

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

**CULTIVO DE *EUCALYPTUS* REDUZ A DIVERSIDADE
DA HERPETOFAUNA EM ÁREA DE CAMPO NO SUL
DO BRASIL**

DISSERTAÇÃO DE MESTRADO

Suélen da Silva Alves

**Santa Maria, RS, Brasil
2014**

CULTIVO DE *EUCALYPTUS* REDUZ A DIVERSIDADE DA HERPETOFAUNA EM ÁREA DE CAMPO NO SUL DO BRASIL

Suélen da Silva Alves

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.

Orientador: Prof. Dr. Tiago Gomes dos Santos

**Santa Maria, RS, Brasil
2014**

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

da Silva Alves, Suélen
CULTIVO DE EUCALYPTUS REDUZ A DIVERSIDADE DA
HERPETOFAUNA EM ÁREA DE CAMPO NO SUL DO BRASIL / Suélen
da Silva Alves.-2014.
73 f.; 30cm

Orientador: Tiago Gomes dos Santos
Dissertação (mestrado) - Universidade Federal de Santa
Maria, Centro de Ciências Naturais e Exatas, Programa de
Pós-Graduação em Biodiversidade Animal, RS, 2014

1. anfíbios 2. répteis 3. campos nativos 4.
silvicultura 5. perda de habitat I. Gomes dos Santos,
Tiago II. Título.

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

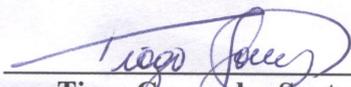
A Comissão Examinadora, abaixo assinada,
aprova a Dissertação de Mestrado

**CULTIVO DE *EUCALYPTUS* REDUZ A DIVERSIDADE DA HERPETOFAUNA EM
ÁREA DE CAMPO NO SUL DO BRASIL**

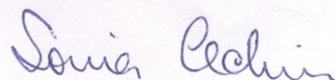
elaborada por
Suélen da Silva Alves

como requisito parcial para obtenção do grau de
Mestre em Ciências Biológicas - Área Biodiversidade Animal

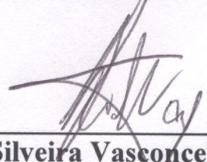
COMISSÃO EXAMINADORA:



Tiago Gomes dos Santos, Dr.
(Presidente/Orientador)



Sonia Zanini Cechin, Dra. (UFSM)



Tiago da Silveira Vasconcelos Dr. (UNESP)

Santa Maria, 19 de fevereiro de 2014.

“Nossa vida se completa quando além de sermos bem sucedidos naquilo que gostamos de fazer, temos ao nosso lado pessoas com quem podemos dividir nossas alegrias e conquistas.”

À minha família. Obrigada! Amo vocês!

*Ao meu esposo Éder Sangoi Saccol, pelo seu amor, paciência e companheirismo.
Te amo!*

Aos meus queridos amigos!

Dedico a vocês a finalização importante de uma etapa em minha vida.

Obrigada!

AGRADECIMENTOS

Se você está lendo esses agradecimentos é porque eu consegui!

Mas vou te contar o primeiro segredo: não foi nada fácil chegar até aqui. Foram 180 buracos para cavar. Foram 180 baldes para enterrar. Foram 180 armadilhas para instalar e fazer a manutenção. Além disso, revisá-las durante oito meses também não foi tarefa muito fácil, afinal ajoelhar-se 180 vezes por dia durante 10 dias por mês, é um pouco cansativo, não achas? E o trabalho em laboratório? Imagine o banco de dados que é gerado utilizando esse tipo de amostragem! Por fim, desinstalar as armadilhas também não foi nada fácil (só 180 baldes). Mas existe o segundo segredo: muitas pessoas foram importantes para a realização desse trabalho. Pessoas que contribuíram com a força física (muita força física), pessoas que contribuíram com o conhecimento e pessoas que contribuíram com o apoio psicológico. Sem dúvidas, o conhecimento adquirido no final dessa etapa foi imenso e me sinto extremamente feliz por isso. Quanto ao meu crescimento profissional e pessoal, eu devo a essas pessoas que fizeram parte dessa caminhada. Amigos, professores e colegas biólogos que jamais esquecerei.

Em especial agradeço ao meu orientador Prof. Tiago Gomes dos Santos pelo desafio que me deste! Pela confiança e pelo exemplo de professor, biólogo e pessoa que és. Me apresentou o mundo da herpetologia e fez eu simplesmente me apaixonar por esse mundo. Obrigada pelos ensinamentos desde a elaboração do projeto até a defesa dessa Dissertação. Pelos ensinamentos valiosíssimos de ecologia, estatística e ensinamentos da vida. Obrigada pelas ajudas em campo (finalmente que orientador vai para campo com seu orientado ajudar a cavar buracos?). Obrigada por tudo!

À Profª. Sonia Zanini Cechin pela acolhida no laboratório e uso de toda a infraestrutura disponibilizada e pelo exemplo de profissionalismo e dedicação. Pelo amor que demonstra pela sua profissão e pelo curso de Pós-graduação em Biodiversidade Animal.

Aos professores do PPGBA por nos ensinarem a sermos ótimos profissionais, contribuindo com o nosso crescimento pessoal e profissional.

Ao secretário do PPGBA, Sidnei S. da Cruz, pela imensa ajuda com toda a papelada necessária nos pedidos de diárias, lembranças de prazos de relatórios e por nos receber sempre com muito entusiasmo e bom humor. Por nos acalmar quando chegamos nervosos e apavorados com prazos e milhões de dúvidas. Enfim, obrigada por organizar nossas vidas dentro do programa de pós-graduação.

À CAPES – Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior, pela concessão da bolsa de estudo através do programa SISBIOTA ‘Biodiversidade dos campos e dos ecótonos campo-floresta no sul do Brasil: bases ecológicas para sua conservação e uso sustentável’ (CNPq/FAPERGS nº 563271/2010-8).

À SEMA – Secretaria de Estado do Meio Ambiente do Estado do Rio Grande do Sul e ao SISBIO/IBAMA - Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis pela licença concedida.

Ao Flávio Fontinelli, do laboratório de Física de Solos da Universidade Federal de Santa Maria, por me auxiliar nas análises.

Aos meus queridos amigos e colegas Aline Blank do Amaral, Camila Graciotin, Clarissa Pillon, Tiziane Molina e Dante Meller, pela amizade construída nesses dois anos, pelas longas conversas e desabafos da vida de um pós-graduando. Pelos nossos almoços sempre aliado com muitas risadas. Não quero perder o contato com vocês nunca! Sem esse carinho e amizade, seria tudo mais difícil.

À minha amiga, colega bióloga e parceira de campo Ana Maria Rigon Bolzan! O que falar nesse momento, não é Nana? Só nós sabemos o que passamos nesses dois anos. Nossos medos, nossas angústias, nossa insegurança, compartilhadas a cada saída de campo. Medo do escuro, medo de se perder nos eucaliptos, medo dos javalis, medo de ficar em campo aberto a noite, sem uma luz na volta, durante horas e horas ao som deles, nossos inseparáveis companheiros de campo, os sapos. Mas também nos divertimos como ninguém em nossos campos. Pois esse é o nosso jeito de encarar os desafios. Com alegria, otimismo e persistência. A parceria que deu certo e hoje estamos aqui! Sem medo, sem angústias e totalmente seguras de si, aguardando o próximo desafio. Não sei como te agradecer, pois foi fundamental nesses dois anos. Muito obrigada!

À Universidade Federal do Pampa, minha Instituição mãe, por ter disponibilizado o Laboratório de Estudos em Biodiversidade Pampiana (LEBIP) durante as coletas de campo.

Aos biólogos Fabiano Stefanello e Miguel Machado pela ajuda na identificação com os artrópodes de solo. Vocês não imaginam o quanto foram importantes nessa reta final do Mestrado. Muito obrigada!

Ao querido colega Junir Lutinski por me ajudar e esclarecer minhas dúvidas na análise estatística.

Aos integrantes do laboratório de Herpetologia da Universidade Federal de Santa Maria pelo acolhimento, pela amizade e pelo aprendizado adquirido nesses dois anos. Em especial aos queridos amigos e colegas de profissão Samanta Iop, Vinícius Caldart, Bruno Madalozzo, Maurício Beux dos Santos e Carolina Pietczak pelas conversas, por compartilharem suas experiências e pelas sugestões valiosíssimas. Obrigada Victor M. Lipinski por me levar em seus campos, mesmo que poucas vezes, mas esse primeiro contato com o Mestrado foi fundamental.

A todos que me auxiliaram em campo de alguma forma, seja na instalação, coleta, manutenção, na retirada das armadilhas, em laboratório ou sendo meu motorista particular, enquanto não tinha carteira de motorista (hehehe), em especial: Éder S. Saccol, Ana M. R. Bolzan, Fabiano Stefanello, Thomas D. Dias, Martha S. Conceição, Suiane Oleques, Rosana A. Paim, Pâmela S. Alves, Luciano Ramires, Carin de Lima, Otávio L. Pivotto, Marcela S. Pires, Prof. Tiago G. Santos, Lidiane S. Silva, Tiago R. N. Bertaso, Viviane Miranda, Douglas S.

Santos, Jeferson Camargo, Dalton Nunes, Pâmela L.T. Souza, Danielle M. Pincolini, Juliene, James Eduardo, Fernanda Rosa, Dione Kercher, Leandro Santos, Giancarlo Billo, Gillian Nunes, Vitor Freitas, Junior Pereira, Diego Saraiva, Mauro Bossi, Adriana Pereira, Júlia de Toledo, Thaís Dalcin, tio Veinho, tia Elisa e aos amigos do Éder (Rogério, Bagual, Odacir e Geovane), que sozinhos cavaram 60 buracos em meio dia. Obrigada pelos momentos maravilhosos em laboratório ou em campo com uma sensação térmica de mais 40 graus ou chuvas acompanhadas de um bom Rally dos Pampas.

Ao querido Felipe Benchimol, que esteve presente do início ao fim das coletas. Agradeço imensamente por tua ajuda em campo, em laboratório e por se tornar meu grande amigo!

Aos proprietários da Fazenda Santa Lúcia por permitirem a coleta em seus campos, em especial a Dona Mamaia e Marcelo Severo pela presteza em nos receber.

Agora, quero agradecer às pessoas que mais amo nessa vida:

Aos meus pais José Luis Pedroso Alves e Giselda da Silva Alves, por sempre acreditarem em mim. Vocês me ensinaram que mesmo com tantas dificuldades, é possível ser feliz e realizar todos os nossos sonhos.

Aos meus irmãos Gisele, Felipe e Vitória pelo amor e carinho. À minha irmã e com muito orgulho futura bióloga Pâmela Alves, pelo incentivo em prosseguir com meus sonhos, pelo carinho, pelas conversas e pelo companheirismo. Obrigada por tudo!

Ao meu avô Aladim G. da Silva e meu tio Jacir P. Alves (*in memoriam*), pelo exemplo de vida. À minha avó Elaine S. Silva, por me hospedar e me receber em sua casa sempre com o sorriso mais largo do mundo. Aos meus avôs Maria J. P. Alves, João A. Vargas, aos tios, tias e primos por torcerem por mim sempre.

À minha sogra Jurema S. Saccol, meus cunhados e minhas sobrinhas pelo carinho e apoio durante esses dois anos.

Ao Éder Sangoi Saccol, meu esposo, agradeço pela ajuda nas instalações das armadilhas, por dar dicas de como otimizar nossas coletas. Agradeço pela confiança, pelo respeito, pelo carinho, pelo companheirismo, pelo apoio e pelo amor que sente por mim. Por estar comigo sempre!

À minha amiga de quatro patas, a Bella, por me proporcionar alegria nos momentos tensos do Mestrado.

Mas quem disse que ia ser fácil ser a “menina” dos 180 baldes! Mas cheguei ao fim e consegui. Esses dois anos serão lembrados com muito carinho e saudade!



RESUMO

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

CULTIVO DE *EUCALYPTUS* REDUZ A DIVERSIDADE DA HERPETOFAUNA EM ÁREA DE CAMPO NO SUL DO BRASIL

AUTORA: SUÉLEN DA SILVA ALVES

ORIENTADOR: TIAGO GOMES DOS SANTOS

Data e Local de Defesa: Santa Maria, 19 de FEVEREIRO de 2014.

A expansão da silvicultura sobre os ecossistemas campestres tem alterado dramaticamente a paisagem, bem como afetado a biodiversidade e a sustentabilidade desses ecossistemas ao redor do mundo. Os campos do sul da América do Sul detêm alta diversidade biológica e inúmeros casos de endemismos, mas historicamente são insuficientemente protegidos em Unidades de Conservação e experimentam drástica redução devido ao plantio de exóticas como o eucalipto, a acácia-negra e pinus. Os campos do bioma Pampa em território brasileiro estão restritos ao estado do Rio Grande do Sul, onde estimativas recentes apontam que estes desaparecerão dentro das próximas décadas se o corrente cenário de mudanças na matriz produtiva for mantido. A fim de contribuir com subsídios à preservação dos ecossistemas campestres, o objetivo dessa Dissertação foi estudar os padrões espaciais da distribuição da herpetofauna (i.e. anfíbios e répteis), bem como de variáveis ambientais associadas, em campo nativo e plantio de eucalipto localizados no bioma Pampa, Rio Grande do Sul, Brasil. Assim, campos nativos e cultivos de eucalipto foram caracterizados e comparados quanto à riqueza de espécies, composição taxonômica e abundância de anfíbios e répteis, utilizando armadilhas de interceptação e queda durante oito meses de coleta (setembro de 2012 à abril de 2013). As comunidades de anfíbios e répteis estudadas responderam negativamente à substituição dos campos nativos por cultivos arbóreos, pois foram dominadas por poucas espécies no cultivo de eucalipto. Através da análise de aninhamento e teste de similaridade, evidenciamos que os répteis responderam fortemente à alteração do hábitat, já que a comunidade registrada no eucalipto foi um subconjunto empobrecido daquela registrada no campo nativo, sendo ainda dominada por espécies comumente abundantes em áreas degradadas. Anfíbios responderam fortemente quanto à abundância das espécies e sutilmente quanto à riqueza específica, mas não responderam ao gradiente quanto à composição taxonômica da comunidade. As variáveis ambientais mais fortemente relacionadas ao padrão de segregação observado entre o campo nativo e o cultivo de eucalipto foram a porcentagem de vegetação rasteira recobrando o solo e a luminosidade. Nossos resultados indicam que o cultivo de eucalipto altera profundamente a estrutura da vegetação rasteira, típica do ecossistema campestre e imprescindível à biologia de inúmeras espécies habitat-especialistas, incluindo espécies raras. Nesse sentido, enfatizamos que a perda de hábitat campestre devido à expansão da silvicultura configura séria ameaça à conservação da herpetofauna do bioma Pampa. Tais efeitos poderão ser minimizados somente após a adoção de políticas públicas ambientais especificamente comprometidas com a conservação dos ecossistemas campestres, até então negligenciados.

PALAVRAS-CHAVE: anfíbios, répteis, campos nativos, silvicultura, bioma Pampa, perda de habitat.

ABSTRACT

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

***EUCALYPTUS* FORESTATION REDUCES THE HERPETOFAUNA DIVERSITY OF GRASSLANDS IN SOUTHERN BRAZIL**

AUTHOR: SUÉLEN DA SILVA ALVES
ADVISOR: TIAGO GOMES DOS SANTOS

The expansion of forestation on grassland ecosystems has dramatically changed the landscape, as well as affected the biodiversity and the sustainability of these ecosystems around the world. Grasslands of southern South America hold high diversity and several cases of endemism, but historically are insufficiently protected in conservation units and experience drastic reduction due to cultivation of exotic trees as eucalyptus, black wattle and pine. Grasslands of Pampa biome in Brazilian territory are restricted to the state of Rio Grande do Sul, where recent estimates indicate that the grassy fields will disappear within the next few decades if the current scenario of changes in the productive matrix is maintained. In order to contribute with subsidies to conservation of grasslands ecosystems, the goal of this Dissertation was to study the spatial patterns in the distribution of herpetofauna (i.e. amphibians and reptiles), as well as environmental variables associated with native grasslands and eucalyptus plantation in the Pampa biome, Rio Grande do Sul state, Brazil. Thus, native grasslands and eucalyptus crops were characterized and compared regarding species richness, taxonomic composition, and abundance of amphibians and reptiles, using pitfall traps during eight sampling months (September 2012 to April 2013). The communities of amphibians and reptiles studied responded negatively to the replacement of native grasslands by arboreal crops because they were dominated by a few species in eucalyptus cultivation. Through nesting analysis and similarity tests, we recorded that reptiles responded strongly to habitat modification, since the community recorded in eucalypt was an impoverished subset of that recorded in native pasture, being still dominated by species commonly abundant in degraded areas. Amphibians responded strongly regarding species abundance and keenly to species richness, but did not respond to the gradient regarding taxonomic composition of the community. The environmental variables most strongly related to the pattern of segregation observed between native grasslands and eucalyptus cultivation were the percentage of low cover vegetation on soil and brightness. Our results indicate that eucalyptus forestation profoundly modify the structure of undergrowth vegetation, typical of grassland ecosystems and essential to the biology of several habitat-specialist species, including rare species. In this context, we emphasize that the habitat loss due to expanding forestation on grasslands configures a serious threat to conservation of the herpetofauna of the Pampa biome. Such effects can be minimized only after the adoption of specifically committed environmental policies to the conservation of grasslands ecosystems, until now so neglected.

KEYWORDS: amphibians, reptiles, native grasslands, forestation, Pampa biome, habitat loss.

LISTA DE FIGURAS

ARTIGO 1 – Cultivo de *Eucalyptus* reduz a diversidade da herpetofauna em área de campo no sul do Brasil.

- Figura 1** - Área de estudo de comunidades de anfíbios anuros e répteis, localizada no município de São Gabriel, Depressão Central do Bioma Pampa, Rio Grande do Sul, Brasil, em duas fisionomias distintas: cultivo de eucalipto e campo nativo.....**60**
- Figura 2** - Localização da área de estudo de comunidades de anfíbios anuros e répteis, localizada no município de São Gabriel, Depressão Central do Bioma Pampa, Rio Grande do Sul, Brasil**61**
- Figura 3** - Curvas de rarefação de abundância de anfíbios anuros registrados em campo nativo e em área de cultivo de eucalipto no município de São Gabriel (RS), no período de setembro de 2012 à abril de 2013.....**61**
- Figura 4** - Diagrama de Whittaker (ou de dominância) representando comunidades de anfíbios e répteis amostradas em campo nativo e eucalipto, de setembro de 2012 a abril de 2013, no município de São Gabriel, estado do Rio Grande do Sul, Brasil.....**62**
- Figura 5** - Teste de similaridade utilizando índice de Bray-Curtis para estrutura de comunidade de anuros e répteis, e Distância Euclidiana para descritores ambientais amostrados em campo nativo e eucalipto de setembro de 2012 a abril de 2013, no município de São Gabriel, estado do Rio Grande do Sul, Brasil**63**

ARTIGO 2 – Rediscovery, distribution extension and defensive behaviour of *Xenodon histricus* (squamata: serpentes) in the state of Rio Grande do Sul, Brazil.

- Figura 1** - Map of the known distribution of *Xenodon histricus* (based on specimens deposited in collections), including the new records in the São Francisco de Assis and São Gabriel municipalities.....**70**
- Figura 2** - Examples of defensive displays exhibited by *Xenodon histricus* during handling ...**71**
- Figura 3** - Native grassland where an individual of *Xenodon histricus* was captured, municipality of São Gabriel municipality, Rio Grande do Sul state, Brazil.....**71**

LISTA DE TABELAS

ARTIGO 1 – Cultivo de *Eucalyptus* reduz a diversidade da herpetofauna em área de campo no sul do Brasil.

Tabela 1 - Riqueza e abundância de anfíbios anuros registrados em área de campo nativo e em área de cultivo de eucalipto monitoradas no município de São Gabriel, RS, Brasil no período de setembro de 2012 a abril de 2013**64**

Tabela 2 - Riqueza e abundância de répteis registrados em área de campo nativo e em área de cultivo de eucalipto monitoradas no município de São Gabriel, RS, Brasil no período de setembro de 2012 a abril de 2013**65**

LISTA DE APÊNDICE

ARTIGO 1 – Cultivo de *Eucalyptus* reduz a diversidade da herpetofauna em área de campo no sul do Brasil.

Apêndice A - Distribuição das variáveis ambientais abióticas mensuradas no estudo, indicando a variação entre o campo nativo e o cultivo de eucalipto: pH, porcentagem de saturação de alumínio, porcentagem de matéria orgânica, concentração de sódio, porcentagem de umidade e luminosidade.....**66**

Apêndice B - Distribuição das variáveis ambientais bióticas mensuradas no estudo, indicando a variação entre o campo nativo e o cultivo de eucalipto: riqueza de artrópodes, abundância de artrópodes, porcentagem da cobertura vegetal rasteira e altura da vegetação rasteira**67**

SUMÁRIO

INTRODUÇÃO GERAL	14
Ecosistemas Campestres	14
A Silvicultura	16
O Bioma Pampa e os eucaliptais	19
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	23
ARTIGO 01 – CULTIVO DE <i>EUCALYPTUS</i> REDUZ A DIVERSIDADE DA HERPETOFAUNA EM UMA ÁREA DE CAMPO NO SUL DO BRASIL	
RESUMO	30
ABSTRACT	31
INTRODUÇÃO	32
MATERIAL E MÉTODOS	34
Área de estudo.....	34
Amostragem.....	34
Análises estatísticas	36
RESULTADOS	38
Riqueza de espécies e composição taxonômica	38
Abundância e estrutura multivariada da comunidade	39
DISCUSSÃO	40
Riqueza de espécies e composição taxonômica	40
Abundância e estrutura multivariada da comunidade	43
CONSIDERAÇÕES FINAIS	45
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	47
FIGURAS	60
TABELAS	64
APÊNDICE	66
ARTIGO 02 - REDISCOVERY, DISTRIBUTION EXTENSION AND DEFENSIVE BEHAVIOUR OF <i>XENODON HISTRICUS</i> (SQUAMATA: SERPENTES) IN THE STATE OF RIO GRANDE DO SUL, BRAZIL	68
CONCLUSÃO	73

INTRODUÇÃO GERAL

Ecosistemas Campestres

De acordo com a Análise Piloto dos Ecosistemas Globais (*Pilot Analysis of Global Ecosystems - PAGE*), as cinco grandes categorias de ecossistemas terrestres são: os agroecossistemas, ecossistemas costeiros, ecossistemas florestais, ecossistemas de água doce e os ecossistemas campestres, que juntos compõem 90% do globo terrestre (WHITE et al., 2000). Os ecossistemas campestres estão entre os maiores ecossistemas do mundo (SUTTIE et al., 2005), ocupando uma área de aproximadamente 40,5% da superfície terrestre e são encontrados em todos os continentes, exceto em locais como a Groelândia e o continente Antártico (WRI, 2000).

Os campos, mundialmente denominados “grasslands”, são sistemas naturais que ocorrem no interior dos continentes e são normalmente característicos de áreas relativamente secas para o estabelecimento de florestas, mas não secas o suficiente para o desenvolvimento de desertos (WRI 2000; ALLABY, 2006). As áreas campestres podem ser divididas em campos temperados e campos tropicais e, ainda, podem receber muitos nomes regionais. Alguns exemplos de campos temperados são as pradarias na América do Norte, o Pampa na América do Sul (TOWNSEND et al., 2010), a estepe na Europa e na Ásia. Já os campos tropicais incluem as savanas da África do Sul, Ásia e Austrália, parte da América do Sul e América Central e, ainda, o cerrado na América do Sul (ALLABY, 2006). Os países detentores das maiores áreas campestres do mundo são a Austrália, Rússia, China, Estados Unidos e Canadá (WRI, 2000).

Estudos mostram que os ecossistemas campestres são recentes na história da Terra, mas muito antigos na história humana (BOND; PARR, 2010). As primeiras gramíneas surgiram há 60 milhões de anos atrás no período em que a América do Norte, Eurásia e África estavam unidas. Essas gramíneas se espalharam pelo supercontinente e após a separação de placas continuaram se diversificando e evoluindo de forma independente. Na América do Norte, os primeiros fósseis de capim e pastagens datam de 45 milhões de anos AP, enquanto os primeiros registros de campos africanos são de 14 milhões de anos AP e as pastagens tropicais na América do Sul datam de 15 milhões de anos (ALLABY, 2006). Os campos do extremo sul da América do Sul, denominados campos sulinos, são testemunhos de um clima seco e frio e já

caracterizavam a região antes da chegada dos primeiros grupos humanos (12 mil anos AP), bem antes da expansão natural das formações florestais (BEHLING et al., 2005, 2009, OVERBECK et al., 2007). Nesse sentido, seria incorreto considerar os campos como sucessões, pois é uma vegetação pioneira e que persiste a milhares de anos (BOND; PARR, 2010).

No sul da América do Sul, os campos se estendem por uma área de aproximadamente 892.711 mil km², compartilhada por Brasil, Uruguai e Argentina (FONSECA, 2013) e desenvolvem-se sob clima temperado e úmido, com chuvas bem distribuídas ao longo do ano (PILLAR; VELEZ, 2010). No Brasil, os campos sulinos são encontrados no bioma Pampa (i.e. inseridos na metade sul e oeste do estado do Rio Grande do Sul) e no bioma Mata Atlântica (i.e. em parte do estado gaúcho e nas partes mais altas do planalto associado com matas de araucária nos estados de Santa Catarina e Paraná) (PILLAR et al., 2006). No Brasil, o bioma Pampa, ocupa uma superfície de 178.243km² e ocorre de forma restrita no estado do Rio Grande do Sul, totalizando 63% do seu território e 2,07% do território nacional (HASENACK et al., 2007).

