. A avaliação da precisão da classificação foi feita verificando a taxa de classificações erradas em cada grupo.

2.2.5.2. Estimativa de densidade

Estimar a área amostrada é essencial para o cálculo da densidade. Como explicado anteriormente, foi usado um parâmetro baseado na degradação da vocalização de longa distancia dos saguis. Assim, a área amostrada foi calculada a partir de uma distância fixa pré-estabelecida e a estimativa da densidade se deu por:

$$D = \frac{n}{2wL}$$

D é a estimativa de densidade, n é o número de animais vistos, w é a largura em um dos lados da trilha e L é o comprimento da trilha. Este método é baseado na suposição que todos os animais dentro da área amostrada são detectados. Geralmente, não são coletados dados que possam testar esta suposição, por isso o cuidado tomado por esse estudo em estabelecer a largura da trilha, como descrito anteriormente.

A largura w foi estabelecida como 80 metros e n foi considerado o número de indivíduos avistados para o cálculo da densidade de indivíduos e como número de grupos para a estimativa de densidade de grupos de saguis. Estas densidades foram estimadas por fragmento florestal. Nos fragmentos com mais de uma trilha a densidade foi estimada somando o número de avistamentos e a distância percorrida em cada trilha.

2.2.5.3. *Condição física e sucesso reprodutivo*

A avaliação da condição física da população de saguis na bacia do rio São João foi realizada comparando o peso dos saguis capturados com os de uma população nativa de saguis (*Callithrix jacchus*), em Natal, Rio Grande do Norte. Os dados desta população nativa foram retirados do artigo de Araújo *et al* (2000). Os saguis exóticos capturados foram pesados e classificados nas classes etárias, segundo características da pelagem e dentárias, proposta por Faria (1985): infante (0 – 5 meses)- ausência de dentes permanentes e pelagem com características distintas do padrão da espécie; jovem (6 – 10 meses)- somente incisivos permanentes, podendo haver ausência de caninos devido à muda; sub-adulto (11 – 15 meses)- ausência do terceiro molar, podendo haver ausência de pré-molares devido à muda e adulto (superior à 15 meses)- presença de todos os dentes permanentes. Nos casos em que um mesmo indivíduo foi capturado mais de uma vez em uma mesma classe etária foi calculada a média dos pesos desse indivíduo. A comparação foi feita separadamente entre cada classe de sexo e idade. A significância da diferença entre as médias dos pesos dos saguis exóticos invasores e nativos foi obtida através do teste t.

O índice de sucesso reprodutivo da população de saguis foi calculado com o número médio de filhotes por grupo capturado. Os Calitriquíneos podem ter dois eventos de reprodução por ano com nascimento de gêmeos em cada evento. Assim,

cada grupo tem um potencial de quatro filhotes por ano. Porém, estimativas de sobrevivência de filhotes e índices de sucesso reprodutivo de saguis na natureza são raros, inviabilizando que os resultados deste estudo sejam comparados e se estabeleça um parâmetro de qualidade da reprodução dos saguis exóticos. Neste estudo o sucesso reprodutivo é avaliado de uma maneira descritiva com comparações entre as regiões de ocorrência de saguis.

2.3. Resultados

2.3.1. Padrão de distribuição de saguis

A análise de agrupamento de K-médias considerando 3 grupos de fenótipos distintos de saguis foi a que obteve menor erro de classificação, como mostra a tabela 2.1. A sub-população 1 é composta, em sua maioria, por *C. jacchus*, tendo apenas 4 híbridos padrão jacchus e um *Callithrix penicillata*. A sub-população 2 é formada por todos os fenótipos de saguis em quantidades equivalentes. Na sub-população 3 predomina a presença de *C. penicillata*. Este número de agrupamentos demonstrou ser o melhor por apresentar grupos mais distintos. A representação gráfica destes agrupamentos mostra a sub-população 1 na região sudoeste da bacia do rio São João, a sub-população 2 na região central e a 3 a nordeste (Figura 2.2). Uma tendência que pode ser observada na sub-população 2 é a presença de maior número de *C.jacchus* ao sul da BR 101 e predominância de *C.penicillta* ao norte da rodovia. Em um fragmento próximo a sub-população 3, os saguis capturados apresentaram fenótipo distinto dos descritos anteriormente neste estudo. O padrão de coloração do corpo e disposição dos tufo auriculares sugere que sejam híbridos entre *Callithrix aurita* e *Callithrix jacchus*. A localização deste fragmento esta assinalada com uma seta na figura 2.2.

Tabela 2.1: Agrupamento das formas morfológicas de saguis em relação às suas localizações na bacia do rio São João

Sub-população	Saguis (<i>Callithrix</i> spp.)			
	<i>C. jacchus</i>	Híbrido jacchus	Híbrido penicillata	<i>C. penicillata</i>
1	44	4	0	1
2	27	31	28	36
3	1	1	6	11

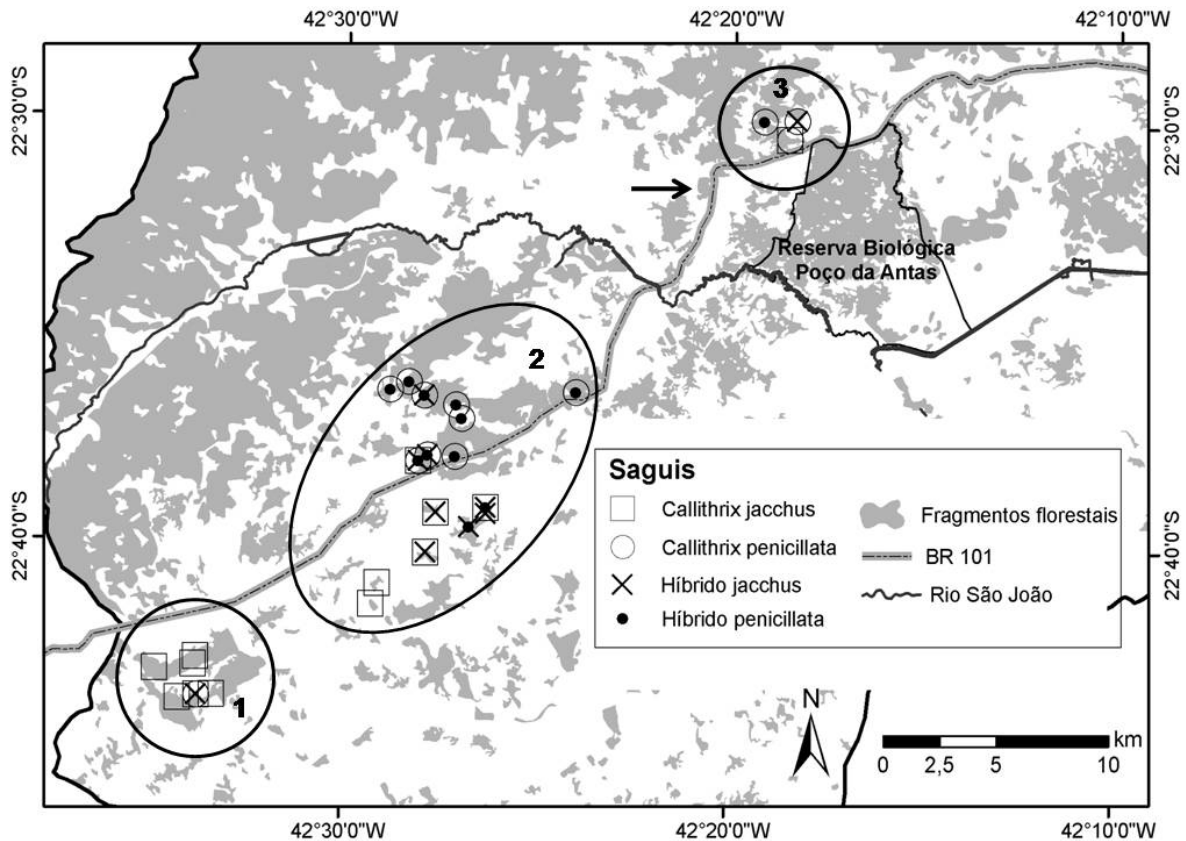


Figura 2.2: Distribuição das formas de saguis na bacia do rio São João e suas subpopulações. A seta aponta o fragmento onde foram capturados saguis possivelmente híbridos entre *Callithrix aurita* e *Callithrix jacchus*.

2.3.2. Densidade de saguis

No total, 16 trilhas foram utilizadas, sendo percorridos 96,55 quilômetros. Em cada fragmento florestal uma trilha foi percorrida, com exceção do maior fragmento (196 km²), onde foram utilizadas 8 trilhas. Somente no fragmento CA3 não foi detectada a presença de saguis. Este fragmento está localizado nas margens do rio São João, no lado oposto da Reserva Biológica de Poço das Antas.

As densidades médias estimadas foram 4,11 grupos/km² (0,94 a 10,87 grupos/km²) e 15,04 indivíduos/km² (1,90 a 40,76 ind./km²). O tamanho médio dos grupos foi 3,48 ind./grupo (1,63 a 8,67 ind./grupo), sendo o tamanho médio observado por Stevenson e Rylands (1988) de 6 indivíduos/grupo. As densidades de grupos não estão correlacionadas com a área do fragmento (Correlação Pearson, $r = -0,14$, $p = 0,71$) e nem com o esforço amostral (Correlação de Pearson, $r = -0,19$, $p = 0,63$). Em sete dos fragmentos a densidade de grupos de saguis foi maior ou semelhante a densidade de grupos de micos-leões-dourados. Detalhes da amostragem e das estimativas populacionais são mostrados na Tabela 2.2.

Tabela 2.2: Estimativas de densidade e abundância de saguis exóticos em fragmentos florestais na bacia do rio São João. Entre parênteses (MLD = mico-leão-dourado) está a densidade de grupos de mico-leão-dourado (AMLD, dados não publicados).

Fragmento	Área (km ²)	Esforço (km.)	Densidade		Abundância	
			grupo/km ² (MLD)	Ind./km ²	Grupos	Indivíduos
CA1	0,71	1,60	3,90 (4,00)	7,81	2,77	5,55
CA2	4,00	6,60	0,94 (4,72)	1,89	3,76	7,58
CA3	0,67	2,70	0,00 (4,65)	0,00	0,00	0,00
Serra	196,00	62,05	3,12 (1,67)	9,63	613,00	1888,69
VED	0,26	1,50	4,17 (3,85)	20,83	1,08	5,42
AND	1,45	8,00	2,34 (1,38)	20,31	3,40	29,45
RVE	9,46	10,50	4,76 (1,47)	18,45	45,52	176,40
SPR	0,21	2,30	10,87 (4,76)	40,76	2,28	8,56
BES	0,10	1,30	9,61 (10,00)	38,46	0,96	3,85
Total	212,86	96,55	3,16	9,99	672,00	2125,00

2.3.3. Condição física e reprodução

Foram capturados 236 saguis na bacia do rio São João, os quais foram classificados quanto às suas classes etárias e pesados para avaliar a condição física destes animais. A razão sexual entre machos e fêmeas adultos capturados é 1,31 e considerando todas as classes etárias é 1,23. O número de saguis capturados por cada classe etária é mostrado na tabela 2.3.

Tabela 2.3: Classificação do gênero e classe etária dos saguis capturados nos fragmentos florestais da bacia do rio São João.

Sexo	Classes Etárias				Total
	Infante	Juvenil	Sub-adulto	Adulto	
Macho	3	15	23	89	130
Fêmea	3	16	19	68	106

O peso corporal médio dos saguis capturados variou entre 138g (fêmea infante) a 359,2g (fêmea adulta) e de 163,8g (macho infante) a 346,8g (macho adulto). Não houve diferença significativa entre pesos de machos e fêmeas em todas as classes de idade. Entretanto, indivíduos híbridos, *C. jacchus* e *C. penicillata* apresentaram pesos distintos (ANOVA Multifatorial, “sexo” - $F = 32,38$, $p = 0,12$; “idade” - $F = 179,60$, $p < 2 \cdot 10^{-16}$; “formas de saguis” - $F = 3,42$, $p = 0,03$) (Figura 2.3). Os pesos dos saguis exóticos foram semelhantes ou significativamente maiores do que os pesos dos saguis nativos do estudo de Araújo *et al* (2000) (Figura 2.4).

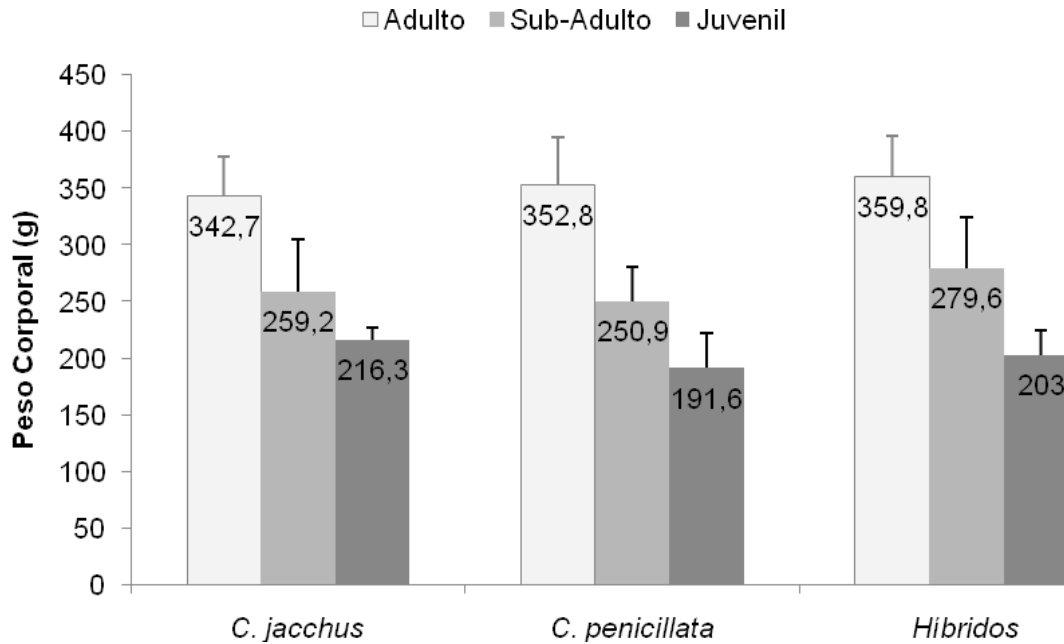


Figura 2.3: Médias e desvio padrão dos pesos corporais de saguis híbridos, de *Callithrix jacchus* e *Callithrix penicillata*.

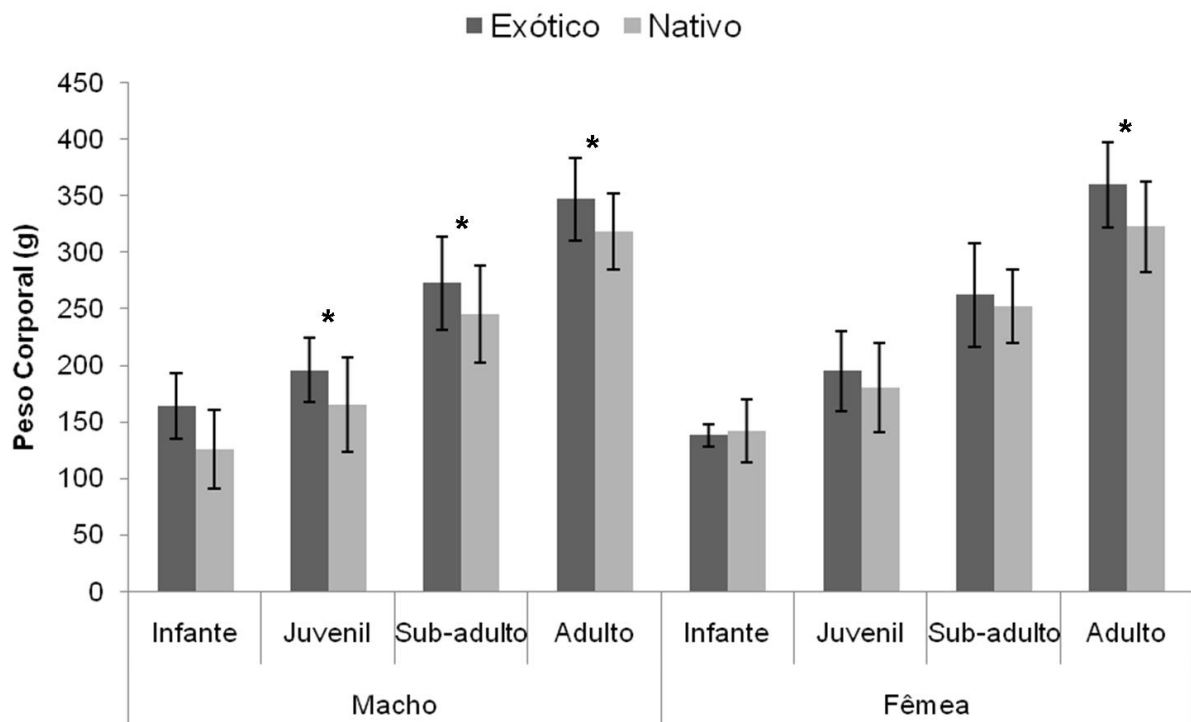


Figura 2.4: Média do peso corporal e desvio padrão dos machos e fêmeas de saguis exóticos invasores da bacia do Rio São João e nativos do Rio Grande do Norte (Araújo *et al*,2000) em quatro classes etárias. * Peso significativamente diferente entre saguis invasores e nativos (Teste t, $p < 0,05$).

