



UFRGS

UNIVERSIDADE FEDERAL
DO RIO GRANDE DO SUL



PPGBAN

PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM BIOLOGIA ANIMAL

INSTITUTO DE BIOCÊNCIAS
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM BIOLOGIA ANIMAL

NATHALIA ROCHA MATIAS

CONSERVAÇÃO E ECOLOGIA DAS POPULAÇÕES DE *LIOLAEMUS OCCIPITALIS*
(SQUAMATA, LIOLAEMIDAE)

PORTO ALEGRE

2017

NATHALIA ROCHA MATIAS

**CONSERVAÇÃO E ECOLOGIA DAS POPULAÇÕES DE *LIOLAEMUS OCCIPITALIS*
(SQUAMATA, LIOLAEMIDAE)**

Tese de doutorado apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Biologia Animal, Instituto de Biociências da Universidade Federal do Rio Grande do Sul, como requisito parcial à obtenção do título de Doutor em Biologia Animal.

Área de Concentração: Biologia e Comportamento Animal

Orientador(a): Prof^ª Dr^ª Laura Verrastro

PORTO ALEGRE

2017

Nathalia Rocha Matias

**Conservação e ecologia das populações de *Liolaemus occipitalis*
(Squamata, Liolaemidae)**

Aprovada em ____ de _____ de _____.

BANCA EXAMINADORA

Dra. Lize Helena Cappellari

Dra. Maria João Ramos Pereira

Dr. Márcio Borges Martins

AGRADECIMENTOS

Eu tenho muito a agradecer às pessoas que tornaram essa Tese possível! O apoio logístico e sentimental de muitas pessoas foi essencial para que eu pudesse desenvolver esse estudo!

Agradeço a minha orientadora Laura Verrastro, que acreditou que eu pudesse realizar esse estudo com seus queridos “Liolaemus” ☺.

A todos da sala 127 por todo apoio intelectual, moral, sentimental e festivo que me fortaleceram de uma forma inexplicável nos vários momentos de angústia e fraqueza. Vocês se tornaram muito mais que colegas <3

A todos que me ajudaram em campo! Em especial ao Arthur Schramm por toda parceria e amizade que se transformou em amor. À Marluci Rebelato por toda parceria e amizade que só tende a crescer! À Raíssa Bressan pela ajuda com o “english”. Ao Pedro Ivo, que se disponibilizou a ajudar várias vezes, mesmo tendo que dirigir horas na Estrada do Inferno. Ao Vini Ferri e Gabriel Armiliato, pelas ajudas e pelas infindáveis conversas sobre tudo! Ao Diego Alvarez pela sua amizade e manhas no R. E à Lídia Martins por todo “gás”, ensinamentos e discussões do início do estudo.

Ao Murilo Guimarães, pelas milhões de conversas para que eu pudesse melhorar as análises do estudo. Para mim tu foste um orientador!

Ao Márcio e a Maria João pelas dicas na banca de acompanhamento.

Ao professor Heinrich Hasenack pela ajuda com os mapas.

Ao professor Paulo Brack pela ajuda na identificação das plantas.

Ao CNPq pela bolsa concedida.

SUMÁRIO

CAPÍTULO I	5
Introdução geral	6
Referências bibliográficas	12
CAPÍTULO II	19
Resumo	21
Introdução	22
Material e Métodos	24
Resultados	27
Discussão	32
Referências bibliográficas	35
CAPÍTULO III	40
Resumo	42
Introdução	42
Material e Métodos	44
Resultados	47
Discussão	51
Referências bibliográficas	53
CAPÍTULO IV.....	58
Conclusão geral	59
Anexo (Instruction to authors Iheringia Série – Zoologia)	60

Capítulo I

Introdução Geral

INTRODUÇÃO

A Planície Costeira do Rio Grande do Sul é um geossistema ambiental específico nas relações meio natural e população florifaunística. Podem-se reconhecer neste geossistema associações vegetais de campos inundáveis, campos com capões, banhados, dunas e terras recentemente emersas (VIEIRA & RANGEL 1988). Esta Planície é considerada a mais ampla planície litorânea do Brasil, cobrindo cerca de 33.000 Km², apresenta uma extensão de cerca de 620Km e até 80Km de largura (TOMAZELLI *et al.*, 2000). Essas formações constituem uma paisagem natural cada vez mais rara, apesar de serem consideradas de preservação permanente (Lei Federal nº. 4771 de 15 de setembro de 1965 e Resolução nº4 de 18 de setembro de 1985 do Conselho Nacional do Meio Ambiente). Um dos vertebrados adaptados a este tipo de ambiente é a lagartixa-das-dunas *Liolaemus occipitalis* Boulenger, 1885 que ocorre no litoral do extremo sul do Brasil, nos estados do Rio Grande do Sul e sul de Santa Catarina (VERRASTRO & BUJES, 1998; VERRASTRO & KRAUSE, 1999), e em parte da costa do Uruguai (desde Barra del Chuy até a margem esquerda do Arroio Valizas) (VERRASTRO *et al.*, 2006).

A atividade antrópica no litoral norte da planície costeira do Rio Grande do Sul começou com a chegada de jesuítas portugueses em 1605, porém o povoamento fixo demorou a acontecer devido à resistência de nativos e à dificuldade de locomoção. Os municípios atlânticos da planície costeira representavam em 1980 cerca de 5% da população total do Rio Grande do Sul, Torres apresentava uma densidade demográfica de 42,8 (hab/km²) nesta época (VIEIRA & RANGEL 1988). Hoje em dia a densidade demográfica quintuplicou, aproximadamente 215,84 (hab/km²) (IBGE, 2010). Diante dos impactos antrópicos existentes no litoral do Rio Grande do Sul podemos destacar: a remoção das dunas para loteamento urbano, depósito de lixo, pisoteamento por pessoas e animais domésticos e circulação de veículos automotores que degradam a flora e fauna nativa (TABAJARA *et al.* 2005).

As principais fontes de ameaça à conservação de répteis são a perda e degradação de habitats, a introdução de espécies invasoras, a poluição, as doenças, o uso insustentável e as mudanças climáticas globais (GIBBONS *et al.*, 2000). Atualmente muitas espécies enfrentam o problema da redução severa de suas áreas de distribuição causada pela fragmentação e, em casos mais extremos, a perda total de seus habitats, devido ao crescimento da atividade humana nas últimas décadas. O aumento progressivo da atividade antrópica leva à diminuição do tamanho dos fragmentos

naturais habitáveis e o aumento da distância entre eles (GAINES *et al.*, 1997).

Tanto a perda do habitat quanto o isolamento dos fragmentos remanescentes, podem reduzir o tamanho populacional a níveis tão baixos que a extinção local pode ser atingida (GAINES *et al.*, 1997). Dois tipos de processos tem uma grande importância no aumento do risco de extinção em pequenas populações. Primeiramente, processos não genéticos, tanto no nível demográfico quanto ambiental, podem afetar a reprodução, a mortalidade, a distribuição etária, a proporção sexual e o tamanho populacional (GOODMAN, 1987; SHAFFER, 1987). Quanto menor é o tamanho populacional, mais suscetível tornam-se as populações a processos genéticos que podem ser desencadeados em longo prazo. Tais processos como deriva genética e endocruzamento são conseqüentemente, seguidos da perda da variabilidade genética populacional ou do aumento da homozigose (SHIELDS, 1993; LACY, 1997; BRODERS *et al.*, 1999).

A fragmentação do habitat geralmente é definida como um processo de escala de paisagem que envolve a perda e a quebra do habitat (FAHRIG, 2003). FAHRIG (2003) sugere que o termo "fragmentação" seja exclusivo para quebra do habitat, independente da perda deste, pois a fragmentação do habitat tem efeitos mais fracos sobre a biodiversidade e apresenta a mesma probabilidade de ser positiva ou negativa para as espécies animais. Embora o tamanho do fragmento, o isolamento e o ambiente de borda possam ter um efeito direto sobre a abundância e diversidade de alguns animais, as variáveis ambientais e a vegetação também podem desempenhar um papel importante na estruturação de comunidades animais em fragmentos, porque muitas espécies precisam de microhabitats específicos para sobreviver e reproduzir (HOW & DELL, 2000).

Nos ambientes arenosos a vegetação exerce importante ação térmica nos solos, entre 5 e 50 cm de profundidade o aquecimento do solo é mais rápido na ausência de cobertura vegetal (VIEIRA & RANGEL, 1988). A degradação da vegetação nativa das dunas podem ocasionar flutuações de recursos essenciais para *L. occipitalis*, pois essa vegetação proporciona sítios de forrageamento, sítios de termorregulação e proteção contra predadores (VERRASTRO & BUJES, 1998).

Liolaemus occipitalis Boulenger, 1885 é uma das 283 espécies da família Liolaemidae Frost & Etheridge, 1989 pertencente à Ordem Squamata (UETZ, 2017). Este gênero está representado no Brasil por três espécies que pertencem ao clado "wiegmanni", que corresponde às popularmente conhecidas como lagartixas-das-dunas: *Liolaemus arambarensis* Verrastro, Veronese, Bujes & Dias-Filho, 2003, *Liolaemus*

lutzae Mertens, 1938 e *Liolaemus occipitalis* (BÉRNILS & COSTA, 2014). Estas três espécies encontram-se atualmente ameaçadas de extinção principalmente por perda/degradação de habitat.

L. occipitalis é considerado um pequeno lagarto da família Liolaemidae. Machos são um pouco maiores que as fêmeas, apresentam um comprimento rostro-cloacal (CRC) médio de 60,4 mm e fêmeas um CRC médio de 53,5 mm (VERRASTRO L., 2004). Esta espécie ovípara tem atividade reprodutiva sazonal que ocorre entre setembro e março (VERRASTRO & KRAUSE, 1999; VERRASTRO & RAUBER, 2013). Tem dieta onívora (VERRASTRO & ELY, 2015). É ativo durante o dia e apresenta um padrão de cor críptica, o que o torna imperceptível no ambiente (BUJES, C. S. & VERRASTRO, L. 2006; VERRASTRO, L. & BUJES, C. S. 1998). *L. occipitalis* está classificado como “Vulnerável” nas listas regional (FZB-RS, 2014), nacional (ICMBio-MMA, 2014) e global pelos critérios BI+IIbc (Extensão de ocorrência estimada inferior a 20.000 km² + Declínio contínuo da área de ocupação) (IUCN, 2017).

Os critérios de conservação para classificar as espécies ameaçadas de extinção foram propostos pela União Mundial para Conservação da Natureza (IUCN), referência mundial na elaboração das “Red Lists”. Os critérios da IUCN buscam evidências relacionadas ao tamanho, isolamento ou declínio populacional das espécies e extensão de suas áreas de distribuição. A partir desses dados, as espécies são agrupadas conforme as categorias Extinta, Extinta na natureza, Criticamente em perigo, Em perigo, Vulnerável, Quase Ameaçado e Deficiente em Dados (IUCN, 2001).

As Instruções Normativas das Espécies Ameaçadas (IN) são documentos que dão base à publicação do Livro Vermelho da Fauna Brasileira Ameaçada de Extinção. São políticas públicas para a conservação, que permitem o planejamento e a priorização de recursos e ações para a conservação de espécies e ecossistemas. Subsidiaram os processos de autorização e licenciamento (federal, estadual e municipal) das diversas atividades antrópicas, e também priorizam a criação de Unidades de Conservação (UC) e seus Planos de Manejo. Existem 80 répteis ameaçados de extinção no Brasil, *L. occipitalis* entrou para Lista Nacional das Espécies Ameaçadas de extinção através da Instrução normativa nº 003, de 26 de maio de 2003 e permanece nesta lista até hoje (ICMBio-MMA, 2014).

Diante da ameaça de extinção da lagartixa-das-dunas *L. occipitalis* e todos impactos antrópicos existentes na Planície Costeira do Rio Grande do Sul testamos nesse estudo a hipótese que a perturbação antrópica reduz a sobrevivência individual, o

tamanho corporal individual, e a abundância populacional nesta espécie. Testamos também, se a temperatura corporal individual e o comportamento são influenciados por esses impactos antrópicos.

O conhecimento sobre a sobrevivência anual de animais silvestres é fundamental em estudos ecológicos, porque só temos respostas viáveis para avaliar a conservação de espécies ameaçadas com estudos de longo prazo (MILLS & LINDBERG, 2002). A sobrevivência foi estudada em três das doze espécies do clado “wiegmannii” (VERRASTRO *et al.*, 2017): *Liolaemus arambarensis* (MARTINS *et al.*, 2017), *Liolaemus lutzae* (BELLO-SOARES, 2010; ROCHA, 1998), e *Liolaemus multimaclatus* (KACOLIRIS *et al.*, 2013). Além das duas primeiras espécies brasileiras ameaçadas de extinção, a espécie argentina *L. multimaclatus* também se encontra ameaçada na lista global pelos mesmos motivos de degradação do hábitat (IUCN, 2017).

