

**UNIVERSIDADE FEDERAL DE SANTA MARIA  
CENTRO DE CIÊNCIAS NATURAIS E EXATAS  
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM BIODIVERSIDADE ANIMAL**

**UNIDADES DE CONSERVAÇÃO COM FRONTEIRA  
AGRÍCOLA PODEM EVITAR INVASÕES? O CASO  
DA RÃ-TOURO NA MATA ATLÂNTICA DO SUL DO  
BRASIL**

**DISSERTAÇÃO DE MESTRADO**

**Bruno Madalozzo**

**Santa Maria, RS, Brasil**

**2013**

**UNIDADES DE CONSERVAÇÃO COM FRONTEIRA  
AGRÍCOLA PODEM EVITAR INVASÕES? O CASO DA RÃ-  
TOURO NA MATA ATLÂNTICA DO SUL DO BRASIL**

**Bruno Madalozzo**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em  
Biodiversidade Animal, da Universidade Federal de Santa Maria, como  
requisito parcial para obtenção do grau de **Mestre em  
Biodiversidade Animal.**

**Orientadora: Prof. Dra. Sonia Zanini Cechin**  
**Co-orientadora: Dra. Camila Both**

**Santa Maria, RS, Brasil**

**2013**

Ficha catalográfica elaborada através do Programa de Geração Automática da Biblioteca Central da UFSM, com os dados fornecidos pelo(a) autor(a).

Madalozzo, Bruno

UNIDADES DE CONSERVAÇÃO COM FRONTEIRA AGRÍCOLA PODEM EVITAR INVASÕES? O CASO DA RÃ-TOURO NA MATA ATLÂNTICA DO SUL DO BRASIL / Bruno Madalozzo.-2013.

51 f.; 30cm

Orientadora: Sonia Cechin

Coorientadora: Camila Both

Dissertação (mestrado) - Universidade Federal de Santa Maria, Centro de Ciências Naturais e Exatas, Programa de Pós-Graduação em Biodiversidade Animal, RS, 2013

1. Espécies invasoras 2. Lithobates catesbeianus 3. Áreas protegidas 4. Borda florestal 5. Invasão I. Cechin, Sonia II. Both, Camila III. Título.

---

© 2013

Todos os direitos autorais reservados a Bruno Madalozzo. A reprodução das partes ou do todo deste trabalho só poderá ser feita mediante a citação da fonte.

Endereço: Programa de Pós-Graduação em Biodiversidade Animal, Centro de Ciências Naturais e Exatas, Universidade Federal de Santa Maria, Avenida Roraima, 1000, Bairro Camobi, Santa Maria, RS, Brasil. CEP 97105-900. E-mail: bmadal@gmail.com

**UNIVERSIDADE FEDERAL DE SANTA MARIA  
CENTRO DE CIÊNCIAS NATURAIS E EXATAS  
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM BIODIVERSIDADE  
ANIMAL**

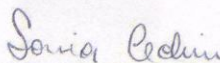
A Comissão Examinadora, abaixo assinada,  
aprova a Dissertação de Mestrado

**UNIDADES DE CONSERVAÇÃO COM FRONTEIRA AGRÍCOLA  
PODEM EVITAR INVASÕES? O CASO DA RÃ-TOURO NA MATA  
ATLÂNTICA DO SUL DO BRASIL**

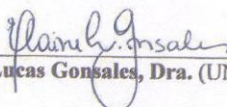
elaborada por  
**Bruno Madalozzo**

como requisito parcial para obtenção do grau de  
**Mestre em Ciências Biológicas – Biodiversidade Animal**

**COMISSÃO EXAMINADORA**



**Sonia Zanini Cechin, Dra.**  
(Presidente/Orientador)



**Elaine Maria Lucas Gonsales, Dra. (UNOCHAPECO)**



**Mirco Solé Kienle, Dr. (UESC)**

Santa Maria, 26 de fevereiro de 2013.

*Aos meu pais,  
por simplesmente  
serem quem são  
para que pudesse  
ser quem eu sou.*

## AGRADECIMENTOS

Espero refletir em palavras não só toda a minha gratidão profissional, mas principalmente a pessoal que sinto para com os espécimes de *Homo sapiens sapiens* que fizeram parte desse trabalho e ajudaram a construir os degraus de uma parte dessa longa escada da vida.

Agradeço à **CAPPES (Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior)** pelo apoio financeiro, o sustento, para que pudesse viver e trabalhar nesses dois anos. Da mesma forma agradeço as instituições **SEMA-RS (Secretaria de Estado de Meio Ambiente do Rio Grande do Sul)** e ao **ICMBio/IBAMA (Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis)** pelas licenças e autorizações, imprescindíveis para que o trabalho de pesquisa fosse possível.

O meu muito obrigado a **Dra. Sonia Cechin**, pelas boas vindas ao mundo da herpetologia e pela ajuda no crescimento desde a época em que eu era um girino até a fase da metamorfose que pode estar a ocorrer, lentamente, ao fim desses dois anos. Agradeço também a **Dra. Camila Both**, pelo grande aprendizado desde há muito tempo, pela prontidão em responder dúvidas e questionamentos ao longo desses dois anos e é claro pela amizade e coleguismo de sempre.

Agradeço também a todos os proprietários rurais que gentilmente possibilitaram a entrada em seus locais de trabalho para que nós pudéssemos fazer o nosso. Em especial, ao seu **Ênio e família**, por me receber sempre muito bem em sua residência e é claro ao grande amigo **Maiquel Eisenbach**. Esse guri, que almeja ser biólogo um dia, foi um excelente ajudante de campo que me auxiliou quando mais necessitei. Ele quis ajudar unicamente pelo motivo de gostar de aprender e trabalhar com os animais. Um muito obrigado para você e tenho certeza que tem o potencial de ser um grande profissional daqui a alguns anos.

Um agradecimento muito, mas muito especial aos grandes parceiros e amigos do laboratório mais “pra cima” que pode existir: **Maurício, Paulo, Carol, Victor, Franciéle, Rubens, George, Tailise, Leonan, Camila, Vinícius, Daniel e Samanta**. Embora todos sejam importantes, eu devo destacar os amigos **Victor “Xupinski”** e **Vinícius “Boça” Caldart** pela ajuda totalmente voluntária que só um amigo de verdade pode proporcionar nos trabalhos de campo, nas discussões sérias e principalmente nos momentos de alegria, cervejas e conversas sobre a vida. E é claro um agradecimento especial ao **Maurício “Tio Chico” Beux** e **Carol Pietczak** (não precisa de apelido com esse sobrenome hehe) pela ajuda em todos os aspectos possíveis seja no dia-dia, no compartilhamento de desmotivações e preocupações, típicos de

qualquer pessoa em alguma fase da vida acadêmica. Gostaria de dizer à vocês que fazem a frase de Vinícius de Moraes: “A gente não faz amigos, reconhece-os”; se transformar rapidamente de uma hipótese para um fato.

Aos amigos que “reconheci” há muitos anos desde a infância ou faculdade: **Diego, Tiago, Marcelo, João Henrique, Jovi, Jaia, Warner, Naiara, Zairon** e ao pessoal de Erechim lá da década de 90. Amigos de sempre que, mesmo com uma convivência menor do que estávamos acostumados no passado, a amizade continua sempre e para sempre continuará. Meu muito obrigado por fazerem parte da minha família por muitos anos e pela torcida de todos por mim, que imagino que exista, pois de minha parte sempre desejo tudo de melhor para vocês. Em especial ao **Marcelo Dalosto**, um amigo que já superou o limiar da amizade e tornou-se um verdadeiro irmão mais novo, que muitas vezes também se comporta como mais velho. Obrigado pela força, amizade e companheirismo dignos de um irmão.

Agradeço em especial à minha namorada **Carla Hedges**. A partir daqui começam a faltar palavras para expressar o carinho, amor e alegria que sinto por você estar ao meu lado. Obrigado pelo apoio de sempre, um apoio vindo de uma mulher de verdade que tem a humildade para saber seus limites e o esforço para tentar sempre superá-los. Você é e foi muito importante nesses anos de trabalho e convivência, obrigado por compreender certas situações e me puxar de volta para o mundo quando precisava. Você é muito especial e única, te amo!

E por último e de maneira nenhuma menos importante, à minha família, especialmente meu pai **Luiz Fernando Madalozzo**, minha mãe **Dejane Tozatti Madalozzo** e minha irmã **Janiê Madalozzo**. Vocês são o meu combustível de vida, vocês me fazem feliz, vocês me tranquilizam, vocês são meus ídolos, meus exemplos e minha vida. Vocês são meu olfato, minha visão, minhas pernas e braços, minha sequência de DNA, vocês são eu e eu sou vocês, e isso basta para aqui estar uma pessoa inteiramente feliz. Afinal não tem nada melhor nesse mundo do que ser como os exemplos que sempre almejamos seguir. Obrigado por tudo e pelo apoio que nunca faltou, amo muito vocês.

E agora sim por último, agradeço aos meus amigos caninos **Fusso e Thor**. Eles não falam, não opinam, mas fazem o que muitas pessoas esquecem: ouvir e apoiar.. daquele jeito deles todo especial...

*“Quero a certeza dos  
loucos que brilham.  
Pois se o louco  
persistir na sua loucura,  
acabará sábio.”*

**Raul Seixas**



## **RESUMO**

Dissertação de Mestrado  
Programa de Pós-Graduação em Biodiversidade Animal  
Universidade Federal de Santa Maria

### **UNIDADES DE CONSERVAÇÃO COM FRONTEIRA AGRÍCOLA PODEM EVITAR INVASÕES? O CASO DA RÃ-TOURO NA MATA ATLÂNTICA DO SUL DO BRASIL**

AUTOR: BRUNO MADALOZZO

ORIENTADORA: SONIA ZANINI CECHIN

CO-ORIENTADORA: CAMILA BOTH

Data e Local de Defesa: Santa Maria, 26 de FEVEREIRO de 2013.

*Lithobates catesbeianus*, a rã-touro, é considerada uma das 100 espécies invasoras mais prejudiciais do planeta. Predições com base em modelagens climáticas e topográficas evidenciam muitas regiões pertencentes ao bioma Mata Atlântica como favoráveis para o estabelecimento da espécie. Modelos que preveem o aumento de temperatura e maior concentração de gases ligados ao efeito estufa colocaram áreas protegidas do bioma como propícias à invasão nos próximos anos. Nós amostramos 36 corpos de água localizados em uma unidade de conservação e áreas agrícolas do entorno através de um gradiente floresta-borda-lavoura. Buscamos dados de abundância e indícios de reprodução de *L. catesbeianus* nesses locais para compreender quais os principais fatores locais e da paisagem que explicam a distribuição da espécie. Nossos dados demonstraram que a *Lithobates catesbeianus* responde principalmente ao gradiente área-hidroperíodo-profundidade (fatores locais) e de maneira secundária ao gradiente ambiental floresta–borda-lavoura (fatores da paisagem). Estratégias de manejo de populações invasoras aquáticas como *L. catesbeianus* devem focar tanto no manejo da paisagem quanto em manejo dos corpos d’água presentes na zona do entorno. A fiscalização da construção de corpos d’água com grandes áreas (ou profundos e permanentes) nas bordas e áreas de entorno às unidades de conservação pode ser eficaz, sendo a utilização do manejo florestal-agrícola um complemento importante para evitar invasões.

**PALAVRAS-CHAVE:** Espécies invasoras, *Lithobates catesbeianus*, áreas protegidas, borda florestal, invasão, Brasil.

## **ABSTRACT**

Master Dissertation  
Post-Graduation in Animal Biodiversity  
Universidade Federal de Santa Maria

### **UNIDADES DE CONSERVAÇÃO COM FRONTEIRA AGRÍCOLA PODEM EVITAR INVASÕES? O CASO DA RÃ-TOURO NA MATA ATLÂNTICA DO SUL DO BRASIL**

AUTHOR: BRUNO MADALOZZO  
ADVISOR: SONIA ZANINI CECHIN  
CO-ADVISOR: CAMILA BOTH

#### **ABSTRACT**

*Lithobates catesbeianus*, the bullfrog is considered one of the 100 more prejudicial invasive species of the planet. Predictions based on climatic and topographic models showed atlantic forest biome regions of southern Brazil as favorable to invasive populations become established. Models that predict increase of temperature and gases concentration related with greenhouse effect, showed protected areas of the biome as propitious to invasion in the coming years. We conducted surveys at 36 waterbodies located in a protected area and anthropic adjacent locations through a forest-edge-farming gradient. We collected data on abundance and breeding to understand which the main descriptors (local and landscape) explained the bullfrog distribution. Our results showed that *L. catesbeianus* is mainly related with area-hidroperiod-deep gradient (local descriptors) and secondarily with environment gradient florest-edge-agriculture (landscape descriptors). Management strategies of aquatic invader populations as bullfrogs should focus both the management of landscape and waterbodies located at the edge. The supervision of large waterbodies (permanent or deep) construction in the park edge and adjacent areas can be effective, and the use of forest-agriculture management could be an important complement to prevent invasions.

**KEYWORDS:** Invasive species, *Lithobates catesbeianus*, protected areas, forest edge, invasion, Brazil.

## SUMÁRIO

<b>INTRODUÇÃO GERAL</b> .....	11
<b>Invasões Biológicas</b> .....	11
<b>Os anfíbios anuros como invasores</b> .....	13
<b>A invasão da rã-touro no Brasil</b> .....	16
<b>REFERÊNCIAS</b> .....	19
<b>Artigo 01 - Unidades de conservação com fronteira agrícola podem evitar invasões? O caso da rã-touro na Mata Atlântica no sul do Brasil</b> .....	27
<b>Resumo</b> .....	27
<b>Abstract</b> .....	28
<b>Introdução</b> .....	29
<b>Bordas como barreiras ecológicas a invasões</b> .....	29
<b>O caso da espécie invasora <i>Lithobates catesbeianus</i></b> .....	30
<b>Material e métodos</b> .....	32
<b>Área de estudo</b> .....	32
<b>Amostragens</b> .....	34
<b>Modelos espaciais e descritores ambientais</b> .....	34
<b>Análises estatísticas</b> .....	35
<b>Resultados</b> .....	36
<b>Discussão</b> .....	39
<b>Agradecimentos</b> .....	42
<b>Referências</b> .....	43
<b>CONCLUSÃO GERAL</b> .....	49

## INTRODUÇÃO GERAL

### Invasões Biológicas

Desde o século XIX, vários naturalistas renomados, dentre eles Charles Darwin, já mencionavam em seus livros a existência das chamadas espécies invasoras (DARWIN, 1860). Entretanto, foi o livro de Charles B. Elton (1958) — *The ecology of invasions by animals and plants* — que foi reconhecido como o ponto inicial para destacar a biologia da invasão perante a comunidade científica (RICHARDSON; PYSEK, 2007). No entanto, o conceito do fenômeno invasão biológica não foi proposto pelo autor, e ainda hoje existem divergências quanto a sua definição (RICHARDSON; PYSEK, 2007). Como os efeitos e as consequências das invasões variam de acordo com as espécies, local invadido e fatores ambientais, naturalmente há problemas em unificar o processo invasivo em um único conceito. Por esta razão, a proposta de Valéry et al. (2008, p. 5) define a invasão biológica de forma suficientemente geral por caracterizar o que é comum para todas as invasões:

Uma invasão biológica consiste em espécies que com o desaparecimento de obstáculos naturais adquirem vantagens competitivas para sua proliferação, o que permite sua rápida expansão e a conquista de novas áreas dentro de ecossistemas tornando-se assim populações dominantes.