A distribuição mensal dos nascimentos ocorridos entre 2002 e 2007 não mostrou um padrão sazonal, com nascimentos acontecendo nos meses chuvosos e secos (Chuvoso: Outubro a Março; Seco: Abril a Setembro) (Figura 2.5). Em 2003 a

maioria dos nascimentos ocorreu na estação seca e o contrário foi observado nos anos de 2002 e 2004. O número de nascimentos representa saguis entre 3 e 6 meses, capturados em 34 grupos nas 3 sub-populações descritas no padrão de distribuição dos fenótipos. O número de filhotes por grupo capturado no período de 2002 a 2007 variou de 0 à 3,5 filhotes/grupo, com uma mediana de 2 filhotes/grupo. Não houve diferença no número de filhotes por grupo entre as sub-populações (Kruskal-Wallis, $X^2 = 0,43$, $p = 0.81$). A mediana de filhotes por grupo da sub-população 1 foi a maior, 2 filhotes/grupo e a da sub-população 2 foi a menor, 1,5 filhotes/grupo.

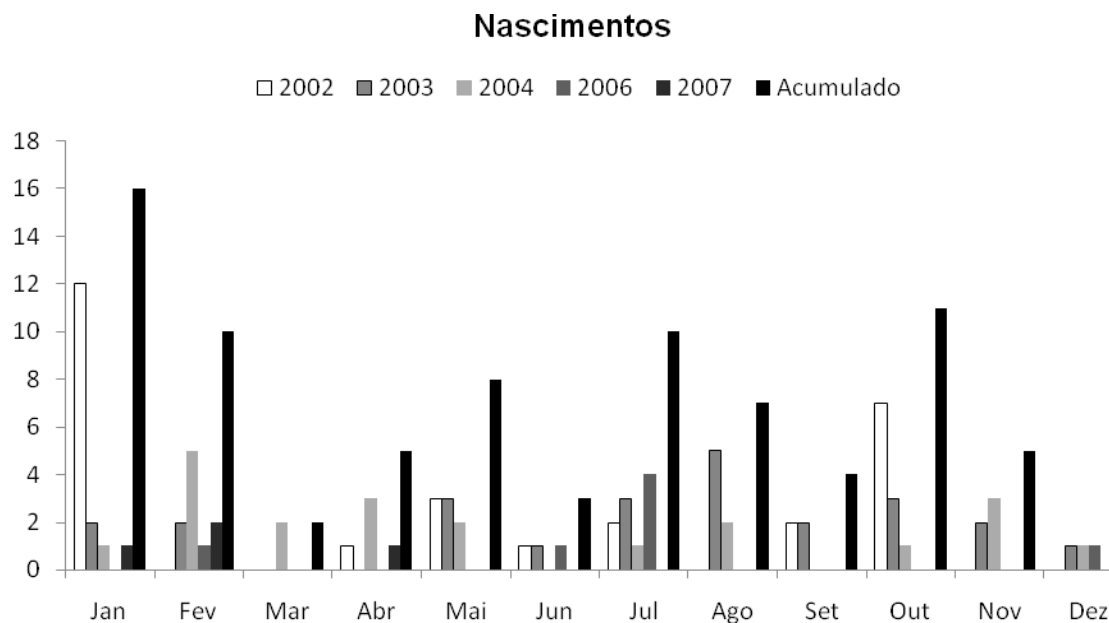


Figura 2.5: Distribuição mensal dos nascimentos ocorridos nos grupos de saguis capturados entre 2002 e 2007, na bacia do rio São João.

2.4. Discussão

2.4.1. Padrão de distribuição

O padrão de distribuição das formas de saguis exóticos encontrados na bacia do rio São João e a ocorrência de uma nova forma (possível híbrido *C. jacchus* x *C. aurita*) localizada em um dos fragmentos de estudo sugerem que houveram múltiplas introduções e que as sub-populações apresentam algum grau de isolamento. Este padrão corrobora com o encontrado pela análise de distribuição de haplótipos (Andrade, 2006; de Moraes Jr., 2008). A maioria dos espécimes de *C. jacchus* é encontrada na região sudoeste da área de estudo e na região central ao sul da BR 101. Em contrapartida, a maioria dos *C. penicillata* está ao norte da BR 101. Esse padrão sugere que a BR 101 pode representar uma barreira para a dispersão de saguis, além de outros fatores como a distância entre os fragmentos.

Até o presente, não se tem conhecimento de estudos que avaliaram fatores associados a dispersão de espécies de *Callithrix* em habitat fragmentado. A ausência de informações desta natureza limitam as inferências que podem ser feitas sobre o padrão de distribuição das formas de saguis encontrados neste estudo, uma vez que informações, como distância potencial de dispersão, são necessárias para avaliar o grau de isolamento entre regiões da paisagem.

2.4.2. Densidade de saguis

Todos os métodos utilizados para estimar densidade e/ou abundância são influenciados pela probabilidade de detecção, seja do espécime ou de algum vestígio de sua presença (Royle e Nichols, 2003). O método de *play-back* utilizado neste estudo mostrou aumentar a taxa de avistamento de saguis em comparação com o método mais tradicionalmente utilizado, transecção linear (de Moraes Jr., 2005). Entretanto, o tamanho médio de grupos de saguis estimado ficou abaixo do encontrado na revisão de Stevenson e Rylands (1988). Este resultado é uma evidência da tendência do método em subestimar a densidade de indivíduos, já que frequentemente animais de um grupo não são detectados devido a pouca coesão entre indivíduos do grupo. Assim, apesar da precisão do método não demonstrar ser um problema (de Moraes Jr., 2005), é considerada mais acurada a estimativa de densidade de grupos em relação a densidade de indivíduos de saguis. Por exemplo, Ruiz-Miranda *et al* (dados não publicados) acompanharam grupos de saguis

marcados para estudo comportamental nos fragmentos BES e SPR. A abundância encontrada foi de 1 grupo (7 indivíduos) em BES e 2 grupos (14 indivíduos) em SPR, afirmando a acuracidade das estimativas de densidade de grupos.

As espécies *Callithrix jacchus* e *Callithrix penicillata* são apontadas como primatas adaptados a ambientes degradados e florestas secundárias e fragmentadas (Stevenson e Rylands, 1988). Parte desta adaptação se dá pelo fato de explorarem eficientemente os exsudados vegetais como fonte alternativa de alimento durante escassez de outros recursos (Pontes e Soares, 2005). Outros fatores que podem explicar a persistência destas espécies em áreas degradadas é a ausência de predadores e competidores (Chiarello, 2003). Pontes *et al* (2007) evidenciaram essa associação do *C. jacchus* a fragmentos mais impactados, em sua área de distribuição original, demonstrando uma correlação negativa entre taxa de avistamento de saguis e área do fragmento florestal. Embora, os dois menores fragmentos (SPR e BES) tenham apresentado as maiores densidades de saguis, neste estudo não houve correlação entre área do fragmento e densidade. Fragmentos maiores, como RVE tiveram densidade relativamente alta e, diferente do encontrado por Pontes *et al* (2007), os saguis exóticos habitam o maior fragmento da região de estudo (Serra). Por esta razão, os fatores citados anteriormente não são as únicas explicações plausíveis para o padrão de densidade de saguis encontrado na bacia do rio São João. Ausência de predadores, além de disponibilidade de recursos alimentares alternativos, como pomares e plantações de bananas adjacentes ao fragmento, podem explicar a elevada densidade nos menores fragmentos. Entretanto, estas também são características comuns do fragmentos CA3, no qual não há saguis. Uma hipótese, que também poderia explicar a baixa densidade no fragmento CA2, seria que estes fragmentos estão no limite da distribuição de saguis na região ao sul da BR 101. Ambos fragmentos estão na margem do rio São João oposta à Reserva Biológica de Poço das Antas, onde não há saguis. As razões para a ausência de saguis na reserva e seus arredores não é esclarecida. Uma explicação seria a presença de macaco-prego (*Cebus nigritus*), possível competidor e predador. Porém, existe macaco-prego no maior fragmento (Serra) e a densidade de saguis nesse fragmento não foi a menor estimada. Por outro lado, a ausência de saguis seria simplesmente uma questão de tempo, até que se dispersassem para esta região. A dispersão de saguis pode ser limitada nesta paisagem fragmentada da bacia do rio São João. Evidência disso foi a ausência de

recapturas de saguis em fragmentos diferentes, mesmo depois de 5 anos de esforços de captura e mais de 250 animais marcados.

Comparar as densidades estimadas neste estudo com as encontradas em áreas da distribuição geográfica original de *Callithrix jacchus* ou *C. penicillata*, com o objetivo de evidenciar o sucesso de estabelecimento desta população exótica não seria elucidativo. A área de vida de um grupo destas espécies é relativamente estável, porém é muito variável entre grupos em seus habitats nativos, afetando a densidade (Stevenson e Rylands, 1988). Além disso, o sucesso de estabelecimento está melhor relacionado com reprodução do que com abundância e dominância (Colautti e Maclsaac, 2004). Talvez a questão mais importante em relação as estimativas de densidade de saguis exóticos seja que suas densidades são maiores do que as de micos-leões-dourados. Estes resultados são evidência do potencial de ameaça dos saguis sobre os micos-leões. As maiores densidades de saguis foram encontradas em pequenos fragmentos (< 0,40 km²) que são habitados por micos-leões. Estes fragmentos são menores do que a área de uso média de micos-leões (Hankerson, 2008), fato que, por si só, possibilita a escassez de recursos e reduz a probabilidade de persistência nos fragmentos, agravado pela possível competição com saguis (Ruiz-Miranda *et al.*, 2006).

2.4.3. Aclimação e sucesso de estabelecimento

Aclimação pode ser definida como mudanças fenotípicas que ocorrem em um curto espaço de tempo, como uma resposta aos fatores bióticos e abióticos do ambiente. Essas mudanças são consideradas especialmente importantes em estudos de espécies invasoras (Daehler, 2003). Por serem respostas a curto prazo às condições do ambiente, tais mudanças podem ser detectadas por estudos de curto prazo e fornecer informação sobre a condição das populações de espécies introduzidas (Strayer *et al.*, 2006).

Neste estudo, a aclimação dos saguis na bacia do rio São João foi avaliada através da comparação do peso corporal dos saguis capturados com o peso de *Callithrix jacchus* nativos do Rio Grande do Norte. O peso corporal dos saguis é uma evidência do tipo de atividade física e alimentação dos indivíduos, além de ser uma medida de energia acumulada (Tardiff e Bales, 2004). Os saguis exóticos capturados neste estudo, mostram-se aclimatados aos fragmentos que ocupam, segundo a tendência de serem mais pesados do que uma população de saguis nativos. Apesar

da diferença esperada nos itens alimentares disponíveis entre a região de distribuição original dos *Callithrix* spp. e a região da bacia do rio São João, esta população exótica demonstra uma flexibilidade comportamental que a possibilita explorar novos recursos alimentares com eficiência. Essa flexibilidade é intrínseca deste gênero, sendo evidente também em ambientes nativos, principalmente em épocas de escassez dos recursos mais comuns (Castro e Araújo, 2006), quando exploram novos recursos, como frutas em pomares (Pontes e Soares, 2005).

Exploração eficiente dos recursos alimentares é especialmente relevante em espécies introduzidas, porque aumenta a sobrevivência e o sucesso reprodutivo, podendo aumentar a taxa de crescimento da população e reduzir as chances de extinção (Chamberlain *et al*, 2009). A taxa de ovulação, em *Callithrix jacchus*, está positivamente relacionada com o peso (Tardiff e Jaquish, 1997) e o peso relacionado com a alimentação (Tardiff e Bales, 2004). Porém, o sucesso reprodutivo não é garantido por altas taxas de ovulação, e sim pelos nascimentos que representa o primeiro estágio de uma população auto-sustentável. A média de filhotes de saguis por grupo de 1,64 é uma evidência que a maioria dos grupos capturados tiveram ao menos 1 filhote que sobreviveu até idade superior ao desmame (2 a 3 meses). Isso porque animais mais novos dificilmente são capturados. Essa média pode ser considerada baixa para espécies que têm a capacidade de ter 4 filhotes por grupo anualmente, mas representa um sucesso reprodutivo e assim, o estabelecimento desta população exótica de saguis.

Os nascimentos ocorridos durante o período de captura não apresentaram um padrão sazonal. Este fato pode estar relacionado com variações entre os anos de estudo, sendo que em alguns anos houve maior número de nascimento na estação chuvosa e em outros anos na seca. Em populações nativas é comum observar um padrão bimodal de reprodução, com picos de nascimentos na época de maior disponibilidade de alimentos (Sousa *et al*, 1999). Por outro lado, Gomes e Bicca-Marques (2003) verificaram que *C. penicillata* não apresentou um padrão sazonal de reprodução. Eles atribuíram este resultado ao fato dos nascimentos analisados provirem de populações cativas, onde a variação na disponibilidade de recursos alimentares não ocorre. A falta de dados fenológicos dos fragmentos florestais estudados impede atribuir à disponibilidade de alimento, a causa da variação nos nascimentos entre os anos de captura de saguis. Entretanto, esta variação é mais uma evidência da flexibilidade que estas espécies de saguis possuem e a

importância desta característica para o sucesso de estabelecimento.

Semelhante a outros estudos, o peso corporal dos saguis capturados não mostra evidências de dimorfismo sexual. Independente da população de saguis exóticos na bacia do rio São João ser composta por duas espécies e seus híbridos, este resultado é esperado, uma vez que a falta de dimorfismo sexual é observada em diversas espécies do gênero *Callithrix* (Stevenson e Rylands, 1988). Alguns autores argumentam que a falta de evidências de dimorfismo sexual durante o crescimento corporal pode ser resultado do tamanho da amostra, constantemente pequeno na maioria dos estudos que analisam animais cativos (ex. Peter e Guerra, 1998). Contudo, os resultados deste estudo apontam evidências consistentes porque a ausência de dimorfismo foi clara para um tamanho grande de amostra.

2.5. Conclusão

A bacia do rio São João, na região centro-norte do Estado do Rio de Janeiro suporta uma população de saguis exóticos invasores relativamente abundante, resultante de múltiplas introduções. Essa população é composta por duas espécies do gênero *Callithrix*, *C. jacchus* e *C. penicillata*, além de seus híbridos. O padrão agrupado destas formas de saguis pode refletir os efeitos do isolamento dos fragmentos florestais sobre a dispersão destes organismos. As causas para a baixa densidade de saguis em fragmentos adjacentes a Reserva Biológica de Poço das Antas são incertas, mas a fragmentação do habitat parece ter um importante papel no padrão de ocupação dos fragmentos. A condição física dos espécimes capturados demonstra seu sucesso de aclimatação e o número de filhotes por grupo sugere que a população seja estabelecida. Porém, sua sustentabilidade dependerá do grau de isolamento dos fragmentos ocupados e seus efeitos na dinâmica da população. Por esta razão, estimativas de taxas de sobrevivência e dispersão são necessárias para avaliar a viabilidade da população em longo prazo e ajudariam guiar ações de manejo da população de saguis exóticos na bacia do rio São João.