O tamanho, comprimento-rostro-cloacal (CRC), dos lagartos pode ser afetado por diversos motivos: falta de recursos, como disponibilidade de alimentos (SUMMER *et al.*, 1999); morte prematura, porque os indivíduos podem ter um tempo de vida menor em áreas fragmentadas; dificuldade de termorregulação, porque as fêmeas que suportam maior variação térmica durante a gestação produzem a prole com indivíduos menores (SHINE & HARLOW, 1993).

Todos os animais têm uma temperatura de ponto de ajuste ou um intervalo de temperatura de ponto de ajuste regulado pelo hipotálamo. A temperatura “set-point” é o termostato que sinaliza quando um animal deve iniciar a regulação da temperatura corporal. Endotermos reagem fisiologicamente, iniciando ou reduzindo a produção de calor metabólico. Já ectotermos têm resposta comportamental, e em menor grau, fisiológica (VITT & CALDWELL, 2009).

Os lagartos, assim como muitos répteis, possuem a capacidade de regular e manter a temperatura corpórea em faixas térmicas mais ou menos constantes de atividade, a partir de fontes de calor do ambiente (ANDRADE & ABE, 2007). Para isso, os lagartos utilizam a variabilidade termal de seus habitats, assumem posições ou posturas que aumentam o ganho ou a perda de calor, e diminuem ou aumentam seu período de atividade no microhabitat, conforme as condições termais sejam favoráveis (HEATH, 1970; GRANT & DUNHAM, 1988; GRANT, 1990; VAN-SLUYS, 1992; PIANKA & VITT, 2003; BUJES & VERRASTRO, 2006; KIEFER *et al.*, 2007; ROCHA *et al.*, 2009). Entretanto, as relações térmicas entre o lagarto e o microhabitat podem variar de acordo com a espécie, o tipo de hábitat, o padrão de forrageamento ou o período do dia ou do ano, em

virtude de diferenças na importância relativa das fontes de calor disponíveis para a termorregulação (COOPER, 1994; COOPER *et al.*, 2001; MENEZES *et al.*, 2000). Para a preservação das espécies ectotérmicas nos seus habitats é de fundamental importância a manutenção da qualidade das fontes de obtenção de calor para termorregulação (áreas abertas, tocas, cobertura vegetal e tipo de vegetação).

Com o objetivo de comparar o efeito dos diferentes impactos antrópicos existentes no litoral do Rio Grande do Sul nos lagartos *Liolaemus occipitalis* escolhemos seis populações para o desenvolvimento desta Tese. Três dessas populações localizam-se em unidades de conservação (UC) e as outras três estão em áreas desprotegidas por lei. Apesar de toda a planície costeira ser considerada de preservação permanente (APP), observamos diversos impactos antrópicos nessas áreas, inclusive nas áreas estudadas dentro das UCs. Assim, criamos uma pontuação para diferenciar estas áreas e atribuir um valor aos impactos observados. A partir dessa pontuação podemos considerar que as populações que atribuímos menor valor são as que sofrem menos perturbação antrópica (Tab. 1; Fig. 1).

No primeiro capítulo, escolhemos duas populações de *L. occipitalis* para comparar as estimativas de sobrevivência e abundância, estas áreas são próximas e tem o mesmo tamanho de área disponível para os lagartos. Além disso, de acordo com as nossas observações, estas áreas representam as populações que sofrem menos (PEI) e mais (REAL) perturbação antrópica entre as populações amostradas neste estudo (Tab. 1).

Utilizamos os métodos de Captura - Marcação - Recaptura (CMR) para estimar sobrevivência anual considerando covariáveis individuais e heterogeneidade de captura (CORMACK, 1964; JOLLY, 1965; LEBRETON *et al.* 1992; SEBER, 1965). A incorporação de detecção imperfeita em estimativas de parâmetros populacionais é essencial porque reduz o erro e o viés nas estimativas de sobrevivência (WILLIAMS *et al.*, 2002, MACKENZIE *et al.*, 2006). Os métodos (CMR) que consideram populações fechadas assumem que não há nascimento ou morte ou migração durante o período da amostragem (OTIS *et al.*, 1978). Já os métodos que consideram a população aberta consideram estes parâmetros, assumem igual capturabilidade entre os indivíduos e não distinguem morte de emigração, nem recrutamento de imigração (SEBER, 1965; SEBER, 1982).

Tabela 1. Áreas amostradas e os impactos antrópicos observados nestas áreas. PEI: Parque Estadual de Itapeva; REAL: Praia Real; TAIM: Estação Ecológica do Taim; CID: Cidreira; LP: Parque Nacional da Lagoa do Peixe; BAC: Bacupari. Impactos: 10 (impacto observado com intensidade em todas as ocasiões amostrais); 5 (impacto observado algumas vezes ou estrada com pouco movimento); 3 (impacto observado uma vez ou em pequena parte da área); 2 (pouca intensidade); 0 (impacto não observado).

	PEI	TAIM	BAC	LP	CID	REAL
Presença de pessoas	2	2	5	2	2	10
Presença de animais domésticos	2	2	2	2	2	10
Lixo	0	3	3	2	5	10
Veículos automotores	0	0	2	5	5	10
Loteamento (Estrada)	0	0	5	10	10	10
TOTAL	4	7	17	21	24	50

Os métodos de marcação e recaptura (CMR) aplicados somente com o pressuposto de população fechada conseguem estimar melhor abundância (N) e variação de capturabilidade (p), este último essencial para confiarmos nas estimativas dos parâmetros (OTIS *et al.*, 1978). Já os métodos que consideram a população aberta, mais perto da realidade da maioria das amostras, acabam por apresentar uma menor precisão para estimar N (POLLOCK, 1982).

O Modelo Robusto de Pollock (1982) considera populações fechadas e abertas, com suposições apropriadas para cada um. Este modelo tem vantagens sobre outros modelos, fornecendo estimativas de parâmetros mais robustas, porque as estimativas e variâncias não são fortemente afetadas pela quebra de premissas dos modelos de população fechada ou aberta separados (POLLOCK, 1982; WILLIAMS *et al.*, 2002). Além disso, o modelo robusto estima taxas temporárias de emigração, assumindo a indisponibilidade temporária de indivíduos na área de estudo (KENDALL *et al.*, 1997). Nesse estudo, utilizamos o Modelo Robusto de Pollock para estimar os seguintes parâmetros: probabilidade de sobrevivência aparente (ϕ), probabilidade de emigração temporária (γ), probabilidade da primeira captura (p), probabilidade de recaptura (c) e abundância (N). Utilizamos o estimador "Huggins closed capture" para testar os efeitos de covariáveis individuais e temporais nos parâmetros (HUGGINS, 1989; 1991).



Figura 1. Localização das populações de *Liolaemus occipitalis*. Pontos vermelho: Áreas mostradas. Pontos branco: Limite da distribuição geográfica de *L. occipitalis*.

No segundo capítulo, escolhemos a população que sofre menos perturbação antrópica (PEI) para determinar a seleção de microhabitat de *Liolaemus occipitalis*, pois nosso objetivo é relatar as preferências de microhabitat de uma população saudável. Para analisar essas preferências usamos o Modelo de Ocupação Royle Poisson Counts, este modelo inclui a contagem real de animais para cada ocasião amostral. Assim, a proporção de área ocupada é influenciada pela heterogeneidade na probabilidade de detecção que é resultado da variação na abundância do organismo em estudo, assim neste modelo podemos explorar um modelo com probabilidade de detecção heterogênea (ROYLE & NICHOLS, 2003). Determinamos neste modelo que a presença ou ausência do lagarto numa determinada área amostrada poderia ser influenciada pela porcentagem de cobertura vegetal e/ou altura da vegetação.

Para verificar se existiam diferenças de tamanho corporal individual, temperatura corporal individual, e comportamento nas populações de *L. occipitalis* utilizamos análises de variância *Kruskall-Wallis*, após teste de normalidade amostral.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ANDRADE, D. V.; ABE, A. S. (2007). Herpetologia no Brasil II. Nascimento L. B.; Oliveira L. B. (eds.). **Fisiologia de répteis**. Belo Horizonte: Sociedade Brasileira de Herpetologia, 2007, 354p.

BELLO-SOARES, A. H. (2010). **Demografia e conservação de *Liolaemus lutzae* (Squamata: Tropiduridae) Mertens, 1938**. Brasília: Universidade de Brasília.

BÉRNILS, R. S.; COSTA, H. C. (org.) (2014). **Répteis brasileiros: Lista de espécies**. Versão 2012.2. Disponível em <http://www.sbherpetologia.org.br/>. Sociedade Brasileira de Herpetologia. Acesso *on line* em novembro de 2017.

BRODERS, H. G.; MAHONEY, S. P.; MONTEVECCHI, W. A.; DAVIDXON, W. S. (1999). Population genetic structure and the effect of founder events on the genetic variability of moose, *Alces alces*, in Canada. **Molecular Ecology** **8**: 1309-1315.

BUJES, C. S.; VERRASTRO, L. (2006). Thermal Biology of *Liolaemus occipitalis* (Squamata, Tropiduridae) in the coastal sand dunes of Rio Grande do Sul, Brazil. **Brazilian Journal of Biology** **66**: 945-954.

COOPER JR., W. E. (1994). **Prey chemical discrimination, Foraging mode and Phylogeny**. 95-116p. In: Vitt, L.J. & Pianka, E.R. (ed). 1994. Lizard Ecology – Historical and experimental perspectives. Princeton University Press. 403p.

COOPER JR., W. E; VITT, L. J; CALDWELL, J.; FOX, S. F. (2001). Foraging modes of some American lizards: Relationships among measurements variables and discreteness of modes. **Herpetologica** **57**: 65-76.

CORMACK, R. M. (1964). Estimates of survival from the sighting of marked animals. **Biometrika** **51**: 429-438.

FAHRIG, 2003. Effects of habitat fragmentation on biodiversity. **Annual Review of Ecology, Evolution and Systematics** **34**: 487–515.

FZB-RS (Fundação Zoobotânica do Rio Grande do Sul) (2014). **Táxons da fauna silvestre do Rio Grande do Sul ameaçados de extinção no estado**. Disponível em: http://www.fzb.rs.gov.br/upload/2014090911580809_09_2014_especies_ameacadas.pdf Acesso *on line* em novembro de 2017.

GAINES, M. S.; DIFFENDORFER, J. E.; TAMARIN, R. H.; WHITTAM, T. S. (1997). The effects of habitat fragmentation on the genetic structure of small mammal populations. **Journal of Heredity** **88**: 294-304.

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. (2000). The global decline of reptiles, déjà vu amphibians. **BioScience**. **50**: 653-666.

GOODMAN, D. 1987. **The Demography of Chance Extinction**. In: SOLÉ, M.E. (Ed.). Viable Populations for Conservation. Cambridge: University Press, p. 11-34.

GRANT, B. W.; DUNHAM, A. E. (1988). Thermally imposed time constraints on the activity of the desert lizard *Sceloporus merriami*. **Ecology** **69**: 167-176.

GRANT, B. W. (1990). Trade-offs in activity time and physiological performance for thermoregulating desert lizards, *Sceloporus merriami*. **Ecology** **71**: 2323-2333.

HEATH, J. E. (1970). Behavioral regulation of body temperature in poikilotherms. **Physiologist**. **13**: 399-410.

HOW, R. A.; DELL, J. (2000) Ground vertebrate fauna of Perth's vegetation remnants: impact of 170 years of urbanization. **Pacific Conservation Biology** **6**: 198–217.

HUGGINS, R. M. (1989). On the statistical analysis of capture-recapture experiments. **Biometrika** **76**: 133-140.

HUGGINS, R. M. (1991). Some practical aspects of a conditional likelihood approach to capture experiments. **Biometrika** **47**: 725-732.

IBGE (Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística) (2010). **Censo Demográfico 2010**. Acesso *on line* em abril de 2017: <http://cod.ibge.gov.br/Q7S>. Acesso *on line* em novembro de 2017: <www.iucnredlist.org>

ICMBIO-MMA (Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade do Ministério do Meio Ambiente do Brasil). (2014). **Portaria nº 444/2014 Fauna Ameaçada**. Disponível em: <http://www.mma.gov.br/biodiversidade/especies-ameacadas-de-extincao/fauna-ameacada>. Acesso *on line* em novembro de 2017.

IUCN (União Internacional para Conservação da Natureza) (2001). **IUCN Red List Categories: version 3.1**. Prepared by the IUCN Species Survival Commission. IUCN, Gland, Switzerland and Cambridge, UK.