Ecosistemas campestres são caracterizados por possuírem a predominância de vegetação herbácea, uma inexpressiva presença de material lenhoso (restrito a poucas espécies arbustivas ou subarbustivas) (KUPLICH; VÉLEZ, 2009). Desta forma, a paisagem predominante é composta por um mosaico de campos, arbustos esparsos e algumas formações arbóreas (BERRETA, 2001). Ademais, os campos por serem uma vegetação pioneira e antiga, abrigam uma diversidade típica e alta de flora e de fauna. No Pampa, por exemplo, ocorrem aproximadamente 2,2 mil espécies vegetais, dentre elas 450 são gramíneas, 450 compostas, 200 leguminosas e 150 ciperáceas (BOLDRINI, 2009).

Além da grande diversidade da flora no Pampa, a diversidade faunística também é fascinante e extremamente rica e caracterizada por inúmeros endemismos, bem como pela ocorrência de espécies ameaçadas de extinção (BENCKE, 2009). Infelizmente, o conhecimento sobre a fauna do Pampa ainda é escasso e necessita de mais estudos, mas é reconhecido que muitas espécies de animais são dependentes dos ambientes campestres. Sobre os invertebrados terrestres (e demais grupos de invertebrados) do Pampa, os estudos são extremamente escassos, o que impede um panorama geral sobre a biodiversidade (LEWINSOHN, 2006). Em relação aos vertebrados, pelo menos 21 espécies são endêmicas de formações campestres do sul do Brasil, ocorrendo nos estados do Rio Grande do Sul, Santa Catarina e Paraná (BENCKE, 2009). Cerca de 120 das 578 espécies de aves nativas continentais são associadas aos sistemas campestres, enquanto 25 das 96 espécies de mamíferos não voadores do Rio Grande do Sul também habitam os campos.

Para os anfíbios, Garcia et al., (2007) compilaram uma lista de 50 espécies registradas na ecorregião dos campos, ou Savana Uruguaia (*sensu* WWF, 2001), que abrange toda a porção brasileira do bioma Pampa, o território Uruguaio e parte da província argentina de Entre Rios. Para répteis, conforme Bérnils et al., (2007) e Morrone (2001) ocorrem aproximadamente 97 espécies na região biogeográfica do Pampa. Essas espécies seriam predominantemente heliófilas (necessitam da luz) e são tipicamente campestres (BENCKE, 2009).

Além disso, os ecossistemas campestres são utilizados para a obtenção da maior parte dos nossos alimentos básicos como, por exemplo, trigo, arroz, cevada, centeio, milho e cana de açúcar e ainda, as explorações relativas à pecuária (WHITE et al., 2000; ALLABY, 2006). Nesse sentido, os campos temperados acabam sendo os ecossistemas mais cobiçados e transformados pelo homem, devido à importância em relação ao suprimento de alimento (TOWNSEND et al., 2010). Historicamente, as atividades humanas têm influenciado estes campos de forma intensa, o que será mantido devido às crescentes necessidades de consumo humano (PILLAR et al., 2009).

Atualmente, restam 50% da cobertura original do bioma Pampa (CORDEIRO; HASENACK, 2009), principalmente devido à conversão do campo em cultivos intensivos pastagens exóticas e silvicultura, além da invasão de espécies exóticas ou introduzidas (PILLAR et al., 2009), bem como pela atual expansão do plantio da soja. Essa redução de área dos campos nativos resulta em perda de habitat, que é considerada a principal ameaça à conservação da biodiversidade (EHRLICH, 1997). O baixo número de Unidades de conservação efetivas é considerado outro limitante à conservação do Pampa, que além de frágil é de certa forma negligenciado, acentuando o conceito errôneo de que as formações abertas naturais são menos importantes que formações florestais (OVERBACK et al, 2007). Por fim, as poucas Unidades de Conservação (UC's) existentes enfrentam enormes desafios na manutenção da fisionomia e da biodiversidade, pois necessitam de manejo específico para evitar a invasão de espécies arbustivas e arbóreas (PILLAR; VÉLEZ, 2010).

A silvicultura

O termo silvicultura provém do latim *silva* = floresta e cultura, (cultivo de árvores) (CORRÊA, 2009) e possui várias definições. A silvicultura é a manipulação de um sistema dominado por árvores e seus produtos, visando alcançar o estado desejado de forma economicamente rentável. O sistema silvicultural segue uma sequência de amostragens e tratamentos, a fim de favorecer certas árvores e garantir determinadas áreas com proporções de

espécies comerciais, desejáveis e mais vigorosas (LOUMAN et al.; 2001). A silvicultura pode ainda ser definida como uma ciência destinada ao estudo dos métodos naturais e artificiais para regenerar e melhorar os povoamentos florestais, visando às necessidades do mercado e à manutenção deste, ao aproveitamento e ao uso racional das florestas (nativas ou comerciais) (BINKOWSKI, 2009), auxiliando também na recuperação das florestas através do plantio de árvores nativas (PEREIRA, 2010).

Espécies de *Pinus* e de *Eucalyptus* são hoje as plantas exóticas mais utilizadas como fontes de matéria-prima para produzir papel e para indústria madeireira, sendo o cultivo dessas lavouras arbóreas considerado uma nova força econômica em franca expansão (GRANDO; FOCHEZATTO, 2008). O primeiro gênero reúne cerca de 105 espécies originárias dos Estados Unidos, México, América Central, ilhas caribenhas e da Ásia (AUER et al., 2005; SHIMIZU, 2008). O gênero *Eucalyptus* L'Herit abrange mais de 600 espécies originárias da Austrália, Tasmânia, Papua-Nova-Guiné, Timor e arquipélagos indonésicos (MARCHIORI; SOBRAL, 1997). A fim de suprir as necessidades das indústrias de bases florestais, como fábricas de celulose, painéis à base de madeira reconstituída e siderurgia, foi necessária a produção de árvores em larga escala. Após alguns anos, a indisponibilidade de grandes áreas para o plantio, a baixa taxa de crescimento das árvores nas zonas temperadas, aliado ao alto custo de exploração, impulsionaram as plantações em áreas tropicais e subtropicais. A competição entre a colheita de árvores e outros usos da terra levou à expansão do plantio, principalmente sobre áreas que fornecessem crescimento rápido e de qualidade (ALLABY, 2006), inclusive sobre áreas originalmente campestres, como ainda é observado atualmente (BOND; PARR, 2010). As empresas de celulose passaram a reestruturar e explorar suas atividades em um espaço global, em que a África e a América do Sul foram os principais alvos das empresas ligadas à expansão florestal. Na América do Sul, os países alvo dessa expansão foram Brasil, Argentina, Uruguai e Chile (BINKOWSKI, 2009). A expansão nesses países fica evidente se observado que apenas no período de 1977 a 1992, o Brasil apresentou um aumento de 2,08 vezes, o Chile um aumento em 2,95 vezes, o Uruguai em 3,01 vezes e a Argentina em 1,88 vezes (SEDJO, 1999), em relação à quantidade de madeira industrializada.

Apesar da atividade de silvicultura ter início no Brasil por volta de 1903, as primeiras referências sobre a introdução do *Pinus* no país datam de 1906 (ver refs. em KRONKA et al., 2005), enquanto o *Eucalyptus* foi introduzido há aproximadamente 142 anos (MARCHIORI; SOBRAL, 1997). A silvicultura em larga escala no território brasileiro se deu por volta da década de 60, após ser sancionada lei que garantia uma série de incentivos fiscais, e os estados que mais usufruíram desses recursos foram Minas Gerais, São Paulo, Paraná, Rio Grande do

Sul e Mato Grosso do Sul. Nesse período, houve um aumento significativo na silvicultura no Brasil (VIANA, 2004). No estado do Rio Grande do Sul, dados de 2002 a 2008 indicam que a área de silvicultura aumentou em 30%, sendo a maior parte sobre áreas campestres (BENCCKE, 2009).

Em 2012, conforme o relatório anual da Associação Brasileira de Produtores de Florestas Plantadas - ABRAF, a área brasileira utilizada para o plantio de *Eucalyptus* e de *Pinus* atingiu 6,66 milhões de hectares, um crescimento de 2,2% em relação ao indicador de 2011. O plantio de *Eucalyptus* representou 76,6% da área total e o plantio de *Pinus*, 23,4%. Para o mesmo período, a área de plantio de *Eucalyptus* teve um aumento de 4,5% frente ao indicador do ano de 2011. Ou seja, além dos 5.102.030 hectares já existentes, a área plantada teve um aumento de mais 228.078 hectares, e o principal fator que alavancou esse aumento foi a demanda futura dos projetos industriais do segmento 'Papel e Celulose'. Atualmente os estados com maior área de plantio de *Eucalyptus* no Brasil são respectivamente: Minas Gerais, São Paulo, Bahia, Mato Grosso do Sul e o Rio Grande do Sul (ABRAF, 2013).

Apesar da celulose, madeira, resina e outros derivados de árvores serem essenciais à sociedade moderna, é necessário compreender que as monoculturas arbóreas não podem ser consideradas como florestas. Os cultivos atuais geralmente são de uma única espécie arbórea, na maioria das vezes exóticas e geneticamente idênticas, ou seja, a diversidade é praticamente ausente, a fauna escassa e a estratificação são inexistentes (BRACK, 2007), ao contrário das florestas nativas (GARDNER et al., 2008). Portanto, monocultivos arbóreos não são florestas e muito menos devem ser tratados como reflorestamento.

Reflorestar, conforme Brack (2007) é trazer de volta a floresta original, nativa, com biodiversidade, perenidade e complexidade. Ainda, no que se refere aos campos nativos, a expansão da silvicultura produz uma radical transformação da paisagem pela introdução de um elemento novo na matriz, ou seja, a presença de maciços florestais substitui os ecossistemas abertos que caracterizam a região dos campos sulinos a milhares de anos (CRUZ; GUADAGNIN, 2010). O Pampa não é um ecossistema florestal e, portanto não pode ser *reflorestado*. Dessa forma, uma atenção especial deve ser dada a essa transformação, pois uma das maiores preocupações atuais é justamente com a rápida expansão das atividades silviculturais, em especial no bioma Pampa, e sua capacidade de causar impactos pela alteração de habitats, consequentemente redução da biodiversidade e a alteração fisionômica da paisagem campestre (FIGUEIRÓ; SELL, 2010). Essas questões são urgentes e assim requerem estudos capazes de medir o impacto das monoculturas arbóreas sobre a biodiversidade pampiana.

O bioma Pampa e os eucaliptais

No Brasil, são reconhecidos oficialmente cinco biomas com abrangência nacional: Amazônia, Mata Atlântica, Caatinga, Cerrado, Pantanal e Pampa (IBGE, 2004). O bioma Pampa está restrito somente a um estado brasileiro, o Rio Grande do Sul. O Pampa como um todo, também inclui o território que cobre todo o Uruguai e parte da Argentina (MMA, 2007). Apesar de ser um ecossistema típico da América do Sul (OVERBECK et al., 2007), e ser considerado um patrimônio natural, genético e cultural de importância nacional e global (MMA, 2007), este bioma é o mais desconhecido do Brasil em relação a sua biodiversidade (CHOMENKO, 2007). Além disso, o Pampa é uma das áreas de campos temperados mais importantes do planeta, contudo um dos biomas menos protegidos (MMA, 2007). Em relação às áreas naturais protegidas no Brasil, o Pampa é o bioma que tem menor representatividade no Sistema Nacional de Unidades de Conservação - SNUC (MMA, 2007).

A criação do gado sobre o campo nativo é hoje considerada a vocação ecológica do Pampa, a qual de certa forma representa atualmente o papel da megafauna extinta, já que evidências paleontológicas comprovaram a presença de grandes mamíferos pastadores nos campos do Sul do Brasil até o início do Holoceno (BENCKE, 2009). Existe um longo histórico de co-evolução entre os campos sul-brasileiros e os herbívoros pastadores, que foi interrompido há cerca de 8.000 anos pela extinção da megafauna pleistocênica e “retomado” com a introdução do gado doméstico nos campos do Rio Grande do Sul pelos colonizadores europeus, no século XVII (BENCKE, 2009; PILLAR; VELEZ, 2010). Por séculos o bioma Pampa teve sua conservação garantida pela pecuária em campos naturais. Entretanto, hoje a ameaça está no uso intensivo do solo para agricultura, invasão de espécies exóticas, na expansão da silvicultura, uso indevido de pesticidas e pastoreio excessivo. Além disso, grande parte do solo da região do Pampa brasileiro possui uma textura arenosa, devido às rochas sedimentares, originando solos frágeis e altamente sensíveis à erosão hídrica e eólica (ROESCH et al., 2009; TORNQUIST, 2009). A fragilidade do solo combinada com as características ambientais e atividades humanas intensas levaram à degradação de muitas áreas, historicamente contribuindo também com a fragilidade sócio-econômica da região pampiana (ROESCH et al., 2009).

No Brasil, o Rio Grande do Sul está entre os estados de maior potencial para o cultivo “florestal”, com destaque reconhecido para a “Metade Sul” deste. Essa região representa 60% do território sul-rio-grandense, onde residem apenas 20% dos gaúchos (SILVA, 2009). Discussões e debates acerca da expansão da silvicultura no bioma Pampa têm sido frequentes

nos últimos anos, já que a introdução e expansão das monoculturas e das pastagens com espécies exóticas têm levado a uma rápida degradação e descaracterização das paisagens naturais do Pampa (MMA, 2007). No entanto, o cultivo de árvores exóticas como *Eucalyptus*, *Pinus* e *Acacia* tem recebido muitos incentivos, tanto de indústrias privadas, quanto dos governos (OVERBECK et al., 2007) que defendem a atividade como forma de desenvolvimento regional e até mesmo de prestação de serviço ambiental, através do seqüestro de carbono atmosférico (JACKSON et al., 2005). Através de um acordo assinado entre os países – protocolo de Kyoto, para reduzir e minimizar as emissões de gás carbônico, as empresas recebem subsídios e incentivos fiscais (JOBÁGY et al., 2006; SANTOS; TREVISAN, 2009). A Argentina e o Uruguai receberam forte incentivo fiscal, ainda, o reembolso de imposto por mais de duas décadas (WRIGHT et al., 2000) para continuar a expansão das monoculturas arbóreas.

Estudos realizados no Uruguai e na Argentina, em áreas de cultivos arbóreos estabelecidos em campo nativo, mostraram que em termos de captação do gás carbônico, as plantas arbóreas, que possuem rápido desenvolvimento e grande quantidade de biomassa, de fato consomem maiores quantidades de carbono, quando comparadas a vegetação herbácea (JOBÁGY et al., 2006). Contudo, espécies típicas de ambientes de campo nativo possuem especializações que fazem com que o consumo de água pelas plantas em períodos de seca seja reduzido e a perda de água por transpiração também seja minimizada. Isso permite a sobrevivência dessas espécies em períodos desfavoráveis, reduzindo a perda de vapor d'água para a atmosfera, “economizando” água (SANTOS; TREVISAN, 2009).

Em relação aos efeitos ambientais causados pelos cultivos de eucalipto, estão: o consumo de água do solo, tornando o balanço hídrico deficitário, com rebaixamento do lençol freático e até a secagem de nascentes; o empobrecimento de nutrientes no solo, bem como seu ressecamento; a desertificação de amplas áreas, pelos efeitos alelopáticos sobre outras formas de vegetação e a consequente perda de biodiversidade (VIANA, 2004). Na região do bioma Pampa uruguaio, a introdução de espécies exóticas como *Pinus* e *Eucalyptus* tem se expandido cada vez mais e essa atividade produz impactos ambientais locais sobre a vida selvagem nativa através da redução da disponibilidade de água, aplicação de herbicidas e pesticidas e alterações dos nutrientes do solo (GEARY, 2001).

A situação é ainda mais grave em locais onde o lençol freático se localiza próximo a superfície, como é o caso no bioma Pampa, uma vez que o estabelecimento de cultivos arbóreos em pastagens não só limitam a reposição da água, como também iniciam um processo de absorção das águas subterrâneas (JOBÁGY et al., 2006). Na África do Sul, três anos após

o plantio de eucaliptos em pastagens nativas, o volume fluvial foi reduzido significativamente, e após nove anos depois do plantio o rio secou completamente (SCOTT; LESCH, 1997). Além disso, em algumas regiões da metade sul do Rio Grande do Sul, nos últimos anos têm sofrido com longos períodos de estiagem, e segundo Farley et al. (2005), nas regiões que sofrem com secas, as plantações de eucalipto tornam mais severa a redução da água.

Ao contrário das gramíneas, as plantas arbóreas têm acesso profundo às reservas de água e uma série de impactos é causada no decorrer do processo de absorção de água e nutrientes do solo como, por exemplo, a salinização e acidificação do solo, comprometendo a qualidade da água (FARLEY; KELLY, 2004; JOBBÁGY; JAKSON, 2004; JACKSON et al., 2005; JOBBÁGY; JACKSON, 2007). Em cinco continentes, com solos de naturezas diferentes, em que as pastagens foram substituídas por cultivos arbóreos, houve também um declínio generalizado no pH do solo após a arborização (JAKSON et al., 2005), com a redução do pH e consequente saturação de bases como cálcio, magnésio e potássio, comprometendo a fertilidade dos solos (JACKSON et al., 2005; JOBBÁGY; JACKSON, 2006). Os solos sob plantio normalmente passam a apresentar maior acidez, redução de fertilidade, bem como incremento de erosão, em função da alteração na estrutura e redução de permeabilidade de água (CHOMENKO, 2007). Essa fragilidade nos solos no Pampa brasileiro e suas limitações em sistemas agrossilvopastoris são certamente um fator determinante do potencial biológico (ROESCH et al., 2009). Comprometer a fertilidade dos solos do bioma Pampa é comprometer o futuro dos campos, os quais funcionam como organismos vivos, capazes de produzir o que é impossível em outros ambientes. A conversão dos campos ameaça as espécies campestres e assim áreas valiosas irrecuperáveis dos campos naturais do bioma Pampa (VALLS et al., 2009).

O cultivo arbóreo sobre os campos pode ser comparado a realizar o corte raso em uma floresta nativa: as condições de luz, umidade, estrutura do hábitat e disponibilidade de alimento mudam tão radicalmente que são pouquíssimas as espécies que conseguem tolerar essa mudança (BENKE, 2007). Vários estudos têm mostrado que a conversão de áreas nativas em plantios de eucalipto causa perda da biodiversidade (DAVID, 2006) como, por exemplo: alteração nas comunidades microbianas e fungos do solo (LUPATINI et al., 2013) e vários grupos de invertebrados e vertebrados (MAJER; RECHER, 1999, MARDSEN et al., 2001; MARQUES et al., 2006, BARLOW et al., 2007). Um estudo comparando a comunidade de aranhas de solo em plantações de eucaliptos e pastagens naturais do bioma Pampa verificou que as pastagens naturais apresentaram maior riqueza de famílias e uma comunidade mais equitativa em relação ao eucalipto (RODRIGUES et al., 2010). Muitas espécies de aves, mamíferos, anfíbios e répteis (incluindo jacarés, cágados e algumas espécies de serpentes)

dependem de banhados, lagoas, riachos e demais áreas úmidas como sítios de alimentação e reprodução. A perda de hábitat pela substituição dos campos nativos por agricultura, silvicultura ou pastagens exóticas está entre as causas mais citadas nos trabalhos e artigos científicos como causas da perda de biodiversidade (BENCKE, 2009).

A fim de contribuir com as pesquisas referentes à preservação do bioma Pampa, o objetivo dessa Dissertação foi estudar os padrões espaciais da distribuição da herpetofauna (i.e. anfíbios e répteis), bem como de variáveis ambientais associadas, em uma área de campo nativo e uma área de plantio de eucalipto localizadas no bioma Pampa, Rio Grande do Sul, Brasil. Além disso, em nosso estudo, obtivemos um registro de uma espécie de serpente (*Xenodon histricus*) considerada rara por mais de 80 anos e sem registros para o Rio Grande do Sul há 46 anos. Essa espécie parece estar associada a áreas abertas e a ambientes bem preservados, sendo considerada como vulnerável (VU) no estado gaúcho, provavelmente devido à descaracterização do habitat. A Dissertação está estruturada de acordo com as normas de Monografia, Dissertação e Tese - MDT, da Universidade Federal de Santa Maria e é composta por um artigo intitulado: **“Cultivo de *Eucalyptus* reduz a diversidade da herpetofauna em área de campo no sul do Brasil.”**, a ser submetido no periódico Biological Conservation, e de uma nota intitulada **“Rediscovery, distribution extension and defensive behaviour of *Xenodon histricus* (Squamata: Serpentes) in the state of Rio Grande do Sul, Brazil”**, publicada no periódico Salamandra Journal.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ABRAF – Associação Brasileira de Produtores de Florestas Plantadas. **Anuário Estatístico da ABRAF ano base 2012**. ABRAF, Brasília, DF. 2013. 148 p.

ALLABY, M. **Biomes of the Earth: Grasslands**. Chelsea house publishers, New York, 2006. 289 p.

AUER, C. G.; JUNIOR, A. G.; SANTOS, A. F. **Cultivo do Pinus**. Sistemas de Produção nº 5, novembro de 2005. Disponível em <<http://www.ciflorestas.com.br/texto.php?p=pinus>>. Acesso em: out. 2013.

BARLOW, J.; GARDNER, T. A.; ARAUJO, I. S., ÁVILA-PIRES, T. C.; BONALDO, A. B.; COSTA, J. E.; ESPOSITO, M. C.; FERRERIA, L. V.; HAWES, J.; HERNANDEZ, M. I. M.; HOOGMOED, M. S.; LEITE, R. N.; LO-MAN-HUNG, N. F.; MALCOM, J. R.; MARTINS, M. B.; MESTRE, L. A. M.; MIRANDA-SANTOS, R.; NUNES-GUTJAHR, A. L.; OVERAL, W. L.; PARRY, L.; PETERS, S. L.; RIBEIRO-JUNIOR, M. A.; DA SILVA, M. N. F.; DA SILVA MOTTA, C.; PERES, C. A. Quantifying the biodiversity value of tropical primary, secondary, and plantation forests. **PNAS**, v. 104, n. 47, p. 18555–18560, 2007.

BEHLING, H.; JERUSKE-PIERUSCHKA, V.; SCHÜLER, L.; PILLAR, V. P. Dinâmica dos campos no sul do Brasil durante o Quaternário Tardio. In: PILLAR, V. P. et al. (eds.). **Campos Sulinos: conservação e uso sustentável da biodiversidade**. MMA, Brasília/DF. 2009. p. 13-25.

BEHLING, H.; PILLAR, V. D.; BAUERMAN, S. G. Late Quaternary grassland (Campos), gallery forest, fire and climate dynamics, studied by pollen, charcoal and multivariate analysis of the São Francisco de Assis core in western Rio Grande do Sul (southern Brazil). **Review of Palaeobotany, Palynology**, v. 133, p. 235–248, 2005.

BENCKE, G. A. Diversidade e conservação da fauna dos campos do Sul do Brasil. In: PILLAR, V. P.; MÜLLER, S. C.; CASTILHOS, Z. M. S.; JACQUES, A. V. A. (eds.). **Campos Sulinos, conservação e uso sustentável da biodiversidade**. MMA, Brasília/DF. 2009. p. 101-121.

BENCKE, G. A. Pampa: um bioma em risco de extinção. In: **O Pampa e o monocultivo de eucalipto**. Revista do Instituto de Humanitas da Unisinos – IHU on line, São Leopoldo, RS, n. 247, p.4-7, 2007. Disponível em: <http://www.unisinos.br/ihu_online/>.

BÉRNILS, R. S.; GIRAUDO, A. R.; CARREIRA, S.; CECHIN, S. Z. Répteis das porções subtropical e temperada da Região Neotropical. **Ciência & Ambiente**, v. 35, p. 101-136, 2007.

BERRETA, E. Ecophysiology and management response of the subtropical grasslands of Southern America. In: GOMIDE, J. A.; MATTOS, W. R. S.; SILVA, S. C. (eds.). **Proceedings of the XIX International Grassland Congress**. São Pedro: Piracicaba, Brasil. 2001. p. 939-946.

BINKOWSI, P. **Conflitos ambientais e significados sociais em torno da expansão da silvicultura de eucalipto na “metade sul” do Rio Grande do Sul**. 2012. 212 f. Dissertação (Mestrado, em Desenvolvimento Rural) - Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2009.

BOLDRINI, I. I. A flora dos campos do Rio Grande do Sul. In: PILLAR, V. D. et al. (eds). **Campos Sulinos: Conservação e Uso Sustentável da Biodiversidade**. MMA, Brasília/DF. 2009. p. 63-77.

BOND, W. J.; PARR, C. L. Beyond the forest edge: ecology, diversity and conservation of grassy biomes. **Biological Conservation**, v. 143, p. 2395-2404, 2010.

BRACK, P. **As monoculturas arbóreas e a biodiversidade**. Porto Alegre: UFRGS, 2007. Disponível em: <http://www.inga.org.br/docs/monoculturas_e_a_biodiversidade.pdf>. Acesso em: out. 2013.