Capítulo 3: Landscape Structure Influencing the Distribution of Invasive Marmosets (*Callithrix* spp.) in the São João River Watershed

Resumo

Atividades humanas transformam a paisagem e aumentam o número de espécies introduzidas em novos ambientes. Atualmente, a perda de habitat, fragmentação e espécies invasoras são consideradas as principais ameaças à biodiversidade. Entender como a estrutura da paisagem influencia o processo de invasão biológica é essencial para a tomada de decisões sobre o manejo de espécies invasoras. Esta questão foi tratada neste capítulo usando os saguis exóticos da bacia do rio São João como estudo de caso. Foram utilizados modelos de regressão logística com dados de presença e ausência de saguis em fragmentos florestais para determinar a importância relativa do tamanho e forma dos fragmentos, isolamento, tamanho e distância de áreas urbanas e distância de estradas. Os resultados mostraram que é mais provável que os saguis ocupem fragmentos florestais próximos de áreas urbanas e estradas e fragmentos maiores. Os efeitos do tamanho e forma do fragmento sobre a probabilidade de ocupação de saguis não foram tão intensos quanto os efeitos da proximidade de áreas urbanas e estradas. Fatores relacionados a estes últimos, como repetidas introduções e suplementação alimentar, podem mascarar os efeitos da fragmentação e perda do habitat, no caso de espécies introduzidas. O sucesso de estratégias de manejo de espécies invasoras depende do isolamento destes efeitos e da determinação de sua importância relativa. A tendência positiva do tamanho da população de saguis na bacia do rio São João pode ser revertida com medidas urgentes que impeçam novas introduções de saguis, controlem sua densidade em grandes fragmentos e os erradique de pequenos fragmentos florestais.

3.1. Introduction

Human activities have transformed landscapes and increased the number of translocations of species from their native ranges to new regions. Habitat loss, fragmentation and invasive species have been recognized as the greatest threats to biodiversity (Wilcove *et.al*, 1998; Clavero & García-Berthou, 2005, Strayer *et al.*, 2006). The link between these threats has only recently begun to receive theoretical or empirical attention (With, 2004; Marvier *et al.*, 2004). A key question is how landscape structure influences the process of biological invasions.

Some aspects of an anthropogenic landscape may facilitate or impede biological invasions. The impoverishment of native diversity may create vacant niches for introduced species (Levine, 2000) or decrease predation pressures (Ashton & Lerdau, 2008). Increase in human population size and access to natural environments may increase propagule pressure and facilitate colonization and establishment of introduced species (Watkins *et al.*, 2003; Lockwood *et al.*, 2005). On the other hand, anthropogenic impacts such as reduction of suitable habitat and its level of fragmentation, wildlife mortality on roads, direct wildlife-human conflict and hunting may decrease the success of an introduced species, in a manner similar to their effect on native species: by affecting negatively population dynamics and dispersal mechanisms increasing population declines (Hanski, 1998; Peres, 2001; Fahrig, 2003 Naves *et.al.*, 2003). Identification of the landscape factors influencing the distribution of invasive species is essential to make effective decisions about their management (Rushton *et al.*, 1997).

The introduction of small neotropical primates such as marmosets (*Callithrix jacchus* and *Callithrix penicillata*), into areas outside their native range can serve as a case study for testing the effects of landscape structure on the distribution of invasive species. These marmosets are native to northeastern and western Brazil (Stevenson & Rylands, 1988) and have been introduced throughout southeastern Brazil into both urban areas and forest fragments of the Atlantic coastal forest, a biodiversity hotspot, as a direct result of the illegal wildlife trade (Cerqueira *et al.*, 1998; Ruiz-Miranda *et al.*, 2000). Their presence is considered a threat to endemic fauna, including endangered species such as the golden lion tamarin (*Leontopithecus rosalia*). Marmosets are considered among the most ecologically successful neotropical primate species and have traits that would predict their success as an invasive

species: large geographic distribution, high population densities, efficient habitat exploration (Stevenson & Rylands, 1988) and can thrive on disturbed or secondary forests and forest edges (Rylands & Faria, 1993). They are also a charismatic species that draws human interest. However, there is also evidence that suggests that certain landscape features may impede their success as an invasive species. A native population of *C. jacchus* in a highly fragmented landscape is declining and the remaining population is supported by the supply of exotic fruits in small forest patches close to human assemblages (Pontes *et al.*, 2007).

This study applied logistic modeling on marmoset presence and absence data to assess the relative importance of forest patch size and shape, isolation, size and distance to urban area, and distance to road. The aim was to address the question: how does landscape structure influence the occurrence of introduced marmosets in a fragmented landscape of the Atlantic coastal forest of Rio de Janeiro, Brazil? We also consider the implications of the results for the management of introduced marmosets and other invasive mammals in fragmented forests.

3.2. Methods

3.2.1. Study species and study area

The marmosets, *Callithrix jacchus* and *C. penicillata*, introduced into the state of Rio de Janeiro are considered exotic species (Ruiz-Miranda *et al.*, 2000). Brazilian legislation considers an exotic species as an invasive species when it harms native flora, fauna or human health. At the study area, these marmosets and their hybrids are considered an invasive species because they pose a threat for the conservation of the endangered golden lion tamarin, *Leontopithecus rosalia* (Ruiz-Miranda *et al.*, 2006; Holst *et al.*, 2006). There is a strong potential for inter-specific competition because both are frugivore-insectivores (Rylands & Faria, 1993), although marmosets also feed substantially on tree exudates (Rizzini & Coimbra-Filho, 1981), marmosets associate and interact with reintroduced tamarins (Ruiz-Miranda *et al.*, 2006), marmosets carry endo-parasites that can be noxious, and the marmoset population in the study area is larger than that of *Leontopithecus* (de Morais Jr. *et al.*, 2008). Marmosets could be a threat to local endemic birds, because when there is food scarcity they may prey on bird nests (Begotti & Landesmann, 2008).

The study area was the São João River watershed (22° 20' to 22 ° 50' S and 42 ° 00' to 42 ° 40' W; 211,740 ha) in the core of the Atlantic coastal forest of Rio de Janeiro state, Brazil (Figure 3.1). Marmosets were first recorded in the private forest patches of São João river watershed targeted for the reintroduction of golden lion tamarins in the 80's (Ruiz-Miranda *et al.*, 2000). The natural landscape of the São João River watershed has suffered substantial anthropogenic impacts since 1960. Twenty kilometres of the São João River were straightened and a dam was constructed near the Juturnaíba Lake, enlarging it from 8km² to almost 40km². Additionally, the highway BR-101, one of the most important in the state of Rio de Janeiro, crosses from west to east the watershed. Therefore, the remaining lowland forest in southern and south-eastern regions is highly fragmented with large patches mainly covering the mountain region in the northern and north-western portions. Pasture is the predominant type of land use, making it the common matrix type among forest patches.

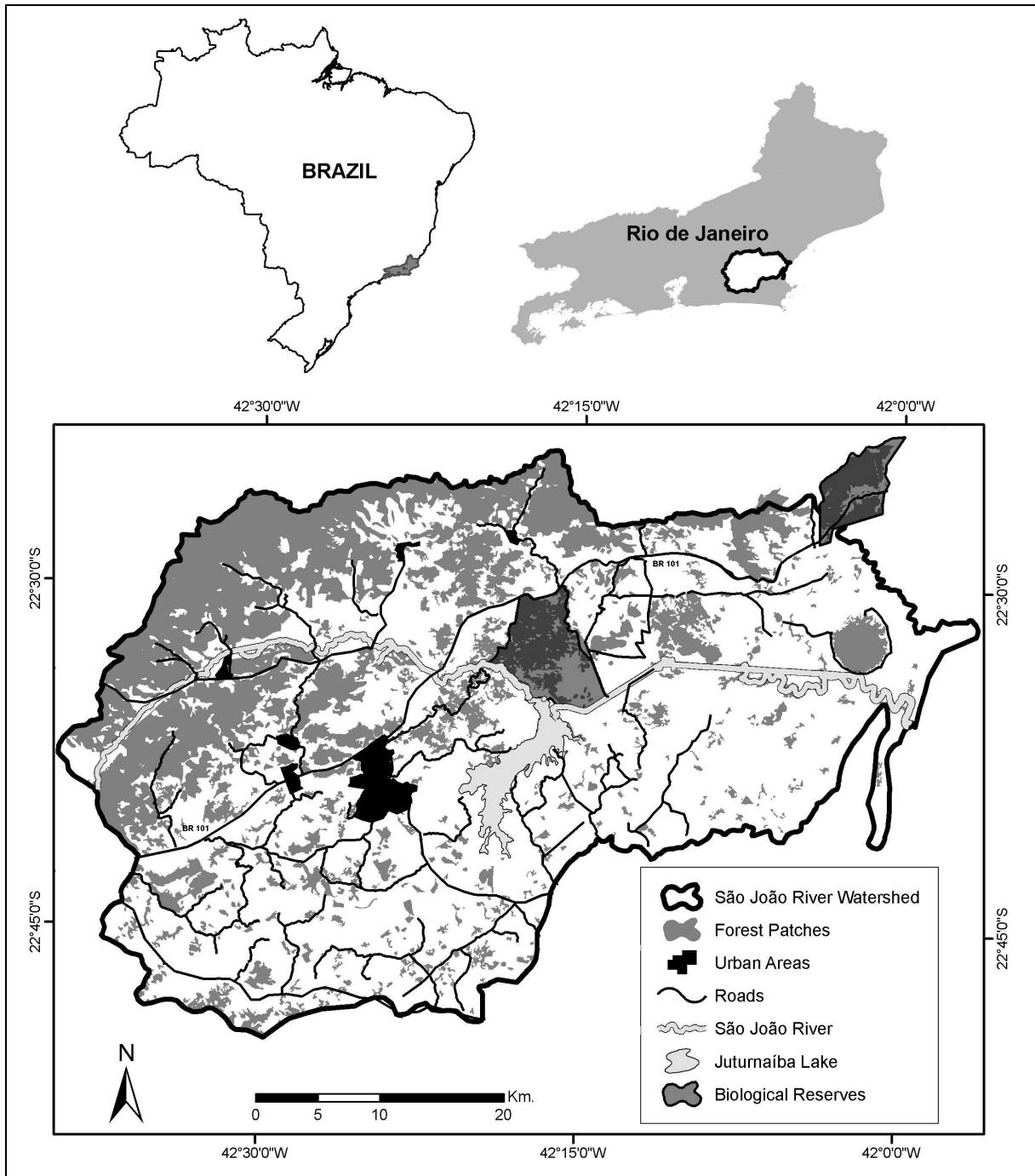


Figure 3.1: Location of the São João River watershed study area in the Rio de Janeiro State, showing the distribution of forest patches, roads and urban areas.

3.2.2. Marmoset presence and absence data

Between 2002 and 2006 we collected data on marmoset presence and absence across 29 forest patches in the São João River watershed. Occupancy was determined by marmosets' vocalizations and approaches to the playback of recorded long calls. One to five annually visits was made in each forest patch. Surveys were carried out by one or two people, along transects, playing the long calls of the marmosets at every 100 meters. Long calls of a male and a female were played in

four directions, three repeated times at three minutes intervals. Both researchers remained hidden, 20–30 meters apart from each other. The number of individuals and composition of the group sighted was recorded on the approach of the marmoset group. When only vocalizations were heard, one observer left the transect for no longer than 10 minutes trying to sight the group or the individual vocalizing. Absence of marmosets in one forest patch was determined when neither sights nor vocalizations were recorded after five visits through the year in all transects of the patch. The equipments used were a portable CD player and a portable field speaker (SME field speaker). A similar playback method was used to survey golden lion tamarins (Kierulff & Rylands, 2003).

3.2.3. *Exploratory variables*

A common feature of species distribution modelling is that there are often many candidate predictor variables (Rushton, Ormerod & Kerby 2004). Several variables were selected a priori with which to model marmoset presence: forest patch size, perimeter:area ratio of forest patch, related circumscribing circle, contiguity index, proximity index, distance of forest patch to the nearest neighbour, distance of forest patch to the nearest road, distance of forest patch to the nearest urban area and size of the nearest urban area (Table 3.1). FRAGSTATS Version 3 (McGarigal *et al.*, 2004) was used to compute the perimeter:area ratio of patch, related circumscribing circle, contiguity index, proximity index and distance of forest patch to the nearest neighbour based on a raster grid layer with 25 x 25 m cell sizes. The others variables were calculated using ESRI ArcGIS 9 (Environmental Systems Research Institute, Redlands, CA) based on a 2003 Landsat satellite image with 30m of spatial resolution. In this study, the highway BR-101 was assumed to be a barrier to the movement of marmosets. Therefore, all variables were computed considering two separate landscapes, one at the northern and other at the southern of the BR-101.

Table 3.1: Description of explanatory variables used to explain marmoset presence-absence

Variable (abbreviation)	Description	Unit
Forest patch size (Area)	Forest patch size (ha)	Hectares
Perimeter:area ratio (Pare)	Patch perimeter (m) divided by patch area (m ²) (McGarigal & Ene, 2003)	Ratio
Related circumscribing circle (Circle)	1 minus patch area (m ²) divided by the area (m ²) of the smallest circumscribing circle. Circle = 0 for circular patches and approaches 1 for elongated, linear patches (McGarigal & Ene, 2003).	None
Contiguity index (Contig)	<i>Contiguity index</i> assesses the spatial connectedness of cells within a grid-cell patch to provide an index of patch boundary configuration and thus patch shape (LaGro 1991). CONTIG equals 0 for a one-pixel patch and increases to a limit of 1 as patch contiguity increases.	None
Proximity index (Prox)	Prox equals the sum of patch area (m ²) divided by the nearest edge-to-edge distance squared (m ²) between all patches whose edges are within a specified distance (500 m) of the focal patch. Prox increases as the neighborhood is increasingly occupied by patches and as those patches become closer and less fragmented in distribution (McGarigal & Ene, 2003)	None
Distance of forest patch to the nearest neighbour (Enn)	Enn equals the distance (m) to the nearest neighboring patch, based on shortest edge-to-edge distance (McGarigal and Ene, 2003).	Meters
Distance to road (Nroad)	Euclidean distance of patch to the nearest paved road.	Meters
Distance to the nearest urban area (Nurban)	Euclidean distance of patch to the nearest urban area.	Meters
Size of the nearest urban area (Surban)	Area (ha) of the nearest urban area from the patch.	Hectares

3.2.4. Statistical modelling

The probability of marmoset presence at forest patches was modelled with mixed-effects logistic regression, with an intercept random effect among forest patches (Bolker *et.al.*, 2009). The fitted models were of the general form:

$$\ln (p_i / 1 - p_i) = \beta_0 + \beta' X_i + b_i,$$

where p_i is the probability of marmoset presence at forest patch i ; β_0 is the population average intercept; β is a vector of coefficients; X_i is a vector of explanatory variables for forest patch i ; and b_i is a normally distributed random effect for forest patch i , with a mean of zero and variance σ^2 . Mixed-effects models were used to account for the repeated measures structure in the data. Models were fitted with R release 2.10.0 (package “lme4”) to the marmoset presence and absence data by maximum likelihood (Bates & Maechler, 2009; R Development Core Team, 2009). Explanatory variables were standardised to have a mean of 0 and a standard deviation 1 to allow

comparison of model parameter estimates within models (Schielzeth, 2010).

Spearman's rank correlation was applied to test for collinearity between variables. Booth *et al.* (1994) suggest that, if a pair of variables has a correlation coefficient > 0.5 , then they should be considered proxies of one another, and one of the variables should be removed. Therefore, if a pair of variables had a correlation coefficient > 0.5 , we removed the variable that yielded the highest Akaike's information criterion adjusted for small sample (AICc) from univariate models of the two variables (Burnham & Anderson, 2002).