IUCN (União Internacional para Conservação da Natureza) (2017). **The IUCN Red List of Threatened Species**. Version 2017-2. Acesso *on line* em novembro de 2017: <www.iucnredlist.org>

JOLLY, G. M. (1965). Explicit estimates from capture-recapture data with both death and immigration-stochastic model. **Biometrika** **52**: 225-247.

KACOLIRIS, F. P.; BERKUNSKY, I.; VELASCO, M. A. (2013). Sex and size affect annual survival in a threatened sand lizard. **Herpetological Journal** **23**: 59-62.

KENDALL, W.L.; NICHOLS, J.D. & HINES, J.E. (1997). Estimating temporary emigration using capture–recapture data with Pollock’s robust design. **Ecology** **78**: 563–578.

LACY, R. C. 1997. Importance of genetic variation to the viability of mammalian population. **Journal of Mammalogy** **78**:320-335.

LEBRETON, J.; BURNHAM, K. P.; CLOBERT, J.; ANDERSON, D. R. (1992). Modeling survival and testing biological hypotheses using marked animals: a unified approach with case studies. **Ecological Monographs** **62(1)**: 67-118.

MARTINS, L. F; GUIMARÃES, M.; VERRASTRO, L. (2017). Population Estimates for the Sand Lizard, *Liolaemus arambarensis*: Contributions to the Conservation of an Endemic Species of Southern Brazil. **Herpetologica**, **73(1)**:55-62.

MACKENZIE, D. I.; NICHOLS, J. D.; ROYLE, J. A.; POLLOCK, K. H.; BAILEY, L. L.; HINES, J. E. (2006). **Occupancy Estimation and Modelling: Inferring Patterns and Dynamics of Species Occurrence**. Elsevier, USA.

MENEZES, V. A; ROCHA, C. F. D; DUTRA, G. F. 2000. Termorregulação no lagarto partenogênico *Cnemidophorus natio* (Teiidae) em uma área de restinga do Nordeste do Brasil. **Revista de Etologia 2 (2)**: 103–109.

MILLS, S. L.; LINDBERG, M. S. (2002). **Sensitivity analysis to evaluate the consequences of conservation actions**. *In*: Population Viability Analysis, 338–366. BEISSINGER, S.R.& MCCULLOUGH, D.R. (eds.). Chicago & London: The University Chicago Press.

OTIS, D.L.; BURNHAM, K.P.; WHITE, G.C.; ANDERSON, D.R. (1978). Statistical inference from capture data on closed animal populations. **Wildlife Monographs 62**: 1-135.

PIANKA, E. R.; VITT, L. J. (2003). **Lizards: Windows to the Evolution of Diversity**. Univ. of California Press: Berkeley.

POLLOCK, K. H. (1982). A capture–recapture design robust to unequal probability of capture. **Journal of Wildlife Management 46**: 752-757.

ROCHA, C.F.D. (1998). Population dynamics of the endemic tropidurid lizard *Liolaemus lutzae* in a tropical seasonal restinga habitat. **Ciência e Cultura 50**: 446–451.

ROCHA, C. F. D; VAN-SLUYS, M; VRCIBRADIC, D; KIEFER, M. C; MENEZES, V. A; SIQUEIRA C. C. (2009). Comportamento de termorregulação de lagartos brasileiros. **Oecologia Brasileira 13(1)**: 115- 131.

ROYLE, J. A.; NICHOLS, J. D. (2003). Estimating abundance from repeated presence-absence data or point counts. **Ecology 84(3)**: 777-790.

SEBER, G. A. F. (1965). A note on the multiple recapture census. **Biometrika 52**: 249-259.

SEBER, G. A. F. (1982). **The estimation of animal abundance and related parameters**. Second edition. Macmillan, New York, New York, USA.

SHAFFER, M. L. (1987). **Minimum viable populations: coping with uncertainty**. In: Soulé, M.E. (Ed.) *Viable populations for conservation*. Cambridge: Cambridge University Press p.69-86.

SHIELDS, W. M. (1993). **The Natural and Unnatural History of Inbreeding and Outbreeding**. In: Thornhill, N.W. (Ed.) *The Natural History of Inbreeding and Outbreeding: Theoretical and Empirical Perspectives*. p.575.

SHINE, R.; HARLOW, P. (1993). Maternal thermoregulation influences offspring viability in a viviparous lizard. **Oecologia 96**: 122-127.

SUMNER, J.; MORITZ, C.; SHINE, R. (1999). Shrinking forest shrinks skink: morphological change in response to rainforest fragmentation in the prickly forest skink (*Gnypetoscincus queenslandiae*). **Biological Conservation 91**: 159-167.

TABAJARA, L. L.; GRUBER, N. L. S.; DILLENBURG, S. R.; AQUINO, R. (2005). Vulnerabilidade e Classificação das Dunas da Praia de Capão da Canoa, Litoral Norte do Rio Grande do Sul. **Gravel 3**: 71-84.

TOMAZELLI, L. J; DILLENBURG, S. R; VILLWOCK, J. A. (2000). Late Quaternary geological history of Rio Grande do Sul Coastal Plain, southern Brazil. **Revista Brasileira de Geociências 30(3)**: 474-476.

UETZ, P.; HOSEK, P. (2017). **The Reptile Database**. Acesso *on line* em novembro de 2017: <http://www.reptile-database.org>

VAN-SLUYS, M. (1992). Aspectos da ecologia do lagarto *Tropidurus itambere* (Tropiduridae), em uma área do sudeste do Brasil. **Revista Brasileira de Biologia 52(1)**: 181-185.

VERRASTRO, L. (2004). Sexual dimorphism in *Liolaemus occipitalis* (Iguania, Tropicuridae). **Iheringia, Série Zoologia 94(1):** 45-48.

VERRASTRO, L.; BUJES, C. S. (1998). Ritmo de atividade de *Liolaemus occipitalis* Boulenger (Sauria, Tropicuridae) na praia de Quintão, RS, Brasil. **Revista Brasileira de Zoologia 15(4):** 913- 920.

VERRASTRO, L.; ELY, I. (2015). Diet of the lizard *Liolaemus occipitalis* in the coastal sand dunes of southern Brazil (Squamata-Liolaemidae). **Brazilian Journal of Biology 75(2):** 289-299.

VERRASTRO, L.; KRAUSE, L. (1999). Ciclo reprodutor de machos em *Liolaemus occipitalis* Boulenger, 1885. (Sauria-Tropicuridae). **Revista Brasileira de Zoologia 16 (1):** 227-231.

VERRASTRO, L.; MANEYRO, R.; SILVA, C. M.; FARIAS, I. (2017). A new species of lizard of the *L. wiegmannii* group (Iguania: Liolaemidae) from the Uruguayan Savanna. **Zootaxa 4294:** 4

VERRASTRO, L.; RAUBER, R. (2013). Reproducción de las hembras de *Liolaemus occipitalis* Boulenger, 1885, (Iguania, Liolaemidae) en la región sur de Brasil. **Boletín de la Sociedad Zoológica de Uruguay 22:** 84–98.

VERRASTRO, L.; SCHOSSLER, M.; SILVA, C. M. (2006). *Liolaemus occipitalis*. **Herpetological Review 37:** 495.

VIEIRA, E. F.; RANGEL, S. S. (1988). **Planície Costeira do Rio Grande do Sul - Geografia física, vegetação e dinâmica sócio-demográfica.** 1ªed. 256p.

VITT, L. J.; CALDWELL, J. P. (2009). **Herpetology, An Introductory Biology of Amphibians and Reptiles.** 3ª ed. Academic Press.

WILLIAMS, B.K.; NICHOLS, J.D.; CONROY M.J. (2002). **Analysis and Management of Animal Populations.** Elsevier, USA.

Capítulo II

Efeito da perturbação antrópica na sobrevivência da lagartixa-das-dunas *Liolaemus occipitalis* (Iguania: Liolaemidae)

(Formatado para o periódico Iheringia – Série Zoologia)

Nomes dos autores: NATHALIA ROCHA MATIAS^{1,2}, MURILO GUIMARÃES¹ & LAURA VERRASTRO¹

Endereço:

1 Programa de Pós-graduação em Biologia Animal e Laboratório de Herpetologia, Departamento de Zoologia, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Av. Bento Gonçalves, 9500, Campus do Vale, prédio 43435, sala 105, 91501-970, Porto Alegre, RS, Brasil.

2 Autor para correspondência: nathirmatias@gmail.com

Effects of anthropogenic disturbance in the survival of the sand lizard, *Liolaemus occipitalis* (Squamata: Liolaemidae)

(Publicado na Iheringia - Série Zoologia, volume 112/2022 -
<https://doi.org/10.1590/1678-4766e2022014>)

Effects of anthropogenic disturbance in the survival of the sand lizard, *Liolaemus occipitalis* (Squamata: Liolaemidae)

ABSTRACT. Habitat fragmentation is one of the sources of the global threat to wildlife populations. During the last four decades, urban development in Brazil's southern coastline has seen considerable growth, fragmenting the habitat of the sand lizard *Liolaemus occipitalis* Boulenger, 1885, thus threatening it with extinction. In order to assess the influence of urban development on this species, we used tagging and recapture data to study two populations in Brazil's southern coastline, one in a conserved area rarely subjected to disturbance and the other in an area undergoing different kinds of anthropogenic disturbance. We explored the consequences of this change in the natural landscape by comparing estimates of survival and abundance with Robust Design Model, and the body condition of individuals in both populations with analysis of covariance and variance. Survival of individuals were lower in the disturbed population than in the conserved population. The abundance of this lizard species was similar between populations. The body condition of females was higher in the disturbed area than in the conserved area, while males were similar among populations, but longer (SVL). This study shows how anthropic impacts can affect a population of lizards and the importance of maintaining protected areas and their interconnection to preserve *Liolaemus occipitalis*.

KEYWORDS. Sand dune, anthropogenic impact, body condition, demography.

RESUMO. Efeitos do distúrbio antropogênico na sobrevivência do lagarto da areia, *Liolaemus occipitalis* (Squamata: Liolaemidae). A fragmentação do habitat é uma das fontes de ameaça global às populações de vida selvagem. Durante as últimas quatro décadas, o desenvolvimento urbano do litoral sul do Brasil teve um crescimento considerável, fragmentando o habitat da lagartixa-da-praia lagarto-da-areia *Liolaemus occipitalis* Boulenger, 1885, ameaçando-o de extinção. Para avaliar a influência do desenvolvimento urbano sobre esta espécie, usamos dados de marcação e recaptura para estudar duas populações, uma em uma área conservada raramente sujeita a perturbações, e a outra em uma área submetida a diferentes tipos de perturbações antrópicas. Exploramos as consequências dessa mudança na paisagem natural comparando estimativas de sobrevivência e abundância com Modelo Robusto de

Pollock, e condição corporal dos indivíduos com análises de covariância e variância, em ambas as populações situadas no litoral sul do Brasil. A abundância da espécie foi semelhante nas duas áreas, mas a sobrevivência foi menor na área perturbada. A condição corporal das fêmeas foi maior na área perturbada, enquanto que o CRC dos machos foi maior na área conservada. Este estudo mostra como impactos antrópicos podem afetar uma população de lagartos e a importância da manutenção de áreas protegidas e sua interconexão para a preservação de *Liolaemus occipitalis*.

PALAVRAS-CHAVE. Dunas, impacto antrópico, condição corporal, demografia.

All main sources of threat to reptiles are linked to humankind, including habitat loss and degradation, pollution, global climate change (GIBBONS *et al.* 2000). Many species face severe shrinkage of their distribution areas or total loss of their habitats due to increased human activity. This progressive increase of anthropogenic activities diminishes the size of suitable natural fragments, reducing the connectivity between habitat patches (GAINES *et al.*, 1997).

Habitat fragmentation is usually defined as a landscape-scale process involving habitat loss and breakage (FAHRIG, 2003). FAHRIG (2003) suggests that the term “fragmentation” should be used exclusively to refer to habitat breakage regardless of its loss since habitat fragmentation produces weaker effects on biodiversity. Although fragment size, isolation, and distance to the edge may have direct effects on the abundance and species diversity, environmental variables and vegetation can also shape animal communities in fragments because of restrictions species present to survive and reproduce (HOW & DELL, 2000).

Despite being a protected area under federal law since 1965, the restinga vegetation of the coastal plain of southern Brazil has undergone severe fragmentation due to urban development. In the decade of 1980, the human population living in the cities of the coastal plain represented about 5% of the total population of the state of Rio Grande do Sul (VIEIRA & RANGEL, 1988). Within 30 years, demographic density in the region increased fivefold (INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA, 2010), degrading the native fauna and flora due to sand dune removal for urban development purposes, waste disposal, human and pet trampling, and motor vehicle traffic (TABAJARA *et al.*, 2005).