CHOMENKO, L. Pampa: um bioma em risco de extinção. In: **O Pampa e o monocultivo de eucalipto**. Revista do Instituto de Humanitas da Unisinos – IHU on line, São Leopoldo, RS. n. 247, p.4-7, 2007. Disponível em: <http://www.unisinos.br/ihu_online/>.

CORDEIRO, J. L. P; HASENACK, H. Cobertura vegetal atual do Rio Grande do Sul. In: PILLAR, V. D. et al. (eds). **Campos Sulinos: Conservação e Uso Sustentável da Biodiversidade**. MMA, Brasília/DF. 2009. p. 285 – 299.

CORRÊA, A. O F. **Percepções dos principais atores envolvidos no zoneamento ambiental na silvicultura do Rio Grande do Sul: uma perspectiva jurídico-institucional**. 2008, 128 f. Dissertação (Mestrado em Agronegócios) - Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2009.

CRUZ, R. C.; GUADAGNIN, D. L. Uma pequena história ambiental do Pampa: proposta de uma abordagem baseada na relação entre perturbação e mudança. In: COSTA, B. P.; QUOOS, J. H.; DICKEL, M. A. G. (eds.). **A sustentabilidade da Região da Campanha-RS: práticas e teorias a respeito das relações entre ambiente, sociedade, cultura e políticas públicas**. Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria. 2010. p 155–179.

DAVID, L. Monocultivo de Árvores, Papel e Celulose na Metade Sul do RS. In: SÉRGIO, F. (org.). **Dossiê deserto verde: o latifúndio do eucalipto**, 2006. Disponível em: <http://www.natbrasil.org.br/Docs/Monoculturas/dossie_deserto_verde.pdf>. Acesso em: out. 2013.

EHRlich, P. R. A perda da diversidade: causas e conseqüências. In: WILSON, E. O. (org.). **Biodiversidade**. 1997. p. 27-35.

FARLEY, K. A.; JOBBÁGY, E. G.; JACKSON, R. B. Effects of afforestation on water yield: a global synthesis with implications for policy. **Global Change Biology**, v. 11, p. 1565-1576, 2005.

FARLEY, K. A.; KELLY, E. F. Effects of afforestation of a páramo grassland on soil nutrient status. **Forest Ecology and Management**, v. 195, p. 281–290, 2004.

FIGUEIRÓ, A. D.; SELL, J. C. Campanha gaúcha e monocultura: uma leitura sobre o imperialismo “florestal” em Piratiní, RS. In: COSTA, B. P. C.; QUOSS, J. H.; DICKEL, M. E. G. (eds.). **A sustentabilidade da Região da Campanha-RS: práticas e teorias a respeito das relações entre ambiente, sociedade, cultura e políticas públicas**. Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria. 2010. p. 105-128.

FONSECA, C. R.; GUADAGNIN, D. L.; EMER, C.; MASCIADRI, S.; GERMAIN, P.; ZALBA, S. M. Invasive alien plants in the Pampas grasslands: a tri-national cooperation challenge. **Biological Invasions**, v. 15, p. 1751-1763, 2013.

GARCIA, P. C. A.; LAVILLA, E.; LANGONE, J.; SEGALLA, M. V. Anfíbios da região subtropical da América do Sul, Padrões de distribuição. **Ciência & Ambiente**, v. 35, p. 65-100, 2007.

GARDNER, T. A.; HERNÁNDEZ, M. I. M.; BARLOW, B.; PERES, C. A. Understanding the biodiversity consequences of habitat change: the value of secondary and plantation forests for Neotropical dung beetles. **Journal of Applied Ecology**, v. 45, p. 883-893, 2008.

GEARY, T.F. Afforestation in Uruguay: a changing landscape. **Journal Forest**, v. 99, p. 35–39, 2001.

GRANDO M. Z.; FOCHEZATTO, A. **Impactos dos investimentos na cadeia florestal sobre a economia do Rio Grande do Sul**. Fundação Estadual de Economia, Porto Alegre. 2008. 93 p.

HASENACK, H.; CORDEIRO, J. L. P.; COSTA, B. S. C. Cobertura vegetal atual do Rio Grande do Sul. In: DALL'AGNOL, M.; et al. (eds.). **II Simpósio de Forrageiras e Produção Animal**. Departamento Forrageiras e Agrometeorologia/UFRGS, Porto Alegre. 2007. p.15-21.

IBGE. Instituto Brasileiro De Geografia e Estatística. **Mapa de Biomas do Brasil**. 2004. Disponível em: <http://www.ibge.gov.br>. Acesso em: out. 2013.

JACKSON, R. B.; JOBBÁGY, E. G.; AVISSAR, R.; ROY, S. B.; BARRETT, D.; COOK, C. W.; FARLEY, K. A.; L. E MAITRE, D. C.; MCCARL, B. A.; MURRAY, B. C. Trading water for carbon with biological carbon sequestration. **Science**, v. 310, p. 1944-1947, 2005.

JOBBÁGY, E. G.; JACKSON, R. B. Groundwater use and salinization with grassland afforestation. **Global Change Biology**, v. 10, p. 1299-1312, 2004.

JOBBÁGY, E. G.; JACKSON, R. B. Groundwater and soil chemical changes under phreatophytic tree plantations. **Journal of Geophysical Research**, v. 112, p. 1-15, 2007.

JOBBÁGY, E. G.; VASALLO, M.; FARLEY, K. A.; PIÑEIRO, G.; GARBULSKY, M. F.; NOSETTO, M. D.; JACKSON, R. B.; PARUELO, J. M. Forestación en pastizales: hacia una visión integral de sus oportunidades y costos ecológicos. **Agrociência**, v. 2, p. 109-124, 2006.

KRONKA, F. J. N.; BETOLANI, F.; PONCE, R. H. **A cultura do Pinus no Brasil**. São Paulo: Sociedade Brasileira de Silvicultura. 2005. 160 p.

KUPLICH, T.; VÉLEZ, E. Identificação de tipologias da vegetação campestre e o uso de imagem Thematic Mapper (Landsat 5) na região dos Campos de Cima da Serra, Bioma Mata Atlântica. In: **XIV Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto**. 2009. Anais do XIV Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto. Natal, 2009.

LEWINSOHN, T. M. (ed.). Avaliação do estado do conhecimento da biodiversidade brasileira. MMA, Brasília. **Série Biodiversidade**, v. 15, 2006.

LOUMAN, B.; DAVID, Q.; MARGARITA, N. **Silvicultura de Bosques Latifoliados Húmidos com ênfases em América Central**. CATIE. Turrialba, Costa Rica, 2001.

LUPATINI, M.; JACQUES, R. J. S.; ANTONIOLLI, Z. I.; SULEIMAN, A. K. A.; FULTHORPE, R. R.; ROESCH, L. F. W. Land-use change and soil type are drives of fungal and archaeal communities in the Pampa biome. **World Journal Microbiol Biotechnol**, v. 29, p. 223-233, 2013.

MAJER, J. D.; RECHER, H. F. Are Eucalypts Brazil's Friend or Foe? An Entomological Viewpoint. **Anais da Sociedade Entomológica Brasileira**, v. 28, n. 2, p. 185-200, 1999.

MARCHIORI, J. N. C.; SOBRAL, M. **Dendrologia das Angiospermas: myrtales**. Editora da UFSM, Santa Maria/RS. 1997. 304 p.

MARDSEN, S. J.; WHIFFIN, M.; GALETTI, M. Bird diversity and abundance in forest fragments and Eucalyptus plantations around an Atlantic forest reserve, Brazil. **Biodiversity and Conservation**, v. 10, p. 737-751, 2001.

MARQUES, O. A. V.; SAWAYA, R. J.; STENDER-OLIVEIRA, F.; FRANCA, F. G. R. Ecology of the colubrid snake *Pseudablades agassizii* in southeastern South America. **Herpetological Journal**, v. 16, p. 37-45, 2006.

MMA. Ministério do Meio Ambiente. **Mapas de Cobertura Vegetal dos Biomas Brasileiros**. Brasília, 2007. Disponível em <<http://www.mma.gov.br/biomas/Pampa>> Acesso em: out. 2013.

MORRONE, J. J. **Biogeografía de América Latina y el Caribe**. M&T– Manuales & Tesis SEA, Zaragoza, 2001. 148 p.

OVERBECK, G. E.; MÜLLER, S. C.; FIDELIS, A.; PFADENHAUER, J.; PILLAR, V. D.; BLANCO, C. C.; BOLDRINI, I. I.; BOTH, R.; FORNECK, E. D. Brazil's neglected biome: The South Brazilian Campos. **Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics**, v. 9, p. 101-116, 2007.

PEREIRA, F. G. A expansão da silvicultura sobre o bioma Pampa: impactos além dos campos. In: COSTA, B. P.; QUOOS, J. H.; DICKEL, M. E. G. (orgs.). **A sustentabilidade da Região da Campanha-RS: práticas e teorias a respeito das relações entre ambiente, sociedade, cultura e políticas públicas**. Universidade Federal de Santa Maria, Programa de Pós-Graduação em Geografia e Geociências, Departamento de Geociências, Santa Maria/RS, 2010. 226 p.

PILLAR, V. D.; BOLDRINI, I. I.; HASENACK, H.; JACQUES, A. V. Á.; BOTH, R.; MÜLLER, S. C.; EGGERS, L.; FIDELIS, A. T.; SANTOS, M. M. G.; OLIVEIRA, J. M.; CERVEIRA, J.; BLANCO, C. C.; JONER, F.; CORDEIRO, J. L.; PINILLOS GALINDO, M. **Workshop “Estado atual e desafios para a conservação dos campos”**. Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre. 2006. 24 p
PILLAR, V. P.; MULLER, S. C.; CASTILHOS, Z. M. S.; JACQUES, A. V. **Campos Sulinos: Conservação e Uso Sustentável da Biodiversidade**. Publicação do Ministério do Meio Ambiente do Brasil, 2009. 403 p.

PILLAR, V. P.; VELEZ, E. Extinção dos Campos Sulinos em Unidades de Conservação: um Fenômeno Natural ou um Problema Ético? **Brazilian Journal of nature conservation**, v. 8, n. 1, p. 84-86, 2010.

RODRIGUES, E. N. L.; MENDONÇA, M. S.; ROSADO, J. L. O.; LOECK, A. E. Soil spiders in differing environments: Eucalyptus plantations and grasslands in the Pampa biome, southern Brazil. **Revista Colombiana de Entomologia**, v. 36, n. 2, p. 277-284, 2010.

ROESCH, L. F. W.; VIEIRA, F. C. B.; PEREIRA, V. A.; SCHÜNEMANN, A. L.; TEIXEIRA, I. F.; SENNA, A. J. T.; STEFENON, V. M. The Brazilian Pampa: a fragile biome. **Diversity**, v. 1, n. 2, p. 182-198, 2009.

SANTOS, T.; TREVISAN, R. Eucaliptos versus Bioma Pampa: compreendendo as diferenças entre lavouras de arbóreas e o campo nativo. In: A. Teixeira-Filho. (Org.). **Lavouras de Destruição: a(im)posição do consenso**. Pelotas/RS. 2009. p. 299-332.

SCOTT, D. F.; LESCH, W. Streamflow responses to afforestation with Eucalyptus grandis and Pinus patula and to felling in the Mokobulaan experimental catchments, South África. **Journal of Hydrology**, v. 199, p. 360-377, 1997.

SEDJO, R. A. The potential of high-yield plantation forestry for meeting timber needs. **New Forests. Netherlands**, n. 17, p.339-359, 1999.

SHIMIZU, J. Y. **Pínus na silvicultura brasileira**. Editora Embrapa. 2008. 223 p.

SILVA, M. D. **Bioma Pampa um sistema ameaçado**. In: Congresso Latino americano de Direito Florestal Ambiental. Curitiba, n.7, 2009.
Disponível em:<<http://www.marcelodutradasilva.com.br/page27.php>> Acesso em: out. 2013.

SUTTIE, J.; REYNOLDS, S.; BATELLO, C. **Grasslands of the world**. Food and Agricultural Organization of the United Nations, 2005.

TORNQUIST, C. G., GIASSON, E., MIELNICZUK, J., CERRI, C. E. P., BERNOUX, M. Soil organic carbon stocks of Rio Grande do Sul, Brazil. **Soil Science Society of American Journal**, v. 73, p. 975-982, 2009.

TOWNSEND, C. R.; BEGON, M.; HARPER, J. L. **Fundamentos em ecologia**. Editora Artmed, São Paulo, 2010.

VALLS, J. F. M.; BOLDRINI, I.I.; LONGHI-WAGNER, H.M.; MIOTTO, S.T. O patrimônio florístico dos Campos: potencialidades de uso e a conservação de seus recursos genéticos. In: PILLAR, V. P. et al. (eds.). **Campos Sulinos: Conservação e Uso Sustentável da Biodiversidade**. MMA, Brasília/DF. 2009. p. 139-154.

VIANA, M. B. **O eucalipto e os efeitos ambientais do seu plantio em escala**. Brasília, 2004. Disponível em
<http://bd.camara.gov.br/bd/bitstream/handle/bdcamara/1162/eucalipto_efeitos_boratto.pdf>
Acesso em: out. 2013.

WHITE, R. P.; MURRAY, S.; ROHWEDER, M. **Pilot Analysis of Global Ecosystems Grassland Ecosystems**. Published by World Resource Intitute, Washington/DC, 2000. Disponível em <<http://www.wri.org/wr2000>>

WRI. **World Resource 2000-2001: People and ecosystems: The fraying web of life**, 2000.

WRIGHT, J. A.; DI NICOLA, A.; GAITAN, E. Latin American forest plantations: opportunities for carbon sequestration, economic development and financial returns. **Journal of Forestry**, v. 98, p. 20–23, 2000.

WWF. **Terrestrial Ecoregions of the World**. 2001. Disponível em:
<<http://www.worldwildlife.org/science/ecoregions/terrestrial.cfm>>

ARTIGO 1

CULTIVO DO *EUCALYPTUS* REDUZ A DIVERSIDADE DA HERPETOFAUNA EM ÁREA DE CAMPO NO SUL DO BRASIL

Suélen da Silva Alves, Ana Maria Rigon Bolzan & Tiago Gomes dos Santos

RESUMO

O avanço da silvicultura sobre os ecossistemas campestres tem ocasionado drásticas alterações na paisagem, bem como afetado a biodiversidade e a sustentabilidade desses ecossistemas ao redor do mundo. Os campos do sul da América do Sul, apesar de apresentarem alta diversidade biológica (incluindo endemismos e espécies ameaçadas) são pobremente protegidos e experimentam drástica redução devido ao plantio de exóticas como o eucalipto, a acácia-negra e pinus. No presente estudo, nós testamos o possível impacto do cultivo *Eucalyptus* sp. sobre a herpetofauna de área campestre do bioma Pampa, Brasil. Para tanto, campo nativo e cultivo de eucalipto foram caracterizados e comparados quanto à riqueza de espécies, composição taxonômica e abundância de anfíbios e répteis, utilizando armadilhas de interceptação e queda. As comunidades de anfíbios e répteis responderam à substituição dos campos nativos por cultivos arbóreos, pois foram dominadas por poucas espécies no cultivo de eucalipto. Através da análise de aninhamento e teste de similaridade, evidenciamos que os répteis responderam fortemente à alteração do hábitat, já que a comunidade registrada no eucalipto foi um subconjunto empobrecido daquela registrada no campo nativo, sendo ainda dominada por espécies comumente abundantes em áreas degradadas. Anfíbios responderam fortemente quanto à abundância das espécies e sutilmente quanto à riqueza específica, mas não responderam ao gradiente quanto à composição taxonômica da comunidade. As variáveis ambientais mais fortemente relacionadas ao padrão de segregação observado entre o campo nativo e o cultivo de eucalipto foram a baixa porcentagem de vegetação rasteira recobrando o solo e a baixa luminosidade registradas no cultivo. Nossos resultados indicam que o cultivo de eucalipto altera profundamente a estrutura da vegetação rasteira, típica do ecossistema campestre e imprescindível à biologia de inúmeras espécies habitat-especialistas, incluindo espécies raras. Nesse sentido, enfatizamos que a perda de hábitat campestre devido à expansão da silvicultura configura em séria ameaça à conservação da herpetofauna do bioma Pampa.

PALAVRAS-CHAVE: anfíbios, répteis, campos nativos, silvicultura, bioma Pampa, perda de hábitat.

ABSTRACT

The forestation advancement on the grasslands ecosystems has caused drastic changes in landscape and affected the biodiversity and sustainability of these ecosystems around the world. Grasslands of southern South America, despite maintaining high biological diversity (including endemic and endangered species) are poorly protected and experience drastic reduction due to the cultivation of exotic trees as eucalyptus, black wattle and pine. In the present study, we tested the possible impact of forestation *Eucalyptus* sp. on the herpetofauna of the area country Pampa biome, Brazil. For both, native grassland and eucalyptus forestation were characterized and compared regarding species richness, taxonomic composition and abundance of amphibians and reptiles, using pitfall traps with drift fences. Amphibian and reptile communities accounted by the replacement of native arboreal crops fields, as they were dominated by a few species in cultivation of eucalyptus. Through nesting analysis and similarity tests, we recorded that reptiles responded strongly to habitat modification, since the community recorded in eucalypt was an impoverished subset of that recorded in native grasslands, being still dominated by species commonly abundant in degraded areas. Amphibians responded strongly regarding species abundance and keenly to species richness, but did not respond to the gradient regarding taxonomic composition of the community. The environmental variables most strongly related to the pattern of segregation observed between native grasslands and eucalyptus cultivation were smaller percentage of low cover vegetation on soil and low light recorded in cultivation. Our results indicate that eucalyptus forestation profoundly modifies the structure of undergrowth vegetation, typical of grassland ecosystems and essential to the biology of several habitat-specialist species, including rare species. In this context, we emphasize that habitat loss due to expanding forestation on grasslands configures a serious threat to conservation of the herpetofauna of the Pampa biome.

KEYWORDS: Amphibians, reptiles, forestation, grasslands, Pampa biome, habitat loss.

INTRODUÇÃO

A perda de hábitat é considerada a principal ameaça à conservação da biodiversidade (EHRlich, 1997) e as alterações da estrutura da vegetação resultam em impactos sobre a fauna silvestre (RICHARDSON et al., 1994). Os ecossistemas campestres ainda são pouco conhecidos em diversas regiões do mundo em relação à fauna, mas estudos indicam que a diversidade faunística em sistemas dominados por campos é diversa e distinta (BOND; PARR, 2010). As pastagens nos campos do Brasil têm sofrido extensa transformação da terra e grande parte da área campestre está sendo convertida para a arborização com monoculturas de eucaliptos e coníferas (BOND; PARR, 2010). Nos Campos Sulinos, por exemplo, a falta de conhecimento sobre a biodiversidade reflete diretamente na conservação dos ecossistemas campestres e a diversidade biológica dos campos pode ser ameaçada por diversos fatores, como a perda de hábitat pela substituição dos campos nativos por agricultura, silvicultura ou pastagens exóticas (MMA, 2007b).

Populações de anfíbios e répteis vêm sendo seriamente reduzidas em todo o mundo (WAKE, 1991; GIBBONS et al., 2000; SCHLAEPFER et al., 2005; BEEBE et al., 2009; READING et al., 2010) e as principais causas são a perda ou descaracterização do habitat, associadas também à introdução de espécies exóticas, poluição, mudanças climáticas e patógenos (GIBBONS et al., 2000; PILLAR et al., 2009; HAYES et al., 2010, SEWELL et al. 2012). Anfíbios e répteis são ectotérmicos, ou seja, dependem das fontes ambientais para a manutenção da temperatura corporal (VITT; CALDWELL, 2009). Os anfíbios apresentam um ciclo de vida geralmente dependente dos ecossistemas aquático e terrestre, pele altamente permeável, baixa mobilidade, alta diversidade de modos reprodutivos e requerimentos fisiológicos especiais, por isso, são muitas vezes vulneráveis à ação antrópica (DUNSON et al., 1992; TOCHER et al., 1997). Répteis apresentam respostas diretas em seu comportamento e atividade em função das variações climáticas (GIBBONS et al., 1987) e por serem ectotérmicos, a temperatura do ambiente influencia diretamente o metabolismo e o padrão de atividade desses animais (PETERSON, 1993). Além disso, a ectotermia influencia muitos aspectos biológicos como, por exemplo, os requisitos de habitat (EDGAR et al., 2010). Fatores como esses, demonstram a sensibilidade e a vulnerabilidade da herpetofauna à ação antrópica, e também susceptibilidade a perdas de diversidade e a alterações na distribuição desses animais no ambiente (BEEBEE, 1996; POUGH et al., 2001; KRISHNAMURTHY, 2003).

No Brasil, o país detentor da maior riqueza de anfíbios e segunda maior de répteis do planeta (SBH, 2013), as principais ameaças à conservação desses animais são a destruição e

modificação do habitat (SILVANO; SEGALLA, 2005; RODRIGUES, 2005). A silvicultura em larga escala, geralmente relacionada à produção de celulose, é considerada um dos vários tipos de impactos antrópicos que ocasionam a perda de hábitat nativo. O plantio de árvores exóticas como *Eucalyptus*, *Pinus* e *Acacia* tem recebido muitos incentivos, tanto de indústrias privadas quanto dos governos (OVERBECK et al., 2007), que defendem a atividade como forma de desenvolvimento regional e até mesmo de prestação de serviço ambiental, através do sequestro de carbono atmosférico (JACKSON et al., 2005). No sul do Brasil, a área de cultivo arbóreo sobre áreas nativas totalizava 1,9 milhões de hectares em 1996 (IBGE, 2005) e no Rio Grande do Sul, só a plantação de eucalipto já atinge 284.701 hectares plantados (ABRAF, 2013).

A introdução das monoculturas florestais acabou criando um novo padrão de paisagem, onde as áreas campestres estão representadas por manchas de vegetação nativa em uma matriz de áreas sombreadas representadas, em grande parte, pelo plantio de árvores exóticas (AUDINO et al., 2011). Os impactos negativos da silvicultura sobre a biota são considerados intensos, já que plantações de eucalipto, por exemplo, são descritas como ‘desertos biológicos’ por possuírem pouco ou nenhum valor para espécies nativas (KANOWSKI et al., 2005) e espécies exóticas representam uma grande ameaça à biodiversidade (WHITE et al., 2000). Dessa forma, a implantação desse tipo de cultura influenciará direta e indiretamente na biota, devido às mudanças ambientais como, por exemplo, alterações nas condições físico-químicas do substrato, na disponibilidade de recursos, causando efeitos alelopáticos e sombreamento (MACHADO et al., 2012).

Apesar dos ecossistemas campestres serem considerados altamente susceptíveis aos impactos da silvicultura, ainda são praticamente desconhecidos os efeitos dessa atividade sobre a herpetofauna dos campos. Contudo, é esperado que anfíbios e répteis sejam negativamente afetados pela silvicultura, já que: i) a maioria dos répteis é especialista de habitat, ou seja, só consegue sobreviver em um ou em poucos ambientes distintos (DI-BERNARDO et al., 2003) e assim respondem à degradação ambiental (WINCK et al. 2007, 2011) e, ii) anfíbios possuem pele altamente permeável e ovos nus, o que limita sua ocorrência em habitats excessivamente ácidos ou alcalinos (DI-BERNARDO; KWET, 2002; DI-BERNARDO et al., 2004). Desta forma, considerando a falta de conhecimento acerca da herpetofauna do bioma Pampa, bem como a elevada taxa de conversão do ambiente nativo em áreas de silvicultura, o presente estudo teve como objetivo comparar campo nativo e plantio de *Eucalyptus* quanto à herpetofauna, através de testes de hipóteses sobre padrões de riqueza de espécies, composição taxonômica e abundância de anfíbios e répteis, bem como pela comparação de descritores dos ambientes nativo e cultivado. Nossas hipóteses são de que áreas de eucalipto mantêm

comunidades de anfíbios anuros e répteis empobrecidas e/ou dominadas por poucas espécies e que as variáveis ambientais bióticas e abióticas selecionadas, estruturam a comunidade herpetofaunística no campo nativo e no cultivo de eucalipto.

MATERIAL & MÉTODOS

Área de estudo

O estudo foi conduzido no município de São Gabriel, na localidade do Cerro do Batovi, ao oeste do estado do Rio Grande do Sul, Brasil (Figura 1). A área de cultivo de eucalipto ocupa aproximadamente 202 hectares e pertence a uma empresa de Celulose. A área de campo nativo ocupa aproximadamente 807 hectares e pertence à Fazenda Santa Lúcia. A área estudada está inserida na região da Depressão Central do bioma Pampa (IBGE, 2004) e é caracterizada por campo nativo (campo gramíneo e arbustivo *sensu* HASENACK et al., 2010) com presença de gado e plantios de eucalipto maduro (árvores com aproximadamente seis anos de idade) (Figuras 1 e 2).

O município de São Gabriel apresenta clima de tipo subtropical de outono e verão secos (STE SE vo) (MALUF, 2000), com precipitação anual em torno de 1200-1600 mm, podendo haver variações sazonais que concentram as chuvas no período de inverno (PORTO, 2002; OVERBECK et al., 2007). As temperaturas do período de inverno são bastante baixas (< 15°C) com ocorrência de geadas, enquanto no verão as temperaturas podem atingir máximas de 40°C (PORTO, 2002). Historicamente, os solos do Rio Grande do Sul têm sido utilizados extensivamente nas atividades agrícolas e de pecuária (IBGE, 2010).