Os obstáculos naturais definidos pelo conceito podem envolver as restrições na dispersão, restrições ambientais e dinâmicas internas de espécies que compõem as comunidades biológicas (BELYEA; LANCASTER, 1999; BOOTH; SWANTON, 2002). Muitas vezes, as restrições naturais são ultrapassadas por intermédio do homem, que atua como facilitador do estabelecimento de invasores em novos habitats, nos quais historicamente não ocorrem (DAVIS, 2006; RICHARDSON; PYSEK, 2006).

A introdução de invasores pode ocorrer de forma acidental ou intencional em novos locais. Geralmente, plantas e vertebrados estão mais relacionados às introduções intencionais, e os invertebrados e microrganismos às acidentais (ELTON, 1958). De acordo com Pimentel et al. (2001), estimativas indicam que, nos Estados Unidos, Reino Unido, Austrália, África do Sul e Brasil, existem ao todo aproximadamente 120.000 espécies invasoras exóticas (plantas, animais e microrganismos). A taxa dessas invasões e os riscos relacionados aumentaram de

forma considerável nos últimos anos devido, principalmente, ao crescimento populacional, à rápida movimentação de pessoas pelo mundo e às alterações ambientais (PIMENTEL, 2000).

O processo de invasão é considerado um dos principais causadores do declínio populacional de espécies, juntamente com a perda e/ou fragmentação dos habitats (VITOUSEK et al., 1997; IUCN, 2011). Espécies invasoras potenciais podem apresentar características como: alta abundância no habitat natural; dieta generalista; ampla tolerância em gradientes abióticos; reprodução rápida; grande porte; comportamento gregário (EHRlich, 1989). Porém, existem muitas exceções de espécies invasoras que não possuem tais características consideradas indicadoras de potencial invasor. Dessa forma, o melhor preditor de uma espécie invasora em potencial é o próprio histórico de uma invasão anterior (SIMBERLOFF; VON HOLLE, 1999). Quando espécies invasoras se estabelecem, podem tornar vulnerável a estrutura das comunidades nativas e extinguir espécies (CLAVERO; GARCIA-BARTHO, 2005). De fato, os dados observados para alguns grupos são preocupantes. No Brasil, por exemplo, estima-se a existência de 11.709 espécies invasoras, incluindo plantas, peixes, mamíferos e aves nos mais variados ecossistemas (MARES et al., 1989; VITOUSEK et al., 1997).

Muitos dos exemplos de efeitos trágicos da introdução de espécies invasoras são provenientes de ilhas devido, principalmente, ao alto grau de endemismo das espécies nativas. Nesses locais, também podem ocorrer espécies mais vulneráveis à invasão por não conviverem historicamente com predadores e competidores em seu ambiente natural (HARRIS et al., 2005). Dentre as espécies invasoras em ilhas, estão alguns répteis como a serpente *Boiga irregularis* e o lagarto *Anolis carolinensis*. A espécie *B. irregularis* foi introduzida em Guam e alcança altas densidades populacionais em locais invadidos (RODDA et al., 1992; 1997). Através da predação, essa serpente invasora extinguiu 9 das 18 espécies de aves e 6 das 12 espécies de répteis residentes na ilha (RODDA e FRITTS, 1992; RODDA et al., 1997; FRITTS e RODDA, 1998). *A. carolinensis* foi introduzida em diversas ilhas, incluindo Ogasawara, Hawaii e Guam (HASEGAWA, 1986; ELDREDGE, 1988; MCKEOWN, 1996). O invasor causou decréscimos e extinções locais de algumas espécies endêmicas da entomofauna nativa via predação (KARUBE; SUDA, 2004; MAKIHARA et al., 2004; TAKAKUWA; SUDA, 2004; KARUBE, 2005; YOSHIMURA; OKOCHI, 2005).

Ambientes continentais aquáticos, que podem ser considerados ilhas de habitat, são bastante suscetíveis a invasões por sofrerem com um alto grau de antropização (RICCIARDI; RASMUSSEN, 1999; RAHEL, 2002; GESSNER et al., 2004). A frequência de distúrbios antrópicos ou naturais nesses sistemas pode aumentar as chances de estabelecimento de

invasores pela alteração dos recursos, do ambiente físico e das interações bióticas (HOBBS, 1989; WILLIAMSON, 1996; PAYNTER et al., 1998). Dependendo do grau de isolamento desses ambientes, a recolonização de espécies pode ser dificultada, o que aumenta as chances de extinções locais (GILLER et al., 2004). Um exemplo de invasão em ambiente aquático foi a introdução da Perca do Nilo (*Lates niloticus*) em um lago na África oriental, denominado *Lake Victoria*. A espécie dizimou aproximadamente 200 espécies endêmicas do local (CRAIG, 1992). Como muitas destas eram ciclídeos, a abundância de suas presas (zooplâncton) aumentou, acarretando em alterações da produtividade primária do lago (MOYLE, 1986).

Além dos problemas ecológicos, os prejuízos econômicos causados por espécies invasoras podem chegar a bilhões de dólares por ano (PIMENTEL et al., 2005). Os custos podem ser decorrentes de pestes agrícolas ou, ainda, do próprio manejo e controle de espécies invasoras para fins ambientais e econômicos (PIMENTEL et al., 2001). De acordo com Pimentel et al. (2001; 2005), as estimativas dos custos econômicos e ambientais das invasões são pouco conhecidas em países subdesenvolvidos. Tal situação indica a necessidade de estudos relacionados à invasão de espécies nesses países que enfoquem as interações com populações nativas e possíveis impactos.

### **Os anfíbios anuros como invasores:**

Recentemente, foi organizada a lista mundial das espécies invasoras mais prejudiciais do planeta. A seleção foi realizada a partir de dois critérios: impactos na diversidade biológica e/ou atividades humanas e o esclarecimento de questões importantes para a biologia da invasão (GISD, 2012). A lista envolve 100 espécies invasoras de inúmeros táxons, e os anfíbios anuros possuem 3 representantes: *Eleutherodactylus coqui* (TOMAS, 1996), *Rhinella marina* (LINNAEUS, 1758) e *Lithobates catesbeianus* (SHAW, 1802).

A espécie *E. coqui*, nativa de Porto Rico, foi introduzida em países como Flórida, Estados Unidos, República Dominicana e, acidentalmente, via horticultura, em várias ilhas do Havaí (KRAUS, 1999; 2009). A espécie alcança uma densidade considerada alta para anfíbios terrestres em locais invadidos (STEWART; WOOLBRIGHT, 1996). Esse fator pode estar relacionado a um possível nicho disponível que existe no Havaí, pelo fato de não haver historicamente anfíbios e répteis no local (LOOPE, 2011). Características como o desenvolvimento direto, necessidade mínima de água para reproduzir, reprodução contínua ao

longo do ano e sua dieta generalista podem ter contribuído para o estabelecimento em novos habitats (BEARD; O'NEILL, 2005).

Os principais impactos de *E. coqui* estão relacionados à fauna de invertebrados nativos e à possibilidade de ser um vetor do fungo *Batrachochytrium dendrobatidis* (BEARD; O'NEILL, 2005; BEARD, 2007; LOOPE 2011). Em relação aos prejuízos econômicos, o mercado imobiliário foi prejudicado pela desvalorização de áreas com a presença da espécie, devido ao barulho causado pela sua vocalização característica (BEARD et al., 2009). Além disso, *E. coqui* ameaça o mercado de horticultura pelas inúmeras medidas obrigatórias para evitar a sua infestação, por exemplo, a quarentena de produtos voltados para exportação (KRAUS; CAMPBELL, 2002; BEARD et al., 2009).

*R. marina* é nativa da América do Sul e Central (ZUG; ZUG, 1979). Por ser naturalmente uma forrageadora voraz, a espécie foi introduzida em diversos países para o controle de populações de besouros associados à cultura da cana-de-açúcar (LEVER, 2001). A espécie caracteriza-se pelo uso generalista do habitat e por seu grande porte (pode chegar a 24 cm e 2 kg) (SEABROOK, 1993; LEVER, 2001). Na Austrália, *R. marina* foi introduzida em 1935, e hoje sabe-se que a espécie expandiu sua distribuição em vários quilômetros na porção tropical e subtropical do país (PHILIPS et al., 2006). Essa grande expansão possivelmente se deve às rápidas adaptações morfológicas da espécie, já que populações invasoras mais recentes possuem membros maiores, o que pode facilitar a sua rápida dispersão (PHILIPS et al., 2006).

Os principais efeitos de *R. marina* na comunidade nativa parecem ser de natureza indireta. Um exemplo é a capacidade da espécie de diminuir as atividades de forrageamento de anfíbios nativos (GREENLEES et al., 2007). Por outro lado, a espécie possui também um composto químico cardiotoxico, chamado bufadienolides, inexistente nas espécies nativas (CHEN; KOVARIKOVA, 1967). Dessa forma, serpentes predadoras nativas encontram dificuldades em metabolizar esse composto, o que pode ocasionar, muitas vezes, a sua morte (PHILIPS et al., 2003). Contudo, parece ocorrer uma rápida adaptação de serpentes predadoras em locais invadidos, demonstrada através de experimentos nos quais espécimes de *R. marina* foram rejeitadas pelas mesmas (PHILIPS; SHINE, 2006).

A *Lithobates catesbeianus*, popularmente conhecida como rã-touro, é o único anuro invasor no Brasil, embora outras espécies de anuros exóticas como o *Xenopus laevis* estejam presentes no país (C. Both, com. pess.). Há evidências de uma variedade de impactos sobre a fauna de anfíbios nativa em países invadidos pela rã-touro, principalmente no hemisfério norte. A espécie age como uma competidora de recursos (BLAUSTEIN; KIESECKER, 2002)

e predadora de espécies de anuros nativos (WERNER et al., 1995; HIRAI, 2004; GOVINDARAJULU et al., 2006). Além disso, *L. catesbeianus* pode funcionar como vetor do *Batrachochytridium dendrobatides*, fungo relacionado com o declínio mundial de anfíbios (BERGER et al., 1998; DASZAK et al., 2004). Dessa forma, é possível considerar a rã-touro como uma invasora altamente prejudicial (LOWE et al., 2000). Todavia, os efeitos e consequências da invasão da espécie são pouco conhecidos no Brasil, assim como em toda a região neotropical.

A *L. catesbeianus* (Figura 1) é nativa do Leste da América do Norte e ocorre naturalmente no norte da Flórida, Sul de Ontário (Canadá) e norte do México (FROST, 1985; FICETOLA et al., 2007). A espécie caracteriza-se pelo grande porte em ambas as fases do ciclo de vida. Os girinos variam de 15 a 18 cm de comprimento total (WRIGHT; WRIGHT, 1949). Os adultos podem variar de 8 a 20 cm de comprimento rostro-cloacal (CRC), com longevidade de até 16 anos em seus locais de origem (BURY; WHELAN, 1984). A espécie apresenta um marcado dimorfismo sexual. As fêmeas possuem o diâmetro do tímpano de tamanho semelhante ao olho, com região gular de coloração esbranquiçada. Já os machos possuem diâmetro da membrana timpânica notavelmente maior comparado ao olho, coloração amarelada na região gular e calos nupciais na base do dedo II (BURY; WHELAN, 1984).



Figura 1 - Espécime de *Lithobates catesbeianus* no interior do Parque Estadual do Turvo predando um possível adulto de *Hypsiboas faber*.



Em sua área de distribuição nativa, *L. catesbeianus* possui um período reprodutivo entre os meses da primavera e verão (RYAN, 1980). O comportamento reprodutivo dos machos envolve territorialidade com posturas estereotipadas e contatos físicos (EMLEN, 1976; RYAN, 1980). A fêmea é atraída pelo canto emitido pelos machos e, em seguida, ocorre o amplexo com o indivíduo selecionado (WRIGHT; WRIGHT, 1949). As desovas são colocadas no território pertencente ao macho, geralmente nas margens do corpo d'água, e podem variar de 8.000 até 50.000 ovos (WRIGHT; WRIGHT, 1949; MCAULIFFE, 1978; GOVINDARAJULU et al., 2006).

Em ambientes invadidos, o consumo de inúmeros grupos de animais tem sido registrado na dieta da espécie, o que a caracteriza como generalista. Entre os táxons encontrados em sua dieta estão: decápodos, coleópteros e larvas/ adultos de diversas espécies de anfíbios (WERNER et al., 1995; HIRAI, 2004; GOVINDARAJULU et al., 2006; HOTHEM et al., 2009; WANG; LI, 2009). Na fase larval, *L. catesbeianus* pode ser competitivamente superior às espécies nativas. Efeitos como alteração do uso de microhabitat, diminuição do crescimento, aumento do tempo de desenvolvimento e diminuição da massa na metamorfose em girinos de outras espécies já foram constatados em áreas invadidas na América do Norte (KIESECKER; BLAUSTEIN, 1998; KIESECKER et al., 2001). No entanto, os efeitos podem variar dependendo das características da história natural e morfológicas das espécies nativas (GOVINDARAJULU, 2004). A rã-touro apresenta um período prolongado de reprodução, alta fecundidade, rápida maturação sexual e melhor desempenho metabólico em climas tropicais e subtropicais. (ADAMS, 2000; DIAZ DE PASCUAL, 2002; KAEFER, 2007). Devido a essas características biológicas, é considerada uma espécie com alto potencial de invasão. Tal potencial é confirmado pela presença de populações estabelecidas em mais de 40 países (FICETOLA et al., 2007).