Inferences in multiple regressions usually assume that the model selected is correct (Buckland *et al.*, 1997). When quantifying the precision of a model parameter, it is more defensible to recognise the uncertainty in model selection. For this reason, a model averaging approach was applied to account for model uncertainty (Burnham & Anderson, 2002). A set of alternative models was constructed from all linear combinations (*number of models*=64) of the subset of explanatory variables after removing the correlated variables. Each model was fitted to the marmoset presence and absence data. These models were ranked by their AICc values and were determined the model-averaged parameter estimates with the package "MuMIn" (Barton, 2009). A 95% confidence set of models was also constructed by starting with the model with the highest Akaike weight (w_m) and repeatedly adding the model with the next highest weight, until the cumulative sum of weights exceeded 0.95 (Burnham & Anderson, 2002). The Akaike weight of a model is the relative likelihood of the model compared with all other models in the set (Burnham & Anderson, 2002).

The direction and magnitude of the effect of each explanatory variable was determined based on model-averaged parameter estimates, calculated using the average of the coefficient estimates from all models containing the variable, weighted by w_m (Burnham & Anderson, 2002). Parameter uncertainty was quantified by calculating the unconditional standard error of the parameter estimates (Burnham & Anderson, 2002). To quantify the relative importance of the explanatory variables, the Akaike weights ($\sum w_m$) were summed from all model combinations where the variable occurred. The explanatory variables were ranked according to $\sum w_m$, using the package "MuMIn"; the larger the weight value, the more important the variable was relative to the others (Barton, 2009).

Spatial autocorrelation in the Pearson residuals of the model containing the subset of explanatory variables was checked using the spline correlogram produced

with the “ncf” package (Bjørnstad, 2009). Correlograms are graphical representations of the spatial correlation between locations at a range of lag distances. The spline correlogram is a correlogram that is smoothed using spline function (Bjørnstad & Falck, 2001). Finally, two graphical methods were used to assess the fit of the most parsimonious model. The simulation approach for constructing a logistic regression quantile-quantile plot proposed by Landwehr *et.al.*(1984) is useful to assess whether the error distribution of the data is modelled correctly. The partial residual plot for the explanatory variables is useful to assess linearity and consists of a graph of the values of the variables against its partial residuals (Landwehr *et.al.*,1984).

3.3. Results

3.3.1. Presence of marmosets

The mean (\pm sd) annual proportion of monitored forest patches occupied by introduced marmosets was 0.80 ± 0.084 (range 0.69 – 0.88). Three of the 29 monitored forest patches were excluded of further analysis. They were considered outliers for the size of the forest patch. The smallest among them is more than 10 times larger than the median size of all patches. Marmosets are not present in two of the removed forest patches. These are biological reserves and were assumed that unmeasured features may be important determinants of marmoset absence.

3.3.2. Subset of explanatory variables

Overall, there was a low level of colinearity between the explanatory variables (Table 3.2). Variables showing the highest level of colinearity included forest patch size with the perimeter:area ratio ($r = -0.72$), and with contiguity index ($r = 0.55$); the perimeter:area ratio with the contiguity index ($r = -0.61$); and distance of forest patch to the nearest neighbour with the proximity index ($r = -0.65$).

After taking into account these colinearities, and the AICc values of the univariate models, the final subset of explanatory variables consisted of the forest patch size (Area), related circumscribing circle (Circle), distance of forest patch to the nearest neighbour (Enn), distance of forest patch to the nearest paved road (Nroad), distance of forest patch to the nearest urban area (Nurban) and size of the nearest urban area (Surban).

Table 3.2: Correlation matrix showing Spearman's rank correlation coefficients for key explanatory variables

Variable	Area	Circle	Contig	Enn	Nroad	Nurban	Pare	Prox	Surban
Area	1.00								
Circle	0.05	1.00							
Contig	0.55	0.12	1.00						
Enn	-0.17	-0.09	0.04	1.00					
Nroad	-0.29	-0.02	-0.06	0.11	1.00				
Nurban	-0.08	0.03	-0.37	-0.15	-0.16	1.00			
Pare	-0.72	0.23	-0.61	0.04	0.26	0.14	1.00		
Prox	0.21	0.31	0.09	-0.65	-0.33	0.27	-0.15	1.00	
Surban	-0.03	-0.24	-0.39	-0.28	0.07	0.26	0.00	-0.19	1.00

Correlated variables with $r \geq \pm 0.50$ are bold.

3.3.3. Effects of explanatory variables

There was a high level of parameter uncertainty for several variables (Table 3.3). The area of the forest patch had the strongest positive effect on marmoset occurrence, while distance of forest patch to the nearest urban area and distance of forest patch to the nearest paved road had strong negative effects. Related circumscribing circle had a moderately negative effect, while distance of forest patch to the nearest neighbour and size of the nearest urban area had low positive effects on the probability of marmoset occurrence. These latest three variables had considerable parameter uncertainty ($\beta = -0.63 \pm 0.82$; $\beta = 0.12 \pm 0.77$; $\beta = 0.02 \pm 0.55$, respectively).

Table 3.3: The average parameter estimates, unconditional standard error (SE) and lower and upper confidence intervals (CI) for explanatory variables derived from all combinations of logistic models where the variable was present ($n=64$ models).

Averaged model parameters:				
	Coefficient	Unconditional SE	Lower CI	UpperCI
<i>Intercept</i>	5.04	1.95	1.21	8.87
<i>Area</i>	2.27	1.43	-0.54	5.10
<i>Circle</i>	-0.63	0.82	-2.25	0.98
<i>Enn</i>	0.12	0.77	-1.39	1.64
<i>Nroad</i>	-1.98	1.84	-5.58	1.61
<i>Nurban</i>	-4.16	2.53	-9.12	0.81
<i>Surban</i>	0.02	0.55	-1.05	1.09

The model combinations revealed a high level of model uncertainty, with 22 models in the 95% confidence set ($\sum w_i = 0.95$) (Table 3.4). The most parsimonious model contained all variables except distance of forest patch to the nearest neighbour and size of the nearest urban area. The residuals of this model were randomly distributed (Moran's $I = -0.13$) for all spatial neighbourhoods, indicating low unexplained spatial autocorrelation of residuals. The points in the quantile-quantile plot lie within the simulated 95% pointwise confidence interval (Figure 3.2). This suggests that there are no major departures from the model assumptions. All the fitted smoothed curves of the partial residual plots for the four variables in the most parsimonious model are moderately linear, indicating that a linear assumption may be appropriate (Figure 3.3).

Table 3.4: the 95% confidence set of models ranked by their Akaike's Information Criterion values with a second order correction for small sample sizes (AICc), Akaike weight (w) of each model and the relative importance of the explanatory variables.

Rank	Area	Circle	Enn	Nroad	Nurban	Surban	AICc	w
1	x	x		x	x		77.77	0.232
2	x			x	x		78.70	0.146
3	x	x	x	x	x		79.97	0.077
4	x	x		x	x	x	80.00	0.076
5	x				x		80.71	0.053
6	x			x	x	x	80.78	0.052
7	x		x	x	x		80.80	0.051
8	x				x	x	81.75	0.032
9	x		x		x		81.83	0.030
10	x	x			x	x	82.19	0.025
11	x	x	x	x	x	x	82.24	0.025
12	x	x			x		82.41	0.023
13				x	x		82.61	0.021
14	x		x	x	x	x	82.78	0.019
15		x		x	x		82.89	0.018
16	x		x		x	x	83.32	0.014
17				x	x	x	83.44	0.014
18		x		x	x	x	83.60	0.013
19	x	x	x		x		83.81	0.011
20	x	x	x		x	x	84.33	0.009
21		x	x	x	x		84.64	0.007
22			x	x	x		84.72	0.007
Relative importance	0.90	0.53	0.28	0.77	0.98	0.30	-	-

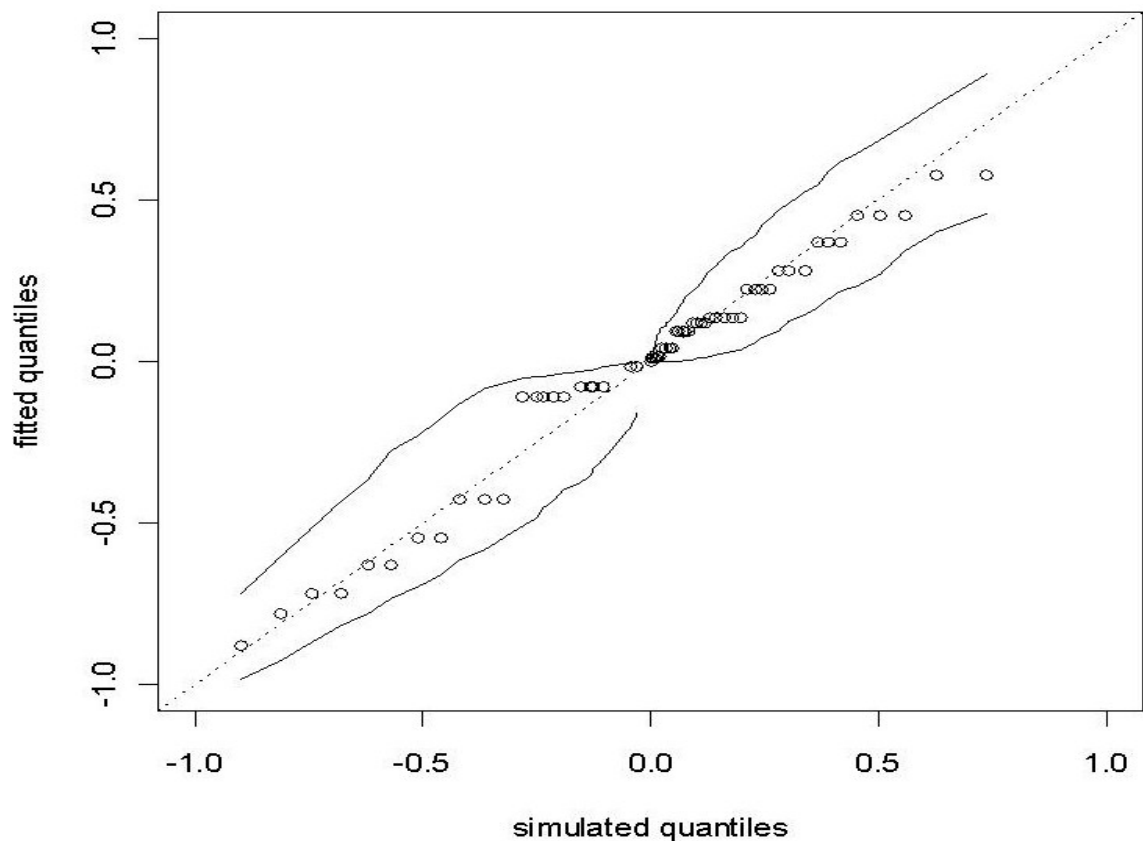


Figure 3.2: Quantile-quantile plot with 95% pointwise confidence bounds.

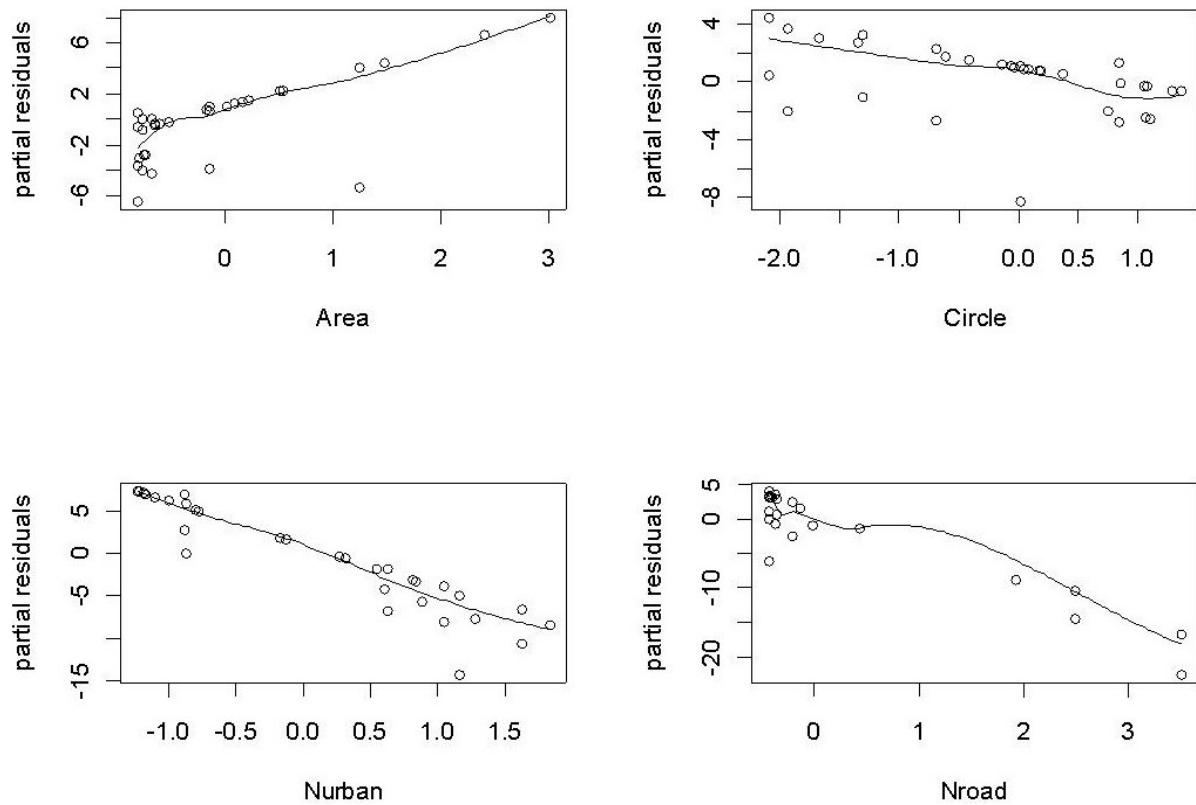


Figure 3.3: Partial residual plots for *Area*, *Circle*, *Nurban* and *Nroad* for the most parsimonious model.

3.3.4. Ranking of the explanatory variables

The sum of the Akaike weights provides an overall measure of the importance of the variable in explaining the data (Table 3.4). The distance of forest patch to the nearest urban area had the highest Akaike weight (0.98). followed by the area of the forest patch (0.90). The distance of forest patch to the nearest road (0.77) and the related circumscribing circle (0.53) had moderate weight, while size of the nearest urban area (0.30) and distance of forest patch to the nearest neighbour (0.28) had low Akaike weight. The pattern of Akaike weight was the same of the effects size. except for the distance of forest patch to the nearest neighbour and size of the nearest urban area. Grouping the variables in two categories: 1) direct (*Nurban*, *Nroad* and *Surban*) and 2) indirect (*Area*, *Circle* and *Enn*) human impact, and averaging the Akaike weights by category, the direct human impact variables showed more importance (0.68) than the indirect human impact variables (0.57).

3.4. Discussion

3.4.1. Landscape structure and marmosets occupancy

Human population and activities adjacent to forest patches have been shown to have negative effects on long-term persistence of forest species populations by increasing hunting pressure (Peres, 2001) and the probability of mortality when individuals move across non-forest matrix (Fahrig, 2003; Rhodes *et.al.*, 2006). However, presence of marmosets in the forest patches of São João river watershed is more likely when distance to the nearest urban area and nearest road are shorter. There is no evidence of marmosets been hunted in the study area, but anecdotal information describes marmosets crossing roads through the ground and energy wires. Despite the plausible high probability of mortality from road deaths, repeated introductions, a direct effect of human population and activity (Strubbe & Matthysen, 2009), could guarantee long-term persistence of marmosets. The positive effect of size of the nearest urban area is small, but when combined with the former variables strengthen the link between human presence and forest patch occupancy by introduced marmosets. Therefore, forest patches near to urban areas and adjacent to roads are more likely to be occupied as they are more accessible, and hence enhance the chance of introductions. This result differs from studies with native arboreal species (e.g. McAlpine *et.al.*, 2006; Arroyo-Rodríguez *et.al.*, 2008) that occur at greater distance from urban areas and roads. However, it is consistent with the “human activity” hypothesis (Taylor & Irwin, 2004; Leprieur *et al.*, 2008) that explain the often correlation found between the presence of exotic species and human activities.