Amostragem

As amostragens de campo foram realizadas de setembro de 2012 a abril de 2013, dentro do período favorável à atividade da herpetofauna no extremo sul do Brasil (*sensu* WINCK et al., 2007; 2011; BOTH et al., 2008; SANTOS et al., 2008), que compreende as estações de primavera e verão austrais. Como método de amostragem, utilizamos armadilhas de interceptação e queda com cercas-guia (CECHIN; MARTINS, 2000), dispostas no campo nativo e no cultivo de eucalipto. Foram estabelecidas três réplicas amostrais em campo nativo e três em plantio de eucalipto. A seleção dos locais de instalação das réplicas foi realizada *in situ*,

em julho de 2012, de maneira a evitar solos rochosos. A distância entre as réplicas foi de no mínimo 500m, para assegurar a independência entre estas (BERGALLO, 1994). Cada réplica foi constituída por três conjuntos de armadilhas, sendo cada um deles composto por 10 baldes de 60L dispostos linearmente e interligados por cerca-guia (tela plástica) com 50cm de altura. A distância entre os baldes foi de 10m e a distância entre os conjuntos de armadilhas foi de 100m. Para evitar o efeito de borda, os conjuntos de armadilhas foram instalados pelo menos a 100m da transição cultivo/campo. Os baldes foram perfurados e receberam placas de isopropileno e folhço, para evitar a morte dos animais por afogamento e dessecação, respectivamente. As armadilhas permaneceram abertas por 10 dias consecutivos durante cada campanha mensal, totalizando 1.920h/balde. As revisões foram diárias e sempre realizadas pela manhã (7:00 – 12:00h).

Dez indivíduos de cada espécie foram coletados e tombados como espécime-testemunho na Coleção Herpetológica da Universidade Federal de Santa Maria (licença SISBIO/IBAMA nº35571-2). Os anfíbios foram eutanasiados com aplicação de anestésico sobre a pele (Lidocaína® 10%), enquanto os répteis receberam anestésico injetável de Tiopentato de Sódio (CFBIO, 2012). Posteriormente os animais foram fixados em formol 10% e conservados em álcool 70%. Os demais indivíduos capturados foram marcados para evitar a recontagem, anfíbios e lagartos por ablação de um artelho, enquanto as serpentes por corte de escamas, (sensu BROWN; PARKER, 1976; CFBIO, 2012). Anfíbios com capacidade de escalar podem utilizar os baldes como abrigo diurno e assim foram desconsiderados no presente estudo.

A caracterização ambiental do campo nativo e eucalipto foi realizada através do registro dos seguintes descritores: i) estrutura da vegetação rasteira recobrimdo o solo (porcentagem de cobertura e altura média), ii) perfil químico do solo (pH, concentração de sódio, percentual de matéria orgânica e alumínio), iii) perfil físico do solo (granulometria e umidade), iv) luminosidade incidente, e v) disponibilidade de artrópodes de solo (riqueza rarefeita e abundância total em nível de famílias).

Os dados de vegetação foram coletados considerando um quadrado de 50 x 50cm, a partir de um objeto lançado perpendicularmente à linha de armadilhas. Para cada conjunto de armadilhas, consideramos a média de valores obtidos após o lançamento de três quadrados.

Para a análise do solo, foram coletadas 10 subamostras de 500g (0-20 cm de profundidade) em cada uma das 18 linhas de balde, formando uma mistura homogênea representante de cada linha. Retiramos 500 g de solo de cada mistura, totalizando assim nove amostras de solo de cada fitofisionomia, as quais foram analisadas quimicamente e fisicamente

no Laboratório de Química e Fertilidade de Solos e no Laboratório de Física de Solos, respectivamente, da UFSM.

Para coleta dos dados de luminosidade incidente, utilizamos um luxímetro digital portátil da marca Minipa® modelo MLM-1011. Foram consideradas médias de três leituras para cada conjunto de armadilhas, a aproximadamente um metro do solo.

O esforço de coleta dos artrópodes compreendeu três dias em cada amostragem mensal, o que totalizou 576h/balde. Os animais coletados foram imediatamente fixados e conservados em álcool 70%, e posteriormente identificados em laboratório sob lupa estereoscópica, utilizando chaves dicotômicas e livros de identificação (BRESCOVIT et al., 2007; AISENBERG et al., 2011; BORROR et al., 2011; RAFAEL et al., 2012). A riqueza rarefeita foi calculada para 3.042 indivíduos retirados ao acaso para total coletado em cada réplica, utilizando 5.000 aleatorizações no programa Ecosim 5.0 (GOTELLI; ENTSMINGER, 2000).

Análises estatísticas

A comparação do campo e eucalipto quanto à riqueza de espécies de anfíbios e répteis foi realizada através da técnica de rarefação, normalmente utilizada quando comunidades diferem marcadamente na abundância de indivíduos (GOTELLI; COLWELL, 2001). Utilizamos rarefação baseada por indivíduos, que foi realizada no programa Ecosim 5.0 (GOTELLI; ENTSMINGER, 2000), com 5.000 aleatorizações. A possível mudança na composição taxonômica das comunidades (diversidade beta) entre campo e eucalipto foi analisada pelo Teste de Aninhamento (BASELGA, 2010), utilizando dados de presença e ausência das espécies nas réplicas. Assim esse teste foi utilizado para determinar se a herpetofauna registrada no eucalipto pode ser considerada um subconjunto daquela presente no campo nativo. A métrica utilizada para estimar o grau de aninhamento da comunidade foi a NODF - Nestedness metric based on Overlap and Decreasing Fill (ALMEIDA-NETO et al., 2008), com 999 simulações sobre o modelo nulo, conforme sugerido por Baselga (2010). O Teste de Aninhamento foi realizado no programa estatístico R versão 2.13 (R DEVELOPMENT CORE TEAM, 2011).

Os padrões de abundância das comunidades de anfíbios e répteis entre campo e eucalipto foram primeiramente descritos através de Diagramas de Whittaker (ou Dominância). Esta é uma forma simples de representar os efeitos da riqueza (comprimento da curva) e equabilidade (inclinação da curva), separadamente (i.e. campo x eucalipto). O diagrama é

obtido ordenando-se a partir das espécies mais abundantes para as mais raras no eixo das abcissas e colocando o valor de importância (i.e. abundância relativa) no eixo das ordenadas (MELO, 2008).

Na seqüência, nós determinamos a semelhança entre campo e eucalipto quanto à herpetofauna e quanto aos descritores ambientais, utilizando respectivamente o índice de Bray-Curtis e de Distância Euclidiana. As matrizes das comunidades foram baseadas na abundância de anfíbios e répteis, previamente transformada (raiz quadrada), e consideramos apenas aquelas com o mínimo total de três indivíduos. Os descritores ambientais foram transformados por arco-seno (quando registrados em porcentagem) ou logaritmo (demais descritores, exceto pH) e padronizados pelo desvio padrão antes da análise de similaridade. Nós utilizamos a estatística R de uma ANOSIM *one way* (CLARKE; GORLEY, 2006) para acessar o tamanho da diferença quanto à estrutura multivariada das comunidades (i.e. padrão de abundância das espécies) e quanto aos descritores ambientais, e testamos a significância estatística de possíveis agrupamentos através de teste de perfil de similaridade (SIMPROF) (CLARKE; GORLEY, 2006). O valor do R varia de 0 a 1, sendo que valores maiores a 0,75 indicam uma boa separação dos grupos, valores maiores que 0,5 sugerem sobreposição, mas ainda grupos claramente diferentes e, valores inferiores a 0,25 indicam grupos não separáveis (CLARKE; WARWICK, 2001).

O SIMPROF é uma série de testes de permutação que considera a hipótese nula de que as amostras são *a priori* não estruturadas. Este teste é baseado em um perfil esperado de similaridade/dissimilaridade obtido por permutar 1.000 vezes a entrada de cada variável (i.e. espécie e/ou descritor ambiental) através dos subconjuntos de amostras, o que produz uma condição nula em que as amostras não têm estrutura de grupo. Os valores permutados 1.000 vezes são utilizados para compor um perfil médio, o qual é estatisticamente comparado (999 vezes) com o perfil de similaridade real, por distâncias absolutas (Phi) (CLARKE; GORLEY, 2006). Nesse sentido, nós avaliamos a concordância dos agrupamentos gerados a partir da abundância de anfíbios e répteis com aqueles gerados a partir dos descritores ambientais. Caso as variáveis ambientais sejam responsáveis pela estruturação das comunidades, espera-se que as amostras sejam agrupadas com base na informação ambiental da mesma forma que são agrupadas com base na estrutura da comunidade (CLARKE; GORLEY, 2006).

A contribuição das espécies e dos descritores ambientais na segregação das amostras campo x eucalipto foi determinada através da porcentagem da similaridade – SIMPER (CLARKE; GORLEY, 2006). Esta é uma análise exploratória que indica quais são as principais espécies/variáveis responsáveis pelo padrão de agrupamento observado (CLARKE,

WARWICK, 2001; CLARKE; GORLEY, 2006). A análise SIMPER, decompõe a dissimilaridade média entre todos os pares de amostras, uma de cada grupo, em percentuais de contribuição de cada espécie/variável, listando em ordem decrescente de contribuição destas. Uma boa espécie/variável discriminando os dois grupos é aquela que possui uma contribuição relativamente consistente com a segregação, ou seja, se a proporção da sua contribuição em relação ao seu respectivo desvio padrão (através das dessemelhanças entre os grupos) é relativamente elevada. (CLARKE; GORLEY, 2006). As análises foram realizadas no programa Primer-E 6.1.11 (CLARKE; GORLEY, 2006).

RESULTADOS

Riqueza de espécies e composição taxonômica

Durante os oito meses de coleta, totalizamos um esforço amostral de 1.920 h/balde. Esse esforço resultou no registro de 16 espécies de anfíbios pertencentes a seis famílias da ordem Anura: Bufonidae (1), Alsodidae (1), Odontophrynidae (1), Hylidae (1), Leptodactylidae (11) e Microhylidae (1). *Limnomedusa macroglossa* foi registrada apenas no campo nativo, enquanto nenhuma espécie de anfíbio foi registrada exclusivamente no plantio de eucalipto (Tabela 1).

Em relação aos répteis, registramos 28 espécies, sendo 27 da ordem Squamata, pertencentes a oito famílias: Amphisbaenidae (2), Anguidae (1), Gymnophthalmidae (1), Scincidae (1), Teiidae (2), Colubridae (19), Dipsadidae (1) e Viperidae (1), e uma espécie da ordem Testudines, pertencente à família Chelidae. Dezesesseis espécies foram exclusivas do campo nativo: *Amphisbaena kingii*, *Ophiodes striatus*, *Teius oculatus*, *Lygophis anomalus*, *Lygophis flavifrenatus*, *Erythrolamprus almadensis*, *Erythrolamprus jaegeri*, *Erythrolamprus semiaureus*, *Phalotris lemniscatus*, *Philodryas agassizii*, *Psomophis obtusus*, *Tantilla melanocephala*, *Tomodon ocellatus*, *Xenodon dorbignyi*, *Xenodon histricus* e *Hydromedusa tectifera*, já para o cultivo do eucalipto, três espécies foram exclusivas: *Oxyrhopus rhombifer*, *Philodryas olfersii* e *Boiruna maculata* (Tabela 2).

A análise de rarefação detectou que a riqueza de espécies de anfíbios no campo nativo foi significativamente maior do que no cultivo de eucalipto (Figura 3). Contudo, a comparação da comunidade de répteis via rarefação foi inviabilizada devido à baixa captura de indivíduos no cultivo do eucalipto. A abundância capturada no cultivo foi quase cinco vezes menor do que aquela registrada no campo nativo (Tabela 2) e a análise de rarefação assume que o tamanho de

amostra deve ser suficiente para que a comparação não seja inviabilizada devido à convergência das curvas a um pequeno tamanho de amostra (i.e. a menor comunidade) (GOTELLI; COLWELL, 2001).

De acordo com a análise de NODF, não houve diferença entre campo nativo e eucalipto quanto à composição da anurofauna (valor observado = 51,86, valor simulado = 53,07 e $p > 0,05$). Entretanto, a comunidade de répteis do eucalipto foi considerada um subconjunto daquela registrada no campo nativo (valor observado = 53,80, valor simulado = 44,16 e $p < 0,001$).

Abundância e estrutura multivariada da comunidade

O diagrama de Whittaker evidenciou maior equitabilidade quanto à abundância de anfíbios e répteis no campo nativo do que no eucalipto (Figura 4). As duas espécies de anfíbios mais abundantes no campo nativo (*Physalaemus biligonigerus* e *Pseudopaludicola falcipes*) representaram, respectivamente 27% e 15% da abundância total, enquanto no eucalipto as espécies mais abundantes (*Odontophrynus americanus* e *Leptodactylus latinasus*) representaram em ordem 43% e 16%. Os répteis mais abundantes no campo (*Lygophis flavifrenatus*, *Ophiodes striatus* e *Erytrolampus poecilogyrus*), representaram respectivamente 17%, 15% e 12% da abundância total, enquanto no eucalipto as espécies mais abundantes (*Erytrolampus poecilogyrus* e *Aspronema dorsivittatum*), representaram respectivamente 32%, 16% da abundância total registrada.

As análises de similaridade mostraram forte segregação das comunidades de anfíbios e répteis entre campo e eucalipto ($R=0,96$ e $R=0,85$, respectivamente), com a formação de grupos estatisticamente significativos, altamente estruturados em função do campo nativo x cultivo de eucalipto (Figura 5A e B). A análise de SIMPER evidenciou que as espécies de anfíbios que mais contribuíram para a segregação (dissimilaridade média total=32,92%) entre o campo nativo e o cultivo de eucalipto foram: *Physalaemus biligonigerus* (5,97, i.e. 18,14%); *Odontophrynus americanus* (4,25, i.e. 12,91%); *Leptodactylus latinasus* (3,92, i.e. 11,90%) e *Pseudopaludicola falcipes* (3,85, i.e. 11,69%). Juntas essas espécies contribuíram com 54,63% da dissimilaridade média entre o campo nativo e o cultivo de eucalipto. Para répteis a análise de SIMPER evidenciou que as espécies que mais contribuíram para a segregação (dissimilaridade média total=69,67%) entre o campo nativo e o cultivo de eucalipto foram: *Ophiodes striatus* (9,34, i.e. 13,41%), *Lygophis flavifrenatus* (9,32, i.e. 13,38%); *Philodryas agassizii* (7,24, i.e. 10,39), *Xenodon dorbigny* (4,86, i.e. 6,97) e *Lygophis anomalus* (4,43, i.e. 6,35%), respectivamente. Juntas essas espécies contribuíram com 50,51% da dissimilaridade média

entre o campo nativo e o cultivo de eucalipto. A análise dos descritores ambientais evidenciou forte segregação entre o campo nativo e o cultivo de eucalipto ($R=1$), com formação de dois grupos estatisticamente significativos, altamente estruturados e congruentes com o arranjo previamente obtido na análise da comunidade de anfíbios e de répteis (Figura 5C). Por fim, a SIMPER evidenciou que os descritores com maior contribuição na segregação (dissimilaridade média=27,36%) entre o campo nativo e o cultivo de eucalipto foram: porcentagem da cobertura vegetal (53,48, i.e. 12,18%), luminosidade (6,13, i.e. 12,11%), concentração de sódio (4,12, i.e. 12,02%), umidade (3,05, i.e. 11,90%) e altura da vegetação rasteira (2,18, i.e. 11,55%). Juntas essas variáveis contribuíram com 59,77% da dissimilaridade média entre o campo nativo e o cultivo de eucalipto.

DISCUSSÃO

Riqueza de espécies e composição taxonômica

Conforme a análise de rarefação, a riqueza de anuros foi maior no campo nativo do que no cultivo de eucalipto. Para répteis, resguardada a devida limitação analítica, a maior riqueza absoluta foi encontrada no campo nativo ($n=25$), enquanto o cultivo de eucalipto manteve menor valor ($n=12$). Vários estudos têm demonstrado que monoculturas realmente não representam um ambiente propício à utilização por diversos grupos taxonômicos, apesar de alguma argumentação contrária (ver BECKER et al., 2007; FONSECA et al., 2009). Na região amazônica, por exemplo, plantações de eucalipto mantêm diversidade de besouros, borboletas, aracnídeos, anfíbios, lagartos, aves e morcegos menor que a registrada em matas nativas e por vezes menor que a encontrada em outras áreas degradadas (GARDNER et al., 2006; BARLOW et al., 2007). No Cerrado, plantações de eucalipto são incapazes de sustentar serpentes típicas do hábitat naturalmente aberto (MARQUES et al., 2006) e a presença da monocultura afetou significativamente a diversidade de anfíbios (MACHADO et al., 2011). Em lagoas costeiras da região sul do Brasil, o monocultivo de *Pinus* impactou negativamente a riqueza e a abundância de anuros adultos e girinos (MACHADO et al., 2012). No bioma Pampa, a comunidade de aranhas de solo em pastagens naturais apresentou maior riqueza de famílias e maior equitabilidade do que aquela registrada em eucalipto (RODRIGUES et al., 2010). Outros estudos no bioma registraram maior número de espécies de formigas na vegetação nativa e do que no plantio de eucalipto (SOARES et al., 1998; MARINHO et al., 2002), bem como

alteração de comunidades microbianas e de fungos de solo em função desse tipo de cultivo (LUPATINI et al., 2013).

No presente estudo, o teste de Aninhamento mostrou que anfíbios não responderam ao gradiente campo nativo x cultivo de eucalipto quanto à composição taxonômica da comunidade. De fato, a maioria das espécies de anuros registrada tanto no campo nativo, quanto no cultivo de eucalipto são ecologicamente generalistas, apresentam ampla distribuição geográfica e ocorrem comumente em ambientes antropizados e/ou em agrossistemas (ACHAVAL; OLMOS, 2007; SANTOS et al., 2008; MANEYRO; CARREIRA, 2012, FROST, 2013), como por exemplo em cultivos de *Pinus* e arroz (MACHADO et al., 2012), bem como em áreas de extração de carvão (DI-BERNARDO et al., 2004). A única exceção foi a rã-das-pedras *Limnomedusa macroglossa*, exclusivamente registrada no campo nativo. Essa espécie é considerada especialista de habitat, ocupando planícies e áreas pedregosas (GUDYNAS; GEHRAU, 1981; ACHAVAL; OLMOS, 2007; MANEYRO; CARREIRA, 2012). O padrão registrado diferiu do reportado por estudos que confirmam o efeito negativo de cultivos arbóreos sobre comunidades de anfíbios anuros em áreas originalmente campestres. No sul do Brasil, a composição taxonômica da anurofauna em cultivo de *Pinus* foi considerada um subconjunto daquela encontrada em áreas úmidas naturais (MACHADO et al., 2012) e no Cerrado as plantações de eucalipto também conservaram apenas um subconjunto da anurofauna típica do Cerradão (GIOVANELLI, 2009). Portanto, a ausência de diferença aqui reportada parece estar relacionada às peculiaridades naturais da anurofauna do sistema campestre estudado, onde a maioria das espécies registradas possui baixa especialização quanto ao uso do habitat (ACHAVAL; OLMOS, 2003; SANTOS et al., 2008; MANEYRO; CARREIRA, 2012). Ademais, os altos níveis de precipitação pluviométrica registrados durante todo o período de amostragem, bem como a influência da paisagem (SILVA; ROSSA-FERES, 2011) contendo matriz campestre e áreas úmidas podem ainda ter facilitado o deslocamento dos anfíbios através do cultivo, homogeneizado a composição taxonômica.

Diferente do registrado para anfíbios, os répteis responderam ao gradiente quanto à composição taxonômica da comunidade, pois ocorreu perda de espécies entre as áreas analisadas. Nesse sentido, é possível afirmar que os répteis registrados no cultivo de eucalipto são um subconjunto empobrecido de subáreas ricas que compõem o campo nativo e refletem um processo não-aleatório de perda de espécies, como consequência de qualquer fator que promove a desagregação ordenada das comunidades (GASTON; BLACKBURN, 2000). Aproximadamente 57% das espécies de répteis registradas no presente estudo foram exclusivas do campo nativo: *Amphisbaena kingii*, *Ophiodes striatus*, *Teius oculatus*, *Lygophis anomalus*,

Lygophis flavifrenatus, *Erythrolamprus almadensis*, *Erythrolamprus jaegeri*, *Erythrolamprus semiaureus*, *Phalotris lemniscatus*, *Philodryas agassizii*, *Psomophis obtusus*, *Tantilla melanocephala*, *Tomodon ocellatus*, *Xenodon dorbignyi*, *Xenodon histricus* e *Hydromedusa tectifera*. A maioria das espécies nesse conjunto tem forte associação com ambientes campestres do sul do Brasil (CEI, 1993; BENCKE et al., 2009; GIRAUDO, 2004; ACHAVAL; OLMOS, 2007; QUINTELA et al., 2006) e pelo menos 44% delas (*Amphisbaena darwini*, *Teius oculatus*, *Xenodon dorbignyi*, *Calamodontophis paucidens*, *Lygophis anomalus*, *Erythrolamprus semiaureus* e *Psomophis obtusus*) são típicas dos campos do bioma Pampa (BENCKE et al., 2009).

A serpente *Philodryas agassizii*, por exemplo, tem distribuição fortemente ligada a áreas de campos naturais preservados e é considerada especialista em habitat nos campos do bioma Pampa (MARQUES et al., 2006; WINCK et al., 2007). No sudeste do Brasil, *P. agassizii* foi abundante em Unidade de Conservação do Cerrado (Estação Ecológica de Itirapina), mas nenhum espécime foi capturado em cultivo de eucalipto do entorno. De fato, não existem registros de ocorrência dessa espécie em cultivos florestais (SAWAYA et al., 2008) e a expansão da silvicultura sobre o campo nativo contribui fortemente para a redução de áreas adequadas à ocorrência de espécies dependentes desse tipo de fitofisionomia (GAUTREAU; VÉLEZ, 2011). Caso similar parece ocorrer com a serpente *Xenodon histricus*, que apesar de registros escassos, é considerada preponderantemente associada à ambientes campestres bem preservados (DI-BERNARDO et al., 2003; ACHAVAL; OLMOS, 2007, PRIGIONI et al., 2011, ALVES et al., 2013). Ademais, os lagartos registrados em maior abundância no campo nativo (*Ophiodes striatus* e *Teius oculatus*) são considerados típicos de áreas abertas ou campestres (CEI, 1993), e pelo menos *O. striatus* foi indicado como sensível à degradação do ecossistema campestre (WINCK et al., 2011). Por outro lado, os répteis registrados no cultivo de eucalipto, apresentam ampla distribuição geográfica (SAZIMA; HADDAD, 1992; GIRAUDO, 2004) e são considerados generalistas quanto ao uso de hábitat (ÁVILA-PIRES, 1995; HARTMANN, 2005; OUTEIRAL, 2005; BORGES-MARTINS et al., 2007; HARTMAN et al., 2009; MENDES et al., 2013), sendo registrados inclusive em áreas degradadas, como cultivos e áreas peridomiciliares (e.g. SANTOS et al., 2005; OUTEIRAL, 2005; WINCK et al., 2007; 2011).

Abundância e estrutura multivariada da comunidade

O padrão observado no diagrama de Whittaker mostrou claramente a forte dominância de poucas espécies nas comunidades amostradas no cultivo do eucalipto, tanto para anfíbios (por *Odontophrynus americanus*) quanto para répteis (por *Erythrolamprus poecilogyrus*). Em comunidades alteradas por atividades antrópicas é frequente a diminuição na riqueza de espécies e aumento de dominância (ACCACIO et al., 2003) por espécies generalistas (MORAES et al., 2007). As espécies registradas como dominantes no eucalipto são consideradas ecologicamente generalistas e podem habitar tanto ambientes naturais quanto antropizados (PONTES; ROCHA, 2008; MANEYRO; CARREIRA, 2012). Resultado similar foi encontrado por Winck et al. (2007), em que houve forte dominância de *E. poecilogyrus* na comunidade de répteis monitorada em uma área campestre do bioma Pampa após ser convertida em cultivo de soja. *Odontophrynus americanus*, o anfíbio dominante no cultivo de eucalipto, também é uma espécie comumente registrada em áreas antropizadas (AQUINO et al., 2013) no bioma Pampa (DI-BERNARDO et al., 2004, SANTOS et al., 2008; CUNHA, 2013) e no Cerrado (MAFFEI et al., 2011).