### **A invasão da rã-touro no Brasil:**

No Brasil, a rã-touro foi introduzida na década de 1930, quando 300 casais foram transportados para o Rio de Janeiro, com o objetivo de instalar uma criação para comercialização de sua carne para consumo humano (VIZOTTO, 1984). Nas décadas seguintes, acompanhando a expansão da aquicultura, ocorreram múltiplas introduções em outras localidades do Brasil (LONGO, 1987; FERREIRA, 2002; FONTANELLO, 2007). Entretanto, no processo de implantação da ranicultura, não houve a utilização de parâmetros técnicos ou de manejo que visassem à contenção da invasão da espécie. Acredita-se que

muitos indivíduos podem ter se deslocado de criações amadoras ou abandonadas e posteriormente se dispersaram. Atualmente, são registradas populações de *L. catesbeianus* em pelo menos 16 estados do país, incluindo a região sul e sudeste (GIOVANELLI et al., 2008; BOTH et al., 2011).

Alguns trabalhos realizados com populações invasoras de *L. catesbeianus* no Brasil estudaram a dieta e reprodução da espécie. Estudos abrangendo aspectos reprodutivos de *Lithobates catesbeianus* foram desenvolvidos no Rio Grande do Sul (KAEFER et al., 2007) e Paraná (LEIVAS et al., 2012). Em ambos os trabalhos, foi observado um desenvolvimento gonadal contínuo, maturidade sexual precoce, alta fecundidade e um longo período reprodutivo. Características que podem ajudar a explicar o alto potencial de invasão da espécie na região sul do Brasil. Com relação à dieta da espécie, trabalhos desenvolvidos na região sul e no estado de Minas Gerais observaram que o grupo dos anuros é um dos itens alimentares mais consumidos pela *L. catesbeianus* (BOELTER; CECHIN, 2007; SILVA et al., 2009). Também foi constatada uma grande variação na dieta da espécie (CAMARGO-FILHO, 2009). Boelter et al. (2012) observaram que algumas espécies de anfíbios foram consumidas com maior frequência pela invasora. Entretanto, a frequência de consumo da dieta não difere significativamente da frequência em que as espécies são encontradas nas comunidades.

Silva (2010) estudou a potencial sobreposição de nichos nas dimensões de habitat e dieta entre *L. catesbeianus* e a espécie nativa *Leptodactylus latrans*, a qual também apresenta um grande tamanho corporal. Contrariando as expectativas da sobreposição de nicho, foi observado que há um grau de segregação em ambas as dimensões, o que pode favorecer a coexistência dessas espécies. Both e Grant (2012) testaram se a rã-touro pode afetar o nicho acústico de outras espécies nativas. Para isso, eles manipularam experimentalmente a invasão acústica, expondo machos de *Hypsiboas albomarginatus* de áreas não invadidas ao canto de anúncio da rã-touro. Como resultado, eles observaram que a espécie modifica a frequência de sua vocalização na presença do canto de anúncio da rã-touro, o que pode implicar diminuição do sucesso reprodutivo (BOTH; GRANT, 2012). Tal resultado indica que potenciais impactos da invasão podem ser mais sutis e indiretos do que o esperado.

Apenas um estudo foi realizado no Brasil avaliando potenciais efeitos das populações invasoras de *L. catesbeianus* sobre a estrutura e diversidade de comunidades nativas. Nesse estudo, Both et al. (2012) observaram uma relação indireta, fraca e positiva entre a abundância de *L. catesbeianus* e a riqueza de anfíbios nativos, i.e., implicando que maiores abundâncias da rã-touro estão relacionadas a comunidades mais diversas. Porém, é possível

que a espécie invasora afete a abundância e a estrutura da comunidade. O que indica a necessidade de mais trabalhos investigando os impactos da espécie.

Dados preocupantes indicam que a populações invasoras de *L. catesbeianus* estão expandindo sua distribuição no Brasil. Até o ano de 2008, eram conhecidos 55 municípios com a presença de populações invasoras da espécie no país (GIOVANELLI et al., 2008). Em 2011, esse número ampliou-se para 135 (BOTH et al., 2011). Muitos desses registros são provenientes das regiões sul e sudeste, em áreas do bioma da Mata Atlântica com condições favoráveis para o estabelecimento de populações da rã-touro (FICETOLA et al., 2007; GIOVANELLI et al., 2008). De acordo com Nori et al. (2011), as unidades de conservação da Mata Atlântica poderão ser ambientes favoráveis à ocupação da espécie nos próximos anos. Registros encontrados por Both et al. (2011) já indicam a presença de populações de rã-touro em áreas conservadas, e não apenas em áreas abertas e impactadas, que são comumente relatadas na literatura como favoráveis para a espécie (BURY; WHELAN, 1984; D'AMORE et al., 2010). Uma vez que as áreas protegidas são consideradas ferramentas importantes para a conservação *in situ* (CHAPE et al., 2005; LOVEJOY, 2006), a presença de populações de rã-touro em tais locais merece grande destaque.

A presente dissertação de mestrado tem por objetivo estudar os padrões espaciais da invasão da *Lithobates catesbeianus* em unidades de conservação e áreas antrópicas no sul do Brasil. A dissertação está estruturada de acordo com as normas da Universidade Federal de Santa Maria (MDT) e é composta por 1 artigo:

### **Artigo 1: Unidades de conservação com fronteira agrícola podem evitar invasões? O caso da rã-touro na Mata Atlântica no sul do Brasil**

Neste capítulo, foram investigados os padrões espaciais na distribuição da rã-touro em uma unidade de conservação e áreas antrópicas adjacentes. Foram quantificados a importância de fatores ambientais locais, descritores da paisagem e descritores espaciais na predição da distribuição da espécie invasora.

## REFERÊNCIAS

- ADAMS, M.J. Pond permanence and the effects of exotic vertebrates on anurans. **Ecological Applications**, v. 10, p. 559-568, 2000.
- BEARD, K.H.; O'NEILL, E.M. Infection of an invasive frog *Eleutherodactylus coqui* by the chytrid fungus *Batrachochytrium dendrobatidis* in Hawaii. **Biological Conservation**, v. 126, p. 591-595, 2005.
- BEARD, K.H. Diet of the invasive frog, *Eleutherodactylus coqui*, in Hawaii. **Copeia**, v. 2, p. 281-291, 2007.
- BEARD, K.H.; PRICE, E.A.; PITT, W.C. Biology and impacts of Pacific island invasive species. 5. *Eleutherodactylus coqui*, the Coqui Frog (Anura: Leptodactylidae). **Pacific Science**, v. 63, p. 297-316, 2009.
- BELYEA, L.R.; LANCASTER, J. Assembly rules within a contingent ecology. **Oikos**, v. 86, p. 402-416, 1999.
- BERGER, L. et al. Chytridiomycosis causes amphibian mortality associated with population declines in the rain forests of Australia and Central America. **Proceedings of the National Academy of Sciences USA**, v. 95, p. 9031-9036, 1998.
- BLAUSTEIN, A.R.; KIESECKER, J.M. Complexity in conservation: lessons from the global decline of amphibian populations. **Ecology Letters**, v. 5, p. 597-608, 2002.
- BOELTER, R.A.; CECHIN, S.Z. Impact of the bullfrog diet (*Lithobates catesbeianus* - Anura, Ranidae) on native fauna: case study from the region of Agudo - RS - Brazil. **Natureza & Conservação**, v. 5, p. 115-123, 2007.
- BOELTER, R.A. et al. Invasive bullfrogs as predators in a Neotropical assemblage: What frog species do they eat? **Animal Biology**, v. 62, p. 397-408, 2012.
- BOOTH, B.D.; SWANTON, C.J. Assembly theory applied to weed communities. **Weed Science**, v. 50, p. 2-13, 2002.
- BOTH, C. et al. Widespread occurrence of the american bullfrog, *Lithobates catesbeianus* (Shaw, 1802) (Anura: Ranidae), in Brazil. **South American Journal of Herpetology**, v. 6, p. 127-134, 2011.
- BOTH, C.; GRANT, T. Biological invasions and the acoustic niche: the effect of bullfrog calls on the acoustic signals of white-banded tree frogs. **Biology Letters**, v. 8, p. 1, 2012.
- BOTH, C. **Invasão de *Lithobates catesbeianus* na mata atlântica sul do Brasil: relações com espaço, ambiente e anfíbios nativos**. 2012. 184 f. Tese (Doutorado em Zoologia)- Pontifícia Universidade Católica do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2012.
- BURY, B.; WHELAN, J.A. Ecology and management of the bullfrog. **United States Department of Interior, Fish and Wildlife Services**. Resource Publication 155, Washington, DC, 1984.

CAMARGO FILHO, C.B. **Características alimentares e potencial impactante da rã-touro, *Lithobates catesbeianus* (SHAW, 1802)**. 2009. 58 f. Dissertação (Mestrado em Zoologia)-Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, 2009.

CHAPE, S. et al. Measuring the extent and effectiveness of protected areas as an indicator for meeting global biodiversity targets. [Philosophical Transactions of the Royal Society](#), v. 360, p. 443–455, 2005.

CHEN, K.K.; KOVARIKOVA, A. Pharmacology and toxicology of toad venom. **Journal of Pharmacological Science**, v. 56, p. 1535-1541, 1967.

CLAVERO M.; GARCÍA-BERTHOU, E. Invasive species are a leading cause of animal extinctions. **Trends In Ecology & Evolution**, v. 20, p. 110, 2005.

CRAIG, J.F. Human induced changes in the composition of fish communities in the African Great Lakes. **Reviews in Fish Biology and Fisheries**, v. 2, p. 93–124, 1992.

D'AMORE, A.; HEMINGWAY, V.; WASSON, K. Do a threatened native amphibian and its invasive congener differ in response to human alteration of the landscape? **Biological Invasions**, v. 12, p. 145-154, 2010.

DARWIN, C. **The voyage of the Beagle**. Doubleday & Co., Garden City, New York, 1860. p. 462.

DASZAK, P. et al. Experimental evidence that the bullfrog (*Rana catesbeiana*) is a potential carrier of chytridiomycosis, an emerging fungal disease of amphibians. **Herpetological Journal**, v. 14, p. 201–207, 2004.

DAVIS, M.A. Invasion biology 1958-2005: The pursuit of science and conservation. In: CADOTTE, M.W.; MCMAHON, S.M.; FUKAMI, T. editors. **Conceptual ecology and invasions biology: reciprocal approaches to nature**. Springer, London, 2006. p. 505.

DIAZ DE PASCUAL, A.; CHACÓN-ORTIZ, A. **Informe final del proyecto: Diagnóstico de la colonización de la rana toro (*Rana catesbeiana* Shaw 1802: Ranidae: Amphibia) en el estado Mérida y medidas para su control**. Universidad de Los Andes, Ministerio del Ambiente y de los Recursos Naturales, Mérida, 2002.

EHRlich, P. **Attributes of invaders and the invading processes: vertebrates**. – In: DRAKE, J.A.; MOONEY, H.A.; DI CASTRI, F. et al. editors. **Biological invasions: a global perspective**. John Wiley and Sons, 1989. p. 315–328.

ELDREDGE, L.G. **Case studies of the impacts of introduced animal species on renewable sources in the U.S**. Integrated Renewable Resource Management for U.S, 1988.

ELTON, C. **The Ecology of Invasions by Animals and Plants**. 2000 th ed. The University of Chicago Press, Chicago, London, 1958. p. 181.

EMLÉN, S.T. Lek organization and mating strategies in the bullfrog. **Behavioral Ecology and Sociobiology**, v. 1, p. 283-313, 1976.

FERREIRA, C.M.; PIMENTA A.G.C.; PAIVA NETO, J.S. Introdução à ranicultura. **Boletim Técnico do Instituto de Pesca**, São Paulo, v. 33, p. 1-15, 2002.

FICETOLA, G.F.; THUILLER, W.; MIAUD, C. Prediction and validation of the potencial global distribution of a problematic alien invasive species – the american bullfrog. **Diversity and distributions**, v. 13, p. 476-485, 2007.

FONTANELLO, D.; FERREIRA, C.M. Histórico da ranicultura nacional. **Instituto de Pesca de São Paulo**, 2007. Disponível em: <<http://www.aquicultura.br/historico.htm>>. Acessado em 14 de fevereiro de 2011.

FRITTS, T.H.; RODDA, G. H. The role of introduced species in the degradation of island ecosystems: A case history of Guam. **Annual Review of Ecology and Systematics**, v. 29, p. 113-140, 1998.

FROST, D.R. **Amphibian Species of the World. A Taxonomic and Geographical Reference**. Allen Press, Assoc. Syst. Coll., Lawrence, Kansas, 1985. p. 732.

GASTON, K.J. *Rarity*. Chapman & Hall, London, 1994. p. 220.

GESSNER, K. et al. Structural and thermal history of poly-orogenic basement: U–Pb geochronology of granitoid rocks in the southern Menderes massif, western Turkey. **Journal of Geological Society**, v. 161, p. 93–101, 2004.

GILLER, P.S.; HILLEBRAND, H.; BERNINGER, U.G. Biodiversity effects on ecosystem functioning: emerging issues and their experimental test in aquatic environments. **Oikos**, v. 104, p. 423-436, 2004.

GIOVANELLI, J.G.R.; HADDAD, C.F.B.; ALEXANDRINO, J. Predicting the potential distribution of the alien invasive American bullfrog (*Lithobates catesbeianus*) in Brazil. **Biological Invasions**, v. 10, p. 585-590, 2008.

GISD. Global Invasive Species Database. 2012. Disponível em: <<http://www.issg.org/database/species/search.asp?st=100ss&fr=1&str=&lang=EN>>. Acessado em 10 de março de 2012.

GOVINDARAJULU, P. **Introduced bullfrogs (*Rana catesbeiana*) in British Columbia: Impacts on native Pacific treefrogs (*Hyla regilla*) and Red-legged frogs (*Rana aurora*)**. (Ph.D thesis)-University of Victoria, Victoria, 2004.