Patch size has an important positive influence on the presence of introduced marmosets in São João river watershed. This finding concurs with others studies in which the probability of neotropical primate species presence was greater in large patches (e.g. Boyle & Smith, 2010; Anzures-Dadda & Manson, 2007; Chiarello, 2003; Gilbert, 2003). Populations inhabiting larger forest patches have reduced effects from demographic and environmental stochasticity, decreasing the probability of extinction (Lindenmayer & Lacy, 2002). Despite the small effect and moderate relative importance of patch shape, this variable cannot be bypassed in our considerations. Our results show that irregular patches have lower probability of marmosets' presence. Edge effects increase as forest patches become smaller and more

irregularly shaped, altering vegetation structure and composition (Laurence, 2008; Laurence *et al*, 2002), and thus decrease the quality and quantity of food resources (Arroyo-Rodríguez & Mandujano, 2006). Both species of marmosets occurring in the study area are noted to have the ability to occupy disturbed habitats with periods of fruit scarcity, probably due to their specialisation on gum-feeding, a food resource available the whole year (Rylands & Faria, 1993). However, Pontes & Soares (2005) showed that the presence of marmosets in small patches was only assured by exotic fruit trees introduced by humans. Studies at São João river watershed showed that the smallest fragments had higher numbers of dead trees and lower numbers of late secondary trees (Carvalho *et al*, 2006). These vegetation changes combined with our results suggest that vegetation composition affect the distribution of introduced marmosets in fragmented landscapes.

The positive effect of distance to the nearest patch is somewhat counterintuitive. This variable has small effect size on marmoset presence, but we can draw inferences regarding introductions of marmosets. It indicates that occupied forest patches are spatially dispersed, suggesting multiple introductions events of marmosets in the São João river watershed. Although exact data on introduction events do not exist, there is evidence of multiple introductions of marmosets. The two marmoset species and its hybrids have different ear-tuft colours. Most of the marmosets found in south-western patches have white ear-tuft (*Callithrix jacchus*), black ear-tuft marmosets (*Callithrix penicillata*) are found in central and north-eastern patches, while hybrids (grayish ear-tuft) are found in central patches, indicating at least three introduction events.

The increasing number of occupied forest patches suggests an increase of the number of marmosets in the study area. However, there was a pattern of occupied and unoccupied forest patches over the years. This pattern happened in two adjacent small patches (9 and 10 hectares) moderately far from roads and urban areas, but close to a larger patch (45 hectares). In the second year of this study, marmosets began to use a 4-years old forest corridor planted between the largest and one of the smallest patches. In the subsequent years, only the larger patch was intermittently occupied. Such spatial dynamics is expected in a source-sink metapopulation (Pulliam, 1988). This evidence indicates that if the effects of distance to urban areas and roads are null or close to zero, the spatial dynamic of introduced marmosets in the area could be described by a source-sink model.

3.4.2. Model uncertainty

Multi-models inferences drawn conditional to the model uncertainty is more defensible than specifying a best approximating model (Buckland *et al*, 1997). The uncertainty found in this study revealed by the number of models in the 95% confidence set and the lack of precision of some model-averaged coefficients is attributed to the spatial variability in the distribution pattern of marmosets. For instance, notwithstanding the positive influence of patch size, marmosets are present in some small patches among the ones monitored in this study. Additionally to the influence of distance to urban areas and roads that can explain this variability, presence of exotic fruit trees adjacent and within forest patches, an unmeasured variable, has been shown to be important to the survival of marmosets inhabiting small patches (e.g. Pontes & Soares, 2005; Pontes *et al*, 2007).

3.4.3. Implications for marmoset management

The establishment success of *C. jacchus* and *C. penicillata* into non-indigenous habitats is a potential threat to native flora and fauna, and to human health (e.g. Begotti & Landesmann, 2008; Cunha *et al.*, 2006; Favoretto *et al.*, 2001; Rizzini & Coimbra-Filho, 1981). The presence of these marmoset species and their hybrids in the São João river watershed is a concern for the conservation of the endangered golden lion tamarin, *Leontopithecus rosalia* (Ruiz-Miranda *et al*, 2006). Most of the fragments that contain the population of tamarins established through the reintroduction of captive-born animals also contain introduced marmosets. Some evidence suggests that these species compete directly for resources (Ruiz-Miranda *et al.*, 2006; de Morais Jr. *et al.*, 2008). These species associate, but the association increases significantly during food scarcity periods (the dry or winter season). The tamarins behave territorially toward the marmosets, especially during the dry season, and there may be some temporal niche partitioning. Other observations indicate that management activities done to assist reintroduced tamarins (i.e., food supplementation and corridors) may be beneficial to the marmosets and even promote inter-specific association.

These concerns for conservation of local endemic fauna warrant a need to plan management strategies to control or eradicate this marmoset population. Successful management of invasive species requires definition of a target population of manageable size and low recolonization risk (Bomford & O'Brien, 1995). The results highlight that human influences are the key factors on the occurrence and

persistence of marmosets, which increase greatly the recolonization probability of forest patches assigned for eradication. In order to minimize new introductions, the authors developed a media campaign to aware local community of the possible impacts of marmosets on native fauna. Additionally, we suggest intensified fiscalization in forest patches surrounding urban areas and adjacent to main roads to avoid new introductions.

A mixed strategy of control and eradication is probably more achievable than eradication alone due to the extent of the São João river watershed. Eradication in some small forest patches could contribute to control the marmoset population (or metapopulation) and reduce their detrimental effects on native fauna. Larger patches are more likely to be occupied by marmosets and could act as source populations (Pulliam, 1988). It has been proposed that in such spatial dynamics, source population should be eradicated (Robertson & Gemmell, 2004). However, eradication of marmosets from large patches is logistically difficult due to population size and to the higher probability of mistakenly declaring marmosets eradicated because species detection is imperfect. Therefore, the more feasible strategy would be to combine eradication from small patches with control in large patches, considering that the latter could alleviate recolonization pressure on the smaller patches in this fragmented landscape.

3.5. Conclusion

This study shows that the synergy between measures of human influence, (distance to urban areas and roads) and forest patch size are the main factors affecting the occurrence of introduced marmosets. Occurrence and persistence of forest-dependent mammals, such as marmosets, are impacted by quality and area of forest habitat (Lindenmayer, 2000). However, in the case of introduced species, human effects such as repeated introductions and food provisioning can buffer or overcome the habitat effects. The success of a strategic planning to manage an invasive species depends on how well it isolates these effects and determines their relative importance to define different actions. To reverse the positive population trend of introduced marmosets at the study area (de Morais Jr. *et al.*, 2008), there is an urgent need to curtail new introductions and implement a management plan to control marmosets in large patches and eradicate them in small ones.

Capítulo 4: Discussão Geral

As diversas fases no processo de invasão biológica representam barreiras que devem ser transpostas pela espécie introduzida para que esta seja bem sucedida neste processo (Mitchell *et al.*, 2006). Os fatores que determinam o sucesso na transposição de uma fase podem ser diferentes daqueles importantes para o sucesso na fase seguinte. Determinar a fase do processo de invasão em que se encontra uma espécie introduzida é um meio para se definir as estratégias de manejo mais eficientes (Sakai *et al.*, 2001). Informações sobre o *status* da população exótica, como distribuição, abundância e sucesso reprodutivo são essenciais para estipular em que fase do processo de invasão a população se encontra (Colautti e MacIsaac, 2004).

O propósito desta tese foi avaliar os status das populações de saguis (*Callithrix* spp.) exóticos na bacia do rio São João e investigar as características da paisagem que influenciam o padrão atual de distribuição desta população exótica. Os resultados contribuem, não somente, para o entendimento do processo de invasão dos saguis, mas também adiciona informações importantes sobre a biologia deste gênero de primata em uma região fora de sua distribuição geográfica original. Além disso, faz recomendações de estratégias de manejo da população estudada, baseadas nas características da paisagem.

4.1. Status da população e o processo de invasão

Callithrix jacchus e *Callithrix penicillata* possuem várias características que podem contribuir para seu sucesso de invasão: 1) alta taxa de reprodução, quando comparada com outros primatas; 2) sistema social de cuidado cooperativo de filhotes que aumenta a probabilidade de sobrevivência das crias; 3) flexibilidade comportamental possibilitando a exploração de diversos recursos alimentares de acordo com sua disponibilidade, podendo inclusive serem comensais com humanos. Estas também são características provavelmente relacionadas à freqüente associação destas espécies aos habitats degradados e florestas secundárias (Stevenson e Rylands, 1998). Entretanto, estudos recentes têm apontado a fragmentação do habitat nativo como causa do declínio populacional de *Callithrix jacchus*, onde as populações remanescentes estão em pequenos fragmentos próximos a áreas urbanas e são mantidas pela suplementação alimentar proveniente

de árvores frutíferas exóticas (Pontes *et al*, 2007). Esta última evidência mostra o papel da flexibilidade comportamental dos saguis na exploração de recursos.

A paisagem da bacia do rio São João é altamente fragmentada, principalmente nas regiões mais planas do centro e sul da bacia. Contudo, saguis estão presentes em diversos fragmentos florestais de diferentes tamanhos e grau de isolamento, a oeste da Reserva Biológica de Poço das Antas. Este padrão de ocupação reflete o potencial de aclimação dos saguis em fragmentos florestais com variada estrutura e composição, mantendo-os com peso corporal acima do observado no habitat nativo e densidades superiores às de mico-leão-dourado. Somada a flexibilidade comportamental, as condições encontradas no novo ambiente podem ser mais favoráveis do que no ambiente nativo. Três fatores podem facilitar o sucesso de estabelecimento: maior quantidade de recursos, menor quantidade de competidores e predadores e ambiente físico vantajoso (Shea e Chesson, 2002). A quantidade de recursos pode ser importante para os saguis na bacia do rio São João, uma vez que existem árvores frutíferas exóticas nos arredores de muitos dos fragmentos estudados e suplementação com bananas, como parte do manejo de grupos de mico-leão-dourado. Entretanto, não há informação quantitativa do uso desse recurso e de sua influência no sucesso reprodutivo. A quantidade de competidores e predadores deve variar na área de estudo devido a variação do estado de conservação dos fragmentos (Carvalho *et al*, 2008). A maior estabilidade da mata Atlântica quanto a temperatura e umidade pode ser uma vantagem em relação a região semi-árida de origem dos saguis (Cerqueira *et al.*, 1998)

O número de filhotes por grupo de saguis capturado indica que a maioria está reproduzindo com sucesso. O sucesso reprodutivo classifica a população de saguis como estabelecida e sua interação com os mico-leões afetando seu comportamento (Ruiz-Miranda *et al*, 2006) é uma evidência de que os saguis na bacia do rio São João podem ser classificados como invasores. Segundo Colautti e MacIsaac (2004) o processo de invasão pode ser dividido em 5 fases (Figura 1.1). A população de saguis na bacia do rio São João pode ser classificada na fase IVb que caracteriza uma população abundante com distribuição restrita. Isso porque, apesar dos saguis ocuparem grande parte da bacia, sua dispersão parece ser limitada, segundo o padrão de distribuição das formas de saguis e dos dados de estrutura genética (de Moraes Jr *et al.*, 2008).

4.2. Estrutura da paisagem e a distribuição de saguis

A fragmentação do habitat reduz a quantidade de área disponível e cria fragmentos que variam em tamanho, forma e grau de conectividade (Ewers e Didham, 2006). O processo de fragmentação pode afetar vários processos biológicos como, estratégias de história de vida, estrutura social, sistemas de acasalamento, mecanismos de dispersão e diversidade genética (Fahrig, 2003; Laurance *et al*, 2002). Estes efeitos podem afetar uma espécie introduzida da mesma maneira que populações nativas, prejudicando assim, o sucesso de estabelecimento da espécie exótica. Entretanto, os efeitos da fragmentação sobre espécies introduzidas não são sempre negativos. O empobrecimento da riqueza de espécies nativas pode criar nichos (Levine, 2000) e diminuir a pressão de predação e competição (Ashton e Lerdau, 2008) para as espécies introduzidas.

O tamanho e formato dos fragmentos na bacia do rio São João influenciam a presença dos saguis. Quanto maior e menos irregular, maior a probabilidade de ocupação. Este resultado corrobora com outros estudos, onde populações de primatas mostraram maior persistência em fragmentos maiores e menos perturbados (ex.: Boyle e Smith, 2010; Anzures-Dadda e Manson, 2007; Chiarello, 2003; Gilbert, 2003). Apesar dos saguis serem julgados como espécies que preferem habitats degradados e florestas secundárias, a fragmentação parece afetar algum processo ecológico desta população exótica, diminuindo a probabilidade de ocuparem pequenos fragmentos.

Entretanto, alguns pequenos fragmentos são ocupados. A distancia dos fragmentos das áreas urbanas e estradas influenciam negativamente a presença de saguis. Ou seja, quanto mais próximos de áreas urbanas e estradas, maior a probabilidade do fragmento ser ocupado por saguis. Por essa razão, a presença de saguis em pequenos fragmentos pode ser explicada pela proximidade destes às áreas urbanas ou estradas. Estas variáveis da paisagem podem mascarar o efeito do tamanho do fragmentos sobre a presença de saguis de duas maneiras. Primeiro, aumentando o acesso aos fragmentos e assim, as chances de novas introduções. Segundo, aumentando a oferta de alimentos alternativos como árvores frutíferas adjacentes aos fragmentos. Essa última explicação foi evidenciada por Pontes *et al* (2007) em uma região altamente fragmentada em Pernambuco. Eles notaram que saguis eram mais abundantes em pequenos fragmentos que estavam próximos de

assentamentos humanos com grande quantidade de árvores frutíferas que eram utilizadas pelos mesmos.

4.3. Recomendações de manejo

Existem três estratégias para extinguir ou mitigar os efeitos negativos de espécies introduzidas: exclusão, controle e erradicação (Bomford e O'Brien, 1995). Os três envolvem reduzir o número da espécie causadora do problema. Exclusão é uma solução local que consiste em remoção da espécie introduzida de uma área delimitada. Erradicação é a remoção completa dos indivíduos de uma população, até o último indivíduo reprodutor ou a redução da densidade abaixo do nível de sustentabilidade. Controle são ações para diminuir a abundância da população introduzida. Esta estratégia envolve ações constantes para manter a população com baixa densidade.

As diferentes estratégias de manejo envolvem diferentes custos, questões legais e considerações sobre a conservação local. A erradicação é a única opção que eliminaria os impactos dos saguis sobre os micos-leões e os riscos sobre a fauna e flora nativa, mas sua execução pode ser limitada por problemas logísticos e alto custo financeiro. A erradicação de saguis pode ser feita por remoção dos animais ou esterilização. O custo destas duas ações são altos e ambos levantam questões éticas sobre bem-estar animal. Por exemplo, definir o destino dos animais removidos (eutanásia, criadouros, centro de pesquisas) ou o procedimento de esterilização e liberação dos animais. Dificuldades logísticas relacionadas com as características da área e das espécies devem ser consideradas. A área florestada da bacia do rio São João ultrapassa os 650 km² e, apesar dos saguis não ocuparem toda esta extensão, alguns fragmentos ocupados são grandes (> 10 km²). O acesso aos fragmentos também pode ser um problema, porque a maioria está em propriedades particulares, sendo o acesso e os procedimentos necessários para captura dos saguis sujeitos a aprovação dos proprietários. Outro fator complicador, agora relacionado aos saguis, é a detecção destes em regiões de baixa densidade. Determinar se os animais foram erradicados de um local pode envolver ações adicionais relacionadas a confirmação da ausência de saguis.

Estratégias de controle podem ser mais viáveis financeira e logisticamente a curto prazo, mas os resultados podem ser temporários. A maioria das espécies invasoras têm taxas reprodutivas dependente de densidade levando-as a uma

rápida recuperação após ações de controle. O controle, por ser uma estratégia que necessita ações constantes, pode ter um custo financeiro em longo prazo muito elevado. Por ter uma relação custo-benefício em longo prazo melhor, a erradicação é recomendada sempre quando possível. Porém, o tamanho da população e a alta probabilidade de novas introduções são duas características que podem impedir o sucesso da erradicação.