A forte segregação encontrada na análise de similaridade mostrou que as comunidades de anfíbios e répteis em campo nativo diferem significativamente daquelas registradas no cultivo de eucalipto. Esse resultado era esperado, já que comunidades de anfíbios e répteis respondem ao tipo de fitofisionomia (e.g. MARQUES et al., 2006; WINCK et al., 2007; VASCONCELOS et al., 2010, VALDUJO et al., 2012). O padrão observado foi estruturado em função de variáveis ambientais (porcentagem de vegetação rasteira, luminosidade, concentração de sódio, umidade e altura da vegetação rasteira), sendo evidenciado pelo notável grau de concordância da segregação da comunidade herpetofaunística com a segregação observada quanto ao ambiente de campo nativo x eucalipto (sensu CLARKE; GORLEY, 2006). Dentre as cinco variáveis apontadas, a porcentagem de vegetação rasteira recobrando o solo e a luminosidade detiveram o maior poder discriminatório. Em relação à concentração de sódio, estudos reportam que o eucalipto pode provocar salinização de alguns tipos de solo (FARLEY; KELLY, 2004; JOBBÁGY; JACKSON, 2004; JACKSON et al., 2005; JOBBÁGY; JACKSON, 2007), mas no presente estudo foi registrada maior salinidade no campo nativo do que no cultivo. Esse resultado parece estar relacionado à calagem (i.e. aplicação de calcário para elevar a saturação de bases e corrigir a acidez do solo), prática comumente utilizada no cultivo de eucalipto, tanto antes do plantio como durante a manutenção da cultura (EMBRAPA, 2003). De fato, o cultivo de eucalipto apresentou solo quase totalmente desprovido de vegetação rasteira e

baixa luminosidade. Tais condições são críticas para espécies tipicamente campestres (e.g. *Ophiodes striatus*, *Lygophis flavifrenatus* e *Philodryas agassizii*) cujas especificidades incluem heliofilia (forte dependência da luminosidade) e uso de microhabitats disponíveis no campo para atividades como forrageamento e reprodução (GIRAUDO, 2004; BENCKE, 2009). Assim, o desaparecimento de *Ophiodes striatus* e de *Philodryas agassizii* de áreas campestres fortemente impactadas por monoculturas (incluindo eucalipto) têm sido relacionado ao hábito criptozóico dessas espécies, provavelmente dependente da densa camada de vegetação e das touceiras que caracterizam os campos (MARQUES et al., 2006, WINCK et al., 2007; 2011).

A estrutura física local e suas respectivas propriedades térmicas associadas são cruciais para animais ectotérmicos (EDGAR et al., 2010). Assim, a cobertura vegetal aberta parece aumentar as possibilidades de termorregulação, o que acaba por refletir diretamente na atividade desses animais (SANTOS, 2011), devido à maior exposição à radiação solar que em ambientes florestados (BLOUIN-DEMERS; WEATHERHEAD, 2001; ROW; BLOUIN-DEMERS, 2006). Nesse sentido, considerando a especialidade das espécies com áreas abertas e ensolaradas, muitas podem não sobreviver ao sombreamento do espaço (SILVA, 2012), por exemplo, devido ao maior risco de predação associado à utilização de microhabitats inadequados ao forrageamento (ROCHA et al., 2009).

A segregação encontrada entre a anurofauna do campo nativo e cultivo de eucalipto esteve mais relacionada às diferenças na contribuição de abundância das espécies nas comunidades do que quanto à composição taxonômica. Resultado similar foi encontrado em área campestre do Cerrado, onde o monocultivo com eucalipto afetou negativamente a abundância da anurofauna (MACHADO et al., 2011). Os anfíbios podem ser afetados pelas mesmas limitações ligadas à perda de heterogeneidade (e conseqüentemente de microhabitats) relatada para os répteis, pois apresentam dependência quanto ao tipo de substrato (PARRIS, 2004; RENKEN et al., 2004; ARAÚJO et al., 2009) e assim são afetados por mudanças microclimáticas produzidas pela introdução de espécies vegetais exóticas (WHATLING et al., 2011). Adicionalmente, os anfíbios são suscetíveis à dessecação (ROTHERMEL; LUHRING, 2005) e assim a vegetação rasteira pode atuar ainda na redução do risco de dessecação no ambiente nativo. Nesse contexto, o solo no eucalipto, além de pobremente recoberto por vegetação rasteira, também apresentou baixa umidade, condição primariamente adversa aos anfíbios. Além disso, entre os grupos de vertebrados, o grupo dos anfíbios é considerado o mais ameaçado, devido a sua elevada taxa de declínio populacional (SEMLITSCH 2003; STUART et al., 2004), originada por diversos fatores, mas principalmente devido à descaracterização ou perda de habitat (STUART et al., 2004; TOLEDO 2009).

Nossos resultados confirmam que a supressão de campos nativos pelo cultivo de árvores exóticas ocasiona perda da biodiversidade e alteração significativa da paisagem, como previamente reportado (ACHKAR et al., 2004; PILLAR et al., 2006) e isso é crítico quando se considera o acelerado processo de conversão do hábitat registrado no bioma Pampa. Um agravante a essa situação é que as áreas campestres pampianas são pobremente protegidas em unidades de conservação ao longo de toda sua distribuição (e.g. menos de 3,3% no Brasil) (KRAPOVICKAS; DI GIACOMO, 1998; CHAPE et al., 2003; BILENCA; MIÑARRO, 2004; OVERBECK et al., 2007), favorecendo a substituição dessa fisionomia por pastagens cultivadas, cultivos anuais e cultivos florestais (LATERRA et al., 2009). O atual percentual de unidades de conservação do bioma Pampa não confere com o estabelecido pela Comissão Nacional de Biodiversidade (CONABIO), conforme as Metas Nacionais da Biodiversidade para 2010, cujo objetivo é proteger pelo menos 10% dos biomas terrestres em Unidades de Conservação (UC's) (VELEZ et al., 2009). A transformação dos ecossistemas campestres nativos em cultivos arbóreos implica na substituição de habitats heterogêneos e biodiversos, por um sistema simplificado e homogêneo, que exclui a maioria das espécies dependentes dos campos e favorece a dominância de espécies generalistas. Desta forma, enfatizamos que a perda de hábitat campestre devido à expansão da silvicultura configura séria ameaça à conservação da herpetofauna do bioma Pampa. Tais efeitos poderão ser minimizados somente após a adoção de políticas públicas ambientais especificamente comprometidas com a conservação dos ecossistemas campestres, até então profundamente negligenciados.

CONSIDERAÇÕES FINAIS

Atualmente, restam apenas 50% da cobertura original do bioma Pampa (CORDEIRO, HASENACK 2009), principalmente devido à conversão do campo em cultivos intensivos, pastagens exóticas e silvicultura, bem como devido à invasão de espécies exóticas ou introduzidas (PILLAR et al., 2009). Essa redução dos campos nativos resulta em perda de habitat, que é considerada a principal ameaça à conservação da biodiversidade (EHRlich, 1997). O baixo número de Unidades de Conservação efetivas agrava a situação do bioma Pampa, acentuando o conceito errôneo de que as formações abertas naturais são menos importantes que formações florestais (OVERBACK et al., 2007). De fato, o bioma Pampa detém a menor representatividade de áreas naturais protegidas no Sistema Nacional de Unidades de Conservação (SNUC) (MMA, 2007a), gerando um dos maiores contrastes nacionais frente à alta porcentagem de terras em uso agrícola (FERREIRA et al., 2012). Além

disso, as poucas UCs existentes enfrentam enormes desafios na manutenção da fisionomia e da biodiversidade campestre, pois necessitam de manejo específico para evitar a invasão de espécies arbustivas e arbóreas (PILLAR, VÉLEZ, 2010). Nesse contexto, é urgentemente requerida a realização de estudos que visem tanto mapear a biodiversidade campestre, como compreender os possíveis impactos gerados pelas ações antrópicas. Dentre as atividades que ameaçam a conservação dos campos, a silvicultura ganha destaque, pois o Pampa não é um ecossistema florestal, sendo indefensável a proposição de que este deva ser ‘reflorestado’. A expansão da silvicultura em ecossistemas campestres produz uma radical transformação da paisagem pela introdução de um elemento novo na matriz, que substitui os ecossistemas abertos característicos dos campos sulinos a milhares de anos (CRUZ, GUADAGNIN 2010). É preciso entender ainda, que a expansão das lavouras arbóreas no bioma Pampa constitui séria ameaça à conservação da diversidade animal devido aos potenciais impactos sobre a qualidade e disponibilidade de água, mudanças na química do solo e principalmente a perda da heterogeneidade ambiental típica dos ambientes naturais (SANTOS; TREVISAN, 2009).

No presente estudo nós utilizamos as comunidades de anfíbios e répteis como ferramenta para acessar os possíveis impactos da silvicultura sobre a biodiversidade pampiana e verificamos que o cultivo alterou a estrutura dessas comunidades, bem como excluiu espécies típicas e altamente dependentes de campo nativo. A vegetação nativa proporciona diferentes microhabitats utilizados principalmente para forrageamento e reprodução, além de ser essencial para espécies de hábito criptozóico. Assim, mesmo comunidades de ecossistemas abertos, muitas vezes consideradas mais resistentes a perturbações ambientais, podem responder à antropização (WINCK et al. 2007; 2011), principalmente se os habitats são totalmente eliminados (RODRIGUES, 2005). Logo, se fazem necessárias políticas ambientais urgentes capazes de reduzir a expansão dos cultivos sobre o restante dos ecossistemas campestres.

AGRADECIMENTOS

Somos gratos ao SISBIO/IBAMA pela licença de coleta (licença N° #35571-2). S. S. Alves é grata à CAPES pela bolsa de estudo concedida através do Projeto SISBIOTA ‘Biodiversidade dos campos e dos ecótonos campo-floresta no sul do Brasil: bases ecológicas para sua conservação e uso sustentável’ (CNPq/FAPERGS n° 563271/2010-8). T.G.S é grato à Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de São Paulo – FAPESP- pelo suporte financeiro (processo n° 2009/54876-9). Nós agradecemos aos proprietários da Fazenda Santa Lúcia e a Empresa de Celulose que permitiram acesso aos locais de estudo.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ABRAF – Associação Brasileira de Produtores de Florestas Plantadas. 2013. **Anuário Estatístico da ABRAF ano base 2012**. ABRAF, Brasília, DF. 2013. 148 p.

ACCACIO, G. M.; BRANT, A.; BRITZ, R. M.; CERQUEIRA, R.; ESPÍNDOLA, E. L. G.; GODOY, F.; LANDAU, E. C.; LOPES, A. T. L.; MIKICH, S. B.; OLIFIERS, N.; PIMENTA, B. V. S.; ROCHA, O.; SILVANO, D. L.; SMITH, W. S.; VENTORIN, L. B. Ferramentas biológicas para avaliação e monitoramento de habitats naturais fragmentados, p. 368-389. In: Ministério do Meio Ambiente (Ed.). **Fragmentação de ecossistemas. Causas, Efeitos sobre a biodiversidade e recomendações de políticas públicas**. Brasília, Ministério do Meio Ambiente. 2003. 508 p.

ACHAVAL, F.; OLMOS, A. **Anfibios y Reptiles del Uruguay**. 3ªed. Zonalibro Industria Gráfica, Montevideo, Uruguay. 2007. 160 p.

ACHKAR, M.; DOMINGUEZ, A.; PESCE, F. Diagnóstico socioambiental participativo en Uruguay. **El Tomarte Verde Ediciones**. 2004. 157 p.

AISENBERG, A.; TOSCANO-GADEA, C. A.; GHIONE, S. **Guía de arácnidos del Uruguay: fotografías e fichas de especies**. Ediciones de la Fuga. 2011. 253 p.

ALMEIDA-NETO, M.; GUIMARÃES, P.; GUIMARÃES, P. R.; LOYOLA, R. D.; ULRICH, W. A consistent metric for nestedness analysis in ecological systems: reconciling concept and measurement. **Oikos**, v. 117, p. 1227-1239, 2008.

ALVES, S. S.; BOLZAN, A. M. R.; SANTOS, T. G.; GRESSLER, D. T.; CECHIN, S. Z. Rediscovery, distribution extension and defensive behaviour of *Xenodon histricus* (Squamata: Serpentes) in the state of Rio Grande do Sul, Brazil. **Salamandra (Frankfurt)**, v. 49, p. 219-222, 2013.

AQUINO, L.; KWET, A.; REICHLE, S.; SILVANO, D.; SCOTT, N.; LAVILLA, E.; DI TADA I. 2010. *Odontophrynus americanus*. In: **IUCN 2013**. IUCN Red List of Threatened Species. Version 2013.2. <www.iucnredlist.org>. Acesso em: jan. 2014.

ARAÚJO, O. G. S.; TOLEDO, L. F.; GARCIA, P. C. A.; HADDAD, C. F. B. The amphibians of São Paulo State, Brazil. **Biota Neotropica**, v. 9, n. 4, <<http://biotaneotropica.org.br/v9n4/cn/abstract?inventorybn03109042009>>, 2009.

AUDINO, L. D.; SILVA, P. G.; NOGUEIRA, J. M.; MORAES, L. P.; VAZ-DE-MELLO, F. Z. Scarabaeinae (Coleoptera, Scarabaeidae) de um bosque de eucalipto introduzido em uma região originalmente campestre. **Iheringia, Série Zoologia**, v. 101, n. 1-2, p. 121-126, 2011.

ÁVILA-PIRES, T.C.S. Lizards of Brazilian Amazonian (Reptilia: Squamata). **Zoologische Verhandelingen**, v. 299, p. 1-706, 1995.

BARLOW, J.; GARDNER, T. A.; ARAUJO, I. S., ÁVILA-PIRES, T. C.; BONALDO, A. B.; COSTA, J. E.; ESPOSITO, M. C.; FERRERIA, L. V.; HAWES, J.; HERNANDEZ, M. I. M.; HOOGMOED, M. S.; LEITE, R. N.; LO-MAN-HUNG, N. F.; MALCOM, J. R.; MARTINS, M. B.; MESTRE, L. A. M.; MIRANDA-SANTOS, R.; NUNES-GUTJAHR, A. L.; OVERAL, W. L.; PARRY, L.; PETERS, S. L.; RIBEIRO-JUNIOR, M. A.; DA SILVA, M. N. F.; DA SILVA MOTTA, C.; PERES, C. A. Quantifying the biodiversity value of tropical primary, secondary, and plantation forests. **PNAS**, v. 104, n. 47, p. 18555–18560, 2007.

BASELGA, A. Partitioning the turnover and nestedness components of beta-diversity. **Global Ecology and Biogeography**, v. 19, p. 134-143, 2010.

BECKER, C. G.; JONER, F.; FONSECA, C. R. Ecologically-sustainable tree monocultures contribute to the conservation of an Araucaria Forest endemic frog. **Journal of Natural History**, v. 41, p. 25-28, 2007.

BEEBEE, T. J. C. **Ecology and conservation of amphibians**. Chapman e Hall, London, 1996. 224 p.

BEEBEE, T. J. C.; WILKINSON, J. W.; BUCKLEY, J. Amphibian declines are not uniquely high amongst the vertebrates: Trend determination and the British perspective. **Diversity**, v. 1, p. 67–88, 2009.

BENCKE, G. A. Diversidade e conservação da fauna dos Campos do Sul do Brasil. In: PILLAR, V.D. et. al. (eds.) **Campos Sulinos: conservação e uso sustentável da biodiversidade**. MMA, Brasília/DF. 2009. p. 101-121.

BENCKE, G. A.; JARDIM, M. M. A.; BORGES-MARTINS, M.; ZANK, C. Composição e padrões de distribuição da fauna de tetrápodes recentes do Rio Grande do Sul, Brasil. In: RIBEIRO, A.M.; BAUERMAN, S.G.; SCHERER, C.S. (org.). **Quaternário do Rio Grande do Sul: integrando conhecimentos**. 1ªed. Porto Alegre: Sociedade Brasileira de Paleontologia. 2009. p. 123-142.

BERGALLO, H. G. Ecology of a small mammal community in an Atlantic Forest area in southeastern Brazil. **Studies on Neotropical Fauna and Environment**, v. 29, n. 4, p. 197-217, 1994.

BILENCA, D. N.; MIÑARRO, F. O. **Identificación de áreas valiosas de pastizal en las pampas y campos de Argentina, Uruguay y sur de Brasil**. Fundación Vida Silvestre Argentina, Buenos Aires. 2004. 323 p.

BLOUIN-DEMERS, G.; WEATHERHEAD, P. J. Thermal ecology of black rat snakes (*Elaphe obsoleta*) in a thermally challenging environment. **Ecology**, v. 82, p. 3025–3043, 2001.

BOND, W. J.; PARR, C. I. Beyond the forest edge: Ecology, diversity and conservation of the grassy biomes. **Biological Conservation**, v. 143, p. 2395–2404, 2010.

BORGES-MARTINS, M.; ALVES, M. L. M.; ARAUJO, M. L.; OLIVEIRA, R. B.; ANÉS, A. C. Répteis p. 292-315. In: BECKER, F. G.; RAMOS, R. A.; MOURA, L. A. (orgs.). **Biodiversidade: Regiões da Lagoa do Casamento e dos Butiazais de Tapes, Planície Costeira do Rio Grande do Sul**. Ministério do Meio Ambiente, Brasília. 2007. 385 p.

BORROR, D. J.; TRIPLEHORN, C. A.; JOHSON, N. F. **Estudos dos Insetos** (Tradução da sétima edição). Editora Cengage Learning. 2011. 809 p.

BOTH, C.; KAEFER, I. L.; SANTOS, T. G.; CECHIN, S. Z. An austral anuran assemblage in the Neotropics: seasonal occurrence correlated with photoperiod. **Journal of Natural History**, v. 42, p. 205-222, 2008.

BRESCOVIT, A. D.; RHEIMS, C.A.; BONALDO, A.B. **Chave de identificação para famílias de aranhas brasileiras**. São Paulo, SP: Instituto Butantan, 2007.

BROWN, W. S.; PARKER, W. S. A ventral scale clipping system for permanently marking snakes (Reptilia, Serpentes). **Journal of Herpetology**, v. 10, n. 3, p. 247-249, 1976.

CECHIN, S. Z.; MARTINS, M. Eficiência de armadilhas de queda (pitfalltraps) em amostragens de anfíbios e répteis no Brasil. **Revista Brasileira de Zoologia**, v. 17, n. 3, p. 729-749, 2000.

CEI, J. J. Reptiles del noroeste, nordeste y este de la Argentina. **Monografie del Museo Regionale di Scienze Naturali di Torino**, v. 14, p. 1–949, 1993.

CFBIO. Resolução Normativa N°301/2012. Dispõe sobre os procedimentos de captura, contenção, marcação, soltura e coleta de animais vertebrados “*in situ*” e “*ex situ*”, e dá outras providências. **Diário Oficial da União**, 8 de dezembro de 2012.

CHAPE, S.; BLYTH, S.; FISH, L.; FAX, P.; SPALDING, M. **United Nations List of Protected Areas**. IUCN / UNEO-WCMC, Cambridge, UK. 2003. 44 p.

CLARKE, K. R.; GORLEY, R. N. **Software PRIMER v6**. PRIMER-E, Plymouth, UK. 2006. 172 p.

CLARKE K. R.; WARWICK, R. M. **Change in Marine Communities: An Approach to Statistical Analysis and Interpretation**. 2nd edition: PRIMER-E, Plymouth, UK. 2001. 172 p.

CORDEIRO, J. L. P.; HASENACK, H. Cobertura vegetal atual do Rio Grande do Sul. In: PILLAR, V. P.; MÜLLER, S. C.; CASTILHOS, Z. M. S.; JACQUES, A.V. A. (eds.). **Campos Sulinos: conservação e uso sustentável da biodiversidade**. MMA, Brasília/DF. 2009. p. 285-299.

CRUZ, R. C.; GUADAGNIN, D. L. Uma pequena história ambiental do Pampa: proposta de uma abordagem baseada na relação entre perturbação e mudança. In: COSTA, B. P.; QUOOS, J. H.; DICKEL, M. A. G. (eds.). **A sustentabilidade da Região da Campanha-RS: Práticas e teorias a respeito das relações entre ambiente, sociedade, cultura e políticas públicas**. Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria. 2010. p 155–179.

CUNHA, G G. **A influência da intensificação do ciclo agrícola na diversidade de anuros (Amphibia, Anura) em arrozais no Sul do Brasil**. 2013, 73 f. Dissertação (Mestrado da Pós-Graduação em Biologia) - Universidade do Vale do Rio dos Sinos, São Leopoldo: Unisinos, 2013.

DI-BERNARDO, M.; BORGES-MARTINS, M.; OLIVEIRA, R. B. Répteis. In: FONTANA C. S.; BENCKE, G. A.; REIS, R. (eds.). **Livro Vermelho da Fauna Ameaçada de Extinção no Rio Grande do Sul**. Edipucrs, Porto Alegre. 2003. p. 165-188

DI-BERNARDO, M.; KWET, A. Efeitos da contaminação de águas superficiais associadas a atividades de extração e processamento de carvão sobre anfíbios. In: TEIXEIRA, E. C.; PIRES, M. J. R.; FIEDLER, H. D.; ROCHA, J. C.; CHERIAF, M. (org.). **Meio ambiente e carvão: impactos da exploração e utilização**. 1ªed. FINEP / CAPES / PADCT / GTM / PUCRS / UFSC / FEPAM, Porto Alegre, v. 1, p. 1-497, 2002.

DI-BERNARDO, M.; OLIVEIRA, R. B.; PONTES, G. M. F.; MELCHIORS, J.; SOLÉ, M.; KWET, A. Anfíbios anuros da região de extração e processamento de carvão de Candiota, RS,

Brasil. In: TEIXEIRA, E. C.(org.). **Estudos ambientais em Candiota**: carvão e seus impactos. FINEP / PDACT / CIAMB / FAPERGS / FEPAM, Porto Alegre. 2004. p. 163-175.

DUNSON, W. A.; WYMAN, R. L.; CORBETT, E. S. A symposium on the amphibians declines and habitat acidification. **Journal of Herpetology**, v. 26, n. 4, p. 349-352, 1992.

EDGAR, P., FOSTER, J.; BAKER, J. **Reptile Habitat Management Handbook**. Amphibian and Reptile Conservation, Bournemouth, 2010. 78 p.

EHRlich, P. R. A perda da diversidade – causas e conseqüências. In: WILSON, E. O. (org.). **Biodiversidade**. 1997. p. 27-35.

EMBRAPA. Embrapa Florestas. **Cultivo do eucalipto**: nutrição, adubação e calagem. Sistemas de Produção nº4. 2003. Versão eletrônica disponível em:
<http://sistemasdeproducao.cnptia.embrapa.br/FontesHTML/Eucalipto/CultivodoEucalipto/05_05_recomendacao_de_calagem.htm>.

FARLEY, K. A.; KELLY, E. F. Effects of afforestation of a páramo grassland on soil nutrient status. **Forest Ecology and Management**, v. 195, p. 281–290, 2004.

FERREIRA, J.; PARDINI, R.; METZGER, J. P.; FONSECA, C. R.; POMPEU, P. S.; SPAROVEK, G.; LOUZADA, J. Towards environmentally sustainable agriculture in Brazil: challenges and opportunities for applied ecological research. **Journal of Applied Ecology**, v. 49, p. 535-541, 2012.

FONSECA, C. R.; GANADE, G.; BALDISSERA, R.; BECKER, C. G.; BOELTER, C. R.; BRESCOVIT, A. D.; CAMPOS, L. M.; FLECK, T.; FONSECA, V. S., HARTZ, S. M. Towards an ecologically-sustainable forestry in the Atlantic Forest. **Biological Conservation**, v. 142, p. 1209-1219, 2009.

GARDNER, T. A.; RIBEIRO-JÚNIOR, M. A.; BARLOW, J.; ÁVILA-PIRES, T. C. S.; HOOGMOED, M. S.; PERES, C. A. The value of primary, secondary, and plantation forests for a Neotropical Herpetofauna. **Conservation Biology**, v. 21, n. 3, p. 775-787, 2006.

GASTON, K. J.; BLACKBURN, T. M. **Pattern and process in macroecology**. Blackwell Science, Oxford. 2000. 377 p.

GAUTREAU, P.; VÉLEZ, E. Strategies of environmental knowledge production facing land use changes: Insights from the Silvicultural Zoning Plan conflict in the Brazilian state of Rio Grande do Sul. In: **Cybergeo**: European Journal of Geography [En ligne],

Environnement, Nature, Paysage. 2011. Disponível em:
<<http://cybergeog.revues.org/24881>>. Acesso em: jan. 2014.

GIBBONS, J.W.; SCOTT, D E.; RYAN, T. J.; BUHLMANN, K. A.; TUBERVILLE, T. D.; METTS, B. S.; GREENE, J. L.; MILLS, T.; LEIDEN, Y.; POPPY, S.; WINNE, C. T. The global decline of reptiles, déjà vu amphibians. **BioScience**, v. 50, p. 653–666, 2000.

GIBBONS, J. W.; SEMLITSCH, R. D. Activity patterns, 396-421. In: SEIGEL, R. A. COLLINS, J. T.; NOVAK, S. S. (eds). **Snakes: ecology and evolutionary biology**. New York: McMillan Publishing Company, 1987.

GIOVANELLI, J. G. R. Diversidade de anfíbios anuros em cerradão e plantio de eucalipto em Três Lagoas, Mato Grosso Do Sul, Brasil. **Anais do III Congresso Latino Americano de Ecologia**. 2009. p. 1-3.

GIRAUDO, A. **Serpientes de la Selva Paranaense y del Chaco Húmedo**. L.O.L.A. (Literature of Latin América), Buenos Aires. 2004. 285 p.

GOTELLI, N. J., COLWELL, R. K. Quantifying biodiversity: procedures and pitfalls in the measurement and comparison of species richness. **Ecololy Letters**, v. 4, n. 4, p. 379-391, 2001.