In Brazil, the coastal plain reaches its maximum coverage in the Rio Grande do Sul state, spreading over 33,000 km², with a 620 km length and up to 80 km width

(TOMAZELLI *et al.*, 2000). This ecosystem shows plant assemblages typical of flooded areas, including *capões*, natural puddles, and dunes, which play an important thermal function in the soils (VIEIRA & RANGEL, 1988). Among the native fauna, the small sand lizard, *Liolaemus occipitalis* Boulenger, 1885 occurs in the southern Brazilian coastline, from the south of Santa Catarina to Rio Grande do Sul states (VERRASTRO & BUJES, 1998; VERRASTRO & KRAUSE, 1999), and in part of the Uruguayan coast (from Barra del Chuy to the left bank of the Arroio Valizas) (VERRASTRO *et al.*, 2006). *Liolaemus occipitalis* is classified as “Vulnerable” to extinction in regional (ESTADO DO RIO GRANDE DO SUL, 2014), national (INSTITUTO CHICO MENDES DE CONSERVAÇÃO DA BIODIVERSIDADE, 2018), and global lists according to the B1+2bc criteria (extent of estimated occurrence lower than 20,000 km² + continuous decline of inhabited area) (DI BERNARDO *et al.*, 2000).

Vertebrate population size is one of the main parameters used to determine the risk of extinction since it is related to genetic variability (BRODERS *et al.*, 1999; REED *et al.*, 2003). The less isolated and larger a population is, the greater its genetic diversity (MADSEN *et al.*, 2000). Loss of genetic variability may cause changes in species’ vital rates such as growth and reproduction, reducing their adaptive ability to cope with stressful environments (HEDRICK *et al.*, 1996). In addition, isolated populations are more likely to suffer declines due to stochastic extinction events combined with the incapability of recolonizing distant habitat patches (PICKETT *et al.*, 2013).

Sand lizards are considered residents and have relatively small home ranges (ROCHA, 1999; KACOLIRIS *et al.*, 2009). This resident behavior makes them even more susceptible to anthropic disturbances in their characteristic habitat. The degradation of the coastal dunes’ native vegetation decreases the refuges available to the lizards, increasing the risk of predation. Thus, the lizards’ behavioral strategy may present changes, such as increasing their movement speed, leading to the deterioration of body condition (mass and SVL) due to a higher energetic cost (AMO *et al.*, 2007).

Liolaemus occipitalis has an omnivorous diet (VERRASTRO & ELY, 2015) and a diurnal habit strongly associated with sand dune native vegetation (VERRASTRO & BUJES, 1998; BUJES & VERRASTRO, 2006). The degradation of this vegetation due to anthropic disturbances may cause fluctuation of resources that are essential to *L. occipitalis*, such as foraging sites, thermoregulation sites, and sites of protection against predators (VERRASTRO & BUJES, 1998). Considering the fragmentation process occurring in the last 30 years in the coastal Plain of southern Brazil, the anthropic

impacts in the natural habitat of this species can drastically affect its populations, being extremely important to know and quantify these populations in order to develop conservation strategies.

Therefore, our main goal is to assess the influence of urban development on the individual body condition and population demography of the sand lizard, *L. occipitalis*. We tested the hypothesis that anthropogenic disturbance negatively affects the populations, and we predict that individuals from a disturbed area would present reduced survival rates and body condition. Consequently, population abundance should be smaller in disturbed areas than in preserved ones.

MATERIAL AND METHODS

Study area. We selected two geographically isolated areas, 8.4 km apart, located in the Torres municipality in the northern limit of the Rio Grande do Sul coastal plain, Brazil. The first area is a conserved habitat inside the State Park of Itapeva (hereafter PEI, 29°22'5.55"S, 49°45'10.68"W), an area protected by law since 2002 (SECRETARIA ESTADUAL DO MEIO AMBIENTE, 2017), and characterized by low anthropogenic disturbance (rare human and domesticated animal presence). The second area is Real beach (hereafter Real, 29°26'9.84"S, 49°47'58.68"W), a beach surrounded by high anthropogenic disturbance (i.e., with the presence of humans, pets, waste disposal, and motor vehicles) (Fig. 1).

We chose both Real and PEI areas following two criteria. First, their proximity, thus assuring they are under the same climate regime, latitude, and environmental conditions. Second, both areas are similar in size: Real (disturbed area) present 2.53 ha, and PEI (conserved area) present 2.60 ha. Real is limited in the east by the sea, north by a spillway, and in the west and south by an urban allotment with public pathways. The PEI area is limited in the east by dense vegetation cover and north, west, and south by high, naked, mobile dunes. Thus, both areas are naturally limited, and anthropogenic disturbance was the main difference between them.

Data collection. We conducted six field surveys in the PEI population and five in the Real population between January 2015 and December 2016, during the breeding season of *Liolaemus occipitalis*, in austral spring and summer (VERRASTRO & KRAUSE, 1999; VERRASTRO & RAUBER, 2013). In 2015 we performed the sampling in January, February, and November. In 2016, it occurred in February, November, and December in both populations. Only the fifth sampling occasion (November 2016) cannot be held in

the disturbed area (Real). Each field survey lasted from two to four days, totaling 15 sampling occasions in PEI and 13 sampling occasions in Real. In each sampling occasion, we measured the air temperature using a K-Type thermometer ($0.1\%+1^{\circ}\text{C}$) and wind speed using a portable weather station (Portable Digital Termo-Higro-Anemometer-Luxímeter) at the beginning, the middle, and the end of sampling to obtain daily averages of these variables.

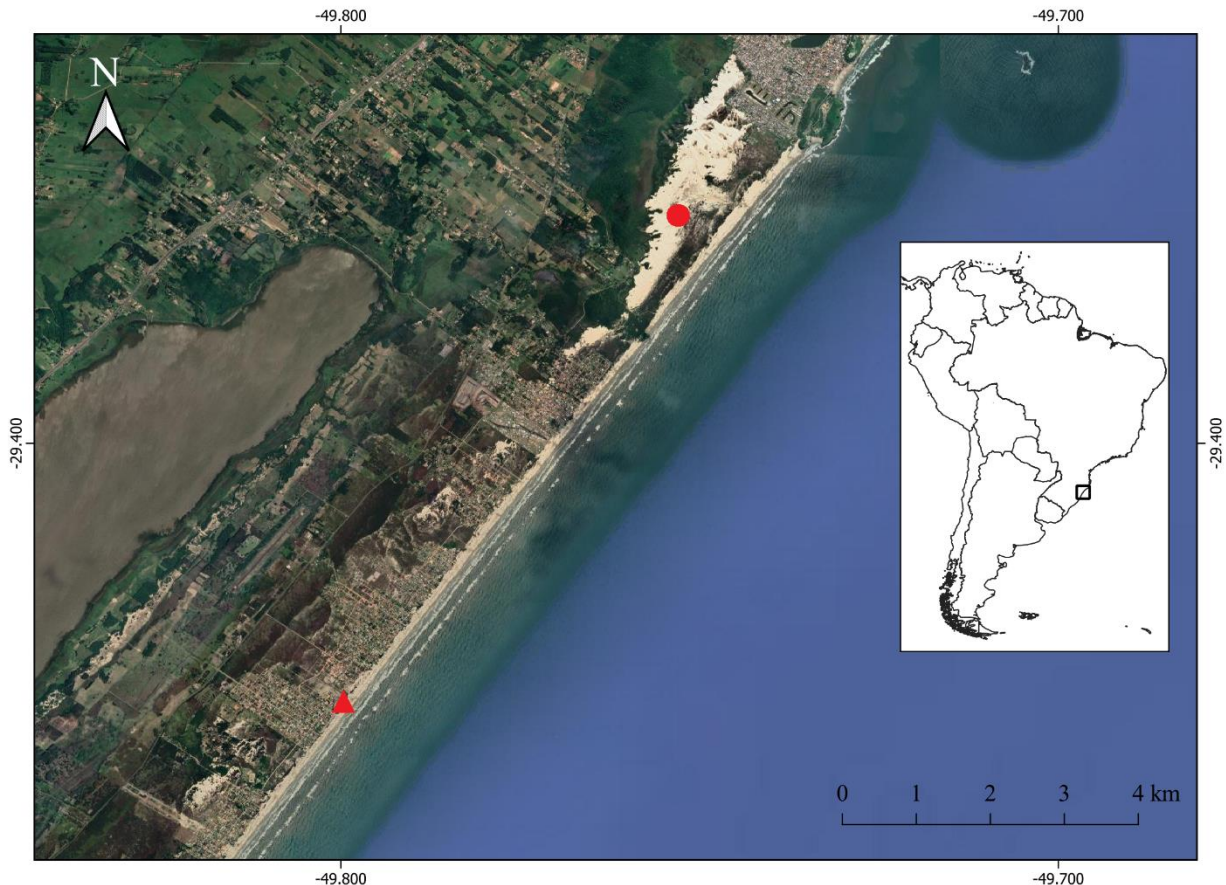


Fig. 1. Location map of sampling areas for the two populations of *Liolaemus occipitalis* Boulenger, 1885 in the study. Triangle: Real beach; Circle: State Park of Itapeva (PEI).

Two observers randomly searched for lizards in both areas, from 3 to 7 hours per sampling occasion, between 8h and 18h, the period of *Liolaemus occipitalis* activity (VERRASTRO & BUJES, 1998). Lizards were visually located, captured by hand, and marked using toe clipping by removing the distal one-third of the toe (WOODBURY, 1956) (SISBIO Animal Welfare Permit 43002). Besides being low-cost, this method usually entails lower individual stress levels than other known marking techniques (BÓRGES-LANDÁEZ & SHINE, 2003; PAULISEN & MEYER, 2008; EKNER *et al.*, 2011).

After marking, we measured snout-vent length (SVL) and mass using analogical caliper (0.01 mm) and a dynamometer (0.1g), respectively.

The captured individuals were grouped according to age (adult or juvenile) and gender. Males with $SVL > 50\text{mm}$ and females with $SVL > 45\text{mm}$ were considered adults (VERRASTRO & KRAUSE, 1994, 1999; VERRASTRO & RAUBER, 2013). Gender was determined according to the presence of cloacal pores in males, a sexually dimorphic trait (VERRASTRO, 2004).

Data analysis. We used mark-recapture models (LEBRETON *et al.*, 1992; WILLIAMS *et al.*, 2002) to estimate demographic parameters for both populations. Mark-recapture models dissociate ecological processes from observational processes, which are subject to sampling errors, by estimating the probability of recapture of individuals (WILLIAMS *et al.*, 2002, MACKENZIE *et al.*, 2006). In this study, we used Pollock's Robust Design Model, which considers sampling periods when populations are closed, with no input or output of individuals (secondary occasions), and periods when populations are open (primary occasions), i.e., when populations increase and decrease. Pollock's Design provides more robust estimates because estimates and variances are not strongly affected, like when premises of separate closed or open population models are not properly followed (POLLOCK, 1982; WILLIAMS *et al.*, 2002).

We estimated the following parameters: apparent survival probability (ϕ), temporary emigration probability (γ), capture probability (p), recapture probability (c), and abundance (N). To check if there was a difference between the input and output of individuals in the populations, we have constructed markovian temporary emigration probability models (γ), in which we measured the probability of an individual leaving the area of study in time $t+1$ (γ''), the probability of an individual remaining outside the same area (γ'), and a random emigration probability ($\gamma'' = \gamma'$). To include the effect of a modification in the disturbed area (Real) caused by an invasion of the spillway, which destroyed much of the area available for the lizards, we included a binary variable (0/1) (SG) designating the period before and after the event.

Between sampling periods (5-6 field expeditions), populations are geographically and demographically open, and the model provides estimates of apparent survival probability and temporary emigration probability; these periods are called primary sampling occasions. Within the sampling periods (2-4 days), populations are closed, thus assuming no birth/immigration or death/emigration, and the model provides estimates of capture probability, recapture, and abundance (POLLOCK, 1982); these

periods are called secondary sampling occasions. We adjusted parameter estimation for uneven time intervals.

We included group effect (adult males, adult females, and juveniles of both sexes) as a predictor of survival due to possible variability among groups. In addition, we included the effects of air temperature (T_a), wind speed (V), and effort, measured in hours (H), on the probability of capture (p) and recapture (c). We used Huggins' closed capture estimator to test the effects of individual and temporal covariates on the parameters (HUGGINS, 1989, 1991). All three variables were included as additive effects. Models were ranked using Akaike Information Criterion (AICc), and the model with the lowest AICc value was used to report the effects of the predictors on the parameters. We assumed models with delta AIC < 2 as models with strong support (BURNHAM & ANDERSON, 2002).