GOVINDARAJULU, P.; PRICE, W.S.; ANHOLT, B.R. Introduced bullfrogs (*Rana catesbeiana*) in Western Canada: has their ecology diverged? **Journal of Herpetology**, v. 40, p. 249–260, 2006.

GREENLEES, M.J. et al. Effects of an invasive anuran the cane toad *Bufo marinus* on the invertebrate fauna of a tropical Australian floodplain. **Animal Conservation**, v. 9, p. 431-438, 2006.

GREENLES, M.J. et al. Do invasive cane toads *Chaunus marinus* compete with Australian frogs *Cyclorana australis*? **Austral Ecology**, v. 32, p. 900-907, 2007.

HARRIS, R. et al. **Invasive ant pest risk assessment project for New Zealand**. 2005. Disponível em: <[http://www.landcareresearch.co.nz/research/biosecurity/stowaways/Ants/ant\\_pest\\_risk.asp](http://www.landcareresearch.co.nz/research/biosecurity/stowaways/Ants/ant_pest_risk.asp)>. Acessado em 4 de julho de 2012.

HASEGAWA, M. Ecological studies of the lizards on Chichi-jima, the Bonin Islands. **Ogasawara Kenkyu Nenpo**, v. 9, p. 12-17, 1986.

HOBBS, L.J. The nature and effects of disturbance relative to invasions - DRAKE, J.A.; MOONEY, H.A.; DI CASTRI, F.; GROVES, R.H.; KRUGER, F.G.; REJMANEK, M. WILLIAMSON, M.S. editors. **Biological Invasions: A Global Perspective**. Wiley, Chichester, 1989. p. 389-405.

HIRAI, T. Diet composition of introduced bullfrog, *Rana catesbeiana*, in the Mizorogaike pond of Kyoto, Japan. **Ecological Research**, v. 19, p. 375-380, 2004.

HOTHEM, R.L.; MEKSTROTH, A.M.; WEGNER, K.E.; JENNINGS, M.R.; CRAYON, J.J. Diets of three anurans from Cache Creek watershed, California, USA. **Journal of Herpetology**, v. 43, p. 275-285, 2009.

IUCN. The IUCN red list of threatened species (version 2011.2). Disponível em: <<http://www.iucnredlist.org>, 2011>. Acessado em 10 de março de 2012.

KAEFER, I.L.; BOELTER, R.A.; CECHIN, S.Z. Reproductive biology of the invasive bullfrog *Lithobates catesbeianus* in southern Brazil. **Annales Zoologici Fennici**, v. 44, p. 435-444, 2007.

KARUBE, H.; SUDA, S. A preliminary report on influence of an introduced lizard, *Anolis carolinensis* on the native insect fauna of the Ogasawara Islands. **Research report of the Kanagawa Prefectural Museum Natural History**, v. 12, p. 21-30, 2004.

KARUBE, H. The influence of the introduced lizard, *Anolis carolinensis* on the native insect fauna of the Ogasawara Islands. **Bulletin of the Herpetological Society of Japan**, v. 2005, p. 163-166, 2005.

KIESECKER, J.M.; BLAUSTEIN, A.R. Effects of introduced bullfrogs and smallmouth bass on the microhabitat use, growth and survival of native red-legged frogs. **Conservation Biology**, v. 12, p. 776-787, 1998.

KIESECKER, J.M.; BLAUSTEIN, A.R.; MILLER, C.L. Potential mechanisms underlying the displacement of native red-legged frogs by introduced bullfrogs. **Ecology**, v. 82, p. 1964-1970, 2001.

KRAUS, F.; CAMPBELL, E.W.; ALLISON, A.; PRATT, T. *Eleutherodactylus* frog introductions to Hawaii. **Herpetological Review**, v. 30, p. 21-25, 1999.

KRAUS, F.; CAMPBELL, E. Human-mediated escalation of a formerly eradicable problem: The invasion of Caribbean frogs in the Hawaiian Islands. **Biological Invasions**, v. 4, p. 327-332, 2002.

KRAUS, F. **Alien reptiles and amphibians: a scientific compendium and analysis.** Springer, Netherlands, 2009. p. 563.

LAUFER, G.; CANAVERO, A.; NUÑEZ, D.; MANEYRO, R. Bullfrog (*Lithobates catesbeianus*) invasion in Uruguay. Brief Communication. **Biological Invasions**, v. 10, p. 1183-1189, 2008.

LEIVAS, P.T.; LEIVAS, F.W.T.; MOURA, M.O. Diet and trophic niche of *Lithobates catesbeianus* (Amphibia: Anura). **Zoologia**, v. 29, p. 405-412, 2012.

LEVER, C. **The cane toad. The history and ecology of a successful colonist.** Otley, West Yorkshire, Westbury, 2001. p. 230.

LONGO, A.D. **Manual de Ranicultura: uma nova opção de pecuária.** 1. ed. Rio de Janeiro: Ediouro do campo, 1987.

LOOPE, L. Hawaiian islands: invasions. In: SIMBERLOFF, D.; REJMÁNEK, M. editors. **Encyclopedia of biological invasions.** University of California Press, Berkeley, Los Angeles, London, 2011. p. 309-319.

LOVEJOY, T.E. Protected areas: a prism for a changing world. **Trends in Ecology & Evolution**, v. 21, p. 329–333, 2006.

LOWE, S.; BROWNE, M.; BOUDJELAS, S.; DE POORTER, M. 100 of the world's worst invasive alien species. A selection from the global invasive species database. **ISSG, SSC & IUCN**, 2000. Disponível em: <[www.issg.org/booklet.pdf](http://www.issg.org/booklet.pdf)>. Acessado em 15 de novembro de 2012.

MAKIHARA, H. et al. An evaluation of predation impact of the introduced lizard *Anolis carolinensis* on the endemic insect fauna of the Ogasawara Islands based on insect collection records and feeding experiments, with special reference to longicorn beetles (Insecta: Coleoptera: Cerambycidae). **Bulletin of the Forestry and Forest Products Research Institute**, v. 3, p. 165–183, 2004.

MARES, M.A.; BRAUN, J.K.; GETTINGER, D. Observations on the distribution and ecology of the mammals of the Cerrado grasslands of Central Brazil. **Annals of Carnegie Museum**, v. 58, p. 1-60, 1989.

MCAULIFFE, J.R. **Biological survey and management of sport-hunted bullfrog populations in Nebraska.** Lincoln: Nebraska Game Parks Com, Rept, 1978. p. 72.

MCKEOWN, S. **A Field Guide to Reptiles and Amphibians in the Hawaiian Islands.** Diamond Head Publishing, Los Osos, CA, 1996. p. 172.

MOYLE, P.B.; LI, H.W.; BARTON, B.A. The Frank-enstein effect: impact of introduced fishes on native fishes in North America. In: STROUD, R.H. editors. **Fish culture in fisheries management.** American Fisheries Society, Bethesda, Maryland, USA, 1986. p. 415-426.



NORI, J. et al. Climate change and american bullfrog invasion: what could we expect in South America? **PLoS ONE**, v. 6, e25718, 2011.

PAYNTER, Q. et al. Factors affecting the establishment of *Cytisus scoparius* in southern France: implications for managing both native and exotic populations. **Journal of Applied Ecology**, v. 35, p. 582–595, 1998.

PHILLIPS, B.L.; BROWN, G.P.; SHINE, R. Assessing the potential impact of cane toads on Australian snakes. **Conservation Biology**, v. 17, p. 1738-1747, 2003.

PHILLIPS, B.L.; SHINE, R. An invasive species induces rapid adaptive change in a native predator: cane toads and black snakes in Australia. **Proceedings of Biological Sciences**, v. 273, p. 1545-50, 2006.

PHILLIPS, B.L. et al. Invasion and the evolution of speed in toads. **Nature**, v. 439, p. 803, 2006.

PIMENTEL, D.; LACH, L.; ZUNINGA, R.; MORRISON, D. Environmental and economic costs of non indigenous species in the United States. **Bioscience**, v. 50, p. 53-65, 2000.

PIMENTEL, D. et al. Economic and environmental threats of alien plant, animal, and microbe invasions. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, v. 84, p. 1-20, 2001.

PIMENTEL, D.; ZUNIGA, R.; MORRISON, D. Update on the environmental and economic costs associated with alien-invasive species in the United States. **Ecological Economics**, v. 52, p. 273–288, 2005.

RAHEL, F.J. Homogenization of freshwater faunas. **Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics**, v. 33, p. 291–315, 2002.

RICHARDSON, D.M.; PYSEK, P. Plant invasions: merging the concepts of species invasiveness and community invasibility. **Progress in Physical Geography**, v. 30, p. 409–431, 2006.

RICHARDSON, D.M.; PYSEK, P. Classics in physical geography revisited: Elton, C.S. 1958. The Ecology of invasions by animals and plants. **Progress in Physical Geography**, v. 31, p. 659–666, 2007.

RICCIARDI, A.; RASMUSSEN, J.B. Extinction rates of North American freshwater fauna. **Conservation Biology**, v. 13, p. 1220–1222, 1999.

RODDA, G.H.; FRITTS, T.H.; CONRY, P.J. Origin and population growth of the brown tree snake, *Boiga irregularis*, on Guam. **Pacific Science**, v. 46, p. 46-57, 1992.

RODDA, G.H.; FRITTS, T.H. The impact of the introduction of the colubrid snake, *Boiga irregularis*, on Guam's lizards. **Journal of Herpetology**, v. 26, p. 166-174, 1992.

RODDA, G.H.; FRITTS, T.H.; CHISZAR, D. The disappearance of Guam's wildlife. **Bioscience**, v. 47, p. 565–574, 1997.

RYAN, M.J. The reproductive behavior of the bullfrog (*Rana catesbeiana*). **Copeia**, v. 1, p. 108-114, 1980.

SEABROOK, W. **Habitat Use of the Cane Toad *Bufo Marinus*: Implications for Assessment of Impact and Control Strategies**. (PhD Thesis)-University of Sydney, Sydney, 1993.

SIMBERLOFF, D.; HOLLE, B.V. Positive interactions of nonindigenous species: invasional meltdown? **Biological Invasions**, v. 1, p. 21-32, 1999.

SILVA, E.T.; REIS, E.P.; FEIO, R.N.; RIBEIRO-FILHO, O.P. Diet of the invasive frog *Lithobates catesbeianus* (SHAW, 1802) (Anura: Ranidae) in Viçosa, Minas Gerais State, Brazil. **South American Journal of Herpetology**, v. 4, p. 286-294. 2009.

SILVA, E. T. **Hábito alimentar da rã invasora *Lithobates catesbeianus* (SHAW, 1802) e sua relação com anuros nativos na zona da mata de Minas Gerais, Brasil**. 44 f. 2010. Dissertação (Mestrado em Zoologia)-Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, 2010.

STEWART, M.M.; WOOLBRIGHT, L.L. Amphibians. In: REAGAN, D.P.; WAIDE, R.B. editors. **The Food Web of a Tropical Rain Forest**. The University of Chicago Press, Chicago, IL, 1996. p. 623.

TAKAKUWA, M.; SUDA, S. The decline of a lycaenid butterfly *Celastrina ogasawaraensis*, with reference to its cause. **Research report of the Kanagawa Prefectural Museum Natural History**, v. 12, p. 47-53, 2004.

VITOUSEK, P.M. et al. Human alteration of the global nitrogen cycle: sources and consequences. **Ecological Applications**, v. 7, p. 737-750, 1997.

VIZOTTO, L.D. Ranicultura. **Ciência e Cultura**, v. 36, p. 42-45, 1984.

ZUG, G.R.; ZUG, P.B. The marine toad, *Bufo marinus*: a natural history résumé of native populations. **Smithsonian Contributions to Zoology**, v. 284, p. 1-58, 1979.

WANG, Y.; LI, Y. Habitat selection by the introduced American bullfrog (*Lithobates catesbeianus*) on daishan island. **Journal of Herpetology**, v. 43, p. 205-211, 2009.

WARWICK R.M.; CLARKE, K.R. Relearning the ABC: taxonomic changes and abundance/biomass relationships in disturbed benthic communities. **Marine Biology**, v. 118, p. 739-744, 1994.

WERNER, E.E.; WELLBORN G.A.; MCPEEK M.A. Diet composition in postmetamorphic Bullfrogs and green frogs: implications for interspecific predation and competition. **Journal of Herpetology**, v. 29, p. 600-607, 1995.

WILLIAMSON, M. **Biological Invasions**. Chapman & Hall, London, 1996. p. 256.

WRIGHT, A.H.; WRIGHT, A.W. **Hand-book of frogs and toads of the United States and Canada**, 3rd Ed, Comstock Press, N.Y, 1949. p. 248.

YOSHIMURA, M; OKOCHI, I. A decrease in endemic odonates in the Ogasawara Islands, Japan. **Bulletin of the Forestry and Forest Products Research Institute**, v. 4, p. 45–51, 2005.

## ARTIGO 1

# UNIDADES DE CONSERVAÇÃO COM FRONTEIRA AGRÍCOLA PODEM EVITAR INVASÕES? O CASO DA RÃ-TOURO NA MATA ATLÂNTICA DO SUL DO BRASIL

Bruno Madalozzo, Camila Both, Sonia Cechin

## RESUMO

*Lithobates catesbeianus*, a rã-touro, é considerada uma das 100 espécies invasoras mais prejudiciais do planeta. Predições com base em modelagens climáticas e topográficas evidenciam muitas regiões pertencentes ao bioma Mata Atlântica como favoráveis para o estabelecimento da espécie. Modelos que preveem o aumento de temperatura e maior concentração de gases ligados ao efeito estufa colocaram áreas protegidas do bioma como propícias à invasão nos próximos anos. Nós amostramos 36 corpos de água localizados em uma unidade de conservação e áreas agrícolas do entorno através de um gradiente floresta-borda-lavoura. Buscamos dados de abundância e indícios de reprodução de *L. catesbeianus* nesses locais para compreender quais os principais fatores locais e da paisagem que explicam a distribuição da espécie. Nossos dados demonstraram que a *Lithobates catesbeianus* responde principalmente ao gradiente área-hidroperíodo-profundidade (fatores locais) e de maneira secundária ao gradiente ambiental floresta–borda-lavoura (fatores da paisagem). Estratégias de manejo de populações invasoras aquáticas como *L. catesbeianus* devem focar tanto no manejo da paisagem quanto em manejo dos corpos d’água presentes na zona do entorno. A fiscalização da construção de corpos d’água com grandes áreas (ou profundos e permanentes) nas bordas e áreas de entorno às unidades de conservação pode ser eficaz, sendo a utilização do manejo florestal-agrícola um complemento importante para evitar invasões.