GOTELLI, N. J.; ENTSMINGER, G. L. **EcoSim**: Null models software for ecology. Version 5.0. 2000. Disponível em: <<http://homepages.together.net/~gentsmin/ecosim.htm>>

GUDYNAS, E.; GEHRAU, A. Notas sobre la distribuicion y ecologia de Limnomedusa macroglossa (Dumeril e Bibron, 1841) en Uruguay (Anura, Leptodactylidae). **Iheringia, Série Zoológica**, v. 60, p. 81-99, 1981.

HARTMANN, P. A., HARTMANN, M. T.; MARTINS, M. Ecologia e história natural de uma taxocenose de serpentes no Núcleo Santa Virgínia do Parque Estadual da Serra do Mar, no sudeste do Brasil. **Biota Neotropica**, v. 9, n. 3, <<http://www.biotaneotropica.org.br/v9n3/en/abstract?article+bn03609032009>>, 2009.

HARTMANN, P. A.; MARQUES, O. V. Diet and habitat use of two sympatric species of Philodryas (Colubridae), in south Brazil. **Amphibia-Reptilia**, v. 26, p. 25-31, 2005.

HASENACK, H.; WEBER, E.; BOLDRINI, I. I.; TREVISAN, R. **Mapa de sistemas ecológicos da ecorregião das savanas uruguaias em escala 1:500.000 ou superior e relatório técnico descrevendo insumos utilizados e metodologia de elaboração do mapa de sistemas ecológicos**. Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Centro de Ecologia, 2010.

HAYES, T. B.; FALSO, P. S.; GALLIPEAU, S.; STICE, M. The cause of global amphibian declines: a developmental endocrinologist's perspective. **The Journal of Experimental Biology**, v. 213, p. 921-933, 2010.

IBGE. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. 2005. **Censo Agropecuário**. Disponível em: <<http://www.sidra.ibge.gov.br>>.

IBGE. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Mapa de Biomas e Vegetação**. 2004. Disponível em <<http://www.ibge.gov.br/home/presidencia/noticias/21052004biomashtml.shtm>>.

IBGE. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Levantamento e classificação do uso da terra: uso da terra no Estado do Rio Grande do Sul**. 2010. Disponível em: <<http://www.ibge.gov.br>>.

JACKSON, R. B.; JOBBÁGY, E. G.; AVISSAR, R.; ROY, S. B.; BARRETT, D.; COOK, C. W.; FARLEY, K. A.; LEMAITRE, D. C.; MCCARL, B. A.; MURRAY, B. C. 2005. Trading water for carbon with biological carbon sequestration. **Science**, v. 310, p. 1944-1947, 2005.

JOBBÁGY, E. G.; JACKSON, R. B. Groundwater use and salinization with grassland afforestation. **Global Change Biology**, v. 10, p. 1299-1312, 2004.

JOBBÁGY, E. G.; JACKSON, R. B. Groundwater and soil chemical changes under phreatophytic tree plantations. **Journal of Geophysical Research**, v. 112, p. 1-15, 2007.

KANOWSKI, J.; CATTERALL, C. P.; WARDELL-JOHNSON, G. W. Consequences of broadscale timber plantations for biodiversity in cleared rainforest landscapes of tropical and subtropical Australia. **Forest Ecology and Management**, v. 208, p. 359-372, 2005.

KRAPOVICKAS, S.; DI GIACOMO, A. A conservation of pampas and campos grasslands in Argentina. **Parks**, v. 8, p. 47-53, 1998.

KRISHNAMURTHY, S. V. Amphibian assemblages in undisturbed and disturbed areas of Kudremukh National Park, Central Western Ghats, India. **Environmental Conservation**, v. 30, n. 3, p. 274-282, 2003.

LATERRA, P.; ORUÉ, M. E.; ZELAIA, D. K.; BOOMAN, G.; CABRIA, F. Jerarquización y mapeo de pastizales según su provisión de servicios ecosistémicos. In: PILLAR, V. P.;

- MÜLLER, S. C.; CASTILHOS, Z. M. S.; JACQUES, A. V. A. (eds.). **Campos Sulinos: conservação e uso sustentável da biodiversidade**. MMA, Brasília/DF. 2009. p. 128-136.
- LUPATINI, M.; JACQUES, R.J.S.; ANTONIOLLI, Z.I.; SULEIMAN, A.K.A.; FULTHORPE, R. R.; ROESCH, L.F.W. Land-use change and soil type are drives of fungal and archaeal communities in the Pampa biome. **World Journal Microbiol Biotechnol**, v. 29, p. 223-233, 2013.
- MACHADO, L. M.; MATHIAS, P. V. C.; OLIVEIRA JR, J. M. B.; SOUSA, P. C. F.; CALVÃO, L. B. **O impacto de uma monocultura de eucalipto sobre a comunidade de anfíbios (anuros) no município de Luziânia-GO, Brasil**. Enciclopédia Biosfera, Centro Científico Conhecer, Goiânia, v. 7, n. 12; 2011
- MACHADO, I. F.; MOREIRA, L. F. B.; MALTCHIK, L. Effects of pine invasion on anurans assemblage in southern Brazil coastal ponds. **Amphibia-Reptilia**, v. 33, p. 227-237, 2012.
- MAFFEI, F.; UBAID, F. K.; JIM, J. **Afíbios da Fazenda Rio Claro, Lençóis Paulistas, SP**. Bauru, SP, Canal 6. 2011. 128 p.
- MALUF, J. R. T. Nova classificação climática do Estado do Rio Grande do Sul. **Revista Brasileira de Adrometeorologia**, v. 8, n. 1, p. 141-150, 2000.
- MANEYRO, R.; CARREIRA, S. **Guía de anfíbios Del Uruguay**. Ediciones de La fuga. 1ª edição. 2012. 207 p.
- MARQUES, O. A. V.; SAWAYA, R. J.; STENDER-OLIVEIRA, F.; FRANCA, F. G. R. Ecology of the colubrid snake *Pseudablabes agassizii* in southeastern South America. **Herpetological Journal**, v. 16, p. 37-45, 2006.
- MARINHO, C. G. S., ZANETTI, R., DELABIE, J. H. C., SCHLINDWEIN, M. N.; RAMOS, L. S. Diversidade de formigas (Hymenoptera: Formicidae) da serapilheira em eucaliptais (Myrtaceae) e área de cerrado de Minas Gerais. **Neotropical Entomology**, v.31, n. 2, p. 187-195, 2002.
- MELO, A. S. What do we win ‘confounding’ species richness and evenness in a diversity index? **Biota Neotropica**, v. 8, n. 3, <http://www.biotaneotropica.org.br/v8n3/en/abstract?point-of-view+bn00108032008>, 2008.
- MENDES, C. V. M.; CAMARGO, P. T. M.; FISCHER, H. Z.; SERAPICOS, E. O.; TONOLLI, F.A.S.; CASTANHO, L. M.; CINTRA, L. A. C.; GONZALEZ, R. C. Herpetofauna do parque municipal governador mário covas no município de Sorocaba, São Paulo, sudeste do Brasil. **Revista do Instituto Florestal**, v. 25 n. 1 p. 91-105, 2013.

MMA. Ministério do Meio Ambiente. **Áreas prioritárias para conservação, uso sustentável e repartição de benefícios da biodiversidade:** Atualização-Portaria MMA nº9, de 23 de janeiro de 2007. Secretaria de Biodiversidade e Florestas, Brasília/DF. 2007a. p. 87–95.

MMA. Ministério do Meio Ambiente. **Mapas de Cobertura Vegetal dos Biomas Brasileiros.** 2007. Disponível em: <www.mma.gov.br/portallbio>, 2007b.

MORAES, R. A.; SAWAYA, R. J.; BARRELLA, W. Composição e diversidade de anfíbios anuros em dois ambientes de Mata Atlântica no Parque Estadual Carlos Botelho, São Paulo, sudeste do Brasil. **Biota Neotropica**, v. 7, n. 2, <<http://www.biotaneotropica.org.br/v7n2/pt/abstract?article+bn00307022007>. ISSN 1676-0603>, 2007.

OUTEIRAL, A. B. **História natural de uma comunidade de serpentes da serra do sudeste do Rio Grande do Sul, Brasil.** 2005. 82 f. Tese (Doutorado em Zoologia) - Pontifícia Universidade Católica do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2005.

OVERBECK, G. E.; MÜLLER, S. C.; FIDELIS, A.; PFADENHAUER, J.; PILLAR, V. D.; BLANCO, C. C. BOLDRINI, I. I.; BOTH, R.; FORNECK, E. D. Brazil's neglected biome: The South Brazilian Campos. **Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics**, v. 9, p. 101-116, 2007.

PARRIS, K. M. Environmental and spatial variables influence the composition of frog assemblages in sub-tropical eastern Australia. **Ecography**, v. 27, p. 392-400, 2004.

PETERSON, C. R.; GIBSON, R. A.; DORCAS, M. E. Snake thermalecology: the causes and consequences of body-temperature variation. In: SEIGEL, R.A.; COLLINS, J.T. (eds). **Snakes: Ecology and Behaviour.** New York: McGraw-Hill. 1993. p. 241-314.

PILLAR, V. D.; BOLDRINI, I. I.; HASENACK, H.; JACQUES, A. V. Á.; BOTH, R.; MÜLLER, S. C.; EGGERS, L.; FIDELIS, A. T.; SANTOS, M. M. G.; OLIVEIRA, J. M.; CERVEIRA, J.; BLANCO, C. C.; JONER, F.; CORDEIRO, J. L.; PINILLOS GALINDO, M. Workshop “**Estado atual e desafios para a conservação dos campos**”. Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre. 2006. 24 p.

PILLAR, V. P.; MULLER, S. C.; CASTILHOS, Z. M. S.; JACQUES, A. V. **Campos Sulinos: conservação e uso sustentável da biodiversidade.** MMA, Brasília/DF. 2009. 403 p.

PILLAR, V. P.; VELEZ, E. Extinção dos Campos Sulinos em Unidades de Conservação:

um Fenômeno Natural ou um Problema Ético? **Brazilian Journal of nature conservation**, v. 8, n. 1, p. 84-86, 2010.

PONTES, J. A. L.; ROCHA, C. F. D. **Serpentes da Serra do Mendanha, Rio de Janeiro, RJ: ecologia e conservação**. Technical Books, Rio de Janeiro. 2008. 147 p.

PORTO, M. L. Os campos sulinos: sustentabilidade e manejo. **Ciência & Ambiente**, v. 24, p. 119-138, 2002.

POUGH, F. H.; ANDREWS, R. M.; CADLE, J. E.; CRUMP, M. L.; SAVITZKY, A. H.; WELLS, K. D. **Herpetology**. 2ªed. Prentice Hall, Upper Saddle River, NJ. 2001. 612 p.

PRIGIONI, C.; BORTEIRO, C.; KOLENC, F. Amphibia and Reptilia, Quebrada de los Cuervos, Departamento de Treinta y Tres, Uruguay. **Check List**, v. 7, p. 763–767, 2011.

QUINTELA, F. M.; LOEBMANN, D.; GIANUCA, N. M. Répteis continentais do município de Rio Grande, Rio Grande do Sul, Brasil. **Biociências**, v. 14, n. 2, p. 180-188, 2006.

R DEVELOPMENT CORE TEAM. **R: A Language and Environment for Statistical Computing**. R Foundation for Statistical Computing, Austria, 2011.

RAFAEL, J. A.; MELO, G. A. R.; CARVALHO, C. J. B.; CASARI, S. A.; CONSTANTINO, R. (eds.). **Insetos do Brasil: Diversidade e Taxonomia**. Ribeirão Preto. Holos Editora. 2012. 810 p.

READING, C. J.; LUISELLI, L. M.; AKANI, G. C.; BONNET, X.; AMORI, G.; BALLOUARD, J. M.; FILIPPI, E.; NAULLEAU, G.; PEARSON, D.; RUGIERO, L. Are snake populations in widespread decline? **Biology Letters**, v. 6, p. 777–780, 2010.

RENKEN, R. B., WENDY, K. G., DEBRA, K. F., STEPHEN, C. R.,TIMOTHY, J. M., KEVIN, B. R., BRADLEY, R.; WANG, X. Effects of forest management on amphibians and reptiles in Missouri Ozark Forests. **Conservation Biology**, v. 18, p. 174-188, 2004.

RICHARDSON, D. M.; WILLIAMS, P. A.; HOBBS, R. J. Pine invasions in the Southern Hemisphere: determinants of spread and invadability. **JournalofBiogeography**, v. 21, p. 511-527, 1994.

ROCHA, C. F., SLUYS, M. V.; VRCIBRADIC, D.; KIEFER, M.C., MENEZES V. A.; SIQUEIRA, C. C. Comportamento de termorregulação em lagartos brasileiros. **Oecologia brasiliensis**, v. 13, n.1, p. 115-131, 2009.

RODRIGUES, E. N. L.; MENDONÇA, M. S.; ROSADO, J. L. O.; LOECK, A. E. Soil spiders in differing environments: Eucalyptus plantations and grasslands in the Pampa biome, southern Brazil. **Revista Colombiana de Entomologia**, v. 36, n. 2, p. 277-284, 2010.

RODRIGUES, M. T. Conservação dos répteis brasileiros: os desafios para um país megadiverso. **Megadiversidade**, v. 1, n. 1, p. 87-94, 2005.

ROTHERMEL, B.B.; LUHRING, T.M. Burrow availability and desiccation risk of mole salamanders (*Ambystoma talpoideum*) in harvested versus unharvested stands. **Journal of Herpetology**, v. 39, p. 619–626, 2005.

ROW, J. R.; BLOUIN-DEMERS, G. Thermal quality influences habitat selection at multiple spatial scales in milksnakes. **Ecoscience**, v. 13, p. 443-450, 2006.

SBH – Sociedade Brasileira de Herpetologia. **Anfíbios e Répteis do Brasil** :lista de espécies. Disponível em: <<http://www.sbherpetologia.org.br/>>. Acesso em: dez. 2013.

SANTOS, T. G.; KOPP, K.; SPIES, M. R.; TREVISAN, R.; CECHIN, S. Z. Distribuição temporal e espacial de anuros em área de Pampa, Santa Maria, RS. **Iheringia Série Zoológica**, v. 98, p. 244-253, 2008.

SANTOS, T. G.; KOPP, K. A.; SPIES, M. R.; TREVISAN, R.; CECHIN, S. Z. Répteis do campus da Universidade Federal de Santa Maria, RS, Brasil. **Biota Neotropica**, v. 5, n. 1, <<http://www.biotaneotropica.org.br/v5n1/pt/abstract?inventory+BN02705012005>>, 2005.

SANTOS, M. B. **Aspectos ecológicos das taxocenoses de serpentes e lagartos na zona costeira do extremo sul brasileiro**. 2011, 105 f. Dissertação de Mestrado (Mestrado Biologia de Ambientes Aquáticos Continentais) - Universidade Federal do Rio Grande, Rio Grande. 2011.

SANTOS, T.; TREVISAN, R. Eucaliptos versus Bioma Pampa: compreendendo as diferenças entre lavouras de arbóreas e o campo nativo. In: TEIXEIRA-FILHO, A. (Org.). **Lavouras de Destruição: a(im)posição do consenso**. Pelotas, RS. 2009. p. 299-332.

SAWAYA, R. J.; MARQUES, O. A. V.; MARTINS, M. Composição e história natural das serpentes de Cerrado de Itirapina, São Paulo, sudeste do Brasil. **Biota Neotropica**, v. 8, n. 2, <<http://www.biotaneotropica.org.br/v8n2/en/abstract?inventory+bn01308022008>>, 2008.

SAZIMA, I.; HADDAD, C. F. B. Répteis da Serra do Japi: notas sobre história natural. In: MORELLATO, L.P. (ed.). **História natural da Serra do Japi**: ecologia e preservação de uma área florestal no sudeste do Brasil. Editora da Unicamp, FAPESP. Campinas/SP. 1992. p. 212-236.

SCHLAEPFER, M. A.; HOOVER, C.; DODD JR, C. K. Challenges in Evaluating the Impact of the Trade in Amphibians and Reptiles on Wild Populations. **BioScience**, v. 55, n. 3, 2005.

SEMLITSCH, R.D. Introduction: general threats to amphibians. In: R.D. SEMMLITSCH (ed.) **Amphibian Conservation**. Smithsonian Institution, Washington D.C. 2003. 324 p.

SEWELL, D.; GUILLERA-ARROITA, G.; GRIFFITHS, R.A.; BEEBEE, T.J.C. When is a species declining? Optimizing survey effort to detect population changes in reptiles. **PLoS ONE**, v. 7, n. 8, e43387. doi:10.1371/journal.pone.0043387, 2012.

SILVA, M. D. Bioma pampa, um sistema ameaçado. **Revista Floresta**, v. 42, p. 215–226, 2012.

SILVA, F. R.; ROSSA-FERES, D. C. Environmental heterogeneity: Anuran diversity in homogeneous environments. **Zoologia**, v. 28, n. 5, p. 610–618, 2011.

SILVANO, D.L.; SEGALLA, M. V. Conservação de anfíbios no Brasil. **Megadiversidade** v.1, n.1, p. 79-86, 2005.

SOARES, S. M.; MARINHO, C. G. S.; DELLA LUCIA, T. M. C. Diversidade de invertebrados edáficos em áreas de eucalipto e mata secundária. **Acta Biologica Leopoldensia**, v. 19, p. 157-164, 1998.

STUART, S.N.; CHANSON, J.S.; COX, N.A.; YOUNG, B.E.; RODRIGUES, A.S.L.; FISCHMAN, D.L.; WALLER, R.W. Status and trends of amphibian declines and extinctions worldwide. **Science**, v.306, p. 1783-1786, 2004.

TOCHER M. D.; GASCON C.; ZIMMERMAN, B. L. Fragmentation effects on a central Amazonian frog community: a ten-year study. In: LAWRENCE, W. F., BIERREGAARD, J. R., R. O. (eds.). **Tropical forests remnants**: ecology, management and conservation of fragmented communities. 1ªed. Chicago (IL): The University of Chicago Press. 1997. p. 124-137.

TOLEDO, L.F. Anfíbios como bioindicadores. In: Bioindicadores da qualidade ambiental (S. Neumann-Leitão; S. El-Dier, org.). Instituto Brasileiro Pró-Cidadania, Recife. 2009. p.196-208.

VALDUJO, P. H.; SILVANO, D. L.; COLLI, G.; MARTINS, M. Anuran species composition and distribution patterns in Brazilian Cerrado, a neotropical hotspot. **South American Journal of Herpetology**, v. 7, p. 63-78, 2012.

VASCONCELOS, T. S.; SANTOS, T. G.; ROSSA-FERES, D. C.; HADDAD, C. F. B. Similarity of ground-dwelling anuran (Amphibia) composition among different vegetation physiognomies in a Mesophytic Semideciduous Forest from southeastern Brazil. **North-Western Journal of Zoology**, v. 6, n. 2, p. 275, 2010.

VÉLEZ, E.; CHOMENKO, L.; SCHAFFER, W.; MADEIRA, M. Um panorama sobre as iniciativas de conservação dos Campos Sulinos. In: PILLAR, V. P.; MÜLLER, S. C.; CASTILHOS, Z. M. S.; JACQUES, A. V. A. (eds.) Campos Sulinos, conservação e uso sustentável da biodiversidade. MMA, Brasília/DF. 2009. p. 356-379.

VITT, L. J.; CALDWELL, J. **Herpetology: an introductory biology of amphibians and reptiles**. San Diego: Academic Press. 2009. 697 p.

WAKE, D.B. Declining amphibian populations. **Science**, v. 253, n. 5022, p. 860, 1991.

WHATLING, J. I.; HICKMAN, C. R.; ORROCK, J. L. Invasive shrub alters forest amphibian communities. **Biological Conservation**, v. 144, n. 11, p. 2597-2601, 2011.

WHITE, R. P.; MURRAY, S.; ROHWEDER, M. **Pilot Analysis of Global Ecosystems Grassland Ecosystems**. Published by World Resource Institute, Washington/DC, 2000. Disponível em < <http://www.wri.org/wr2000> >

WINCK, G. R.; SANTOS, T. G.; CECHIN, S. Z. Pampean lizard assemblage from subtropical Brazil: a temporal analysis. **Anais da Academia Brasileira de Ciências**, v. 83, n. 4, p. 1345-1357, 2011.

WINCK, G. R.; SANTOS, T. G.; CECHIN, S. Z. Snake assemblage of anthropogenic grassy fields, Rio Grande do Sul State, southern Brazil: the case of populational fluctuations of *Liophis poecilogyrus* and *Pseudablabes agassizii*. **Annales Zoologici Fennici**, v. 44, p. 321-332, 2007.

FIGURAS

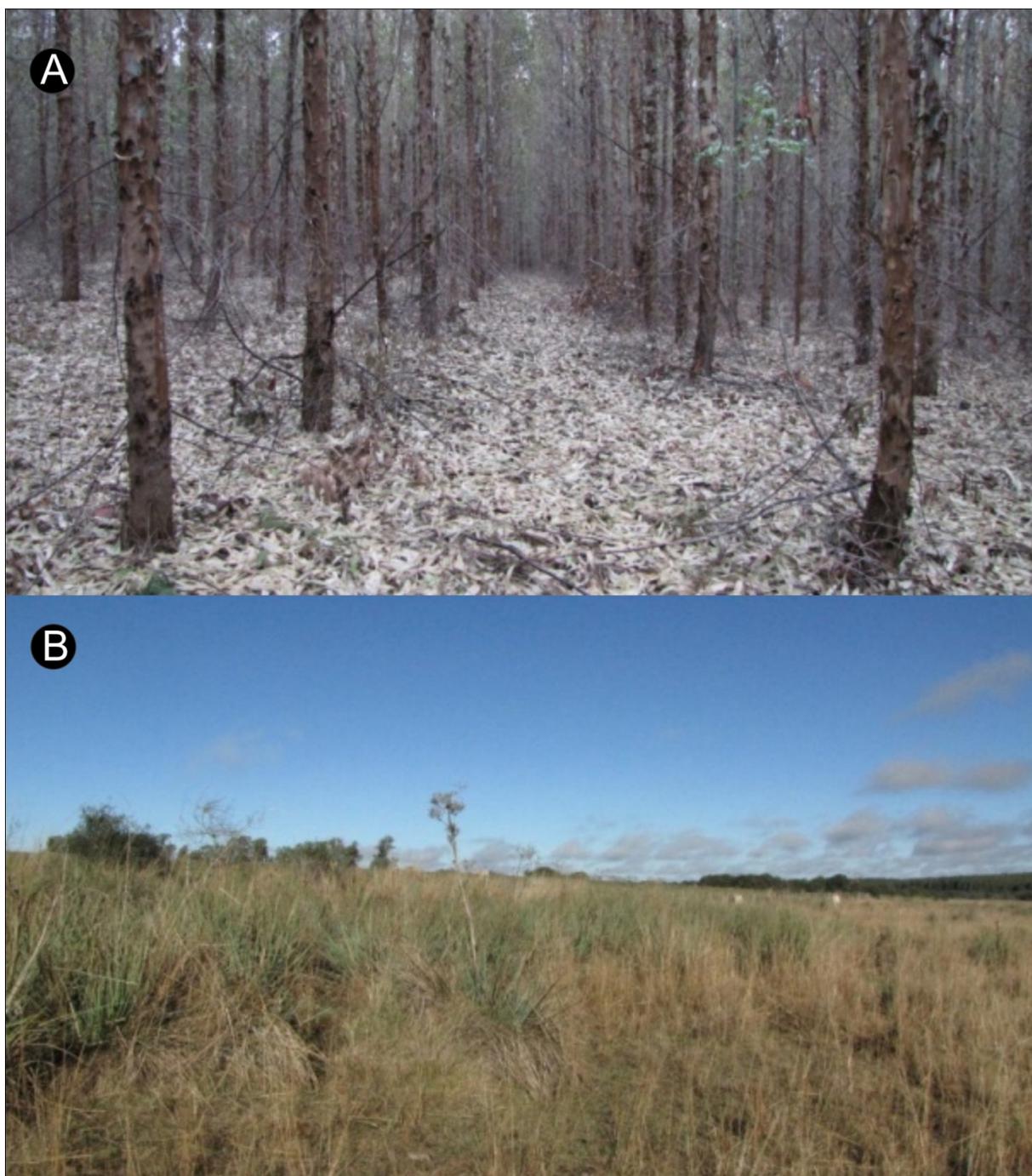


Figura 1. Área de estudo de comunidades de anfíbios anuros e répteis, localizada no município de São Gabriel, Depressão Central do Bioma Pampa, Rio Grande do Sul, Brasil, em duas fisionomias distintas: cultivo de eucalipto (A) e campo nativo (B).