Since Pollock's Robust Design does not include a goodness-of-fit test, we used the "median \hat{c} test" and the Program RELEASE in an open population approach (CJS model) to test for overdispersion in our models (COOCH & WHITE, 2015). All analyses were carried out using the MARK software, Version 8.1 (WHITE & BURNHAM, 1999).

We used body condition, calculated as the ratio between mass and SVL, to measure health status, since it is related to environmental fluctuations (FORSMAN & LINDELL, 1996; HOARE *et al.*, 2006). To assess the effects of anthropogenic disturbance on the lizards' body condition, we performed analysis of covariance (ANCOVA) comparing individual body condition between populations, using mass as the response variable and SVL as a covariate. In addition, we tested individual SVL between populations, with analysis of variance (ANOVA), to find if there was any effect on individual size alone. We conducted separate tests for males and females since males are larger than females. Also, a separated test can indicate if the genders are differently impacted by the anthropic disturbance. Statistical analyses were conducted using the Past3 software, Version 3.20.

RESULTS

We captured 133 lizards throughout the study, with similar numbers of individuals marked in Real ($n = 65$) and PEI ($n = 68$) populations. Almost half of the captures were recaptures (48.5%) in PEI, while in Real only 17.7% of captures were recaptures.

Annual apparent survival probability differed between populations. The estimates did not show differences between adults and juveniles in Real ($\phi = 0.70 \pm 0.17$) (Tab. I), while in PEI, survival was higher for adults (Males = 0.98 ± 0.40 ; Females = 0.94 ± 0.50 ; Juveniles = 0.71 ± 0.80) (Tab. II). Only the data from Real showed overdispersion (2.54), and we adjusted the models accordingly. The three best-ranked models for the Real population slightly differed ($\Delta AIC_c < 0.48$) (Tab. I). Thus, we model-averaged the estimates to interpret the results (BURNHAM & ANDERSON, 2002) (Tab. I).

During the last field expedition to the disturbed area (Real), we observed a change caused by an outflow of water from the spillway, which limited the area in the north, drastically reducing the area available for the lizards. We tested the effect of this change in apparent survival by including a binary predictor (SG) in the model, which was the fifth best-ranked model ($\Delta AIC_c = 2.11$) (Tab. I). We estimated the lowest survival probability of the whole study ($\phi = 0.9 \pm 0.85$) on that sampling occasion.

Temporary emigration probability. The best-ranked models for Real included random emigration, although with low precision estimates ($\gamma = 0.28 \pm 0.99$, CI = 0 to 0.99) (Tab. I). There was a difference in emigration probabilities in PEI: the probability of an individual leaving the area of the study in time $t+1$ was 32% ($\gamma'' = 0.32 \pm 0.13$, CI = 0.12 to 0.61) ($\beta\gamma'' = -0.73$, CI = -1.9 to 0.05), while the probability of an individual remaining outside the same area was 100% ($\gamma' = 1.00 \pm 0.17E-004$, CI = 0.99 to 100) ($\beta\gamma' = 18.37$, CI = -4643.3 to 4680.03) (Tab. II).

Tab. I. Models adjusted for the population of *Liolaemus occipitalis* Boulenger, 1885 in Real beach. QAICc = Akaike Information Criterion adjusted by overdispersion; Δ QAICc = difference between the first model and the competing models; QAICc weight = weight of the model; K = number of parameters; Deviance = difference between the overall model and the saturated model; SG = spillway effect; Abiotic variables (Ta = air temperature in °C; V = wind speed in km/h; H = number of sampling hours per day).

Model	QAICc	Δ AICc	QAICc weight	k	Deviance
$\phi(\cdot) \gamma'' = \gamma' p (V) c (V)$	95.38	0.00	0.29	5	32.59
$\phi(\cdot) \gamma'' = \gamma' p (H) c (H)$	95.58	0.20	0.26	5	32.79
$\phi(\cdot) \gamma'' = \gamma' p (Ta) c (Ta)$	95.85	0.47	0.23	5	33.06
$\phi(\cdot) \gamma'' = \gamma' p (V+H) c (V+H)$	97.30	1.92	0.11	6	32.17
$\phi(SG) \gamma'' = \gamma' p (V) c (V)$	97.50	2.11	0.10	6	32.37

Tab. II. Results of the models of the population of *Liolaemus occipitalis* Boulenger, 1885 in the State Park of Itapeva (PEI), Rio Grande do Sul, Brazil. AICc = Akaike Information Criterion; Δ AICc = difference between the first model and the competing models; AICc weight = weight of the model; K = number of parameters; Deviance = difference between the overall model and the saturated model; G = group (adult males, adult females and juveniles); t = time; Abiotic variables (Ta = air temperature in °C; V = wind speed in km/h; H = number of sampling hours per day).

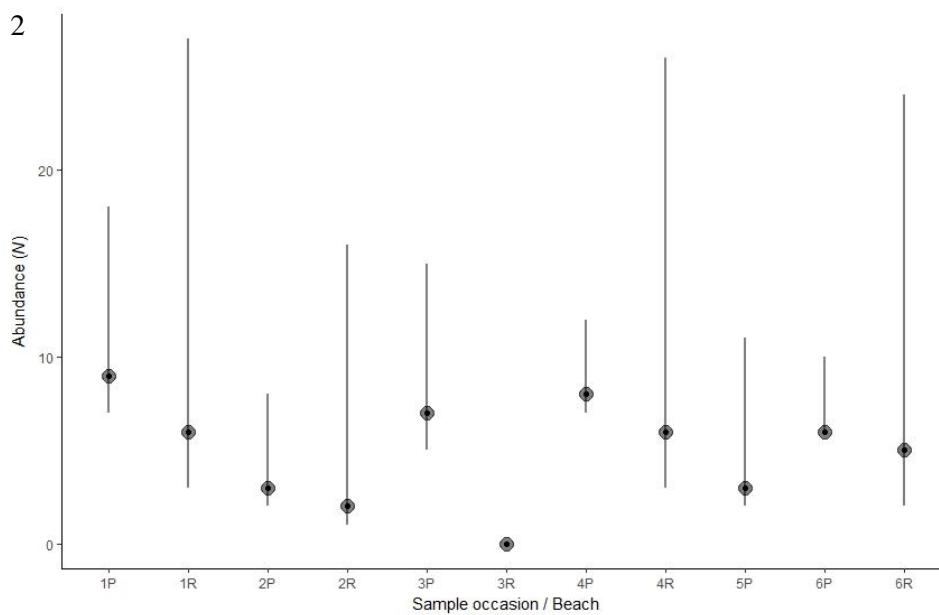
Model	AICc	Δ AICc	AICc weight	k	Deviance
$\phi(G) \gamma'' \gamma' p (Ta+H) c (Ta+H)$	387.69	0.00	0.50	9	257.03
$\phi(G) \gamma'' = \gamma' p (Ta+H) c (Ta+H)$	389.78	2.09	0.17	8	261.44
$\phi(G+t) \gamma'' \gamma' p (Ta+H) c (Ta+H)$	389.80	2.11	0.17	13	249.46
$\phi(G) \gamma'' \gamma' p (Ta+V+H) c (Ta+V+H)$	390.04	2.35	0.15	10	257.02

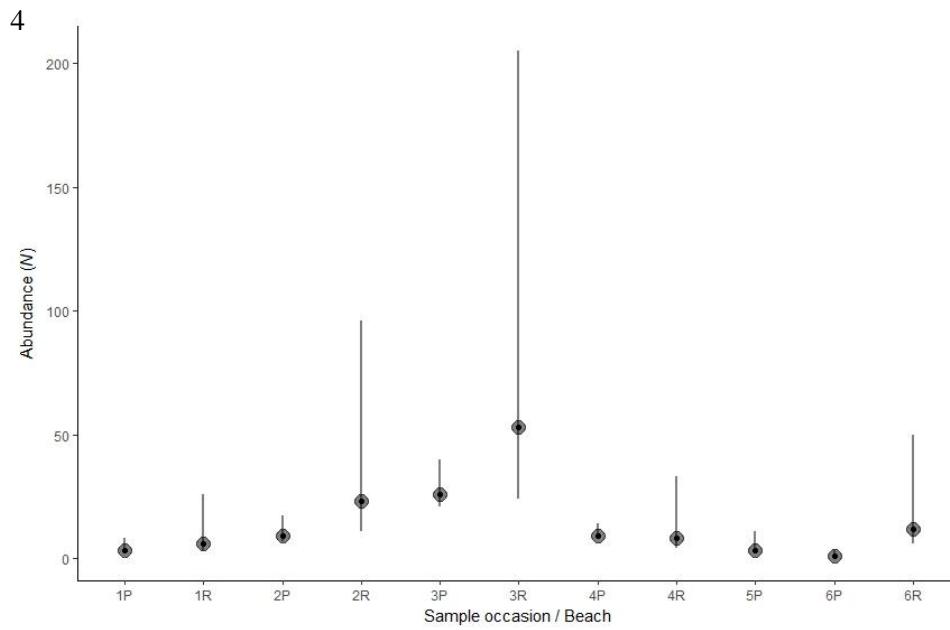
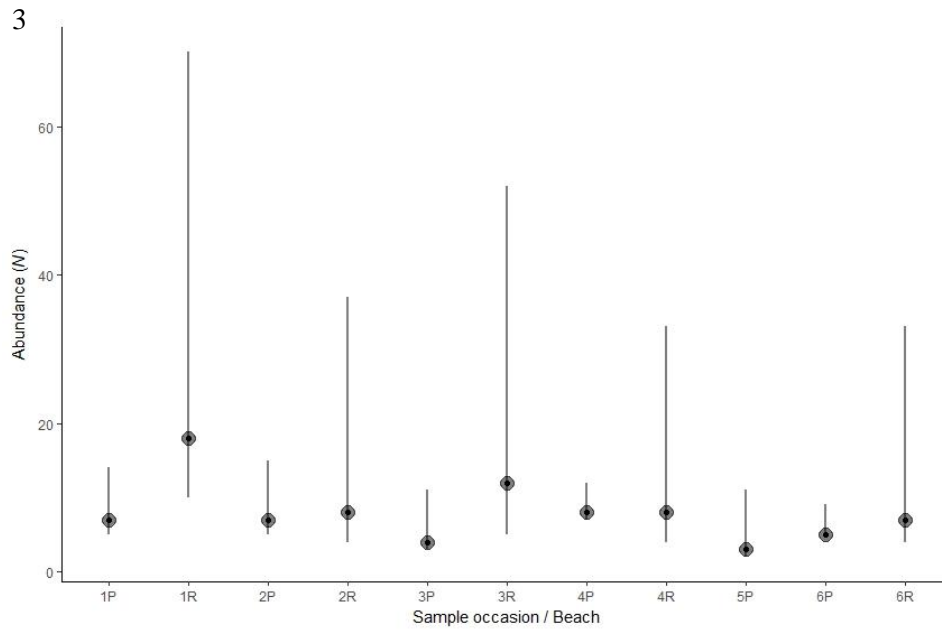
Probability of detection. In Real, the estimates of p and c varied according to sampling occasion, from 0.13 to 0.23 and from 0.09 to 0.18, respectively. The lowest probabilities of capture (p) and recapture (c) were estimated in the last field expedition ($p = 0.13 - 0.19$; $c = 0.09 - 0.11$), when the available habitat decreased due to the water

outflow. Air temperature ($\beta_{Ta} = -0.004$, CI = -0.22 - 0.21), wind speed ($\beta_v = -0.031$, CI = -0.12 - 0.06), and sampling effort ($\beta_H = 0.06$, CI = -0.18 - 0.31) did not show important effects on detection probabilities (Tab. I).

In PEI, detection probabilities were higher than in Real: p varied between 0.19 and 0.64, and c varied between 0.15 and 0.49. Air temperature ($\beta_{Ta} = 0.18$, CI = 0.03 - 0.31) and sampling effort ($\beta_H = 0.26$, CI = 0.05 - 0.47) had a positive influence on detection (Tab. II).

Abundance. The estimated lizard abundance varied according to age and gender classes between populations. At the Real, we estimated from 0 to 18 adults (0-6 males and 7-18 females) and from 6 to 53 juveniles, while at the PEI, we estimated from 3 to 9 adults (3-9 males and 3-8 females) and from 1 to 26 juveniles (Figs. 2, 3, 4).





Figs. 2-4. Abundance of *Liolaemus occipitalis* Boulenger, 1885 estimated in each primary sampling occasion for State Park of Itapeva (P) and Real beach (R): 2, adult males; 3, adult females; 4, juveniles. Samplings 1 – 3 were conducted in 2015 and 4 – 6 in 2016; Vertical lines are representative of confidence intervals of 95%.