**PALAVRAS-CHAVE:** Espécies invasoras, *Lithobates catesbeianus*, áreas protegidas, borda florestal, invasão, Brasil.

## ABSTRACT

*Lithobates catesbeianus*, the bullfrog is considered one of the 100 more prejudicial invasive species of the planet. Predictions based on climatic and topographic models showed atlantic forest biome regions of southern Brazil as favorable to invasive populations become established. Models that predict increase of temperature and gases concentration related with greenhouse effect, showed protected areas of the biome as propitious to invasion in the coming years. We conducted surveys at 36 waterbodies located in a protected area and antropic adjacent locations through a forest-edge-farming gradient. We collected data on abundance and breeding to understand which the main descriptors (local and landscape) explained the bullfrog distribution. Our results showed that *L. catesbeianus* is mainly related with area-hidroperiod-deep gradient (local descriptors) and secondarily with environment gradient florest-edge-agriculture (landscape descriptors). Management strategies of aquatic invader populations as bullfrogs should focus both the management of landscape and waterbodies located at the edge. The supervision of large waterbodies (permanent or deep) construction in the park edge and adjacent areas can be effective and the use of forest-agriculture management could be an important complement to prevent invasions.

**KEYWORDS:** Invasive species, *Lithobates catesbeianus*, protected areas, forest edge, invasion, Brazil.

## INTRODUÇÃO

### **Bordas como barreiras ecológicas a invasões:**

As invasões biológicas e a perda e/ou fragmentação de habitats estão entre os principais fatores relacionados ao declínio populacional de espécies nativas (VITOUSEK et al., 1997; IUCN, 2011). Esses processos podem afetar comunidades nativas separadamente ou sinergicamente (DIDHAM et al., 2007). Uma proposição geral admitida no campo da biologia da invasão é a de que há uma associação entre ambientes antropizados com o sucesso de estabelecimento de populações invasoras (DRAKE et al., 1989). Muitos estudos indicaram uma relação de espécies introduzidas com áreas antrópicas (e.g. AMOR; STEVENS 1976; FORMAN; ALEXANDER 1998; FULLER et al., 2011), provavelmente devido à alta frequência de distúrbios (WILLIAMSON, 1996). Áreas protegidas que possuem em seu entorno locais alterados pelo homem podem se tornar mais suscetíveis à invasão do que aquelas que apresentam zonas de amortecimento (GUIRADO et al., 2006; VILÀ; IBÁÑEZ, 2011). As condições ambientais específicas encontradas nas bordas podem permitir o estabelecimento de espécies invasoras e facilitar a dispersão das mesmas em áreas conservadas (HARPER et al., 2005). Por essas razões, as bordas florestais dessas localidades geralmente são o ponto inicial para o fluxo de organismos e podem influenciar as dinâmicas do interior da área florestal (FORMAN, 1995; PICKETT; CADENASSO, 1995).

Para que ocorra o estabelecimento e posterior dispersão de uma espécie invasora em uma nova localidade, é necessário que ela ultrapasse inúmeras barreiras relacionadas à sua sobrevivência, reprodução e dispersão (BLACKBURN et al., 2011). Tais barreiras podem operar em diferentes escalas. O clima, por exemplo, é um preditor de larga escala relevante para o sucesso no estabelecimento de um invasor em novos habitats (DUNCAN et al., 2001; FORSYTH et al., 2004; HAYES; BARRY, 2008). Provavelmente há uma similaridade climática entre os locais de origem e habitats invadidos que atenda às necessidades fisiológicas e/ou às tolerâncias climáticas do potencial invasor (KRAUS, 2009). Entretanto, ainda que o clima seja adequado para o estabelecimento de uma espécie, características presentes na paisagem juntamente com características locais dos habitats podem também oferecer resistência ao processo invasivo, porém atuando em escalas menores (VON HOLLE; SIMBERLOFF, 2005; GONZÁLEZ-MORENO et al., 2012; BOTH et al. 2012). Atributos da paisagem, como bordas florestais densas e dosséis fechados, funcionam, muitas vezes, como

barreiras físicas contra invasão em uma escala regional (CADENASSO; PICKETT, 2001). Em uma escala ainda mais local, variáveis bióticas relacionadas às interações entre espécies invasoras e nativas podem influenciar a invasão. Locais com maior riqueza de espécies tendem a apresentar interações bióticas mais intensas e maior probabilidade de comportar predadores e competidores (MACARTHUR, 1972; CASE, 1991). Dessa maneira, as chances do estabelecimento de um invasor podem ser influenciadas negativamente em áreas mais ricas. Todavia, já foram constatadas relações positivas entre riqueza de espécies e riqueza e/ou abundância de invasores (veja FRIDLEY et al., 2007 e referências lá citadas; POESSEL et al., 2012).

### **O caso da espécie invasora *Lithobates catesbeianus*:**

Apesar das considerações apresentadas na seção anterior, para muitos táxons, os fatores que determinam os padrões de distribuição de espécies invasoras nas diferentes escalas espaciais são desconhecidos. Por essa razão, pode haver dificuldades relacionadas às ações de manejo e controle das espécies invasoras, e até para a conservação de espécies nativas. A *Lithobates catesbeianus*, por exemplo, é o único anuro invasor no Brasil, e é um exemplo que se encontra nessa situação. A espécie, também conhecida como rã-touro americana, é nativa do leste da América do Norte e possui populações estabelecidas em mais de 40 países (FICETOLA et al., 2007). Ela pode agir tanto como uma competidora por recursos do ambiente (KIESECKER; BLAUSTEIN, 1998; KIESECKER et al., 2001; BLAUSTEIN; KIESECKER, 2002) quanto como predadora de espécies de anuros nativos (HAYES; JENNINGS, 1986; PEARL et al., 2004). Além disso, pode funcionar como vetor do *Batrachochytridium dendrobatides*, espécie de fungo relacionada com o declínio mundial de anfíbios (BERGER et al., 1998; DASZAK et al., 2004). Por esses motivos, a espécie está classificada como uma invasora altamente prejudicial, dentre as 100 piores espécies invasoras do planeta (LOWE et al., 2000; GISD, 2012). No Brasil, atualmente são conhecidas populações invasoras em pelo menos 16 estados do país (incluindo, principalmente, as regiões sul e sudeste) (GIOVANELLI et al., 2008; BOTH et al., 2011), e pouco é conhecido sobre a distribuição espacial e dinâmica das populações invasoras.

Predições com base em modelagens climáticas e descritores topográficos indicam as regiões sul e sudeste, muitas pertencentes ao bioma Mata Atlântica, como favoráveis para o estabelecimento da *L. catesbeianus* (FICETOLA et al., 2007; GIOVANELLI et al., 2008). Both et al. (2011) compilaram os registros de ocorrência da espécie no país e ampliaram de 80

para 130 o número de municípios com populações invasoras reportados anteriormente por Giovanelli et al. (2008). Muitas destas novas localidades pertencem às regiões propensas à distribuição da espécie. Novos modelos de distribuição potencial com base em nicho climático simularam a distribuição potencial futura da espécie no país e verificaram que as regiões austrais da Mata Atlântica continuarão favoráveis à distribuição da espécie (NORI et al., 2011). Nos cenários que preveem aumento de temperatura e maior concentração de gases ligados ao efeito estufa, áreas protegidas do bioma serão propícias à invasão nos próximos anos (NORI et al., 2011; LOYOLA et al., 2012).

Contudo, a presença de populações invasoras de *L. catesbeianus* já vem sendo observada em diversas unidades de conservação da Mata Atlântica (LUCAS; FORTES, 2008; DALLACORTE, 2010; IOP, 2011; BOTH et al., 2011; BOTH et al., 2012). Tal situação enfatiza a necessidade de estudos sobre a invasão de *L. catesbeianus* nessas áreas consideradas importantes para a conservação *in situ* de espécies nativas (CHAPE et al., 2005; LOVEJOY, 2006). Logo, a procura de padrões na distribuição espacial da rã-touro em diversas escalas espaciais em áreas protegidas torna-se necessária.

No presente estudo, nós buscamos investigar o papel dos fatores locais, bióticos e da paisagem no padrão de distribuição da espécie invasora *Lithobates catesbeianus*. Especificamente, buscamos compreender a seguinte questão: quais os principais fatores locais e da paisagem que explicam a distribuição de *Lithobates catesbeianus* em um gradiente ambiental conservação-antropização? Esperamos assim, compreender quais fatores ecológicos explicam a ocupação de áreas protegidas e a real efetividade das mesmas contra invasões.



## MATERIAL E MÉTODOS

### Área de estudo

O estudo foi desenvolvido no Parque Estadual do Turvo (PET) e áreas adjacentes pertencentes ao município de Derrubadas (entre 27°17' e 27°10' S, 53°48' e 53°58' O) no estado do Rio Grande do Sul, Brasil (Figura 2 - A). A unidade de conservação localiza-se no extremo noroeste do estado e possui uma área de 17.491 ha. A UC faz fronteira, através do rio Uruguai, com o estado de Santa Catarina e com a República da Argentina. O PET representa uma área de Floresta Estacional Semidecídua (OLIVEIRA – FILHO; FONTES, 2000) e constitui o maior remanescente florestal preservado no estado (SEMA, 2005). O clima, de acordo com Maluf (2000), é Subtropical Sub-úmido com presença de um verão seco, com temperaturas superiores a 22°C no verão e oscilando entre -3°C e 18°C no inverno. A pluviosidade anual é caracterizada por chuvas bem distribuídas ao longo do ano com precipitação média que pode chegar a 1.665 mm anuais (SEMA, 2005).

A UC faz fronteira com duas áreas protegidas argentinas a oeste do rio Uruguai: o Parque Provincial Moconá (aproximadamente 1.000 ha) e a Reserva da Biosfera Internacional Yabotí (aproximadamente 236,613 ha). O efeito zoogeográfico do rio não parece ser uma barreira biológica importante devido às cheias que possibilitam a dispersão e a similaridade ambiental das regiões florestais de ambos os países (ACHAVAL et al., 1979; GUDYNAS, 1984). As áreas brasileiras adjacentes UC são marcadas pelo uso intenso da terra através da criação de gado e do plantio de milho e soja. Inúmeras propriedades rurais estão localizadas próximas às bordas florestais da área protegida, e não existe uma zona de amortecimento que evite os possíveis impactos causados por atividades antrópicas do entorno.

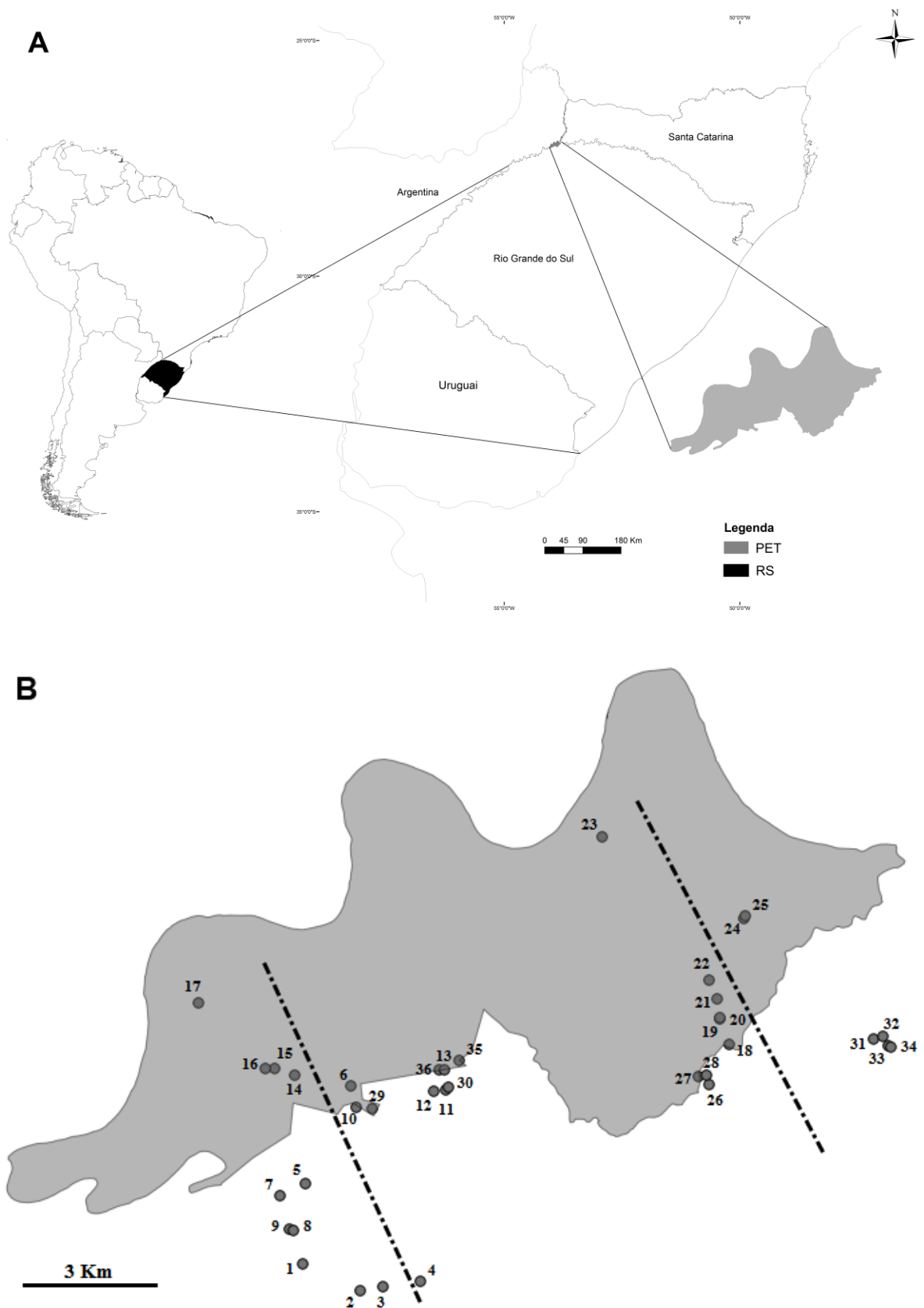


Figura 2 – **A:** Localização do Parque Estadual do Turvo (PET) no extremo noroeste do Rio Grande do Sul (RS), Brasil. **B:** Delineamento amostral no Parque Estadual do Turvo e áreas adjacentes: os círculos representam os corpos d'água amostrados e suas respectivas numerações; as linhas tracejadas compreendem os dois transectos que representam o gradiente espacial - ambiental de amostragem dos sítios reprodutivos.