Ações para mitigar novas introduções de saguis na bacia do rio São João têm sido realizadas. Um curso de capacitação para funcionários públicos responsáveis pela fiscalização do tráfico de animais silvestres foi ministrado com o objetivo de instruí-los sobre o problema de invasão de espécies, evitando que animais apreendidos sejam soltos fora de sua região de ocorrência. Adicionalmente, campanhas de mídia e educação ambiental foram realizadas para conscientizar a população local e evitar que soltem animais ou alimentem os saguis que estão em fragmentos próximos as suas residências. Estas ações podem evitar novas introduções, mas a erradicação da população de saguis ainda pode ser inviável por causa de seu tamanho.

Uma proposta é erradicar os saguis de fragmentos florestais pequenos, sendo nestes mais viável a erradicação pela facilidade de captura e determinação do sucesso de erradicação. Conjuntamente, controlar o número de saguis em fragmentos grandes com uma primeira ação de retirada e esterilização de animais e periódicas esterilizações no maior número possível de animais para manter a densidade de saguis baixa nestes fragmentos. Com essas ações, a recolonização de pequenos fragmentos é possível, aumentando os custos em longo prazo se novos esforços de erradicação forem necessários. Entretanto, os resultados dessa tese mostram que os saguis estão isolados em algumas regiões, o que diminui as chances de recolonização de fragmentos pequenos e isolados. Esse panorama pode mudar com os planos de conservação do mico-leão-dourado que visam conectar fragmentos com corredores florestais (Grativol *et al.*, 2008; Holst *et al.*, 2006). Esses corredores podem ser utilizados por saguis, aumentando a probabilidade de recolonização de fragmentos. Contudo, outra evidência levantada nesta tese é que grandes fragmentos são mais prováveis de serem ocupados por saguis. Desta maneira, se a densidade de saguis permanecer baixa em grandes fragmentos, a probabilidade de recolonizarem um fragmento pequeno, mesmo que conectado ao maior, é baixa.

4.4. Conclusão

Informações sobre a condição física, reprodução, ocupação dos fragmentos florestais e abundância dos saguis, apresentadas nesta tese, indicam que a população na bacia do rio São João está não só estabelecida como apresentou um crescimento durante os cinco anos de estudo. Apesar dos efeitos negativos da fragmentação do habitat, a persistência dos saguis pode ser garantida, principalmente por fatores antrópicos, como múltiplas introduções e disponibilidade de recursos alimentares provenientes de árvores exóticas. Entretanto, mesmo que essas ações antrópicas sejam cessadas com o objetivo de diminuir a viabilidade da população de saguis, não há motivos para descartar ações de manejo, como erradicação e controle. Isso porque sem tais ações, os impactos causados por saguis seriam mantidos por um longo período e grandes fragmentos podem manter populações viáveis, mesmo sem a interferência humana, servindo de fonte para pequenos fragmentos. Por esta razão, se faz urgente a tomada de decisão sobre a estratégia de manejo a ser adotada, baseada em informações como as apresentadas nesta tese e em análises da viabilidade de cada ação, pelos vários setores responsáveis pelo manejo de espécies exóticas invasoras.

5. Referências Bibliográficas

- Ah-King, M., Tullberg, B.S. (2000). Phylogenetic analysis of twinning in Callithichinae. *American Journal of Primatology*, 51: 135-146.
- AMLD. (2003). *Relatório anual da Associação Mico-Leão-Dourado*. Associação Mico Leão Dourado. Casimiro de Abreu, RJ, 52p.
- Andrade, C. (2006). *Estudo da estrutura genética das populações de Callithrix spp. introduzidos na área de proteção ambiental Bacia do rio São João, Rio de Janeiro*. Dissertação (Mestrado em Ecologia e Recursos Naturais), Campos dos Goytacazes-RJ, Universidade Estadual do Norte Fluminense-UENF.
- Anzures-Dadda, A., Manson, R.H. (2007). Patch- and landscape-scale effects on howler monkey distribution and abundance in rainforest fragments. *Animal Conservation*, 10: 69–76.
- Araújo, A.; Arruda, M.F.; Alencar, A.I.; Albuquerque, F.; Nascimento, M.C., Yamamoto, M.E. (2000). Body weight of wild and captive common marmosets (*Callithrix jacchus*). *International Journal of Primatology*, 21 : 317-324.
- Arroyo-Rodríguez, V., Mandujano, S. (2006). Forest fragmentation modifies habitat quality for *Alouatta palliata*. *International Journal of Primatology*, 27: 1079–1096.
- Arroyo-Rodríguez, V., Mandujano, S., Benítez-Malvido, J. (2008). Landscape attributes affecting patch occupancy by howler monkeys (*Alouatta palliata mexicana*) at Los Tuxtlas, Mexico. *American Journal of Primatology*, 70: 69–77.
- Ashton, I.W., Lerdau, M.T. (2008). Tolerance to herbivory and not resistance may explain differential success of invasive, naturalized and native North American temperate vines. *Diversity and Distributions*, 14: 169–178.
- Ballou, J.D., Lacy, R.C., Kleiman, D.G., Rylands, A.B., Ellis, S. (1998). *Leontopithecus II. Final Report: The second population and habitat viability assessment for lion tamarins (Leontopithecus)*, Held 20-22 May, 1997, Belo Horizonte, Brazil. Belo Horizonte, Brazil, International Committee for the Conservation of Lion Tamarins.
- Barton, K. (2009). MuMIn: Multi-model inference. R package version 0.12.2/r18: <http://R-Forge.R-project.org/projects/mumin>
- Bates, D., Maechler, M. (2009). lme4: Linear mixed-effects models using S4 classes. R package version 0.999375-320: <http://CRAN.R-project.org/package=lme4>
- Begotti, R.A., Landesmann, L.F. (2008). Predação de ninhos por um grupo híbrido de

- sagüis (*Callithrix jacchus/penicillata*) introduzidos em área urbana: Implicações para a estrutura da comunidade. *Neotropical Primates*, 15(1): 28-29.
- Bidegain, P.P., Pereira, L.F. (2006). *Plano da Bacia Hidrográfica da Região dos Lagos e do rio São João*. Rio de Janeiro: Comitê das Bacias Hidrográficas das Lagoas de Araruama e Saquarema e dos rios São João, Una e Ostras.
- Binggeli, P. (1994). Misuse of terminology and anthropomorphic concepts in the description of introduced species. *Bulletin of the British Ecological Society*, 25: 10–13.
- Bjørnstad, O.N. (2009). ncf: spatial nonparametric covariance functions. R package version 1.1-3: <http://CRAN.R-project.org/package=ncf>
- Bjørnstad, O.N., Falck, W. (2001). Nonparametric spatial covariance functions: estimation and testing. *Environmental and Ecological Statistics* 8: 53-70.
- Booth, G.D., Niccolucci, M.J., Schuster, E.G. (1994). Identifying proxy sets in multiple linear regression: an aid to better coefficient interpretation. Research paper INT-470. United States Department of Agriculture, Forest Service, Ogden, USA
- Blackburn, T.M., Duncan, R.P. (2001). Establishment patterns of exotic birds are constrained by nonrandom patterns in introduction. *Journal of Biogeography*, 28: 927-939.
- Bolker, B.M., Brooks, M.E., Clark, C.J., Geange, S.W., Poulsen, J.R., Stevens, M.H.H., White, J.S. (2009). Generalized linear mixed models: a practical guide for ecology and evolution. *Trends in Ecology and Evolution*, 24(3):127–135
- Bomford, M., O'Brien, P. (1995). Eradication or control of vertebrate pests? *Wildlife Society Bulletin*, 23: 249–255.
- Boyle, S.A., Smith, A.T. (2010). Can landscape and species characteristics predict primate presence in forest fragments in the Brazilian Amazon? *Biological Conservation*, In Press.
- Bruno, S.F., Liebhold, M., Mätz-Rensing, K., Romao, M.A.P., Didier, A., Brandes, A., Bressan, A.C.S., Kaup, F.J. (1997). Herpesvirus infection in free-living black-tufted-ear marmoset (*Callithrix penicillata* E. Geoffroyi 1812) at the State Park of Serra da Tiririca, Niteroi, Rio de Janeiro, Brazil. *Berliner und Münchener tierärztliche Wochenschrift*, 110: 427–430.
- Burnham, K. P., D. R. Anderson. (2002) *Model selection and multimodel inference: a practical information-theoretic approach*. 2nd Edition. Springer-Verlag, New York, New York, USA. 488 pp

- Buckland, S.T., Burnham, K.P., Augustin, N.H. (1997). Model selection: an integral part of inference. *Biometrics*, 53:603-618.
- Carvalho, F.A., Nascimento, M.T., Braga, J.M.A. (2006). Composição e riqueza florística do componente arbóreo da Floresta Atlântica submontana na região de Imbaú, município de Silva Jardim, RJ. *Acta Botanica Brasilica*, 20: 727-740.
- Carvalho, F.A., Nascimento, M.T., Oliveira-Filho, A.T. (2008). Composição, riqueza e heterogeneidade da flora arbórea da bacia do rio São João, RJ, Brasil. *Acta Botânica Brasilica*, 22(4): 929-940.
- Castro, C.S.S. (2003). Tamanho da área de vida e padrão de uso de espaço em grupos de saguis, *Callithrix jacchus* (Linnaeus) (Primates, Callitrichidae). *Revista Brasileira de Zoologia*, 20:91-96.
- Castro, C.S.S., Araújo, A. (2006). Diet and feeding behavior of marmoset, *Callithrix jacchus*. *Brazilian Journal of Ecology*, 10(2): 16-21.
- Catford, J.A., Jansson, R., Nilsson, C. (2009). Reducing redundancy in invasion ecology by integrating hypotheses into a single theoretical framework. *Diversity and Distributions*, 15: 22-40.
- Cerqueira, R., Marroig, G., Pinder, L. (1998). Marmosets and lion tamarins distribution (Callitrichidae; Primates) in Rio de Janeiro State, south-eastern Brazil. *Mammalia*, 62(2): 213-226.
- Chamberlain, D.E., Cannon, A.R., Toms, M.P., Leech, D.I., Hatchwell, B.J., Gaston, K.J. (2009). Avian productivity in urban landscapes: a review and meta-analysis. *Ibis*, 151: 1–18.
- Chew, M.K., Laubichler, M.D. (2003) Natural Enemies: Metaphor or Misconception? *Science*, 301: 52-53.
- Chiarello, A.G. (2003). Primates of the Brazilian Atlantic forest: the influence of forest fragmentation on survival. In: Marsh, L.K. (ed.) *Primates in patches: ecology and conservation*. New York: Kluwer Academic/Plenum Press. pp. 99–121.
- Chiron, F., Shirley, S., Kark, S. (2009). Human-related processes drive the richness of exotic birds in Europe. *Proceedings of the Royal Society Biological Sciences*, 276: 47–53.
- CILSJ. (2002). *Bacias Hidrográficas dos Rios São João e das Ostras: águas, terras e conservação ambiental*. Consórcio Intermunicipal Lagos São João, Araruama.
- Clavero, M., Garcia-Berthou, E. (2005). Invasive species are a leading cause of animal extinctions. *Trends in Ecology and Evolution*, 20:110.

- Coimbra-Filho, A.F., Rocha e Silva, R., e Pissinatti, A. (1991). Acerca da distribuição geográfica original de *Cebus apella xanthosternos* Wied, 1840 (Cebidae, Primates). In: *A Primatologia no Brasil – 3*. Rylands, A.B. E Bernardes, A.T. (eds.). Sociedade Brasileira de Primatologia e Fundação Biodiversitas, Belo Horizonte.
- Colautti, R.I., Maclsaac, H.J. (2004). A neutral terminology to define ‘invasive’ species. *Diversity and Distributions*, 10: 134–141.
- COP 6 - Sixth Ordinary Meeting of the Conference of the Parties to the Convention on Biological Diversity. Decision VI/23. Convention on Biological Diversity. (2002). Alien species that threaten ecosystems, habitats or species. Annex. Guiding Principles for the Prevention, Introduction and Mitigation of Impacts of Alien Species that Threaten Ecosystems, Habitats or Species. The Hague, Netherlands.
- Cunha, A.A., Vieira, M.V., Grelle, C.E.V. (2006). Preliminary observations on habitat, support use and diet in two non-native primates in an urban Atlantic forest fragment: The capuchin monkey (*Cebus* sp.) and the common marmoset (*Callithrix jacchus*) in the Tijuca forest, Rio de Janeiro. *Urban Ecosystem*, 9: 351–359.
- da Silva, J.M.C., Casteleti C.H.M. (2003). Status of biodiversity of the Atlantic Forest of Brazil. In: Galindo-Leal, C., Câmara, I.G. (eds) *The Atlantic Forest of South America: biodiversity status, threat, and outlook*. Island Press, Washington
- Daehler, C.C. (2003). Performance comparisons of co-occurring native and alien invasive plants: Implications for conservation and restoration. *Annual Review Ecology and Systematics*, 34: 183–211.
- Davis, M.A., Thompson, K. (2002). Eight ways to be a colonizer; two ways to be a invader: a proposed nomenclature scheme for invasion ecology. *Bulletin of the Ecological Society of America*, 81: 226–230.
- de Castro, C.S.S., Araújo, A. (2006). Diet and feeding behavior of marmoset, *Callithrix jacchus*. *Revista Brasileira de Ecologia*, 7:14 – 1.
- de Moraes Jr., M. M. (2005). *Metodologias de Amostragem de Populações: Aplicação e Comparação em Populações de Mico-Leão-Dourado (Leontopithecus rosalia, Linnaeus, 1766) e Sagüis (Callithrix Spp., Erxleben, 1777) na Bacia do rio São João*. Dissertação (Mestrado em Biociências e Biotecnologia), Campos dos Goytacazes-RJ, Universidade Estadual do Norte Fluminense-UENF, 52p.
- de Moraes Jr., M. M., Ruiz-Miranda, C.R., Grativol, A.D., Andrade, C.C., Lima, C.A. (2008). Os sagüis, *Callithrix jacchus* e *C. penicillata*, como espécies invasoras na

- região de ocorrência do mico-leão dourado. *In*: Oliveira, P.P., Grativol, A.D., Ruiz-Miranda, C.R. (Org.), *Conservação do mico-leão-dourado: enfrentando os desafios de uma paisagem fragmentada*. 1. ed. Campos dos Goytacazes: Universidade Estadual do Norte Fluminense Darcy Ribeiro, v. 1. p. 86-117.
- Dean, W. (1996). *A ferro e fogo – a história e a devastação da Mata Atlântica brasileira*. São Paulo, Companhia das Letras.
- Drake, J.M., Lodge, D.M. (2006). Allee effects, propagule pressure and the probability of establishment: risk analysis for biological invasions. *Biological Invasions*, 8: 365–375.
- Drury, K.L.S., Drake, J.M., Lodge, D.M., Dwyer, G. (2007). Immigration events dispersed in space and time: factors affecting invasion success. *Ecological Modelling*, 206: 63–78.
- Duncan, R.P., Bomford, M., Forsyth, D.M., Conibear, L. (2001). High predictability in introduction outcomes and the geographical range size of introduced Australian birds: a role for climate. *Journal of Animal Ecology*, 70: 621–632.
- Elton, C.S. (1958). *The Ecology of Invasions by Animals and Plants*. London: Methuen. 181pp.
- Ewers, R.M. e Didham, R.K. (2006). Confounding factors in the detection of species response to habitat fragmentation. *Biological Reviews*, 81: 117-142.
- Fahrig, L. (2003). Effects of habitat fragmentation on biodiversity. *Annual Review of Ecology Evolution and Systematics* 34: 487-515.
- Favoretto, S.R., Mattos, C.C., Morais, N.B., Araújo, F.A.A., Mattos, C.A. (2001). Rabies in marmosets (*Callithrix jacchus*), Ceará, Brazil. *Emerging Infectious Disease* 7: 1–7.
- Ficetola, G.F., Thuiller, W., Padoa-Schioppa, E. (2009). From introduction to the establishment of alien species: bioclimatic differences between presence and reproduction localities in the slider turtle. *Diversity and Distributions*, 15: 108–116.
- Forsyth, D.M., Duncan, R.P., Bomford, M., Moore, G. (2004). Climatic suitability, life-history traits, introduction effort, and the establishment and spread of introduced mammals in Australia. *Conservation Biology*, 18: 557–569.
- Fridley, J.D., Stachowicz, J.J., Naeem, S., Sax, D.F., Seabloom, E.W., Smith, M.D., Stohlgren, T.D., Tilman, D., Von Holle, B. (2007). The invasion paradox: reconciling pattern and process in species invasions. *Ecology*, 88: 3–17.
- Fundação SOS Mata Atlântica. (2002). *Atlas da evolução dos remanescentes*

florestais e ecossistemas associados no domínio da Mata Atlântica no período 1995-2000. São Paulo, Fundação SOS Mata Atlântica/Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais.