Individual body condition. Female and male body condition varied between populations. When we compare females between populations, we observe that although they do not differ in terms of length (SVL), they are heavier in the disturbed population (ANOVA, $F = 1.80$, $df = 1$, $p = 0.19$, $N_{pei} = 18$, $N_{real} = 20$), (ANCOVA, $F = 4.05$, $df = 1$, $p = 0.05$, $N_{pei} = 18$, $N_{real} = 20$) (Fig. 5). Males are larger (SVL) in the preserved population, they do not differ in body condition between populations (ANOVA, $F = 5.61$, $df = 1$, $p = 0.02$, $N_{pei} = 15$, $N_{real} = 8$), (ANCOVA, $F = 1.11$, $df = 1$, $p = 0.99$, $N_{pei} = 15$, $N_{real} = 8$) (Fig. 6).

DISCUSSION

In agreement with our predictions, the survival rate of the individuals of *Liolaemus occipitalis* was lower in the population that suffered from several anthropic disturbances. The high survival of adults in the conserved area is highlighted, mainly males, which usually have a bigger home range than females and the young, as described for other sand lizards populations (ROCHA, 1999; KACOLIRIS *et al.*, 2009). Predation on adult males may be higher due to their exposure when displaying territorial behavior (TINKLE & BALLINGER, 1972; PARKER & PIANKA, 1973; KACOLIRIS *et al.*, 2013). The high survival probability of males found in the PEI area suggests that the pressure suffered through predation may be lower in the conserved area than in the disturbed area. In Real, the human presence through motor vehicles, pets, and tourism, may disturb lizards, destroying their refuge sites. For the record, the only individual found in the Real in both years was a young, healthy female with no signs of agonistic interaction (scars, regenerated tail). However, this individual had lost two fingers in the second year, besides presenting a broken finger, many scars, and a regenerated tail. No lizard with so many bruises was observed in the conserved area.

Survival and abundance estimates were already reported for three out of the 12 species of the *L. wiegmanni* species complex, corresponding to the sand lizards *Liolaemus arambarensis* Verrastro, Veronese, Bujes & Dias-Filho, 2003 (MARTINS *et al.*, 2017) and *Liolaemus lutzae* Mertens, 1938 (ROCHA, 1998; SOARES, 2010), from Brazil, and *Liolaemus multimaculatus* (Duméril & Bibron, 1837) (VEGA *et al.*, 2000; KACOLIRIS *et al.*, 2013), from Argentina. All three species are endangered due to habitat degradation (IUCN, 2016). Among these studies, only SOARES (2010) and VEGA *et al.* (2000) cover anthropic disorders. SOARES, 2010 analyzed three populations of a lizard endemic of the Rio de Janeiro state, *L. lutzae* – one of these introduced 22 years ago –,

and found greater survival rates and population size in the population with less anthropic influence. VEGA *et al.* (2000) analyzed an Argentine population of *L. multimaculatus* that was reduced by 87% after seven years of construction of a road in its natural habitat.

We did not expect similar abundance estimates between populations, given the amount of anthropogenic disturbance observed in the Real area and the isolation of this population due to urban development in progress for at least 20 years (N. R. Matias, personal observation). In addition, we expected survival estimates lower than 0.70, compared to the apparent survival probability estimated for *L. multimaculatus* in conserved area (0.67) (KACOLIRIS *et al.*, 2013) and *Liolaemus arambarensis* (MARTINS *et al.*, 2017) in two protected areas (0.74 – 0.85). This result may indicate that the population of Real beach can sustain itself until November 2016.

On the last sampling occasion (November 2016), the spillway limiting the area of the disturbed beach to the north invaded the dunes, spreading over a large part of the habitat in which lizards were captured. We estimated the lowest survival probability of the whole study on that sampling occasion, but this model presented low support ($\Delta\text{AICc} = 2.11$) and showed lower survival probabilities for adults than for juveniles. The shortest survival probability in adults suggest lower reproductive output and the consequent decline of the population (PIKE *et al.*, 2008).

PIKE *et al.* (2008) conducted a study using life history data from 46 lizard populations of 20 species and showed that juvenile survival was strongly related to adult survival but 13% lower on average than that of adults. The annual apparent survival probability for adults in the conserved population (PEI) was 28% for males and 24% for females higher than that for the juveniles of the same population. This pattern may be related to higher predation rates affecting juveniles due to their smaller size (BULL, 1987), or to the fact that juveniles could present inferior escaping abilities in comparison with adults (KACOLIRIS *et al.*, 2013), or because of the difficulty in spotting them (PIKE *et al.*, 2008).

KACOLIRIS *et al.* (2013) found survival to be slightly higher for adults than for juveniles of *L. multimaculatus* in a population located in a protected area in Argentina, indicating that this pattern might be characteristic of a stable population (PIKE *et al.*, 2008). In this study, *L. multimaculatus* showed the lowest estimates of survival (0.47 - 0.67) ($n = 601$) among all the lizards of the *wiegmannii* species complex ever studied (SOARES, 2010; KACOLIRIS *et al.* 2013; MARTINS *et al.*, 2017). SOARES, 2010 and

MARTINS *et al.* (2017) did not find a significant difference in survival probabilities of adults and juveniles in *L. lutzae* and *L. arambarensis*, respectively. Even mortality risk between adults and juveniles due to predators, disease, or resource fluctuation may explain such similarities (SOARES, 2010; MARTINS *et al.*, 2017).

In the second year of the study (2016), we observed a decrease in juvenile abundance in both populations, which may be related to the season we started sampling (February, November, December). Lizard births occur from January to March (VERRASTRO & RAUBER, 2013) resulting in a greater number of adults found.

In this study, we obtained some unreliable CIs, mainly for the disturbed area with its low rate of recaptures of individuals. We suggest that in future works that use the Robust Pollock Model to estimate the probability of annual survival of a population of lizards, the experimental design contains more primary sampling occasions in each year of the study. Still, we believe that considering imperfect detection is essential to obtain more reliable results on population dynamics.

Body size of individuals was consistent with previous studies, except for males from the disturbed area (VERRASTRO & KRAUSE, 1994; VERRASTRO & KRAUSE, 1999; VERRASTRO, 2004; VERRASTRO & RAUBER, 2013). Contrary to what we expected, females showed better body condition in the disturbed area, but the body size did not differ. The body condition did not differ for males between populations, however, when comparing only SVL, males from the conserved area were higher. The higher probability of survival observed for the conserved area in the present study indicates that possibly the males survive longer than in the most impacted area, thus achieving greater size (SVL).

We hypothesize that most of the individuals found in 2015 died in the second year of the study (2016) in the disturbed area, mainly after the decrease of habitat availability caused by water invasion from the spillway. This area does not present another possible habitat for the lizards in its environs since it is surrounded by urban allotments. On the last sampling occasion, the spillway limiting the area of the disturbed beach to the north invaded the dunes, spreading over a large part of the habitat in which lizards were captured. This change in the stream dynamics is influenced by urban development since urban settlements increased water flow. Changes in the flow of water from spillways are usually natural processes in the coastal plain. We thus suppose that if the lizards could have been able to disperse into an immediate area with the necessary conditions for their survival, this environmental modification would not have been so

harmful. We conclude that urban development reduced the survival of the species, with potentially negative consequences for populations of *Liolaemus occipitalis*. This study shows the importance of preserving protected and connected areas for the conservation of *L. occipitalis*.

Acknowledgements. This study was carried out with the doctoral scholarship grant for NRM (140083 / 2014-6) granted by CNPq (Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico). We are grateful to everyone who helped with the fieldwork: Angelo Marcon, Arthur de Oliveira, Cláudia Mata, Gabriel Armiliato, Lídia Martins, Marcelo Freire, Mariana Luchese, Marlucci Rebelato, Pedro Ivo Figueiredo, Raíssa Bressan, Tobias Kunz, Vanessa Scalco, Vinícius Ferri.

REFERENCES

- AMO, L.; LÓPEZ, P. & MARTÍN, J. 2007. Habitat deterioration affects body condition of lizards: A behavioral approach with *Iberolacerta cyreni* lizards inhabiting ski resorts. **Biological Conservation** 35(1):77-85.
- BÓRGES-LANDÁEZ, P. A. & SHINE, R. 2003. Influence of Toe-Clipping on Running Speed in *Eulamprus quoyii*, an Australian Scincid Lizard. **Journal of Herpetology** 37: 592-595.
- BUJES, C. S. & VERRASTRO, L. 2006. Thermal Biology of *Liolaemus occipitalis* (Squamata, Tropicuridae) in the coastal sand dunes of Rio Grande do Sul, Brazil. **Brazilian Journal of Biology** 66:945-954.
- BULL, C. M. 1987. A population study of the viviparous Australian lizard, *Trachydosaurus rugosus* (Scincidae). **Copeia** 749-757.
- BURNHAM, K. P. & ANDERSON, D. R. 2002. **Model Selection and Multimodel Inference: A Practical Information - Theoretic Approach**. Springer, USA.
- BRODERS, H. G.; MAHONEY, S. P.; MONTEVECCHI, W. A. & DAVIDXON W. S. 1999. Population genetic structure and the effect of founder events on the genetic variability of moose, *Alces alces*, in Canada. **Molecular Ecology** 8:1309-1315.
- COOCH, E. G. & WHITE, G. C. 2015. **Program MARK - A Gentle Introduction**. (14th edition. p. 5-1 - 5-3.
- DI BERNARDO, M., MARTINS, M. B. & OLIVEIRA, R. B. 2000. *Liolaemus occipitalis*. **The IUCN Red List of Threatened Species 2000:**

- e.T39908A10282088. <https://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2000.RLTS.T39908A10282088.en>. Accessed on: 07 June 2020.
- EKNER, A.; SAJKOWSKA, Z.; DUDEK, K. & TRYJANOWSKI, P. 2011. Medical cautery units as a permanent and non-invasive method of marking lizards. **Acta Herpetologica** **6**(2): 229-236.
- ESTADO DO RIO GRANDE DO SUL. 2014. Decreto No 51.797, 8 de setembro de 2014. **Declara as espécies da fauna silvestre ameaçadas de extinção no estado do Rio Grande do Sul**. Governo do Estado do Rio Grande do Sul, Brazil.
- FAHRIG, L. 2003. Effects of habitat fragmentation on biodiversity. **Annual Review of Ecology, Evolution and Systematics** **34**: 487-515.
- FORSMAN, A. & LINDELL, L. E. 1996. Resource dependent growth and body condition dynamics in juvenile snakes: an experiment. **Oecologia** **108**: 669-675.
- GAINES, M. S.; DIFFENDORFER, J. E.; TAMARIN, R. H. & WHITTAM, T. S. 1997. The effects of habitat fragmentation on the genetic structure of small mammal populations. **Journal of Heredity** **88**: 294-304.
- 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. 2000. The global decline of reptiles, déjà vu amphibians. **BioScience** **50**: 653-666.
- HEDRICK, P. W.; LACY, R. C.; ALLENDORF, F. W. & SOULI, M. E. 1996. Directions in Conservation Biology: Comments on Caughley. **Conservation Biology** **10**(5): 1312-1320.
- HOARE, J. M.; PLEDGER, S.; KEALL, S. N.; NELSON, N. J.; MITCHELL, N. J. & DAUGHERTY, C. H. 2006. Conservation implications of a long-term decline in body condition of the Brothers Island tuatara (*Sphenodon guntheri*). **Animal Conservation** **9**: 456-462.
- HOW, R. A. & DELL, J. 2000. Ground vertebrate fauna of Perth's vegetation remnants: impact of 170 years of urbanization. **Pacific Conservation Biology** **6**: 198-217.
- HUGGINS, R. M. 1989. On the statistical analysis of capture-recapture experiments. **Biometrika** **76**: 133-140.
- HUGGINS, R. M. 1991. Some practical aspects of a conditional likelihood approach to capture experiments. **Biometrika** **47**: 725-732.
- INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. 2010. **Censo Demográfico 2010**. Available at: <https://censo2010.ibge.gov.br/sinopse/index.php?uf=43&dados=1>. Accessed on: 25 April 2018.