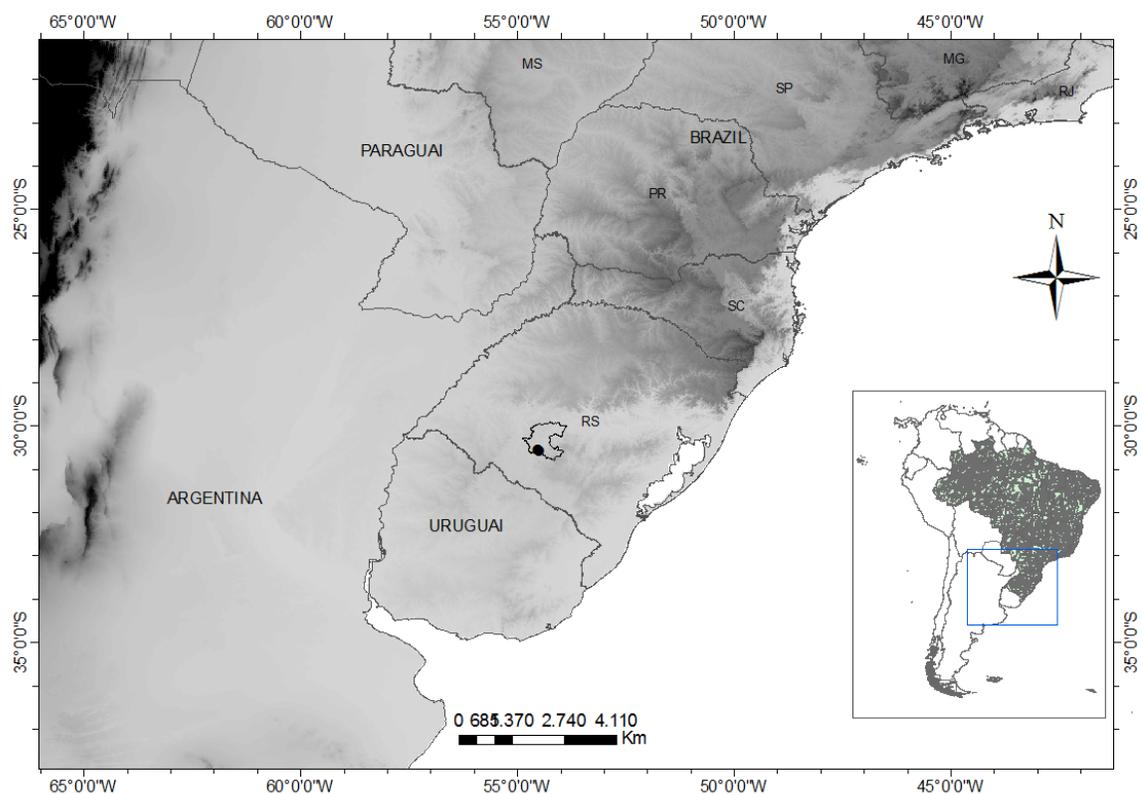


Figura 2. Localização da área de estudo de comunidades de anfíbios anuros e répteis no município de São Gabriel, Depressão Central do Bioma Pampa, Rio Grande do Sul, Brasil.

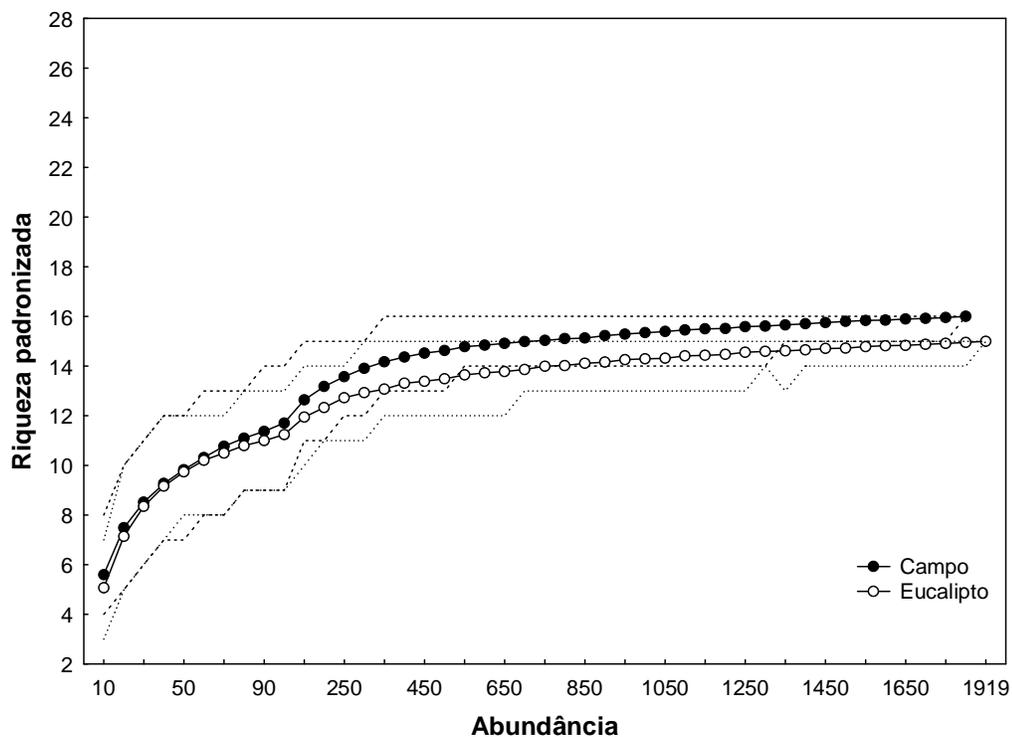


Figura 3. Curvas de rarefação de abundância de anfíbios anuros registrados em campo nativo (elipses pretas) e em área de cultivo de eucalipto (elipses em branco) no município de São Gabriel (RS), no período de setembro de 2012 à abril de 2013. As linhas contínuas centrais representam as curvas médias (5000 aleatorizações), enquanto as linhas pontilhadas representam os intervalos de confiança (95%).

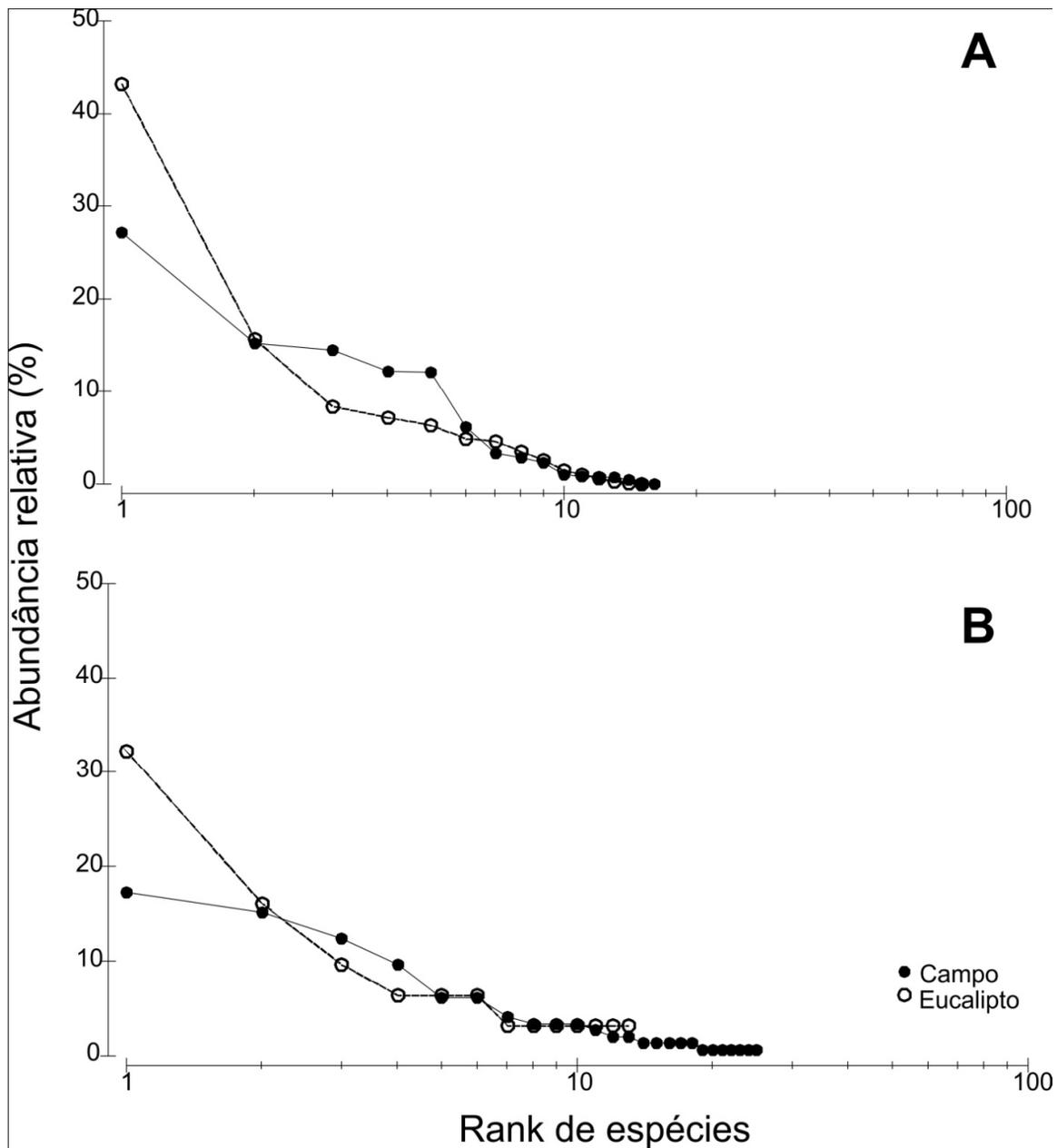


Figura 4. Diagrama de Whittaker (ou de dominância) representando comunidades de anfíbios (A) e répteis (B) amostradas em campo nativo (elipses pretas) e eucalipto (elipses brancas), de setembro de 2012 a abril de 2013, no município de São Gabriel, estado do Rio Grande do Sul, Brasil.

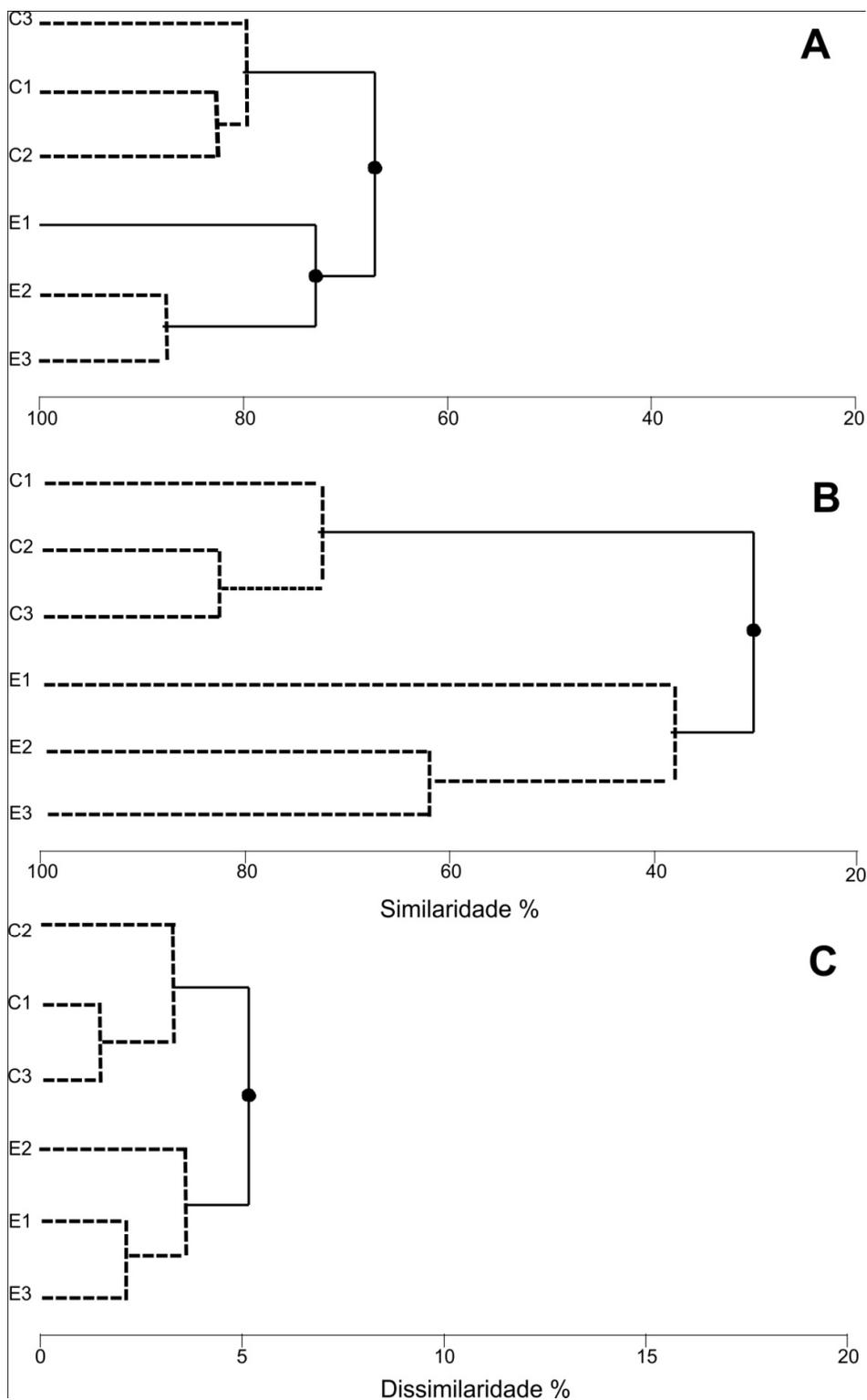


Figura 5. Teste de perfil de similaridade utilizando índice de Bray-Curtis para estrutura de comunidade de anuros (A) e répteis (B), e Distância Euclidiana para descritores ambientais (C) amostrados em campo nativo (C1-C3) e eucalipto (E1-E3), de setembro de 2012 a abril de 2013, no município de São Gabriel, estado do Rio Grande do Sul, Brasil. As linhas contínuas indicam grupos estatisticamente consistentes ($p < 0,05$), enquanto linhas pontilhadas indicam ausência estatística ($p > 0,05$) de estruturação em subgrupos.

TABELAS

Tabela 1. Riqueza e abundância de anfíbios anuros registrados em área de campo nativo e em área de cultivo de eucalipto monitoradas no município de São Gabriel, RS, Brasil no período de setembro de 2012 a abril de 2013.

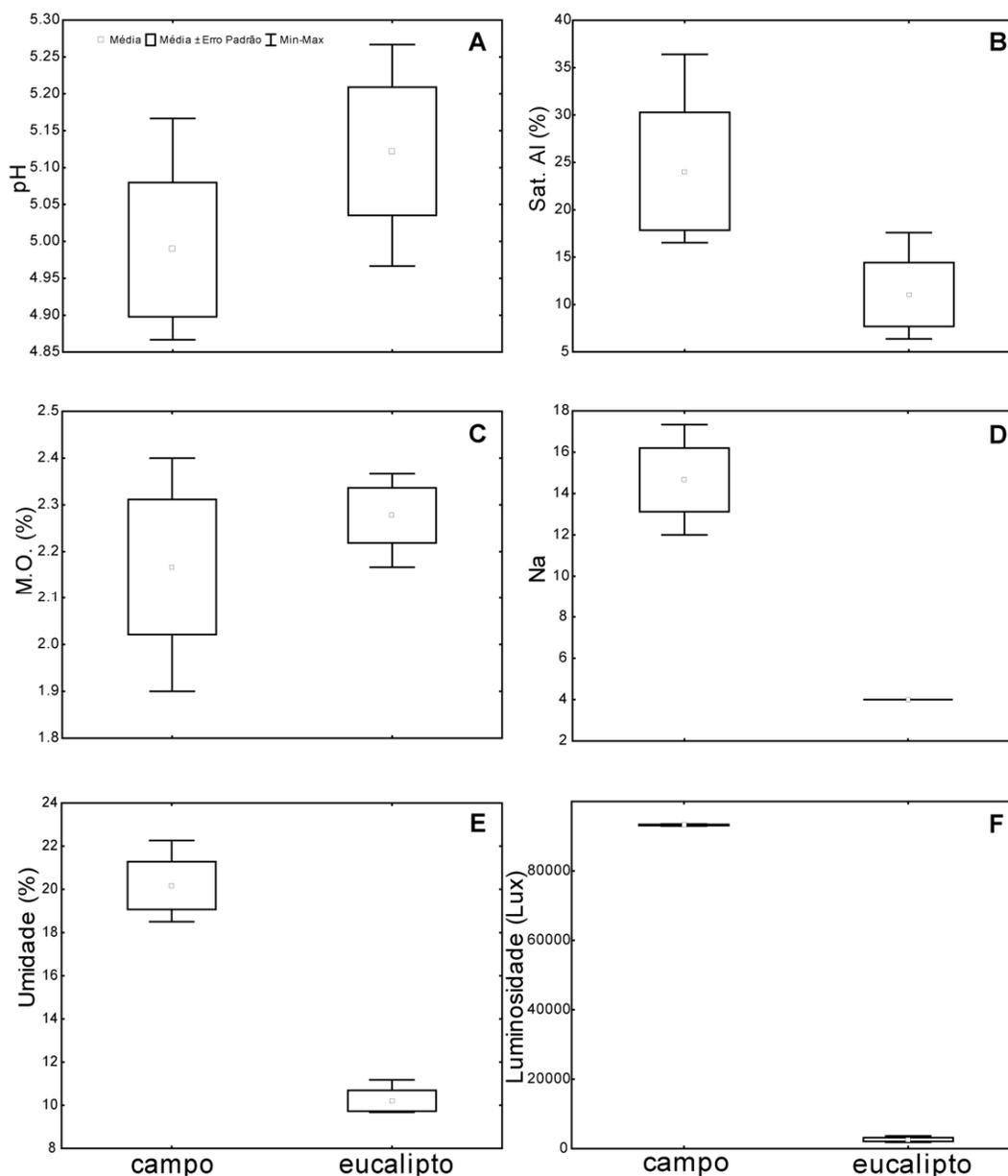
Famílias/espécies	Táxon					
	Campo			Eucalipto		
	C1	C2	C3	E1	E2	E3
Bufonidae						
<i>Rhinella schneideri</i> (Werner 1894)	5	1	8	5	1	0
Cycloramphidae						
<i>Limnomedusa macroglossa</i> (Duméril and Bibron, 1841)	0	0	8	0	0	0
Odontophrynidae						
<i>Odontophrynus americanus</i> (Duméril and Bibron, 1841)	129	87	50	553	196	80
Hylidae						
<i>Pseudis minuta</i> Günther, 1859	8	4	7	9	1	2
Leptodactylidae						
<i>Leptodactylus chaquensis</i> (Cei, 1950)	13	9	31	67	27	28
<i>Leptodactylus fuscus</i> (Schneider, 1799)	2	0	0	1	0	0
<i>Leptodactylus gracilis</i> (Duméril and Bibron, 1841)	97	107	76	79	51	31
<i>Leptodactylus latinasus</i> (Jiménez de la Espada, 1875)	23	10	27	88	110	104
<i>Leptodactylus latrans</i> (Steffen, 1815)	55	23	35	44	17	6
<i>Leptodactylus mystacinus</i> (Burmeister, 1861)	10	11	21	16	7	6
<i>Physalaemus biligonigerus</i> (Cope, 1861)	92	156	250	25	10	15
<i>Physalaemus cuvieri</i> (Fitzinger 1826)	0	1	0	0	2	0
<i>Physalaemus gracilis</i> (Boulenger, 1883)	3	2	11	47	22	20
<i>Physalaemus riograndensis</i> (Milstead, 1960)	9	3	1	62	12	19
<i>Pseudopaludicola falcipes</i> (Hensel, 1867)	157	43	23	13	2	4
Microhylidae						
<i>Elachistocleis bicolor</i> (Guérin-Méneville, 1838)	129	47	49	101	17	19
Abundância total nas réplicas	743	510	609	1163	482	344
Total por área	1862			1989		

Tabela 2. Riqueza e abundância de répteis registrados em área de campo nativo e em área de cultivo de eucalipto monitoradas no município de São Gabriel, RS, Brasil no período de setembro de 2012 a abril de 2013.

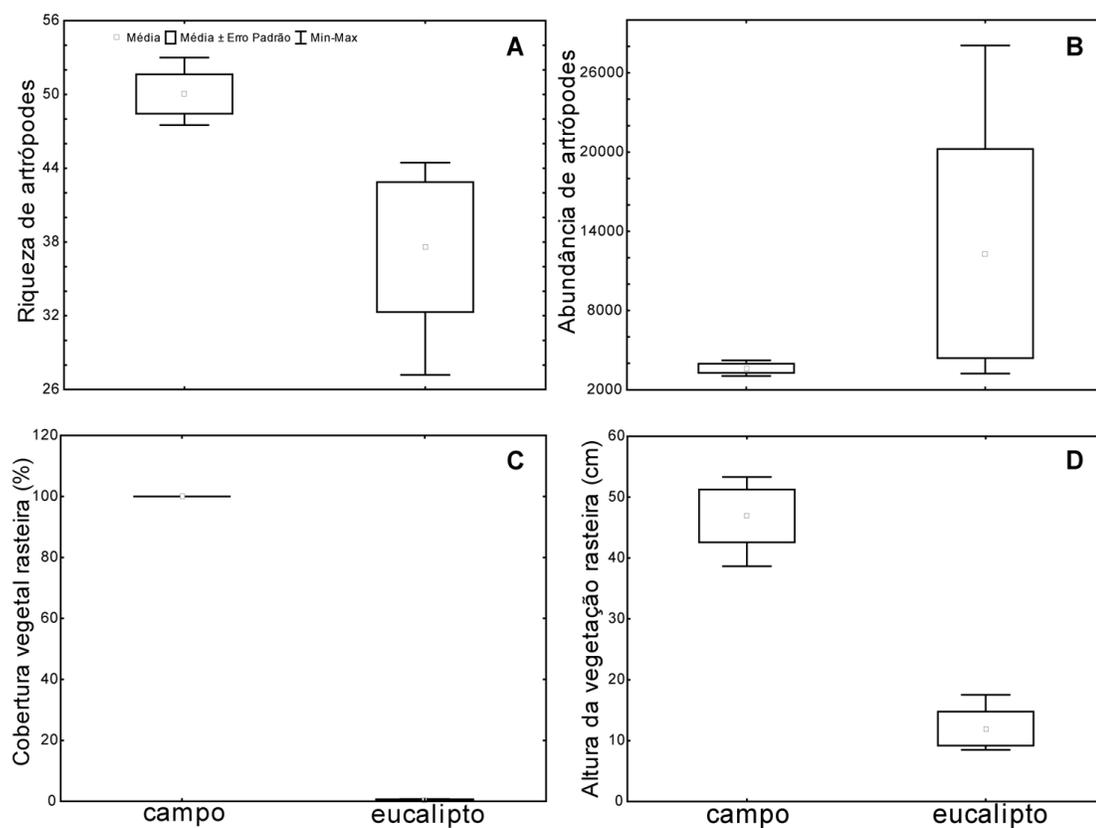
Família/Espécie	Táxon					
	Campo			Eucalipto		
	C1	C2	C3	E1	E2	E3
Amphisbaenidae						
<i>Amphisbaena darwini</i> (Duméril & Bibron, 1839)	0	0	1	3	0	0
<i>Amphisbaena kingii</i> (Bell, 1833)	1	1	0	0	0	0
Anguidae						
<i>Ophiodes striatus</i> (Spix, 1825)	6	16	3	0	0	0
Gymnophthalmidae						
<i>Cercosaura schreibersii schreibersii</i> (Wiegmann, 1834)	2	0	0	1	0	0
Scincidae						
<i>Aspronema dorsivittatum</i> (Cope, 1862)	3	4	2	2	0	3
Teiidae						
<i>Teius oculatus</i> (D'Orbigny & Bibron, 1837)	1	1	3	0	0	0
<i>Salvator merianae</i> (Duméril & Bibron, 1839)	1	0	0	0	1	1
Colubridae						
<i>Tantilla melanocephala</i> (Linnaeus, 1758)	2	0	0	0	0	0
Dipsadidae						
<i>Boiruna maculata</i> (Boulenger, 1896)	0	0	0	0	0	1
<i>Calamodontophis paucidens</i> (Amaral, 1935)	0	1	2	1	0	0
<i>Erythrolamprus almadensis</i> (Wagler, 1824)	0	1	0	0	0	0
<i>Erythrolamprus jaegeri jaegeri</i> (Günther, 1858)	2	1	1	0	0	0
<i>Erythrolamprus semiaureus</i> (Cope, 1862)	1	2	0	0	0	0
<i>Erythrolamprus poecilogyrus sublineatus</i> (Cope, 1860)	3	5	10	4	3	3
<i>Lygophis anomalus</i> (Günther, 1858)	2	2	1	0	0	0
<i>Lygophis flavifrenatus</i> (Cope, 1862)	5	9	8	0	0	0
<i>Oxyrhopus rhombifer</i> (Duméril, Bibron, & Duméril, 1854)	0	0	0	0	1	2
<i>Phalotris lemniscatus</i> (Duméril, Bibron & Duméril, 1854)	0	0	1	0	0	0
<i>Philodryas agassizii</i> (Jan, 1863)	2	7	5	0	0	0
<i>Philodryas olfersii</i> (Lichtenstein, 1823)	0	0	0	0	1	0
<i>Philodryas patagoniensis</i> (Girard, 1857)	2	4	3	0	0	2
<i>Psomophis obtusus</i> (Cope, 1864)	1	0	0	0	0	0
<i>Thamnodynastes hypoconia</i> (Cope, 1860)	3	1	1	0	1	0
<i>Tomodon ocellatus</i> (Duméril, Bibron, & Duméril, 1854)	0	1	0	0	0	0
<i>Xenodon dorbignyi</i> (Duméril, Bibron, & Duméril, 1854)	3	1	2	0	0	0
<i>Xenodon histricus</i> (Jan, 1863)	0	1	0	0	0	0
Viperidae						
<i>Bothrops alternatus</i> (Duméril, Bibron, and Duméril, 1854)	0	1	1	1	0	0
Chelidae						
<i>Hydromedusa tectifera</i> (Cope, 1869)	0	1	1	0	0	0
Abundância total nas réplicas	40	60	45	12	7	12
Total	145			31		

APÊNDICE

Apêndice A: Distribuição das variáveis ambientais abióticas mensuradas no estudo, indicando a variação entre o campo nativo e o cultivo de eucalipto: (A) pH, (B) porcentagem de saturação de alumínio, (C) porcentagem de matéria orgânica (D) concentração de sódio (E) porcentagem de Umidade e (F) luminosidade. Sobreposição entre o erro padrão nos “box-plots” indica igualdade entre as amostras.