- Galindo-Leal, C., Câmara, I.G. (2003). Atlantic Forest Hotspots status: an overview. *In: Gallindo-Leal, C., Câmara, I.G. (eds), The Atlantic Forest of South American: biodiversity status, threats and outlook*. Center for Applied Biodiversity Science and Island Press. Washington. D.C. pp. 3-11.
- Garber, P.A. (1994). Phylogenetic approach to study of tamarin and marmoset social systems. *American Journal of Primatology*, 34: 199-219.
- Gilbert, K.A. (2003). Primates and fragmentation of the Amazon forest. *In: Marsh, L.K. (ed.) Primates in patches: ecology and conservation*. New York: Kluwer Academic/Plenum Press. pp. 145–157.
- GISP - Programa Global de Espécies Invasoras. (2005). *América do Sul invadida: a crescente ameaça das espécies exóticas invasoras*. Matthews, S. (eds.). Tradução de Gizele Bolzani. Global Invasive Species Programme. 80p.
- Gomes, D.F., Bicca-Marques, J. C. (2003) Reprodução de *Callithrix jacchus* (Linnaeus, 1758), *Callithrix penicillata* (É. Geoffroy, 1812) e *Leontopithecus chrysomelas* (Kuhl, 1820) (Primates: Cebidae: Callitrichinae) em cativeiro no Brasil. *Comunicações do Museu de Ciências e Tecnologia da PUCRS*. Série Zoologia, Porto Alegre, RS, v. 16, n. 2, p. 249-254.
- Grativol, A.D., Ruiz-Miranda, C.R., Teixeira, A.M.G., Schmidt, M.A.R. (2008). Abordagem de metapopulação para a conservação dos micos-leões-dourados na paisagem fragmentada da bacia do Rio São João, RJ. *In: Oliveira, P.P., Grativol, A.D., Ruiz-Miranda, C.R. (Org.), Conservação do mico-leão-dourado: enfrentando os desafios de uma paisagem fragmentada*. 1. ed. Campos dos Goytacazes: Universidade Estadual do Norte Fluminense Darcy Ribeiro, v. 1. p.136-159.
- Hankerson, S.E.J. (2008). *Resource and space use in the wild golden lion tamarin, Leontopithecus rosalia*. PhD Thesis, College Park-USA, University of Maryland, 138p.
- Hanski, I. (1998). Metapopulation dynamics. *Nature*, 396: 41-49.
- Hershkovitz, P. (1977). *Living New World Monkeys, Part 1. (Platyrrhini), with a Introduction to Primates*. Chicago University Press, Cambridge.
- Holst, B., Medici, E., Marinho-Filho, O., Kleiman, D., Leus, K., Pissinatti, A., Vivekanda, G., Ballou, J., Traylor-Holzer, J., Raboy, B., Passos, F.C.,

- Vleeschouwer, K., Montenegro, M. (2006). *Lion Tamarin population and habitat viability assessment workshop 2005 - Final report*. IUCN/SSC Conservation Breeding Specialist Group, AppleValley, MN, USA. pp. 193.
- InfoNatura: Animals and Ecosystems of Latin America [web application]. (2007). Version 5.0. Arlington, Virginia (USA): NatureServe: <http://www.natureserve.org/infonatura> em 01/05/2010. Página mantida pela NatureServe
- IUCN. (2000). IUCN Guidelines for the Prevention of Biodiversity Loss caused by Alien Invasive Species. IUCN, Species Survival Commission, Gland, Switzerland.
- Instituto Hórus (2010). Banco de dados de espécies exótica invasoras. Instituto Hórus de Desenvolvimento e Conservação Ambiental / The Nature Conservancy: www.institutohorus.org.br/ em 02/03/2010. Página mantida pelo Instituto Hórus.
- Kennedy, T.A., Naeem, S., Howe, K.M., Knops, J.M.H., Tilman, D. (2002). Biodiversity as a barrier to ecological invasion. *Nature*, 417: 636–638.
- Kierulff, M.C.M, Rylands, A.B. (2003). Census and Distribution of Golden Lion Tamarin (*Leontopithecus rosalia*). *American Journal of Primatology* 59: 29-44.
- Kleiman, D.G., Hoage, R.J., Green, K.M. (1988). The lion tamarins, Genus *Leontopithecus*. In: Mittermeier, R.A, Coimbra-Filho, A.F., Fonseca, G.A.B. (Eds.) *Ecology and behavior of neotropical primates*. World Wildlife Fund, New York, 2: 299-347.
- Kolar, C.S., Lodge, D.M. (2001). Progress in invasion biology: predicting invaders. *Trends in Ecology and Evolution*, 16: 199–204.
- LaGro, J. (1991). Assessing patch shape in landscape mosaics. *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing*, 57: 85-293
- Landwehr, J.M., Pregibon, D., Shoemaker, A.C. (1984). Graphical methods for assessing logistic regression models. *Journal of the American Statistical Association*, 79: 61-71.
- Laurance, W.F. (2008). Theory meets reality: how habitat fragmentation research has transcended island biogeographic theory. *Biological Conservation* 141: 1731–1744.
- Laurance, W.F., Lovejoy, T.E., Vasconcelos, H.L., Bruna, E.M., Didham, R.K., Stouffer, P.C, Gascon, C., Bierregaard, R.O., Laurance, S.G., Sampaio, E. (2002). Ecosystem decay of Amazonian forest fragments: a 22-year investigation. *Conservation Biology*, 16: 605–618.

- Leprieur, F., Beauchard, O., Blanchet, S., Oberdorff, T., Brosse, S. (2008). Fish invasions in the world's river systems: when natural processes are blurred by human activities. *PloS Biology*, 6: 404-410.
- Levine, J.M. (2000). Species diversity and biological invasions: relating local process to community pattern. *Science*, 288: 852–854.
- Levine, J.M., D'Antonio, C.M. (2003). Forecasting biological invasions with increasing international trade. *Conservation Biology*, 17: 322–326.
- Lindenmayer, D.B., Lacy, R.C., (2002). Small mammals, habitat patches and PVA models: a field test of model predictive ability. *Biological Conservation*, 103: 247–265.
- Lindenmayer, D.B., McCarthy, M.A., Parris, K.M., Pope, M.L. (2000). Habitat fragmentation, landscape context, and mammalian assemblages in southeastern Australia. *Journal of Mammalogy*, 81: 787–797.
- Lockwood, J.L., Cassey, P., Blackburn, T. (2005). The role of propagule pressure in explaining species invasions. *Trends in Ecology & Evolution*. 20: 223–228.
- Lodge, D.M. (1993). Biological invasions: lessons for ecology. *Trends in Ecology and Evolution*, 8:133–37.
- Lodge, D.M., Shrader-Frechette, K. (2003). Nonindigenous species: ecological explanation, environmental ethics, and public policy. *Conservation Biology*, 17: 31–37.
- MacIsaac, H.J., Grigorovich, I.A., Ricciardi, A. (2001). Reassessment of species invasions concepts: the Great Lakes basin as a model. *Biological Invasions*, 3: 405–416.
- Maguire, L.A. (1991). Risk analysis for conservation biologists. *Conservation Biology*, 5: 123-125.
- Marvier, M., Kareiva, P., Neubert, M.G. (2004). Habitat destruction, fragmentation, and disturbance promote invasion by habitat generalists in a multispecies metapopulation. *Risk Analysis*, 24(4): 869-878.
- McAlpine, C.A., Rhodes, J.R., Callaghan, J.G., Bowen, M.E., Lunney, D., Mitchell, D.L., Pullar, D.V., Possingham, H.P. (2006). The importance of forest area and configuration relative to local habitat factors for conserving forest mammals: A case study of koalas in Queensland, Australia. *Biological Conservation*, 32: 153-165.
- McGarigal, K., Ene, E., (2003). FRAGSTATS. Spatial Pattern Analysis Program for

- Categorical Maps. The University of Massachusetts, USA
- McGarigal, K., Cushman, S.A., Neel, M.C., Ene, E. (2004). FRAGSTATS: Spatial pattern analysis program for categorical maps. Computer software program produced by the authors at the University of Massachusetts, Amherst, USA <http://www.umass.edu/landeco/research/fragstats/fragstats.html>
- Mitchell, C.E., Agrawal, A.A., Bever, J.D., Gilbert, G.S., Hufbauer, R.A., Klironomos, J.N., Maron, J.L., Morris, W.F., Parker, I.M., Power, A.G., Seabloom, E.W., Torchin, M.E., Vázquez, D.P. (2006). Biotic interactions and plant invasions. *Ecology Letters*, 9: 726–740.
- Naves, J., Wiegand, T., Revilla, E., Delibes, M. (2003). Endangered species constrained by natural and human factors: the case of brown bears in northern Spain. *Conservation Biology*, 17: 1276-1289.
- Peres, C. (1989). Exudate-eating by wild golden lion tamarins, *Leontopithecus rosalia*. *Biotropica*, 21(3): 287-288.
- Peres, C.A. (2001). Synergistic effects of subsistence hunting and habitat fragmentation on Amazonian forest vertebrates. *Conservation Biology*, 15: 1490–1505.
- Peters, V.M., Guerra, M.O. (1998). Growth of marmoset monkeys *Callithrix jacchus* in captivity. *Folia Primatologica*, 69:266–272.
- Pimentel, D., McNair, S., Janecka, J., Wightman, J., Simmonds, C., O'Connell, C., Wong, E., Russel, L., Zern, J., Aquino, T., Tsomondo, T. (2001). Economic and environmental threats of alien plant, animal, and microbe invasions. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 84: 1–20.
- Pimentel, D., Zuniga, R., Morrison, D. (2004). Update on the environmental and economic costs associated with alien-invasive species in the United States. *Ecological Economics*, 52(3): 273 – 288.
- Pontes, A.R.M., Soares, M.L. (2005). Sleeping sites of common marmosets (*Callithrix jacchus*) in defaunated urban forest fragments: an strategy to maximize food intake. *Journal of Zoology*, 266: 1–9.
- Pontes, A.R.M., Normande, I.C., Fernandes, A.C.A., Ribeiro, P.F.R., Soares, M.L. (2007). Fragmentation causes rarity in common marmosets in the Atlantic forest of northeastern Brazil. *Biodiversity and Conservation*, 16: 1175–1182.
- Pulliam, H.R. (1988). Sources, sinks, and population regulation. *American Naturalist*, 132: 652–661.

- Puth, M., Post, D.M. (2005). Studying invasion: have we missed the boat? *Ecological Letters*, 8: 715–721.
- R Development Core Team (2009). R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing. Vienna. Austria. ISBN: 3-900051-07-0. URL <http://www.R-project.org>.
- Reaser, J.K., Galindo-Leal, C., Ziller, S.R. (2005). Visitas indesejadas: a invasão de espécies exóticas. In: Galindo-Leal, C. e Câmara, I.D.G. (eds.). *Mata Atlântica: biodiversidade, ameaças e perspectivas*. Fundação SOS Mata Atlântica: São Paulo. Conservação Internacional: Belo Horizonte.
- Ribeiro, M.C., Metzger, J.P., Martensen, A.C., Ponzoni, F.J., Hirota, M.M. (2009). The Brazilian Atlantic Forest: how much is left, and how is the remaining forest distributed? Implications for conservation. *Biological Conservation*, 142: 1141–1153.
- Ricciardi, A. (2007). Are modern biological invasions an unprecedented form of global change? *Conservation Biology*, 21: 329–336.
- Richardson, D.M., Pyšek, P. (2006). Plant invasions: merging the concepts of species invasiveness and community invasibility. *Progress in Physical Geography*, 30: 409–431.
- Richardson, D.M., Pyšek, P., Rejmanek, M., Barbour, M.G., Panetta, F.D., West, C.J. (2000). Naturalization and invasion of alien plants: concepts and definitions. *Diversity and Distributions*, 6: 93–107.
- Rhodes, J.R., Wiegand, T., McAlpine, C.A., Callaghan, J., Lunney, D., Bowen, M., Possingham, H.P. (2006). Modelling species distributions for improving conservation in semi-urban landscapes: koala case study. *Conservation Biology*, 20: 449–459.
- Rizzini, C.T., Coimbra-Filho, A.F. (1981). Lesões produzidas pelo sagüi, *Callithrix penicillata* (E. Geoffroy, 1812), em árvores do cerrado (Callitrichidae, primates). *Revista Brasileira de Biologia*, 41(3): 579–583.
- Robertson, B.C., Gemmill, N.J. (2004). Defining eradication units to control invasive pests. *Journal Applied Ecology*, 41: 1042–1048.
- Royle, J.A., Nichols, J.D. (2003). Estimating abundance from repeated presence–absence data or point counts. *Ecology* 84:777–790.
- Ruiz-Miranda, C.R., Affonso, A.G., Martins, A., Beck, B.B. (2000). Distribuição do sagüi (*Callithrix jacchus*) nas áreas de ocorrência do mico leão dourado no

- Estado de Rio de Janeiro. *Neotropical Primates*, 8: 98-101.
- Ruiz-Miranda, C.R., Affonso, A.G., de Morais Jr., M.M., Verona, C.E., Martins, A., Beck, B.B. (2006). Behavioral and ecological interactions between reintroduced golden lion tamarins (*Leontopithecus rosalia*, Linnaeus, 1766) and introduced marmosets (*Callithrix* spp. Linnaeus, 1758) in Brazil's Atlantic coast forest fragments. *Brazilian Archives of Biology and Technology*, 49: 9–109.
- Rushton, S.P., Lurz, P.W.W., Fuller, R., Garson P.J. (1997). Modelling the distribution of the red and grey squirrel at the landscape scale: a combined GIS and population dynamics approach. *Journal of Applied Ecology*, 34: 1134-1154.
- Rushton, S.P., Ormerod, S.J., Kerby, G. (2004). New paradigms for modelling species distributions? *Journal of Applied Ecology*, 41: 193–200.
- Rylands, A.B. (1993). *Marmosets and tamarins: systematic, behaviour, and ecology*. Oxford Science Publications, Oxford. p. 396.
- Rylands, A.B., Faria, D.S. (1993). Habitats, feeding ecology, and homerange size in the genus *Callithrix*. In: Rylands, A.B. (eds.). *Marmosets and tamarins: systematics, behaviour, and ecology*. Oxford: Oxford University Press. pp. 262-272.
- Sakai, A.K., Allendorf, F.W., Holt, J.S., Lodge, D.M., Molofsky, J., With, K.A., Baughman, S., Cabin, R.J., Cohen, J.E., Ellstrand, N.C., McCauley, D.E., O'Neil, P., Parker, I.M., Thompson, J.N., Weller, S.G. (2001). The population biology of invasive species. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 32: 305– 332.
- Sales, I.S., Ruiz-Miranda, C.R.; Santos, C;P. (2010). Helminths found in marmosets (*Callithrix penicillata* & *C. jacchus*) introduced to the region of occurrence of golden lion tamarins (*Leontopithecus rosalia*) in Brazil. *Veterinary Parasitology*, 171: 123-129.
- Santos, C.V, de Morais Jr., M.M., Oliveira, M.M., Mikich, S.B., Ruiz-Miranda, C.R. (2006). Estudos com espécies de primatas invasores e problema: ecologia, comportamento e propostas de manejo In: *A Primatologia no Brasil*, 10: 101-118.
- Schielezeth, H. (2010). Simple means to improve the interpretability of regression coefficients. *Methods in Ecology & Evolution*, 1: 103-113.
- Shea, K., Chesson, P. (2002). Community ecology theory as a framework for biological invasions. *Trends in Ecology & Evolution*, 17: 170–176.
- Simberloff, D. (2003). Confronting introduced species: a form of xenophobia? *Biological Invasions*. 5: 179–192.