- INSTITUTO CHICO MENDES DE CONSERVAÇÃO DA BIODIVERSIDADE. 2018. **Livro vermelho da fauna brasileira ameaçada de extinção**. Brasília, ICMBio/MMA, v. I. 492p.
- KACOLIRIS, F. P.; WILLIAMS, J. D.; RUIZ DE ARCAUTE, C. & CASSINO C. 2009. Home range size and overlap in *Liolaemus multimaculatus* (Squamata: Liolamidae) in pampean coastal dunes of Argentina. *South American Journal of Herpetology* **4**: 229-234.
- KACOLIRIS, F. P.; BERKUNSKY, I. & VELASCO M. A. 2013. Sex and size affect annual survival in a threatened sand lizard. *Herpetological Journal* **23**: 59-62.
- LEBRETON, J.; BURNHAM, K. P.; CLOBERT, J. & ANDERSON, D. R. 1992. Modeling survival and testing biological hypotheses using marked animals: a unified approach with case studies. *Ecological Monographs* **62**(1): 67-118.
- MACKENZIE, D. I.; NICHOLS, J. D.; ROYLE, J. A.; POLLOCK, K. H.; BAILEY, L. L. & HINES, J. E. 2006. **Occupancy Estimation and Modelling: Inferring Patterns and Dynamics of Species Occurrence**. Elsevier, USA.
- MADSEN, T.; OLSSON, M.; WITZELL, H.; STILLE, B.; GULLBERG, A.; SHINE, R.; ANDERSSON, S. & TEGELSTROM, H. 2000. Population size and genetic diversity in sand lizards (*Lacerta agilis*) and adders (*Vipera berus*). *Biological Conservation* **94**: 257-262.
- MARTINS, L. F.; GUIMARÃES, M. & VERRASTRO, L. 2017. Population Estimates for the Sand Lizard, *Liolaemus arambarensis*: Contributions to the Conservation of an Endemic Species of Southern Brazil. *Herpetologica* **73**(1): 55-62.
- PARKER, W. S. & PIANKA, E. R. 1973. Notes on the ecology of the iguanid lizard, *Sceloporus magister*. *Herpetologica* **29**: 143-152.
- PAULISEN, M. A. & MEYER, H. A. 2008. The effect of toe-clipping on the gecko *Hemidactylus turcicus*. *Journal of Herpetology* **34**: 282-285.
- PICKETT, E. J.; STOCKWELL, M. P.; BOWER, D. S.; POLLARD, C. J.; GARNHAM, J. I.; CLULOW, J. & MAHONY, M. J. 2013. Six-year demographic study reveals threat of stochastic extinction for remnant populations of a threatened amphibian. *Austral Ecology* **39**: 244-253.
- PIKE, D. A.; PIZZATO, L.; PIKE, B. A. & SHINE, R. 2008. Estimating survival rates of uncatchable animals: the myth of high juvenile mortality in reptiles. *Ecology* **89**: 607-611.

- POLLOCK, K. H. 1982. A capture–recapture design robust to unequal probability of capture. **Journal of Wildlife Management** **46**: 752-757.
- REED, D. H.; O'GRADY, J. J.; BROOK, G. W.; BALLOU, J. D. & FRANKHAM, R. 2003. Estimates of minimum viable population sizes for vertebrates and factors influencing those estimates. **Biological Conservation** **113**: 23-34.
- ROCHA, C. F. D. 1998. Population dynamics of the endemic tropidurid lizard *Liolaemus lutzae* in a tropical seasonal restinga habitat. **Ciência e Cultura** **50**: 446-451.
- ROCHA, C. F. D. 1999. Home range of the tropiduridae lizard *Liolaemus lutzae*: Sexual and body size differences. **Revista Brasileira de Biologia** **59**(1): 125-130.
- SECRETARIA ESTADUAL DO MEIO AMBIENTE. 2017. **Plano de manejo do Parque Estadual de Itapeva**. Available at: <https://www.sema.rs.gov.br/itapeva>. Accessed on: April 2018.
- SOARES, A. H. B. 2010. **Demografia e conservação de *Liolaemus lutzae* (Squamata: Tropiduridae) Mertens, 1938**. Tese (Doutorado em Ecologia) - Brasília, Universidade de Brasília.
- TABAJARA, L. L.; GRUBER, N. L. S.; DILLENBURG, S. R. & AQUINO, R. 2005. Vulnerabilidade e Classificação das Dunas da Praia de Capão da Canoa, Litoral Norte do Rio Grande do Sul. **Gravel** **3**: 71-84.
- TINKLE, D. W. & BALLINGER, R. E. 1972. *Sceloporus undulatus*: a study of intraspecific comparative demography of a lizard. **Ecology** **53**: 570-584.
- TOMAZELLI, L. J.; DILLENBURG, S. R. & VILLWOCK, J. A. 2000. Late Quaternary geological history of Rio Grande do Sul Coastal Plain, southern Brazil. **Revista Brasileira de Geociências** **30**(3): 474-476.
- VEGA, L. E.; BELLAGAMBA, P. J. & FITZGERALD, L. A. 2000. Long-term effects of anthropogenic habitat disturbance on a lizard assemblage inhabiting coastal dunes in Argentina. **Canadian Journal of Zoology** **78**: 1653-1660.
- VERRASTRO, L. 2004. Sexual dimorphism in *Liolaemus occipitalis* (Iguania, Tropiduridae). **Iheringia, Série Zoologia** **94**(1): 45-48.
- VERRASTRO, L. & BUJES, C. S. 1998. Ritmo de atividade de *Liolaemus occipitalis* Boulenger (Sauria, Tropiduridae) na praia de Quintão, RS, Brasil. **Revista Brasileira de Zoologia** **15**(4): 913- 920.
- VERRASTRO, L. & ELY, I. 2015. Diet of the lizard *Liolaemus occipitalis* in the coastal sand dunes of southern Brazil (Squamata-Liolaemidae). **Brazilian Journal of Biology** **75**(2): 289-299.

- VERRASTRO, L. & KRAUSE, L. 1994. Analysis of growth in a population of *Liolaemus occipitalis* Boulenger, 1885, from the coastal sand-dunes of Tramandaí, RS, Brazil (Reptilia- Tropicuridae). **Studies on Neotropical Fauna and Environment** 29(2): 99-111.
- VERRASTRO, L. & KRAUSE, L. 1999. Ciclo reprodutor de machos em *Liolaemus occipitalis* Boulenger, 1885 (Sauria-Tropicuridae). **Revista Brasileira de Zoologia** 16 (1): 227-231.
- VERRASTRO, L. & RAUBER, R. 2013. Reproducción de las hembras de *Liolaemus occipitalis* Boulenger, 1885 (Iguania, Liolaemidae) en la región sur de Brasil. **Boletín de la Sociedad Zoológica de Uruguay** 22: 84-98.
- VERRASTRO, L., SCHOSSLER, M. & SILVA, C. M. 2006. *Liolaemus occipitalis*. **Herpetological Review** 37: 495.
- VIEIRA, E. F. & RANGEL, S. S. 1988. **Planície Costeira do Rio Grande do Sul - Geografia física, vegetação e dinâmica sócio-demográfica**. 1ªed. 256p.
- WHITE, G. C. & BURNHAM, K. P. 1999. **Program MARK: Survival estimation from populations of marked animals**. Bird Study 46: 120-139.
- WILLIAMS, B. K.; NICHOLS, J. D. & CONROY, M. J. 2002. **Analysis and Management of Animal Populations**. Elsevier, USA.
- WOODBURY, A. M. 1956. Uses of marking animals: marking amphibians and Reptiles. **Ecology** 37: 670-674.

Capítulo III

Seleção de microhabitats por *Liolaemus occipitalis* (Iguania: Liolaemidae)

(Formatado para ser submetido ao periódico Zoologia)

Nomes dos autores: NATHALIA ROCHA MATIAS^{1,2}, MURILO GUIMARÃES¹ & LAURA VERRASTRO¹

Endereço:

1 Programa de Pós-graduação em Biologia Animal e Laboratório de Herpetologia, Departamento de Zoologia, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Av. Bento Gonçalves, 9500, Campus do Vale, prédio 43435, sala 105, 91501-970, Porto Alegre, RS, Brasil.

2 Autor para correspondência: nathimatias@hotmail.com

Seleção de microhabitats por *Liolaemus occipitalis* (Iguania: Liolaemidae)

RESUMO. Atualmente existem 80 répteis ameaçados de extinção na Lista Brasileira da Fauna Ameaçada de extinção. *Liolaemus occipitalis* está classificado como “Vulnerável” nas listas regional, nacional, e global de ameaça de extinção pelos critérios de perda e degradação do hábitat. A degradação da vegetação nativa das dunas pode ocasionar flutuações de recursos essenciais para *L. occipitalis*, pois essa vegetação proporciona sítios de forrageamento, sítios de termorregulação e proteção contra predadores. Selecionamos uma população desta espécie que se encontra no Parque Estadual de Itapeva no limite norte da Planície Costeira do Rio Grande do Sul, Brasil. Este estudo tem como objetivo determinar a seleção de microhábitats por *L. occipitalis* através da porcentagem de cobertura vegetal, e do tipo da vegetação preferencialmente utilizada pelos lagartos, para isso utilizamos o Modelo Royle Poisson Counts. O modelo melhor ranqueado pelo Critério de Informação de Akaike (AIC) estimou 80% da área ocupada ($\Psi = 80\% \pm 38\%$), evidenciando que tanto a % de cobertura vegetal (CV) no sítio amostral como a altura da vegetação (h) explicam essa ocupação. Para estimar as áreas de vida de alguns lagartos usamos o Método Polígono Convexo. Foram estimadas as maiores áreas de vida de machos e fêmeas para o clado “wiegmanni”.

INTRODUÇÃO

Atualmente existem 80 répteis ameaçados de extinção na Lista Brasileira da Fauna Ameaçada de extinção (ICMBio-MMA, 2017). *Liolaemus occipitalis* Boulenger, 1885 é uma das 283 espécies da família Liolaemidae Frost & Etheridge, 1989 (UETZ, 2017), e pertence ao clado “wiegmannii” que corresponde às popularmente conhecidas lagartixas-das-dunas (ETHERIDGE, 2000). Esta espécie ocorre no litoral do extremo sul do Brasil, nos estados do Rio Grande do Sul e sul de Santa Catarina (VERRASTRO & BUJES, 1998; VERRASTRO & KRAUSE, 1999), e em parte da costa do Uruguai (desde Barra del Chuy até a margem esquerda do Arroio Valizas) (VERRASTRO *et al.*, 2006). *L. occipitalis* está classificado como “Vulnerável” nas listas regional (FZB-RS, 2014, nacional ICMBio-MMA, 2014) e global pelos critérios BI+IIbc (Extensão de ocorrência estimada inferior a 20.000 km² + Declínio contínuo da área de ocupação) (IUCN, 2017).

Os municípios atlânticos da planície costeira representavam em 1980 cerca de 5% da população total do Rio Grande do Sul, Torres apresentava uma densidade demográfica de 42,8 (hab/km²) nesta época (VIEIRA & RANGEL 1988). Hoje em dia a densidade demográfica quintuplicou, aproximadamente 215,84 (hab/km²) (IBGE, 2010).

Diante dos impactos antrópicos existentes no litoral do Rio Grande do Sul podemos destacar: a remoção das dunas para loteamento urbano, depósito de lixo, pisoteamento por pessoas e animais domésticos e circulação de veículos automotores que degradam a flora e fauna nativa (TABAJARA *et al.* 2005).

Nos ambientes arenosos a vegetação exerce importante ação térmica nos solos, entre 5 e 50 cm de profundidade o aquecimento do solo é mais rápido na ausência de cobertura vegetal (VIEIRA & RANGEL, 1988). A degradação da vegetação nativa das dunas pode ocasionar flutuações de recursos essenciais para *L. occipitalis*, pois essa vegetação proporciona sítios de forrageamento, sítios de termorregulação e proteção contra predadores (VERRASTRO & BUJES, 1998).

L. occipitalis é um lagarto relativamente pequeno. Machos são um pouco maiores que as fêmeas, apresentam um comprimento rostro-cloacal médio de 60,4 mm e fêmeas um CRC médio de 53,5 mm (VERRASTRO L. 2004). Esta espécie ovípara tem atividade reprodutiva sazonal que ocorre entre setembro e março (VERRASTRO & KRAUSE, 1999; VERRASTRO & RAUBER, 2013). Tem dieta onívora (VERRASTRO & ELY, 2015). Este lagarto é ativo durante o dia e apresenta um padrão de cor críptica, o que o torna imperceptível no ambiente (BUJES, C. S. & VERRASTRO, L. 2006; VERRASTRO, L. & BUJES, C. S. 1998).

Os lagartos são bons modelos para o estudo de padrões de uso de microhábitat, porque eles têm alta fidelidade local e baixa capacidade de deslocamento em relação a outros grupos taxonômicos de vertebrados (PIANKA, 1986; POUGH *et al.*, 1998.). Um dos principais fatores que determinam o uso do microhábitat em lagartos é a estrutura da vegetação (HUEY *et al.*, 1983). Para a maioria dos lagartos de areia a vegetação representa um elemento essencial do microhábitat (ATTUM & EASON, 2006; KACOLIRIS *et al.* 2009; VEGA, 2001; VERRASTRO & BUJES, 1998).