Apêndice B: Distribuição das variáveis ambientais bióticas mensuradas no estudo, indicando a variação entre o campo nativo e o cultivo de eucalipto: (A) riqueza de artrópodes, (B) abundância de artrópodes, (C) porcentagem da cobertura vegetal rasteira e (D) altura da vegetação rasteira. Sobreposição entre o erro padrão nos “box-plots” indica igualdade entre as amostras.



ARTIGO 2

REDISCOVERY, DISTRIBUTION EXTENSION AND DEFENSIVE BEHAVIOUR OF *XENODON HISTRICUS* (SQUAMATA: SERPENTES) IN THE STATE OF RIO GRANDE DO SUL, BRAZIL

Suélen da Silva Alves, Ana Maria Rigon Bolzan, Tiago Gomes dos Santos, Daniel Tourem Gressler e Sônia Zanini Cechin

RESUMO

A serpente nariguda-rajada *Xenodon histricus* é uma espécie de serpente da família Dipsadidae considerada rara por mais de 80 anos. Sua distribuição geográfica inclui nordeste da Argentina, sudeste do Paraguai, Uruguai, e parte do território brasileiro que constituem a região entre os estados de Mato Grosso do Sul e Rio Grande do Sul, Santa Catarina. No Uruguai, esta serpente está associada a habitats rochosos de campos naturais e a escassez de registros é, provavelmente, devido a seus hábitos fossoriais. Aqui, nós descrevemos o redescobrimiento de *X. histricus* no estado do Rio Grande do Sul após 46 anos do último registro e apresentamos dois novos registros. Além disso, fornecemos o primeiro registro fotográfico de um espécime vivo da *X. histricus* de uma população brasileira, e registramos os comportamentos defensivos exibidos por um espécime durante manipulação. Indivíduos de *X. histricus* foram coletados em campo nativo do bioma Pampa, nos municípios de São Francisco de Assis e São Gabriel, Brasil.

PALAVRAS-CHAVE: nariguda-rajada, bioma Pampa, campos naturais, armadilhas de queda.

ABSTRACT

The “Jan's Hognose Snake”, *Xenodon histricus* is a of the Dipsadidae family considered rare for more than 80 years. Its geographic distribution includes northeastern Argentina, southeastern Paraguay, Uruguay, and part of the Brazilian territory comprising the region between the states of Mato Grosso do Sul and Rio Grande do Sul, except Santa Catarina state. In Uruguay, this snake is associated to rocky habitats of natural grassy fields, and the scarcity of records probably is due to their fossorial. Here, we describe the rediscovery of *X. histricus* in the state of Rio Grande do Sul 46 years after the last record and provide two new records. In addition, we provide the first photographic record of a live *X. histricus* from a Brazilian population, and we report on the defensive behaviour exhibited by one specimen during handling. Individuals of *X. histricus* were collected in native grassland of the Pampa biome, in the municipalities of São Francisco de Assis and São Gabriel, Brazil.

KEYWORDS: hognose snake, Pampa biome, natural grasslands, pitfall traps.

Correspondence

Rediscovery, distribution extension and defensive behaviour of *Xenodon histricus* (Squamata: Serpentes) in the state of Rio Grande do Sul, Brazil

Suélen da Silva Alves¹, Ana Maria Rigon Bolzan¹, Tiago Gomes do Santos², Daniel Tourem Gressler³ & Sônia Zanini Cechin¹

¹Universidade Federal de Santa Maria. Programa de Pós Graduação em Biodiversidade Animal – Centro de Ciências Naturais e Exatas. Prédio 17, sala 1140 - D, Cidade Universitária Camobi, Km 29 CEP: 97105-900 - Santa Maria, RS – Brazil

²Universidade Federal do Pampa, Campus São Gabriel. Av. Antônio Trilha, 1847 CEP: 97300-000 – São Gabriel, RS – Brazil

³Universidade de Brasília. Departamento de Zoologia, Instituto de Ciências Biológicas Asa Norte CEP: 70910-900 – Brasília, DF – Brazil

Corresponding author: Suélen da Silva Alves, e-mail: suelenbio.ufsm@gmail.com

Manuscript received: 26 July 2013

Jan's hognose snake, *Xenodon histricus* (Jan, 1863), is a species of the family Dipsadidae Bonaparte, 1838 (Carreira 2010) that has been thought of as rare for more than 80 years (Devincenzi 1925). It belongs to the tribe Xenodontini Bonaparte, 1845, which includes the Neotropical genera *Liophis* (including *Erythrolamprus*), *Lygophis*, *Umbrivaga*, and *Xenodon* (including *Waglerophis* and *Lystrophis*). The genus *Lystrophis* has recently been synonymized with *Xenodon*, following a review of the phylogeny and classification of Neotropical xenodontines (Zaher et al. 2009). The genus *Xenodon* contains six species that are distributed in southern Bolivia, Paraguay, northern and central Argentina, mid-western, southeastern and southern Brazil, and Uruguay (Peters & Orejas-Miranda 1970, Hoge et al. 1975, Scrocchi & Cruz 1993). *Xenodon histricus* is distinguished from other species of its genus by the absence of a prefrontal scale and its dorsal pattern of incomplete bands and a narrow cross marking on a red background (Cei 1993).

The geographic distribution of this species includes northeastern Argentina, southeastern Paraguay, Uruguay, and part of the Brazilian territory comprising the region between the states of Mato Grosso do Sul and Rio Grande do Sul, except Santa Catarina state (Hoge et al. 1975, Achaval 2001). In Uruguay, this snake is associated with rocky habitats of natural grasslands, and the scarcity of records probably is due to its fossorial habits (Achaval & Olmos

2007, Prigioni et al. 2011). Brazilian records of *X. histricus* appear to be associated with natural grasslands, but the few records that have been available until now make inferenc-

es about habitat requirements (as well as the biology and behaviour) of this species difficult (Giraud 2004). The last specimen collected in the Brazilian state of Rio Grande do Sul dates back to 1958 (Di-Bernardo et al. 2003), and most specimens were collected before 1950 (Orejas-Miranda 1966, Viñas & Olmedo 1988). There are photographic records that suggest *Xenodon histricus* lives only in two regions of Uruguay: the departments of Maldonado and Treinta y Tres, in Quebrada de los Cuervos (Achaval & Olmos 2007, Prigioni et al. 2011).

Here, we describe the rediscovery of *X. histricus* in the state of Rio Grande do Sul 46 years after the last record and provide new records (Fig. 1). In addition, we provide the first photographic record of a live *X. histricus* from a Brazilian population (Fig. 2); additionally we report on the defensive behaviour exhibited by one specimen during handling. Both individuals of *X. histricus* were collected in native grassland in the Pampa biome. The first individual was an adult female (SVL (snout-vent length) = 288 mm, TL (Tail length) = 42 mm, TTL (total length) = 330 mm, weight = 20.3 g) collected on 20 January 2004, at the Fazenda Santo Antônio do Buricaci (29°36'16.90" S, 54°55'48.11" W, 183 m), in the municipality of São Francisco de Assis. The specimen had been killed by rural residents in "mixed fields of Andropogoneae and Asteraceae" (sensu Hasenack et al. 2010), and kept frozen until it was delivered to us. Scale counts taken from this specimen (following Dowling 1951): ventrals and subcaudals (140 and 37, respectively), dorsals (17–19–15), subcaudals (37), supralabials right/left (6/7), with 6th and 7th supralabials partial-

Correspondence

ly fused, infralabials (9/8), preoculars (1), postoculars (2), and no subocular.

The second individual, an adult male (SVL = 282 mm, TL = 51 mm, TTL = 333 mm, weight = 18 g) was collected on 17 March 2013 in a pitfall trap with drift fences set up in a transition zone between two grassy ecosystems, grassy field and shrubby field (*sensu* Hasenack et al. 2010), at the Fazenda da Família Severo (30°34'15.42" S, 54°29'3.70" W, 184 m), in the municipality of São Gabriel (Fig. 3). Scale counts: ventrals and subcaudals (133 and 29, respectively), dorsals (19–19–17), subcaudals (29), supralabials (7/7), infralabials (9/9), preoculars (1), postoculars (2), and no subocular. The specimens are now stored in the Herpetological Collection of the Universidade Federal de Santa Maria (ZUFMS 2465 and 3071).

From the second individual, we recorded at least four expressions of defensive behaviour (*sensu* Gans 1988) during handling (Fig. 2): 1) forming a ball (coils of the body are arranged into an irregular, approximately spherical mass); 2) hiding the head (the head is hidden under one or more parts of the body); 3) dorsoventral body compression

(the body is flattened dorsoventrally), and 4) tail display (refers to all behaviour in which the tail is elevated or otherwise made more prominent, but not used as a weapon, inverted into a tight spiral). Three of the four behavioural expressions exhibited by *Xenodon histricus* are considered common in phylogenetically related species, such as *Xenodon dorbignyi* (Tozetti et al. 2009). The latter species is diurnal and associated with open habitats such as grasslands, which is a preferred foraging ground of visually oriented predators (Oliveira et al. 2004) and promotes the subsequent development of defensive behaviours such as body flattening and tail display in these snakes (Tozetti et al. 2009). *Xenodon histricus* also exhibits a colour pattern resembling that of the highly venomous genus *Micrurus*, consisting of a crosslateral banded pattern that includes red, light and blackish bands. The tail display and colour pattern (mimicry to *Micrurus*) may reduce the risk of predation (Sazima & Abe 1991, Marques 2002, Buasso et al. 2006). On the other hand, the mimetic “coral” pattern may provoke an increased killing of these “false corals” by people (Giraudo et al. 2012).

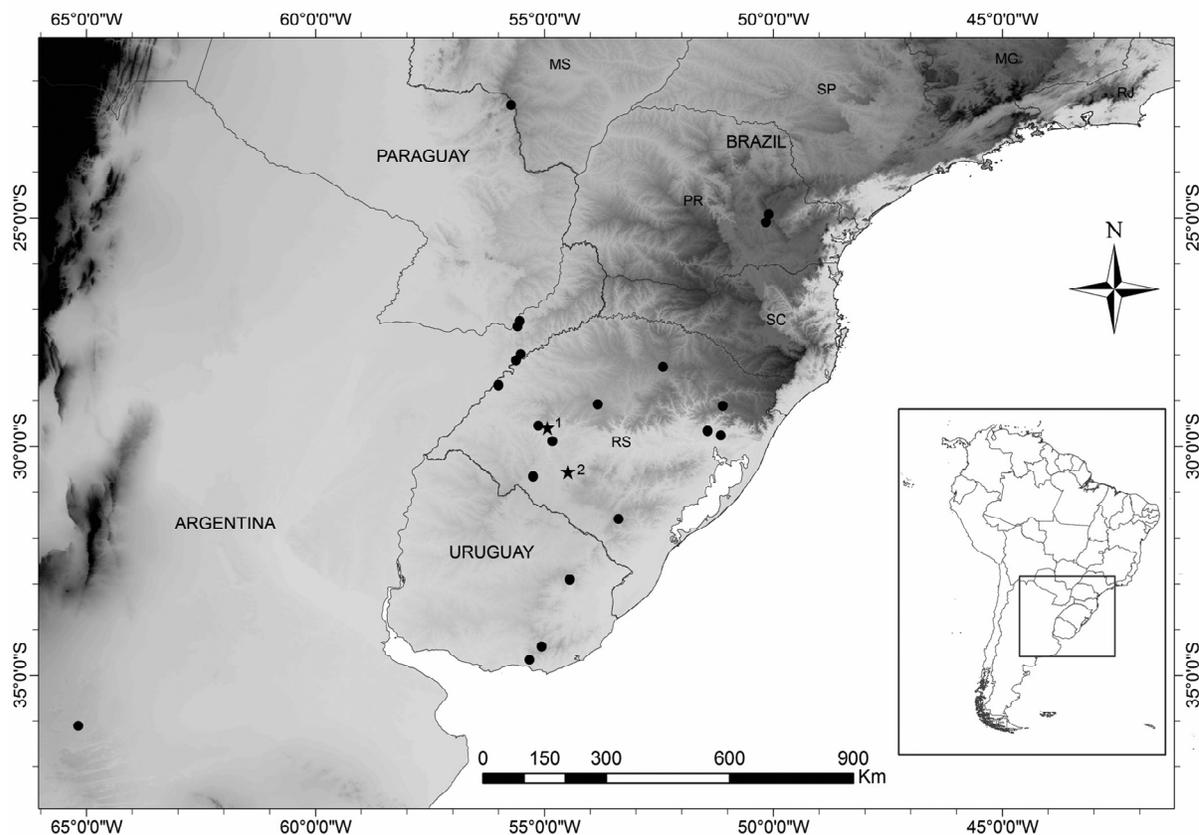


Figure 1. Map of the known distribution of *Xenodon histricus* (based on specimens deposited in collections, circles), including the new records in the São Francisco de Assis (1) and São Gabriel (2) municipalities (stars). The abbreviations MG, MS, PR, RJ, RS, SC, and SP, refer to the Brazilian states of Minas Gerais, Mato Grosso do Sul, Paraná, Rio de Janeiro, Rio Grande do Sul, Santa Catarina, and São Paulo, respectively.

The few records of *X. histricus* suggest that this species is rarely encountered along its geographic distribution. Its occurrence is likely restricted to pristine environments, since individuals were not found for at least 46 years in Rio Grande do Sul, even in areas where systematic collections have been made in the last decade. In Rio Grande do Sul, *X. histricus* is listed as vulnerable (VU), according to the red list of threatened fauna in the state, probably due to the degradation of habitat (Di-Bernardo et al. 2003). In Uruguay and Argentina, *X. histricus* is categorised as a data-deficient species (Canavero et al. 2010, Giraudo et al. 2012). On a global scale, this species is regarded as ‘least concern’ (Carreira 2010). We stress the urgency of studies on *X. histricus* and its habitats, in particular because natural grasslands are poorly represented in Brazilian conservation units (MMA 2007, Overbeck et al. 2009, Vélez et al. 2009) and currently threatened by the rapid expansion of soybean farming and forestry (*Acacia*, *Eucalyptus*,



Figure 3. Native grassland where an individual of *Xenodon histricus* was captured, municipality of São Gabriel municipality, Rio Grande do Sul state, Brazil.



Figure 2. Examples of defensive displays exhibited by *Xenodon histricus* during handling: forming a ball and dorsoventral body compression (A), hiding the head and tail display (B).

and *Pinus*) (Mma 2007, Overbeck et al. 2009, Santos & Trevisan 2009, Bond & Parr 2010, Ferreira et al. 2012, Silva 2012). Thus, we suggest studies focusing on the species geographic distribution, including niche modelling, regional inventories to localize remnant populations and identify habitat requirements to better understand its biology.

Acknowledgements

SSA and AMRB are grateful to CAPES for their Master's degree fellowships. TGS is grateful to the Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de São Paulo – FAPESP – for financial support (process 2009/54876-9). The authors also thank C. Pietczak for help with preparing the map, T. Kunz for providing locality data for *X. histricus*, as well sharing literature and comments, R. Maneyro for the information provided on Uruguayan records, and A. B. Amaral for helping with the editing of the photos. The male specimen was collected in accordance with the field and collecting permit SISBIO/IBAMA #35571-2.

References

- Achaval, F. (2001): Actualización sistemática y mapas de distribución de los reptiles del Uruguay. – Smithsonian Herpetological Information Service, **129**: 1–37.
- Achaval, F. & A. Olmos (2007): Anfibios y Reptiles del Uruguay. – 160 p. in: Serie Fauna n°1. 3ªed. – Zonilibro Industria Gráfica, Montevideo, Uruguay.
- Bond, W. J. & C. L. Parr (2010): Beyond the forest edge: Ecology, diversity and conservation of the grassy biomes. – *Biological Conservation*, **143**: 2395–2404.
- Buasso, C. M., G. C. Leynaud & F. B. Cruz (2006): Predation on snakes of Argentina: effects of coloration and ring pattern on coral and false coral snakes. – *Studies on Neotropical Fauna and Environment*, **4**: 183–188.

- Canavero, A. S. Carreira, J. A. Langone, F. Achaval, C. Borteiro, A. Camargo, I. Rosa, A. Estrades, A. Fallabrinno, F. Kolenc, M. M. López-Mendilaharsu, R. Maneyro, M. Meneghel, D. Nuñez, C. M. Prigioni & L. Ziegler (2010): Conservation status assessment of the amphibians and reptiles of Uruguay. – *Iheringia, Série Zoologia*, **100**: 5–12.
- Carreira, S. (2010): *Lystrophis hystrius*. – in: Iucn (2012): Iucn Red List of Threatened Species. Version 2013.1. – <www.iucnredlist.org>, viewed 30 August 2013.
- Cei, J. J. (1993): Reptiles del noroeste, nordeste y este de la Argentina. – Monografía del Museo Regionale di Scienze Naturali di Torino, **14**: 1–949.
- Devincenzi, G. J. (1925): Fauna herpetologica del Uruguay. – Anales del Museo de Historia Natural de Montevideo, **2**: 1–65.
- Di-Bernardo, M., M. Borges-Martins & R. B. Oliveira (2003): Répteis. – pp. 165–188 in: Fontana C, S., G. A. Bencke & R. Reis (eds.): Livro Vermelho da Fauna Ameaçada de Extinção no Rio Grande do Sul. – Edipucrs, Porto Alegre.
- Dowling, H. G. (1951): A proposed standard system of counting ventrals in snakes. – *British Journal of Herpetology*, **1**: 97–99.
- Ferreira, J., R. Pardini, J. P. Metzger, C. R. Fonseca, P. S. Pompeu, G. Sparovek & J. Louzada (2012): Towards environmentally sustainable agriculture in Brazil: challenges and opportunities for applied ecological research. – *Journal of Applied Ecology*, **49**: 535–541.
- Gans, C. (1988): Preface. – pp. 4–6 in: Gans, C. & R. B. Huey (eds.): *Biology of the Reptilia*, Vol. 16, Ecology B: Defense and Life History. – Alan R. Liss, Inc., New York, New York.
- Giraud, A. (2004): Serpientes de la Selva Paranaense y del Chaco Húmedo. – 285 p. L.O.L.A. (Literature of Latin América), Buenos Aires.
- Giraud, A. R., V. Arzamendia, G. P. Bellini, C. A. Bessa, C. C. Calamante, G. Cardozo, M. Chiaraviglio, M. B. Costanzo, E. G. Etchepare, V. Di Cola, D. O. Di Pietro, S. Kretzschmar, S. Palomas, S. J. Nenda, P. C. Rivera, M. E. Rodríguez, G. J. Scrocchi & J. D. Williams (2012): Categorización del estado de conservación de las Serpientes de la República Argentina. – *Cuadernos de Herpetología*, **26**: 303–326.
- Hasenack, H., E. Weber, I. I. Boldrini & R. Trevisan (2010): Mapa de sistemas ecológicos da ecorregião das savanas uruguaias em escala 1:500.000 ou superior e relatório técnico descrevendo insumos utilizados e metodologia de elaboração do mapa de sistemas ecológicos. – Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Centro de Ecologia.
- Hoge, A. R., C. L. Cordeiro & S. A. L. Romano. (1975): Posição taxonômica de *Lystrophis nattereri* (Steindachner) (Serpentes, Colubridae). – *Memórias do Instituto Butantan*, **39**: 37–50.
- Marques, O. A. V. (2002): Natural history of the coral snake *Micrurus decoratus* (Elapidae) from the Atlantic Forest in southeast Brazil, with comments on possible mimicry. – *Amphibia Reptilia*, **23**: 228–232.
- MMA. (2007): Áreas prioritárias para conservação, uso sustentável e repartição de benefícios da biodiversidade: Atualização-Portaria MMA nº9, de 23 de janeiro de 2007 – pp.87–95. – Ministério do Meio Ambiente, Secretaria de Biodiversidade e Florestas, Brasília/DF.
- Overback, G. E., S. C. Müller, A. Fidelis, J. Pfadenhauer, V. D. Pillar, C. C. Blanco, I. I. Boldrini, R. Both & E. D. Forneck, (2009): Os Campos Sulinos: um bioma negligenciado – pp. 26–41 in: Pillar, V. P., S. C. Müller, Z. M. S. Castilhos & A. V. A. Jacques (eds.): Campos Sulinos, conservação e uso sustentável da biodiversidade. – MMA, Brasília/DF.
- Oliveira, R. B., G. F. Pontes, M. Solé, M. Di-Bernardo & M. Borges-Martins (2004): *Lystrophis dorbignyi* (nariguda) and *Helicops infrataeniatus* (cobra-d'água). – *Herpetological Review*, **35**: 70.
- Orejas-Miranda, B. R. (1966): The snake genus *Lystrophis* in Uruguay. – *Copeia*, **2**: 193–205.
- Peters, J. A. & B. R. Orejas-Miranda. (1970): Catalogue of the Neotropical Squamata. Part I. Snakes. – *Bulletin of the United States Natural Museum*, **297**: 1–347.
- Prigioni, C., C. Borteiro & F. Kolenc (2011): Amphibia and Reptilia, Quebrada de los Cuervos, Departamento de Treinta y Tres, Uruguay. – *Check List*, **7**: 763–767.
- Santos, T. G. & R. Trevisan (2009): Eucaliptos versus bioma pampa: compreendendo as diferenças entre lavouras de arbóreas e o campo nativo. – pp. 299–332 in: Teixeira-Filho, A. (org.): Lavouras de Destruição: a (im)posição do consenso.
- Sazima, I. & A. S. Abe (1991): Habits of five Brazilian snakes with coral-snake pattern, including a summary of defensive tactics. – *Studies on Neotropical Fauna and Environment*, **26**: 159–164.
- Silva, M. D. (2012): Bioma pampa, um sistema ameaçado. – *Revista Floresta*, **42**: 215–226.
- Scrocchi, G. J. & F. B. Cruz (1993): Description of a new species of the genus *Lystrophis* Cope and a revalidation of *Lystrophis pulcher* (Jan, 1863) (Serpentes; Colubridae). – *Papéis Avulsos de Zoologia*, **38**: 171–186.
- Tozetti, A. M., R. B. Oliveira & G. M. F. Pontes (2009): Defensive repertoire of *Xenodon dorbignyi* (Serpentes, Dipsadidae). – *Biota Neotropica*, **9**: 157–163.
- Vélez, E., L. Chomenko, W. Schaffer & M. Madeira (2009): Um panorama sobre as iniciativas de conservação dos Campos Sulinos. – pp. 356–379 in: Pillar, V. P., S. C. Müller, Z. M. S. Castilhos & A. V. A. Jacques (eds.): Campos Sulinos, conservação e uso sustentável da biodiversidade. – MMA, Brasília/DF.
- Viñas, M. & E. V. Olmedo. (1988): Sobre *Lystrophis hystrius* (Jan) en la Argentina (Serpentes, Colubridae). – *Revista del Museo Argentino de Ciencia Naturales, Zoología*, **15**: 3–6.
- Zaher, H., F. G. Grazziotin, J. E. Cadle, R. W. Murphy, J. C. Moura-Leite & S. L. Bonatto (2009): Molecular phylogeny of advanced snakes (Serpentes, Caenophidia) with an emphasis on south american Xenodontines: A revised classification and description of new taxa. – *Papéis Avulsos de Zoologia*, **49**

CONCLUSÃO

- Em nosso estudo rejeitamos a hipótese nula de que o cultivo de eucalipto é capaz de manter a estrutura das comunidades de anfíbios anuros e répteis observada nos campos nativos.
- Registramos que a herpetofauna campestre respondeu negativamente à substituição dos campos nativos por cultivos arbóreos, o que foi evidenciado pela redução da diversidade de anfíbios e de répteis no cultivo.
- Através da análise de aninhamento e teste de similaridade, evidenciamos que os répteis responderam fortemente quanto à composição taxonômica e também quanto à abundância das espécies. Anfíbios não responderam ao gradiente quanto à composição taxonômica da comunidade, mas responderam fortemente quanto à abundância das espécies e sutilmente quanto à riqueza específica.
- As principais variáveis ambientais relacionadas ao padrão de segregação observado entre o campo nativo e o cultivo de eucalipto foram a porcentagem de vegetação rasteira recobrando o solo e a luminosidade. Tais variáveis são associadas à manutenção de microhábitats e requisitos fisiológicos essenciais a um grande número de espécies habitat especialistas, dependentes do campo nativo.
- Diante dos resultados obtidos no presente estudo, enfatizamos que a perda de hábitat campestre devido à expansão da silvicultura configura séria ameaça à conservação da herpetofauna do bioma Pampa. Tais efeitos poderão ser minimizados somente após a adoção de políticas públicas ambientais especificamente comprometidas com a conservação dos ecossistemas campestres, até então negligenciados.