## **Amostragens**

Nós selecionamos 36 corpos d'água, 17 no interior do parque e 19 em áreas adjacentes, contemplando poças naturais (16), riachos (4), açudes (16). Esses corpos d'água foram amostrados ao longo de 2 transectos com aproximadamente 10 km de comprimento cada e 10 km de distância entre si (Figura 2 - B). Esses transectos representam um gradiente espacial-ambiental de amostragem dos sítios reprodutivos, que iniciam em um extremo de distância exterior da borda do parque (aproximadamente 5 km) até outro extremo no interior. Consideramos a borda florestal da UC o limite máximo entre a área florestada e a antropizada. As amostragens foram realizadas entre novembro de 2011 e março de 2012, abrangendo as estações de primavera e verão, respectivamente.

Em cada corpo d'água, nós amostramos girinos e adultos tanto de *L. catesbeianus* quanto das espécies de anfíbios nativas, além de invertebrados aquáticos predadores. Para estimar os descritores locais riqueza de girinos nativos e abundância relativa de invertebrados aquáticos predadores foram realizadas amostragens com o auxílio de um puçá de rede fina (0,3 x 0,3 m, malha 0,4 mm) em diferentes micro-habitats (margens, centro; com e sem vegetação), conforme descrito por Shaffer et al. (1994), com um mínimo de quatro “varreduras” em cada micro-habitat. O esforço amostral foi proporcional ao tamanho e complexidade do corpo d'água. As amostragens de indivíduos adultos foram realizadas à noite (30 minutos após anoitecer), através de procura visual e auditiva no entorno dos corpos d'água, sendo despendido tempo proporcional ao tamanho e complexidade do habitat (SCOTT; WOODWARD, 1994). Nós estimamos a abundância dos indivíduos adultos tomando cuidado para que indivíduos que foram visualizados e também ouvidos não fossem contados duas vezes. Espécimes testemunho foram depositados na Coleção científica de Herpetologia da Universidade Federal de Santa Maria.

## **Modelos espaciais e descritores ambientais**

Nós utilizamos Mapas de Autovetores de Moran (MEMs, “Moran’s Eigenvector Maps”) para descrever a estruturação espacial das poças em diferentes escalas. Os MEMs produzem, a partir das coordenadas geográficas dos sítios amostrais, variáveis linearmente independentes, que representam estruturas espaciais em todas escalas que podem ser percebidas por um dado desenho amostral (BORCARD et al., 2011). Para a construção do MEM, nós utilizamos as coordenadas geográficas de cada sítio, coletadas com o auxílio de

GPS (Garmin eTrex H). A distância de truncamento (distância mínima que conecta todas as amostras) entre sítios amostrais foi de 7,217 km. A análise resultou em seis filtros espaciais ortogonais. Os filtros espaciais foram obtidos no programa SAM (Spatial Analysis in Macroecology), disponível gratuitamente em [www.ecoevol.ufg.br/sam](http://www.ecoevol.ufg.br/sam) (RANGEL et al., 2006).

As variáveis consideradas como descritoras da paisagem foram: a distância dos corpos d'água em relação à borda florestal da UC (m), distância em relação às estradas (m) e localização dos corpos d'água (se no interior ou em áreas adjacentes do PET). As distâncias foram calculadas com o auxílio do programa Quantum Gis (Quantum GIS development team, 2009). As variáveis descritoras dos corpos d'água compreenderam: porcentagem cobertura vegetal (< 30%, 30 - 60%, > 60%); área do corpo d'água (m); número de tipos estruturais de hidrófitas presentes nos corpos d'água (emersas, imersas e flutuantes); números de tipos estruturais de vegetação presentes nas margens (gramíneas, arbustivas, arborícola); profundidades máxima (m), mínima e média (m); hidroperíodo (poças que secaram completamente = temporárias, poças que não secaram = permanentes). As profundidades foram tomadas em cada microhabitat que foi amostrado para coleta de girinos. Com base nessas profundidades anotadas para cada microhabitat, nós calculamos profundidade média relativa do corpo d'água, e as profundidades mínima e máxima. As áreas dos corpos d'água foram estimadas de acordo com os respectivos formatos (quadrado, trapézio, elipse, retângulo). As medidas para o cálculo das áreas foram tomadas com o uso de fita métrica e com o auxílio de GPS quando necessário. Por fim, ainda foram consideradas descritores ambientais locais as variáveis bióticas abundância relativa de invertebrados predadores e riqueza de espécies nativas.

### **Análises estatísticas**

Nós usamos o logaritmo da abundância relativa de *L. catesbeianus*, ou a maior abundância observada em um único evento amostral, nas análises a seguir devido à presença de grandes desvios da normalidade. Primeiramente, nós investigamos a relação entre a abundância da espécie com cada um dos grupos de predadores separadamente (espaciais, descritores da paisagem, e descritores locais), através dos modelos de regressão generalizados (GRM, "Generalized Regression Models") (NELDER; WEDDERBURN, 1972; MCCULLAGH; NELDER, 1989). Os modelos foram construídos com a inclusão de variáveis passo-a-passo ("forward stepwise", ZAR, 1999). A seguir, nós construímos um novo modelo

testando a relação entre abundância de *L. catesbeianus* e os três conjuntos de preditores, utilizando apenas aqueles selecionados nos modelos anteriores. Para avaliar a contribuição de explicabilidade independente e compartilhada entre diferentes grupos de preditores, nós conduzimos uma análise de partição de variância (BORCARD et al., 1992). A análise possibilita avaliar tanto a contribuição individual de cada grupo de preditores quanto a contribuição sinérgica entre os mesmos (LEGENDRE; LEGENDRE, 1998). Todas as análises foram realizadas no programa STATISTICA (STATSOFT, 2000).

## RESULTADOS

A presença de *Lithobates catesbeianus* foi observada em 26 dos 36 corpos d'água amostrados, sendo nove (de um total de 17) localizados no interior da UC e dezessete (de um total de 19) em áreas adjacentes. Nos corpos d'água com a ocorrência da espécie, a abundância de pós-metamórficos variou de 1 a 123 indivíduos ( $X = 15,11 \pm 24,28$ ).

Quando avaliada a importância dos seis filtros espaciais para a distribuição de *L. catesbeianus*, apenas um dos filtros espaciais foi significativo ( $R^2 = 0,16$ ;  $F_{2,34} = 7,77$ ;  $p < 0,05$ ). Esse filtro espacial indicou que a distribuição da espécie foi autocorrelacionada positivamente em amostras com distâncias de até 3 km entre si, ou seja, nessas distâncias as abundâncias da espécie foram similares. Amostras distantes entre si no intervalo entre 6 e 8 km demonstraram uma tendência de auto-correlação negativa com abundâncias dissimilares (Figura 3). A distância da borda foi a única variável da paisagem selecionada ( $R^2 = 0,19$ ;  $F_{2,34} = 8,43$ ;  $p < 0,05$ ). Corpos de água apresentaram uma tendência menor de aumento na abundância em áreas do interior da unidade de conservação e maior em locais próximos a borda e áreas adjacentes (Figura 4). A abundância de *L. catesbeianus* foi relacionada com duas das dez variáveis locais: hidroperíodo e área dos corpos d'água ( $R^2 = 0,59$ ;  $F_{3,33} = 23,9$ ;  $p < 0,001$ ) (Figura 5). Não observamos relevância das variáveis bióticas riqueza de espécies nativas e invertebrados predadores na predição da abundância relativa de *L. catesbeianus*.

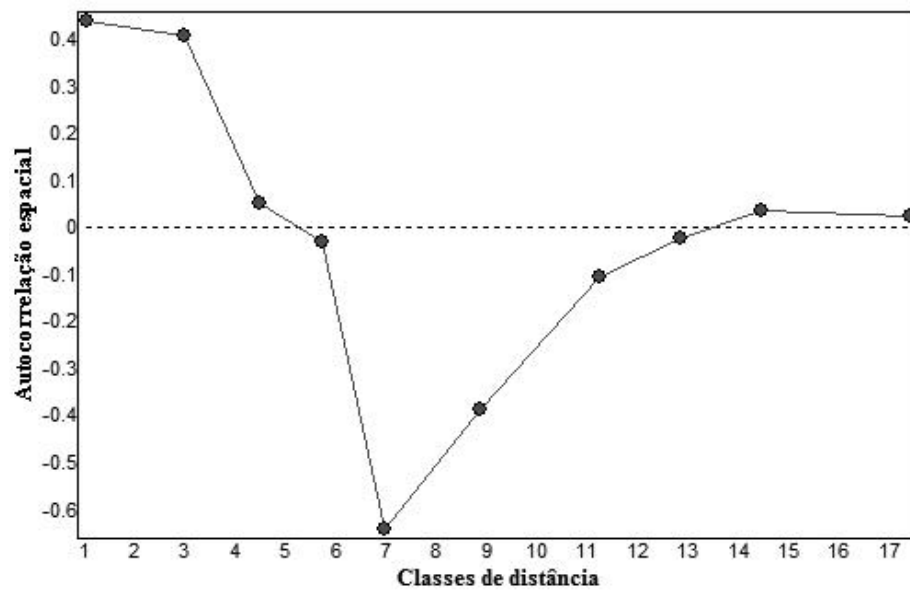


Figura 3 - Filtro espacial selecionado pelo modelo dos descritores espaciais. Autocorrelação espacial (Moran's I) relacionada ao padrão de distribuição da espécie *Lithobates catesbeianus* medida em classes múltiplas de distâncias (Km).

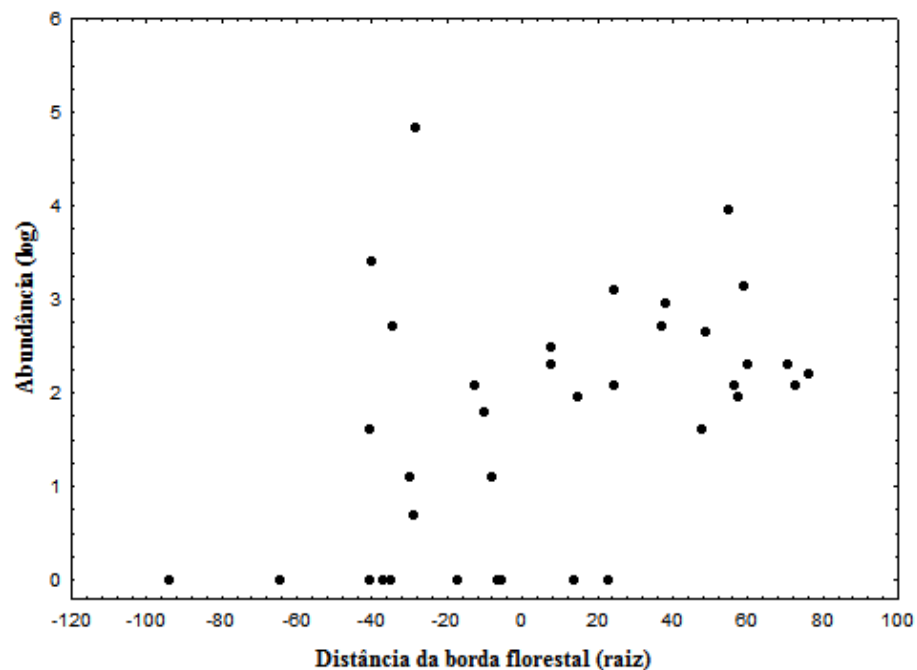


Figura 4 - Relação entre a abundância da espécie *Lithobates catesbeianus* e a distância da borda florestal (km) (transformada por raiz quadrada) como um gradiente da paisagem floresta-borda-lavoura. Valores negativos e positivos representam, respectivamente, distâncias de cada corpo d'água do interior da unidade de conservação e de áreas antropizadas em relação a borda florestal.

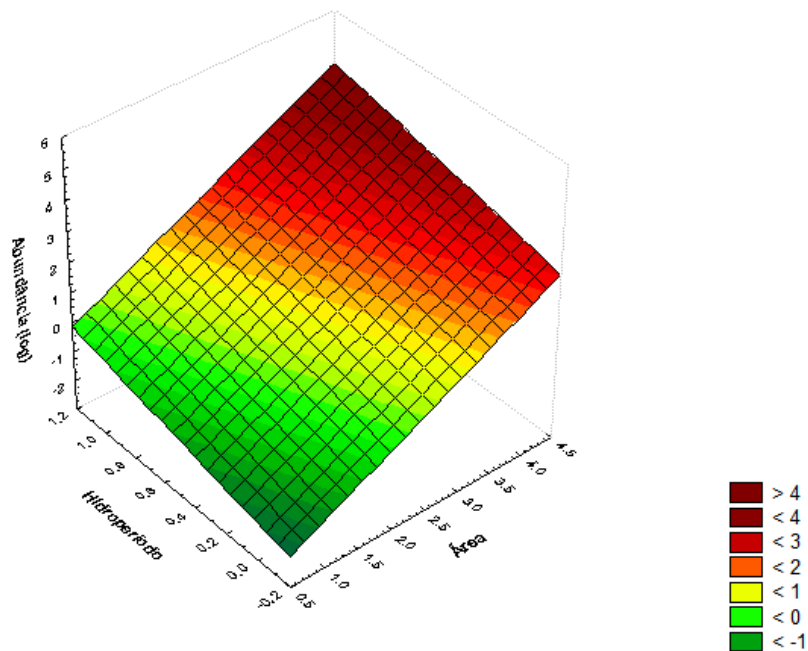


Figura 5 - Relação entre o logaritmo da abundância da espécie *Lithobates catesbeianus* e os descritores locais selecionados pelo modelo: área (m) e o hidroperíodo dos corpos d'água amostrados.