- Sousa, M.B.C., Peregrino, H.P.A., Cirne, M.F.C., Mota, M.T.S. (1999) Reproductive patterns and birth seasonality in a South-American breeding colony of common marmosets, *Callithrix jacchus*. *Primates*, 40: 327-336.
- Stevenson, M.F., Rylands, A.B. (1988). The Marmosets, Genus *Callithrix*. In: Mittermeier, R.A, Coimbra-Filho, A.F., Fonseca, G.A.B. (Eds.) *Ecology and behavior of neotropical primates*. World Wildlife Fund, New York, Washington, D.C. 2: 131-222.
- Stohlgren, T.J., Barnett, D.T., Jarnevich, C.S., Flather, C., Kartesz, J. (2008). The myth of plant species saturation. *Ecology Letters*, 11: 313–326.
- Strayer, D.L., Eviner, V.T., Jeschke, J.M., Pace, M.L. (2006) Understanding the long-term effects of species invasions. *Trends in Ecology and Evolution*. 21, 645–651.
- Strubbe, D., Matthysen, E. (2009). Establishment success of invasive ring-necked and monk parakeets in Europe. *Journal of Biogeography*, 36: 2264-2278.
- Tardiff, S.D., Jaquish, C.E. (1997). Number of ovulations in the marmoset monkey (*Callithrix jacchus*): relation to body weight, age and repeatability. *American Journal of Primatology*, 42:323–329.
- Tardiff, S.D., Bales, K.L. (2004). Relations among birth condition, maternal condition, and post-natal growth in captive common marmoset monkeys (*Callithrix jacchus*). *American Journal of Primatology*, 62:83–94.
- Taylor, B.W., Irwin, R.E. (2004). Linking economic activities to the distribution of exotic plants. *Proceedings of the National Academy of Sciences USA*, 101: 17725–17730.
- Valéry, L., Fritz, H., Lefeuvre, J.C., Simberloff, D. (2008). In search of a real definition of the biological invasion phenomenon itself. *Biological Invasions*, 10: 1345–1351.
- Watkins, R.Z., Chen, J., Pickens, J., Brosoeske, K.D. (2003). Effects of forest roads on understory plants in a managed hardwood landscape. *Conservation Biology*, 17: 411–419.
- Westphal, M.I., Browne, M., MacKinnon, K., Noble, I. (2008). The link between international trade and the global distribution of invasive alien species. *Biological Invasions*, 10: 391–398.
- Wilcove, D.S, Rothstein, D., Dubow, J., Phillips, A., Losos, E. (1998). Assessing the relative importance of habitat destruction, alien species, pollution, over-exploitation, and disease. *BioScience*, 48: 607–616.
- Williamson, M. (1996). *Biological Invasion*. London: Chapman and Hall. 244pp.

- Williamson, M., Fitter, A. (1996). The characters of successful invaders. *Biological Conservation*, 78: 163-170.
- Williamson, M. (1999). Invasions. *Ecography*, 22: 5–12.
- With, K.A. (2002). The landscape ecology of invasive spread. *Conservation Biology*. 16(5): 1192-1203
- With, K.A. (2004). Assessing the risk of invasive spread in fragmented landscapes. *Risk Analysis*, 24(4): 803-815.
- Woodrofe, R., Ginsberg, J.R. (1998). Edge effects and the extinction of populations inside protected areas. *Science*, 280: 2126-2128.
- Yamamoto, M.E. (1993). From dependence to sexual maturity: The behavioural ontogeny of Callitrichidae. In: Rylands, A.B. (ed.) *Marmosets and Tamarins. Systematics, Behaviour, and Ecology*. Oxford University Press, Oxford, pp. 235–254
- Ziller, S.R.; Zalba, S.M.; Zenini, R.D. (2007). Modelo para o desenvolvimento de uma estratégia nacional para espécies exóticas invasoras. Programa de Espécies Exóticas Invasoras para a América do Sul - The Nature Conservancy. Programa Global de Espécies Invasoras – GISP.

6. Anexos

6.1. Anexo 1: Legislações acerca de espécies exóticas invasoras

Legislação federal brasileira

1. A Convenção sobre Diversidade Biológica, da qual o Brasil é signatário, Decreto 2519/88 e Decreto Legislativo 02/94, que em seu artigo 8º roga: “Impedir que se introduza, controlar ou erradicar espécies exóticas que ameacem os ecossistemas, habitats ou espécies.” Ressalte-se que as duas últimas convenções tiveram como tema central a problemática de espécies exóticas invasoras e que o Ministério do Meio Ambiente do Brasil hospedou um workshop para a América Latina em outubro de 2001, em parceria com o Programa Global de Espécies Invasoras (GISP), reconhecendo a relevância do tema para o país.

2. A Política Nacional de Biodiversidade, Decreto 4.339, de 22 de agosto de 2002, publicado no Diário Oficial da União de 23/08/2002. Um dos princípios básicos ressalta que “A política nacional de biodiversidade reger-se-á pelas seguintes diretrizes: “IV. é vital prever, prevenir e combater na origem as causas da sensível redução ou perda de diversidade biológica”.

Do Componente I, referente ao Conhecimento da Biodiversidade, citamos o item 10.1.8: “Inventariar e mapear as espécies exóticas invasoras e as espécies-problema, bem como os ecossistemas em que foram introduzidas para nortear estudos dos impactos gerados e ações de controle”. Ainda dentro do mesmo Componente temos o item 10.3.6: “Promover e apoiar pesquisas para subsidiar a prevenção, erradicação e controle de espécies exóticas invasoras e espécies-problema que ameacem a biodiversidade, atividades de agricultura, pecuária, silvicultura e aquicultura e a saúde humana.”

Do componente II, referente à Conservação da Biodiversidade, vale citar o item 11.1.13: “Promover a prevenção, a erradicação e o controle de espécies exóticas invasoras que possam afetar a biodiversidade”.

Do componente IV, referente ao Monitoramento, Avaliação, Prevenção e Mitigação de Impactos sobre a Biodiversidade, citamos os itens 13.2.6: “Apoiar a realização de análises de risco e estudos de impactos da introdução de espécies

exóticas potencialmente invasoras, espécies potencialmente problema e outras que ameacem a biodiversidade, as atividades econômicas e a saúde da população, e a criação e implementação de medidas de controle.” e o item 13.2.7: “Promover e aperfeiçoar ações de prevenção, controle e erradicação de espécies exóticas invasoras e de espécies-problema.”

Do componente VII, referente ao Fortalecimento Jurídico e Institucional para a Gestão da Biodiversidade, citamos o item 16.5.2: “Promover a implementação de acordos e convenções internacionais relacionados com a gestão da biodiversidade, com atenção especial para a Convenção sobre Diversidade Biológica e seus programas e iniciativas”.

3. A Lei de Crimes Ambientais, número 9.605/98, nos seus Artigos 31 e 61, respectivamente, dispõe que é crime ambiental: “introduzir espécime animal no país sem parecer técnico oficial favorável e licença expedida por autoridade ambiental competente” e “disseminar doença ou praga ou espécies que possam causar dano à agricultura, à pecuária, à fauna, à flora ou aos ecossistemas”. A pena é de reclusão de um a quatro anos, e multa.

4. O Decreto Federal nº 3.179, de 21 de setembro de 1999, em seu artigo 45, prevê multa de R\$ 5.000,00 (cinco mil reais) a R\$ 2.000.000,00 (dois milhões de reais) para o crime descrito no artigo 61 da Lei nº 9.605/98.

5. A Lei 9.985/2000, que institui o Sistema Nacional de Unidades de Conservação, restringe, em seu art. 31, a introdução de espécies exóticas invasoras em determinados espaços geográficos de proteção especial.

6. A alínea "a", §2º, inciso V do Artigo 1º da Lei Federal 4.771, de 15 de setembro de 1965 (Código Florestal), considera de interesse social as atividades imprescindíveis à proteção da integridade da vegetação nativa, e menciona, dentre elas, a erradicação de invasoras.

7. A Resolução CONAMA 369, de 28 de março de 2006, em seu artigo 2º, inciso II, alínea "a", reitera as disposições da Lei 4.771/65 ao considerar de interesse social a

erradicação de espécies exóticas invasoras quando se mostrar necessária a sua adoção para assegurar a proteção da integridade da vegetação nativa.

8. A Lei Federal nº 11.428, de 22 de dezembro de 2006, que dispõe sobre a utilização e proteção da vegetação nativa do Bioma Mata Atlântica, em seu artigo 3º, inciso VIII, alínea a, considera de interesse social as atividades imprescindíveis à proteção da integridade da vegetação nativa, e dentre essas a erradicação de espécies exóticas invasoras.

9. A Instrução Normativa IBAMA 179, de 25 de junho de 2008, que define as diretrizes e procedimentos para destinação dos animais da fauna silvestre nativa e exótica apreendidos, resgatados ou entregues espontaneamente às autoridades competentes, diz que:

Art. 3o. Os espécimes da fauna silvestre deverão ser destinados de acordo com os critérios desta IN, para:

I - Retorno imediato à natureza;

II - Cativeiro;

III - Programas de soltura (reintrodução, revigoramento ou experimentação);

IV - Instituições de pesquisa ou didáticas.

§1 o- Espécime da fauna silvestre exótica não poderá, sob hipótese alguma, ser destinado para o retorno imediato à natureza ou soltura.

Art. 16. O espécime com comprovado potencial de causar danos à saúde pública, agricultura, pecuária, fauna, flora ou aos ecossistemas poderá ser submetido ao óbito, desde que previamente avaliados pela comissão de avaliação da SUPES.

10. O Decreto Federal 6.514, de 22 de julho de 2008, que dispõe sobre as infrações e sanções administrativas ao meio ambiente, estabelece o processo administrativo federal para apuração destas infrações, e dá outras providências, determina:

Art. 25. Introduzir espécime animal silvestre, nativo ou exótico, no País ou fora de sua área de distribuição natural, sem parecer técnico oficial favorável e licença expedida pela autoridade ambiental competente, quando exigível:

Multa de R\$ 2.000,00 (dois mil reais), com acréscimo por exemplar excedente de:

I - R\$ 200,00 (duzentos reais), por indivíduo de espécie não constante em listas oficiais de espécies em risco ou ameaçadas de extinção;

II - R\$ 5.000,00 (cinco mil reais), por indivíduo de espécie constante de listas oficiais de fauna brasileira ameaçada de extinção, inclusive da CITES.

§ 1º Entende-se por introdução de espécime animal no País, além do ato de ingresso nas fronteiras nacionais, a guarda e manutenção continuada a qualquer tempo.

§ 2º Incorre nas mesmas penas quem reintroduz na natureza espécime da fauna silvestre sem parecer técnico oficial favorável e licença expedida pela autoridade ambiental competente, quando exigível.

Art. 38. Importar ou exportar quaisquer espécies aquáticas, em qualquer estágio de desenvolvimento, bem como introduzir espécies nativas, exóticas ou não autóctones em águas jurisdicionais brasileiras, sem autorização ou licença do órgão competente, ou em desacordo com a obtida:

Multa de R\$ 3.000,00 (três mil reais) a R\$ 50.000,00 (cinquenta mil reais), com acréscimo de R\$ 20,00 (vinte reais) por quilo ou fração do produto da pescaria, ou por espécime quando se tratar de espécies aquáticas, oriundas de produto de pesca para ornamentação.

§ 1º Incorre na mesma multa quem introduzir espécies nativas ou exóticas em águas jurisdicionais brasileiras, sem autorização do órgão competente, ou em desacordo com a obtida.

§ 2º A multa de que trata o caput será aplicada em dobro se houver dano ou destruição de recife de coral.

Art. 61. Causar poluição de qualquer natureza em níveis tais que resultem ou possam resultar em danos à saúde humana, ou que provoquem a mortandade de animais ou a destruição significativa da biodiversidade:

Multa de R\$ 5.000,00 (cinco mil reais) a R\$ 50.000.000,00 (cinquenta milhões de reais).

Parágrafo único. As multas e demais penalidades de que trata o caput serão aplicadas após laudo técnico elaborado pelo órgão ambiental competente, identificando a dimensão do dano decorrente da infração e em conformidade com a gradação do impacto.

Art. 67. Disseminar doença ou praga ou espécies que possam causar dano à agricultura, à pecuária, à biodiversidade, à fauna, à flora ou aos ecossistemas:

Multa de R\$ 5.000,00 (cinco mil reais) a R\$ 5.000.000,00 (cinco milhões de reais).

Art. 84. Introduzir em unidade de conservação espécies alóctones:

Multa de R\$ 2.000,00 (dois mil reais) a R\$ 100.000,00 (cem mil reais).

Legislação Estadual - Paraná

Portaria nº 192, de 02 de Dezembro de 2005 - Normatiza o processo de eliminação e controle de espécies vegetais exóticas invasoras em unidades de conservação de proteção integral sob administração do IAP.

Portaria nº 121, de 10 de Julho de 2007 - Regulamenta o corte de espécies florestais exóticas em perímetro urbano.

Portaria nº 096, de 22 de Maio de 2007 - Isenta a matéria prima florestal exótica da obrigatoriedade de reposição florestal, da prévia aprovação para exploração e transporte.

Portaria nº 095, de 22 de Maio de 2007 - Reconhece a Lista Oficial de Espécies Exóticas Invasoras para o Estado do Paraná, estabelece normas de controle.

Legislação Estadual - Espírito Santo

Instrução normativa nº 03, de 05 de fevereiro de 2007 - Normatiza o processo de eliminação e controle de espécies vegetais exóticas invasoras em Unidades de Conservação sob administração do IEMA.

Legislação Municipal – Bauru

DECRETO 10987, DE 16 DE JULHO 2009 - Declara a lista oficial das espécies exóticas invasoras ou com potencial de invasão do Município de Bauru e dá outras providências.

O PREFEITO MUNICIPAL DE BAURU, no uso de suas atribuições conferidas pelo Art. 51 da Lei Orgânica do Município de Bauru e; Considerando que as espécies exóticas invasoras constituem-se em uma das maiores ameaças à biodiversidade, representando hoje a segunda maior causa de extinção de espécies, perdendo apenas para a destruição de habitat.

Considerando o disposto no artigo 8 (h) da Convenção Quadro sobre a Diversidade Biológica, assinada pelo Brasil em 5 de junho de 1992 e ratificada através do Decreto Legislativo n.º 2, de 3 de setembro de 1994, que estabelece que cada parte

contratante deve, na medida do possível e conforme o caso, impedir a introdução, controlar ou erradicar as espécies exóticas que ameaçam ecossistemas, habitats e espécies.

Considerando - que se reconhece a importância de implementar plenamente na região a Decisão V/8 da 5.a Conferência das Partes da Convenção sobre Diversidade Biológica, que estabeleceu diretrizes para a prevenção e controle de espécies exóticas invasoras que ameaçam ecossistemas, habitats ou espécies,

DECRETA:

Art. 1.o – Ficam declaradas como espécies exóticas invasoras ou com potencial de invasão da fauna e da flora do município de Bauru, as constantes dos Anexos I e II deste Decreto.

Art. 2.o – Para os efeitos deste Decreto consideram-se espécies exóticas invasoras, as espécies que, introduzidas fora de sua área de distribuição natural, ameaçam ecossistemas, habitats ou outras espécies.

Art. 3.o – A publicação deste Decreto não autoriza qualquer ação ou medida de controle em relação a qualquer espécie, sendo apenas indicativa.

Art. 4.o – O Município deverá envidar todos os esforços de forma a garantir e implementar ações preventivas e de controle para espécies exóticas invasoras, através de planos de manejo específicos.

Art. 5.o – Esta lista deverá ser revista no prazo máximo de 1 anos após a sua publicação através da realização de workshop onde participarão os órgãos integrantes do SISNAMA e especialistas, quando serão definidas prioridades e ações estratégicas.

Art. 6.o – Este Decreto entra em vigor na data de sua publicação.