O modelo que considerou os três grupos de preditores em conjunto explicou 65% da variação da abundância de *L. catesbeianus* ( $R^2 = 0.65$ ;  $F_{4,36} = 3$ ;  $p < 0,001$ ). A análise de partição da variância revelou que cerca de 10% da variabilidade total da abundância da espécie foi resultado do efeito sinérgico dos três grupos de preditores considerados (Figura 6). A maior proporção da variância foi explicada pelas variáveis locais apenas (43%). Os descritores espaciais e da paisagem apresentaram baixa explicabilidade independente (respectivamente 1,1% e 1,6%). Porém, a estruturação espacial da distância da borda (espaço + paisagem) respondeu por 15% da variação. Os efeitos compartilhados das variáveis locais com o espaço e com a paisagem obtiveram uma explicação de aproximadamente 13%.

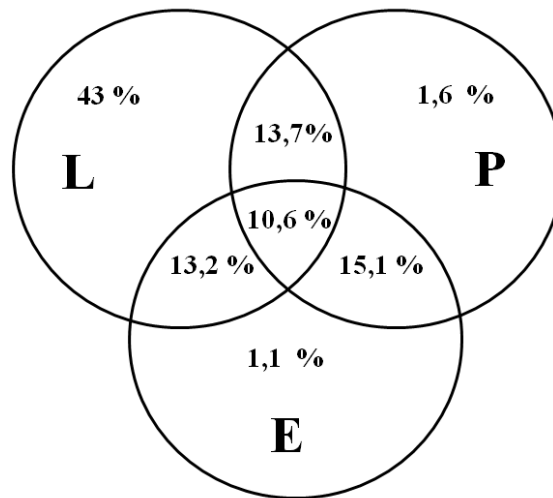


Figura 6 - Partição da variância. Contribuição da explicabilidade independente e compartilhada dos fatores locais (L), descritores da paisagem (P) e estruturação espacial (E) relacionados a abundância de *Lithobates catesbeianus*.

## DISCUSSÃO

O processo de invasão funciona através de uma série de estágios, e, em cada um deles, barreiras devem ser ultrapassadas pelo invasor para seu estabelecimento e posterior dispersão (BLACKBURN et al., 2011). As barreiras, em cada um dos estágios, correspondem a diferentes escalas, desde as mais amplas (e.g. transporte da espécie para um dado país ou região) até as mais locais (e.g. microhabitats). A habilidade de espécies invasoras de ultrapassarem tais barreiras depende, por sua vez, de características da história de vida de cada invasor, como taxas de reprodução, habilidades competitivas e tolerâncias ambientais (ver referências em BLACKBURN et al., 2011). Neste estudo, nós avaliamos a distribuição espacial de um invasor que já ultrapassou a barreira geográfica, i.e. foi introduzido no país múltiplas vezes (FONTANELLO; FERREIRA, 2007; GIOVANELLI et al., 2008), encontra condições climáticas propícias e está se reproduzindo com sucesso nas áreas invadidas (FICETOLA et al., 2007; NORI et al., 2011). Entretanto, ainda não se conhece bem quais são as barreiras pertinentes à sua dispersão em escalas regionais e locais. A distribuição de *Lithobates catesbeianus* no PET e áreas adjacentes foi determinada, em primeira instância, por fatores locais, independentemente da estrutura espacial e fatores da paisagem. As



variáveis locais selecionadas no modelo foram a área e o hidroperíodo dos corpos d'água, ambas positivamente relacionadas com a abundância relativa da espécie. Os descritores espaciais e de paisagem apresentaram-se importantes apenas quando considerados em conjunto. Ou seja, a estrutura espacial da paisagem, que, no caso do nosso estudo, representa a estrutura espacial da distância da borda, foi importante na predição das abundâncias de *L. catesbeianus*. Por último, interações entre os três grupos de preditores também explicaram uma pequena fração da distribuição da espécie conjuntamente.

Esses resultados corroboram o trabalho de Both et al. (2012), no qual os fatores locais também foram mais importantes na predição da distribuição espacial da rã-touro, tanto para ocorrência da espécie quanto para as respectivas abundâncias, em detrimento de fatores espaciais e descritores da paisagem. Both et al. (2012) constataram que a profundidade dos corpos d'água foi o preditor mais importante da abundância da espécie invasora, sendo as maiores abundâncias encontradas em corpos d'água mais profundos. Essas três variáveis, área, hidroperíodo e profundidade, podem ser consideradas proximamente correlacionadas pelo fato de que, em geral, corpos d'água mais duradouros possuem maiores profundidades e dimensões de área (BROOKS; HAYASHI, 2002). A importância dos fatores locais para a distribuição da espécie está intimamente ligada aos traços da história de vida de *L. catesbeianus*, uma vez que a espécie depende grande parte da vida nos próprios corpos d'água, tanto nas fases larval quanto adulta, dependendo da durabilidade deles para forrageamento e sucesso reprodutivo (RYAN, 1980; BURY; WHELAN 1984; BOTH et al., 2012).

As interações bióticas também têm o potencial de representar um filtro na escala local para as populações de *Lithobates catesbeianus*. Contudo, nós não observamos importância da riqueza de espécies nativas e abundância relativa de invertebrados predadores para a predição da abundância da rã-touro. Sabe-se que *L. catesbeianus* é generalista em relação ao uso de recursos (GOVINDARAJULU, 2004; WANG; LI, 2009) e uma predadora e/ou competidora superior às espécies de anuros nativas em ambas as fases do ciclo de vida (KIESECKER; BLAUSTEIN, 1998; KIESECKER et al., 2001; BOELTER; CECHIN, 2007; SILVA et al., 2009). Além disso, a espécie possui uma alta fecundidade, rápida maturação sexual e melhor desempenho metabólico em climas tropicais (DÍAZ DE PASCUAL, 2002; KAEFER et al., 2007). Talvez por essa razão, a espécie facilmente ultrapasse muitas barreiras relacionadas às interações biológicas, uma vez que um dado corpo d'água apresente características adequadas para seu estabelecimento.

Se considerados em modelos separados, a estruturação espacial dos corpos d'água e os descritores de paisagem isoladamente explicaram proporções de variância muito parecidas (16 e 19%), no entanto o modelo global revelou que tal explicação não foi independente. No modelo espacial, foi observado que corpos d'água com distâncias entre si menores que 3 km possuíram abundâncias similares. Isso indica que a presença de locais ocupados, dentro de um raio de 3 km, pode aumentar a probabilidade de ocorrência da espécie invasora. Também foi observado que corpos d'água com mais de 6 km de distância apresentam autocorrelação espacial negativa. A distância da borda foi a única variável de paisagem relacionada com a abundância de rã-touro, que foi menor no interior da UC e maior em áreas de borda e de entorno. Entretanto, a distância da borda e o espaço são intrinsecamente correlacionados neste estudo, e, de acordo com o esperado, eles compartilham a explicabilidade da distribuição das abundâncias no gradiente de borda. Dessa forma, amostras próximas entre si ao longo da gradiente florestal (interior e exterior da UC) influenciam no padrão de invasão da espécie na área conservada.

Para uma variedade de táxons, as bordas florestais ou bordas entre diferentes tipos de vegetação podem funcionar como barreiras físicas e/ou bióticas que inibem o fluxo de invasores para o seu interior (WILLSON; CROME, 1989; CADENASSO; PICKETT, 2001; HOLWAY, 2005). Entretanto, as bordas de áreas florestadas podem tornar-se mais suscetíveis à invasão quando cercadas por locais antropizados (DEBINSKI; HOLT, 2000, LAURANCE et al., 2002). Descritores da paisagem como o uso da terra em locais de entorno e distância de estradas já foram reconhecidos como fatores importantes para a distribuição de espécies invasoras (HANSEN; CLEVINGER, 2005; GONZÁLEZ-MORENO et al., 2012). No caso de *L. catesbeianus*, sabe-se que a espécie pode ser beneficiada positivamente em habitats abertos e/ou antropizados (BURY; WHELAN, 1984; D'AMORE et al., 2010; BOTH et al., 2012). Quando comparados os corpos d'água no interior do PET com aqueles das áreas adjacentes, é possível observar que *L. catesbeianus* é mais frequente fora da área de conservação. Porém, nós observamos que as maiores abundâncias de *L. catesbeianus* ocorrem em locais próximos à borda florestal. Esses resultados sugerem que a paisagem pode funcionar como uma barreira para a dispersão da espécie em algum grau, visto que as menores abundâncias foram observadas no interior da área florestada. No entanto, são os corpos d'água de borda que podem funcionar como facilitadores da invasão através da matriz florestal e permitir a expansão da rã-touro, desde que haja nesses locais sítios com características favoráveis para a espécie..

Convém ressaltar que o estabelecimento de *L. catesbeianus* em novos habitats pode ocorrer por meio de corredores-funcionais, como estradas e riachos (BOTH et al., 2012). Embora a distância de estradas não tenha sido selecionada em nossos modelos, registramos juvenis de *L. catesbeianus* em riachos próximos a borda (Corpo d'água 35 – Figura 2 - B). Estes últimos podem ser uma das vias para o estabelecimento em novos habitats no interior do PET, permitindo a sua expansão.

Em resumo, nossos dados mostram que *L. catesbeianus* responde ao gradiente ambiental floresta-borda-lavoura. Entretanto, esse gradiente é menos importante do que o gradiente área-hidroperíodo-profundidade característico dos próprios corpos d'água. Portanto, estratégias de manejo de populações invasoras aquáticas como *L. catesbeianus* deve focar tanto no manejo da paisagem, incluindo zoneamento e amortecimento nas bordas florestais, quanto em manejo dos corpos d'água presentes na zona de borda. A fiscalização para evitar a construção de corpos d'água com grandes áreas (ou profundos e permanentes) nas bordas e áreas adjacentes às unidades de conservação pode ser primordialmente eficaz para conter a invasão da rã-touro em áreas protegidas. Embora a utilização do manejo florestal-agrícola pode funcionar como um complemento de manejo importante para esse contexto.

## **AGRADECIMENTOS**

Somos gratos à SEMA-RS pela permissão de acesso ao Parque Estadual do Turvo (perm. N° 373) e ao ICMBio-IBAMA pela licença de coleta (licença N° 28322-1). B. Madalozzo é grato à CAPES pela bolsa de estudo concedida, C.B e S.Z.C são gratas ao CNPQ pelas bolsas de pesquisa (processos e No. 303359/2009–9, respectivamente). Nós agradecemos a todos os proprietários rurais que permitiram acesso aos locais próximos ao parque e ao diretor e funcionários do mesmo. Também agradecemos a M. R. Eisenbach, V. Caldart e V. Lipinski pela ajuda nos trabalhos de campo.

## REFERÊNCIAS

- ACHAVAL, F. et al. Lista comentada del material recogido en costas Uruguayas, transportado por camalotes desde el Rio Paraná. **Acta Zoologica**, v. 35, p. 195-200, 1979.
- AMOR, R. L.; STEVENS, P. L. Spread of weeds from a roadside into sclerophyll forests at Dartmouth, Australia. **Weed Research**, v. 16, p. 11-118, 1976.
- BERGER, L. et al. *Chytridiomycosis* causes amphibian mortality associated with population declines in the rain forests of Australia and Central America. **Proceedings of the National Academy of Sciences USA**, v. 95, p. 9031-9036, 1998.
- BLAUSTEIN, A. R.; KIESECKER, J. M. Complexity in conservation: lessons from the global decline of amphibian populations. **Ecology Letters**, v. 2002, p. 597-608, 2002.
- BLACKBURN, T. M. et al. A proposed unified framework for biological invasions. **Trends in Ecology and Evolution**, v. 26, p. 333-339, 2011.
- BORCARD, D.; LEGENDRE, P.; DRAPEAU, P. Partialling out the spatial component of ecological variation. **Ecology**, v. 73, p. 1045-1055, 1992.
- BORCARD, D.; GILLET, F.; LEGENDRE, P. **Numerical ecology with R**. Use R! series, Springer 297, Science, New York, 2011. p. 306.
- BOELTER, R. A.; CECHIN, S. Z. Impacto da dieta de rã-touro (*Lithobates catesbeianus* - Anura, Ranidae) sobre a fauna nativa: estudo de caso na região de Agudo, RS, Brasil. **Natureza e Conservação**, v. 5, p. 45-53, 2007.
- BOTH, C. et al. Widespread occurrence of the american bullfrog, *Lithobates catesbeianus* (Shaw, 1802) (Anura: Ranidae), in Brazil. **South American Journal of Herpetology**, v. 6, p. 127-134, 2011.
- BOTH, C. **Invasão de *Lithobates catesbeianus* na mata atlântica sul do brasil: relações com espaço, ambiente e anfíbios nativos**. Tese (Doutorado em Zoologia) – Pontifícia Universidade Católica do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2012.
- BROOKS, R. T.; HAYASHI, M. Volume-area-depth and hydroperiod of ephemeral (“vernal”) forest pools in southern New England. **Wetlands**, v. 22, p. 247-255, 2002.
- BURY, B.; WHELAN, J. A. Ecology and management of the bullfrog. **United States Department of Interior, Fish and Wildlife Services**. Resource Publication 155, Washington, DC, 1984.
- CADENASSO, M. L.; PICKETT, S. T. A. Effect of edge structure on the flux of species into forest interiors? **Conservation Biology**, v. 15, p. 91-97, 2001.
- CASE, T. J.; BOLGER, D. T. The role of introduced species in shaping the distribution and abundance of island reptiles. **Evolutionary Ecology**, v. 5, p. 272-290, 1991.
- CHAPE, S. et al. Measuring the extent and effectiveness of protected areas as an indicator for

meeting global biodiversity targets. **Philosophical Transactions of the Royal Society**, v. 360, p. 443–455, 2005.

DALLACORTE, F. 2010. **Impacto da rã-touro-gigante (*Lithobates catesbeianus*) sobre a fauna nativa na zona de amortecimento e interior do Parque Nacional da Serra do Itajaí (PNSI), Blumenau, SC.** 2010. 145 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental), Universidade Regional de Blumenau, Blumenau, 2010.

D'AMORE, A.; HEMINGWAY, V.; WASSON, K. Do a threatened native amphibian and its invasive congener differ in response to human alteration of the landscape? **Biological Invasions**, v. 12, p. 145-154 2010.

DASZAK, P. et al. Experimental evidence that the bullfrog (*Rana catesbeiana*) is a potential carrier of chytridiomycosis, an emerging fungal disease of amphibians. **Herpetological Journal**, v. 14, p. 201-207, 2004.

DEBINSKI, D. M.; HOLT, R. D. A survey and overview of habitat fragmentation experiments. **Conservation Biology**, v. 14, p. 342-355, 2000

DIAZ DE PASCUAL, A.; CHACÓN-ORTIZ, A. **Informe final del proyecto: Diagnóstico de la colonización de la rana toro (*Rana catesbeiana* Shaw 1802: Ranidae: Amphibia) en el estado Mérida y medidas para su control.** Universidad de Los Andes, Ministerio del Ambiente y de los Recursos Naturales, Mérida, 2002.

DIDHAM, R. K. et al. Interactive effects of habitat modification and species invasion on native species decline. **Trends in Ecology & Evolution**, v. 22, p. 489–496, 2007.

DRAKE, J. et al. **Biological Invasions: a Global Perspective.** Wiley, Chichester. 1989. p. 525.

DUNCAN, R. P.; BOMFORD, M.; FORSYTH, D. M.; CONIBEAR, L. High predictability in introduction outcomes and the geographical range size of introduced Australian birds: a role for climate. **Journal of Animal Ecology**, v. 70, p. 621–632, 2001.

FICETOLA, G. F.; THUILLER, W.; MIAUD, C. Prediction and validation of the potencial global distribution of a problematic alien invasive species – the american bullfrog. **Diversity and distributions**, v. 13, p. 476-485, 2007.

FONTANELLO, D.; FERREIRA. C. M. **Histórico da ranicultura nacional. São Paulo: Instituto de Pesca de São Paulo.** 2007. Disponível em: [www.aquicultura.br/jistorico.htm](http://www.aquicultura.br/jistorico.htm). 2011

FORMAN, R. T. T. **Land Mosaics: The Ecology of Landscapes and Regions.** University Press, Cambridge. 1995. p. 656

FORMAN, R. T.; ALEXANDER, L. E. Roads and their major ecological effects. **Annual Review of Ecology and Systematics**, v. 29, p. 207-231, 1998.

FORSYTH, D. M. et al. Climatic suitability, life-history traits, introduction effort, and establishment and spread of introduced mammals in Australia. **Conservation Biology**, v. 18, p. 557–569. 2004.

FRIDLEY, J. D. et al. The invasion paradox: reconciling pattern and process in species invasions. **Ecology**, 88:3-17. 2007.

FULLER, T. E. et al. Linking the Distribution of an Invasive Amphibian (*Rana catesbeiana*) to Habitat Conditions in a Managed River System in Northern California. **Restoration Ecology**, v. 19, p. 204-213, 2011.

GIOVANELLI, J. G. R.; HADDAD, C. F. B.; ALEXANDRINO, J. Predicting the potential distribution of the alien invasive American bullfrog (*Lithobates catesbeianus*) in Brazil. **Biological Invasions**, v. 10, p. 585-590, 2008.

GISD. Global Invasive Species Database. 2012. Disponível em: <<http://www.issg.org/database/species/search.asp?st=100ss&fr=1&str=&lang=EN>>. Acessado em 10 de março de 2012.

GONZÁLEZ-MORENO, P. et al. Landscape context modulates alien plant invasion in Mediterranean forest edges. **Biological invasions**, v. 0, p. 1-11, 2012.

GOVINDARAJULU, P. **Introduced bullfrogs (*Rana catesbeiana*) in British Columbia: Impacts on native Pacific treefrogs (*Hyla regilla*) and Red-legged frogs (*Rana aurora*).** (Ph.D thesis)-University of Victoria, Victoria, 2004.

GUIRADO, M.; PINO, J.; RODA, F. Understorey plant species richness and composition in metropolitan forest archipelagos: effects of forest size, adjacent land use and distance to the edge. **Global Ecology and Biogeography**, v. 15, p. 50–62. 2006.

GUDYNAS, E. Sobre el Río Uruguay como barrera biogeográfica para anfibios, y La significancia de la presencia de *Leptodactylus chaquensis* CEI, 1950 (Anura, Leptodactylidae) en el Uruguay. Bol. Soc. Zool. del Uruguay (2ª epoca), v. 2, p. 78-89, 1984.

HARPER, K. A. et al. Edge influence on forest structure and composition in fragmented landscapes. **Conservation Biology**, v. 19, p. 768–782, 2005.

HAYES, M. P.; JENNINGS, M. R. Decline of ranid frog species in western North America: Are bullfrogs (*Rana catesbeiana*) responsible? **Journal of Herpetology**, v. 20, p. 490–509, 1986.

HAYES, K. R.; BARRY, S. C. Are there any consistent predictors of invasion success? **Biological Invasions**, v. 10, p. 483–506, 2008.

HANSEN, M. J.; CLEVINGER, A. P. The influence of disturbance and habitat on the presence of non-native plant species along transport corridors. **Biological Conservation**, v. 125, p. 249–259, 2005.

HOLWAY, D. A. Edge effects of an invasive species across a natural ecological boundary. **Biological Conservation**, v. 121, p. 561–567, 2005.

IOP, S. **Diversidade e distribuição espacial de anfíbios anuros no parque estadual do turvo, rio grande do sul**. Dissertação (Mestrado em Biodiversidade Animal)–Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, 2011.

IUCN. The IUCN red list of threatened species (version 2011.2) <http://www.iucnredlist.org>. Accessed 10 October 2012.

KAEFER, I. L.; BOELTER, R. A.; CECHIN, S. Z. Reproductive biology of the invasive bullfrog *Lithobates catesbeianus* in southern Brazil. **Annales Zoologici Fennici**. v. 44, p. 435-444, 2007.

KIESECKER, J. M.; BLAUSTEIN, A. R. Effects of introduced bullfrogs and smallmouth bass on the microhabitat use, growth and survival of native red-legged frogs. **Conservation Biology**, v. 12, p. 776-787, 1998.

KIESECKER, J. M.; BLAUSTEIN, A. R.; MILLER, C.L. Potential mechanisms underlying the displacement of native red-legged frogs by introduced bullfrogs. **Ecology**, v. 82, n. 7, p. 1964-1970, 2001.

KRAUS, F. **Alien reptiles and amphibians: a scientific compendium and analysis**. Springer, Netherlands, 2009. p. 563.

LAURANCE, W. F. et al. Ecosystem decay of Amazonian forest fragments: a 22-year investigation. **Conservation Biology**, v. 13, p. 605-618, 2002.

LEGENDRE, P.; LEGENDRE, L. **Numerical Ecology**. Elsevier, Amsterdam, Boston, London, New York, Oxford, Paris, San Diego, San Francisco, Singapore, Sydney, Toquio. 1998. p. 853.

LUCAS, E. M.; FORTES, V. B. Frog diversity in the Floresta Nacional de Chapecó, Atlantic Forest of Southern Brazil. **Biota Neotropica**, v. 8, p. 51-61, 2008.

LOVEJOY, T. E. Protected areas: a prism for a changing world. **Trends in Ecology and Evolution**, v. 21, p. 329–333, 2006.

LOWE, S. et al. 100 of the world's worst invasive alien species. A selection from the global invasive species database. 2000. ISSG, SSC & IUCN. Disponível em: [www.issg.org/booklet.pdf](http://www.issg.org/booklet.pdf).

LOYOLA, R. D. et al. Climate change might drive species into reserves: a case study of the American bullfrog in the Atlantic Forest Biodiversity Hotspot. **Alytes**, v. 29, p. 61-74, 2012.

MACARTHUR, R. H. **Geographical Ecology**. New York: Harper & Row. 1972. p. 288.

MALUF, J. R. T. Nova classificação climática do Estado do Rio Grande do Sul. **Revista Brasileira de Agrometeorologia**, v. 8, p. 141–150, 2000.

MCCULLAGH, P.; NELDER, J. A. **Generalized Linear Models**. Chapman and Hall, London. 1983. p. 532.

NELDER, J. A.; WEDDERBURN, R. W. M., Generalized linear models. **Journal of the Royal Statistical Society**, v. 135, p. 370-384, 1972.

NORI, J. et al. Climate change and american bullfrog invasion: what could we expect in South America? **PLoS ONE**, v. 6, e25718, 2011.

OLIVEIRA-FILHO, A. T.; FONTES, M. A. L. Patterns of Floristic Differentiation among Atlantic Forests in Southeastern Brazil and the Influence of Climate. **Biotropica**, v. 32, p. 793–810, 2000.

PEARL, C. A. et al. Asymmetrical effects of introduced bullfrogs (*Rana catesbeiana*) on native ranid frogs in Oregon. **Copeia**, v. 2004, p. 11–20, 2004.

PICKETT, S. T. A.; CADENASSO, M. L. Landscape ecology: spatial heterogeneity in ecological systems. **Science**, v. 269, p. 331-334, 1995.

POESSEL, S.A., BEARD, K.H., CALLAHAN, C. M., FERREIRA, R. B., STEVENSON, E.T. Biotic acceptance in introduced amphibians and reptiles in Europe and North America. **Global Ecology and Biogeography**, v.22, p. 192-201, 2012.

QUANTUM GIS DEVELOPMENT TEAM 2009. **Quantum GIS geo-graphic information system**. – Open Source Geospatial Foundation Project. <http://qgis.osgeo.org>.

RANGEL, T. F. L. V. B.; DINIZ-FILHO, J. A. F.; BINI, L. M. Towards an integrated computational tool for spatial analysis in macroecology and biogeography. **Global Ecology and Biogeography**, 15:321-327, 2006.

RYAN, M. J. Female mate choice in a neotropical frog. **Science**, v. 309, p. 523-525, 1980.

SEMA – Secretaria Estadual do Meio Ambiente. Plano de Manejo do Parque Estadual do Turvo. Estado do Rio Grande do Sul. 2005. p. 348.

SCOTT JR., N. J.; WOODWARD, B. D. Surveys at breeding sites. In: HEYER, W. et al. (eds.). **Measuring and Monitoring Biological Diversity - Standard Methods for Amphibians**. Washington & London: Smithsonian Institution Press, p. 84-92, 1994.

SHAFFER, H. B. et al. Quantitative sampling of amphibian larvae. In: HEYER, W. R. et al. (eds.). **Measuring and Monitoring Biological Diversity - Standard Methods for Amphibians**. Washington & London: Smithsonian Institution Press, p. 130-141, 1994.

SILVA, E. T. et al. Diet of the invasive frog *Lithobates catesbeianus* (Shaw, 1802) (Anura: Ranidae) in Viçosa, Minas Gerais state, Brazil. **South American Journal of Herpetology**, v. 4, p. 286-294, 2009.

STATSOFT INC. STATISTICA for Windows (Com- Kevan P. G. and Baker H. G. (1983), Insects as flower puter program manual). Tulsa, OK. 2000.

VILÀ, M.; IBÁÑEZ, I. Plant invasions in the landscape. **Landscape Ecology**, v. 26, p. 461-472, 2011.



VITOUSEK, P. M. et al. Human alteration of the global nitrogen cycle: sources and consequences. **Ecological Applications**, v. 7, p. 737-750, 1997.

VON HOLLE, B.; SIMBERLOFF, D. Ecological resistance to biological invasion overwhelmed by propagule pressure. **Ecology**, v. 86, p. 3212-3218, 2005.

WANG, Y.; LI, Y. Habitat Selection by the Introduced American Bullfrog (*Lithobates catesbeianus*) on Daishan Island, China. **Journal of Herpetology**, v. 43, p. 205-211, 2009.

WERNER, E. E.; WELLBORN, G. A.; McPEEK M. A. Diet composition in postmetamorphic bullfrogs and green frogs: implications for interspecific predation and competition. **Journal of Herpetology**, v. 29, p. 600-607, 1995.

WILLIAMSON, M. **Biological Invasions**. Chapman & Hall, London. 1996. p.

WILLSON, M. F.; CROME, F. H. J. Patterns of seed rain at the edge of a tropical Queensland rain forest. **Journal of Tropical Ecology**, v. 5, p. 301-308, 1989.

## CONCLUSÃO GERAL

- A distribuição de *L. catesbeianus* no interior do Parque Estadual do Turvo e áreas adjacentes foi determinada principalmente por descritores locais. As variáveis locais selecionadas pelos modelos foram a área e o hidroperíodo do corpo d'água, ambos correlacionados positivamente com a abundância relativa da espécie.
- Embora as interações bióticas tenham um potencial de representar um filtro contra invasões, não observamos relevância das variáveis bióticas riqueza de espécies nativas e invertebrados predadores na predição da abundância relativa de *L. catesbeianus*.
- Fatores da paisagem foram considerados importantes somente em conjunto com os descritores espaciais. A estruturação espacial dos corpos d'água e os descritores de paisagem isoladamente explicaram proporções de variância muito similares nos modelos individuais. No entanto tal explicação não foi independente no modelo geral.
- Nosso modelo espacial indicou que a presença de locais ocupados, dentro de um raio de 3 km, pode aumentar a probabilidade de ocorrência da espécie invasora. Também foi observado que corpos d'água com mais de 6 km de distância apresentam autocorrelação espacial negativa. O fator da paisagem distância da borda esteve relacionado com a abundância de rã-touro, que foi menor no interior do parque e maior em áreas de borda e fora da unidade de conservação.
- A distância da borda e o espaço são intrinsecamente correlacionados neste estudo e compartilham a explicabilidade da distribuição das abundâncias no gradiente de borda. Dessa forma, amostras próximas entre si ao longo da gradiente florestal (interior e exterior do parque), influenciam no padrão de invasão da espécie na unidade de conservação.
- Embora a distância de estradas não tenha sido selecionada em nossos modelos, registramos juvenis de *L. catesbeianus* em riachos próximos a borda. Estes últimos podem ser uma das vias para o estabelecimento em novos habitats no interior da unidade de conservação, permitindo a sua expansão.

- Estratégias de manejo de populações invasoras de ambientes aquáticos como *L. catesbeianus* devem focar no manejo dos corpos d'água localizados próximos a borda e, como complemento, o manejo florestal-agrícola. O zoneamento e amortecimento nas bordas florestais e a da construção de corpos d'água com grandes áreas (ou profundos e permanentes) nas bordas e áreas adjacentes aos parques podem ser eficazes.