A área de vida de um animal pode ser definida como o espaço que este geralmente utiliza durante suas atividades diárias de forrageamento, acasalamento e procura por abrigos (BURT, 1943; ROSE, 1982). Em geral, o tamanho da área de vida é considerado como um importante indicador dos recursos necessários a um animal em relação a sua disponibilidade no ambiente (PERRY & GARLAND, 2002). Vários fatores influenciam o tamanho da área de vida de lagartos: sexo, tamanho corporal, época do ano, nível trófico, comportamento de forrageio, densidade populacional, requerimentos energéticos, comportamento social e disponibilidade de parceiros sexuais (ROSE, 1982; DONNELLY, 1989).

Estudos anteriores mostraram que o uso de habitat de *L. occipitalis* está relacionado com a vegetação nativa existente nas dunas, pois esta vegetação serve como sítio de forrageamento, sítio de termorregulação e abrigo contra predadores (VERRASTRO & BUJES, 1998). No entanto, não existem estudos detalhados das preferências de microhabitats desta espécie. Esta informação é necessária para entender as características-chave sobre a ecologia espacial desse lagarto e será útil para a geração de planos de conservação.

Este estudo tem como objetivo determinar a seleção e microhabitats por *L. occipitalis* através da porcentagem de cobertura vegetal, e do tipo da vegetação preferencialmente utilizada pelos lagartos. Relatos sobre as áreas de vida de machos e fêmeas também estão incluídos.

MATERIAL E MÉTODOS

Área de estudo

Selecionamos uma população de *Liolaemus occipitalis* que se encontra no Parque Estadual de Itapeva (PEI, 29°22'5.55"S, 49°45'10.68"W), no Município de Torres, no limite norte da Planície Costeira do Rio Grande do Sul, Brasil. Não foi observada nenhuma perturbação antrópica nesta área.

A área amostrada (2,60 ha) é limitada à frente por alta cobertura vegetal e nas laterais e ao fundo por dunas móveis altas e nuas. Esta população encontra-se no nas Dunas Interiores Móveis (SEMA, 2017) e apresenta formação vegetal psamófila (formações herbáceas pioneiras).

Coleta de dados

Realizamos seis expedições para o Parque Estadual de Itapeva (PEI) entre janeiro de 2015 e dezembro de 2016, durante a estação reprodutiva de *Liolaemus occipitalis*, entre os meses de primavera e verão austral (VERRASTRO & KRAUSE, 1999; VERRASTRO & RAUBER, 2013). Cada expedição durou de 2 a 4 dias, totalizando 15 dias de amostragem no PEI.

Dois observadores procuraram visualmente por lagartos nessa área de forma aleatória, de 3 a 7 horas por dia de amostragem entre 8h e 18h, período que os lagartos estão ativos (VERRASTRO & BUJES, 1998). Os lagartos foram capturados manualmente e marcados usando o método de amputação do terço distal do dedo (WOODBURY, 1956) (SISBIO 43002). Este tipo de marcação não tem efeitos secundários sobre os lagartos

terrestres (BÓRGES-LANDÁEZ & SHINE, 2003; PAULISEN & MEYER, 2008). Após a marcação foi medido o comprimento-rostro-cloacal (CRC) com paquímetro analógico Mitutoyo® (0,01 mm), e registrada a localização do encontro com GPS Garmim®, *datum* WGS 84.

Os indivíduos capturados foram agrupados de acordo com classe etária (adulto ou jovem) e sexo. Machos adultos apresentam CRC > 50 mm e fêmeas adultas CRC > 45 mm (VERRASTRO & KRAUSE, 1994; 1999; VERRASTRO & RAUBER, 2013). O sexo foi determinado através das características de dimorfismo sexual da espécie onde os machos apresentam poros cloacais (VERRASTRO, 2004).

Foi registrado o comportamento do lagarto no momento da captura (adaptado de Verrastro & Bujes, 1998): “sob areia”, “assoalhando”, “deslocando”, “na toca” e observado se esses comportamentos ocorreram associados à vegetação. Além disso, registramos a temperatura do substrato (Ts) do local de encontro com o termômetro K-Type Minipa® MT-450 (0.1%+1°C).

Caracterização do habitat

Dividimos a área amostrada em quadrantes que mediam 30 x 30cm. Sorteamos 15 dos 65 quadrantes que representavam toda área amostrada, tendo o cuidado de descartar os quadrantes que eram limítrofes para não haver repetição de indivíduos. Assim, caracterizamos 23% da área total amostrada (Fig. 1).

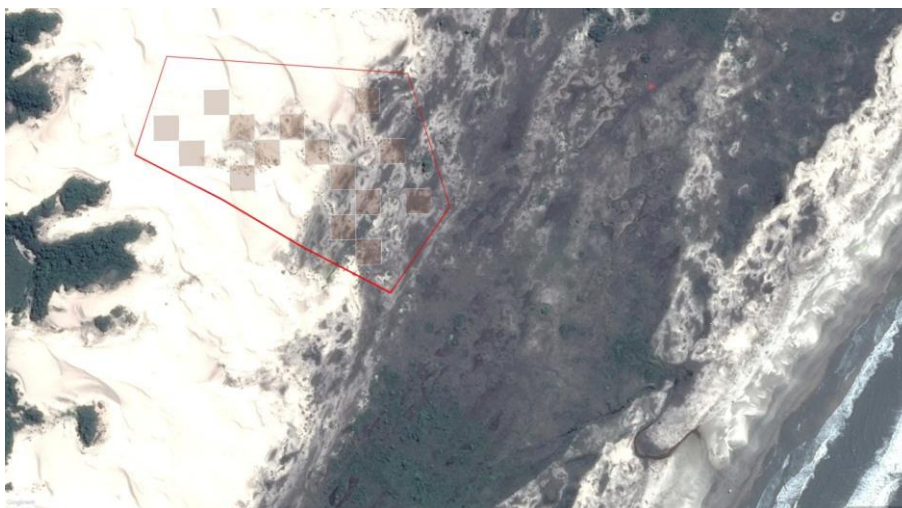


Fig. 1. Área amostrada no Parque Estadual de Itapeva (PEI) = polígono vermelho, Sítios de ocorrência dos lagartos = quadrantes em rosa.

Dentro de cada quadrante 12 pontos foram sorteados, nesses pontos foram lançados um quadro que media 2m², nele verificamos a porcentagem de cobertura vegetal (CV) e a porcentagem de areia nua (A) a olho. A altura (h) da vegetação medimos com o auxílio de régua, calculando a média da menor e maior altura encontrada no quadrante (BENCKE & DIAS, 2010). O tipo da vegetação foi verificado diferenciando plantas rasteiras, gramíneas e arbustos. (Fig. 2).



Fig. 2. Quadro utilizado para caracterizar a área amostrada. Ex.: 50% CV, 50% A, h = 30cm.

Análise dos dados

MACKENZIE *et al.* (2002) descrevem um método baseado em probabilidade para estimar a proporção de sítios (área) ocupados quando as probabilidades de detecção de espécies são inferiores a 1. Este método representa uma extensão da teoria tradicional de captura - recaptura de população fechada, então todos os modelos de estimativa assumem que a comunidade de espécies está fechada para adições (imigração ou colonização), deleções (emigração ou extinção) ou outras mudanças na ocupação durante o estudo; por este motivo utilizamos os dados somente de uma estação reprodutiva de *L. occipitalis* (janeiro a março de 2015) para estimar a ocupação dos lagartos na área amostrada. Este método também assume como premissa que a probabilidade de detectar uma espécie em um sítio é independente da probabilidade de detectar a espécie em todos os outros sítios (MACKENZIE *et al.*, 2002). Assim, escolhemos o tamanho dos quadrantes (30 x 30m), porque não foi observado nenhum

lagarto que se deslocasse mais que 30m em um dia de amostragem, e descartamos do sorteio da amostragem quadrantes limítrofes.

ROYLE & NICHOLS (2003) propuseram um modelo para estimar a taxa de ocupação ou a proporção de área ocupada quando a heterogeneidade na probabilidade de detecção existe como resultado da variação na abundância do organismo em estudo. A característica-chave de tais problemas que eles exploram é que a variação na abundância induz variação na probabilidade de detecção. Assim, a heterogeneidade em abundância pode ser modelada como heterogeneidade na probabilidade de detecção.

Os modelos de contagem incluem a contagem real de animais para cada ocasião, esta formulação deve ser mais eficiente do que os modelos de ocupação que assumem probabilidade de detecção constante. Utilizamos o Modelo Royle Poisson Counts, este modelo é particularmente útil com covariáveis individuais, porque a probabilidade de ocupação (Ψ) pode ser explicada por covariáveis específicas do local (ROYLE & NICHOLS, 2003). Escolhemos a porcentagem de cobertura vegetal (CV) e a altura da vegetação (h) para definir de que forma a ocupação dos lagartos estaria relacionada com a vegetação. Selecionamos o melhor modelo com base no Critério de Informação Akaike (AIC) e usamos o modelo com o menor valor de AICc para relatar os efeitos dos parâmetros utilizados (BURNHAM & ANDERSON, 2002). Essas análises foram realizadas com o uso do Programa MARK (WHITE & BURNHAM, 1999).

Para estimar as áreas de vida de alguns lagartos usamos o Método Polígono Convexo (HAYNE, 1949). Por este método, os pontos que representam as várias posições de captura de um indivíduo são plotados, sendo os pontos mais externos ligados para formar um polígono. A área do polígono representa a área usada por esse indivíduo (ou seja, sua área de vida) (HAYNE, 1949). Estimamos as áreas de vida com o Google Earth Pro.

RESULTADOS

Probabilidade de ocupação

O modelo melhor ranqueado pelo Critério de Informação de Akaike (AIC) estimou 80% da área ocupada ($\Psi = 80\% \pm 38\%$) (média \pm SD), evidenciando que tanto a % de cobertura vegetal (CV) no sítio amostral como a altura da vegetação (h) explicam essa ocupação (Tab. 1).

Tabela 1. Resultados do modelo de ocupação da população de *Liolaemus occipitalis* do Parque Estadual de Itapeva (PEI), Rio Grande do Sul, Brasil. AICc = Critério de Informação de Akaike; Δ AICc = diferença entre o primeiro modelo e os modelos concorrentes; AICc weight = peso do modelo; K = número de parâmetros; Deviance = diferença entre o modelo geral e o modelo saturado; CV = porcentagem de cobertura vegetal; h = altura da vegetação.

Modelo	AICc	Δ AICc	AICc weight	k	Deviance
r(.) Lambda (CVh)	99.88	0.00	0.80	4	87.88
r(h) Lambda (CVh)	103.13	3.25	0.16	5	86.46
r(.) Lambda (h)	105.95	6.07	0.04	3	97.77
r(.) Lambda (.)	109.62	9.74	0.00	2	104.62

A área amostrada apresentava no total 37% de cobertura vegetal (CV). O sítio amostral 37 foi o preferido, pois os lagartos ($n = 9$) estavam presentes em cinco das seis ocasiões amostrais, este sítio apresentava 38% de CV e em média 62cm de altura da vegetação (h) formada principalmente (58%) por arbusto *Dodonaea viscosa* Jacq., (vassoura-vermelha) (Fig. 2). O segundo sítio amostral mais utilizado foi o 26 (4 ocasiões amostrais, 7 lagartos) que apresentava 15% de CV e 61 cm de altura de vegetação em média. Este sítio era formado principalmente (68%) por gramínea *Panicum racemosum* (P. Beauv.) Spreng. e por arbusto *Dodonaea viscosa*. Não houve encontro de lagartos nos sítios amostrados que não tinham cobertura vegetal e altura da vegetação menor que 30cm (Tab. 2).

O modelo Royle Poisson Counts indicou que a probabilidade de ocorrência dos lagartos *L. occipitalis* diminui quanto maior for a cobertura vegetal (CV) no sítio amostrado ($\beta_{CV} = -0,031$, IC = -0,06 a -0,02) (Fig. 3), enquanto que essa probabilidade de ocorrência aumenta à medida que a altura da vegetação (h) aumenta ($\beta_h = 0,06$, IC = 0,03 a 0,08) (Fig. 4).

Tabela 2. Quadrantes (sítios) amostrados e seus respectivos valores de cobertura vegetal em % (CV) e altura da vegetação em cm (h); n = número de lagartos encontrados; AO = número de ocasiões amostrais em que o sítio estava ocupado por lagartos.

Quadrante	CV	h	n	OA
37	38.3	62.0	9	5
26	15.0	61.2	7	5
23	10.8	35.0	3	3
28	36.7	51.7	3	3
14	37.9	31.7	2	1
16	28.3	30.0	1	1
9	70.8	85.0	1	1
31	64.6	48.3	0	0
3	0	0	0	0
11	0	0	0	0
41	34.2	21.7	0	0
49	44.6	22.9	0	0
51	73.3	38.3	0	0
55	46.7	21.2	0 <td 0	
62	55.8	26.7	0	0

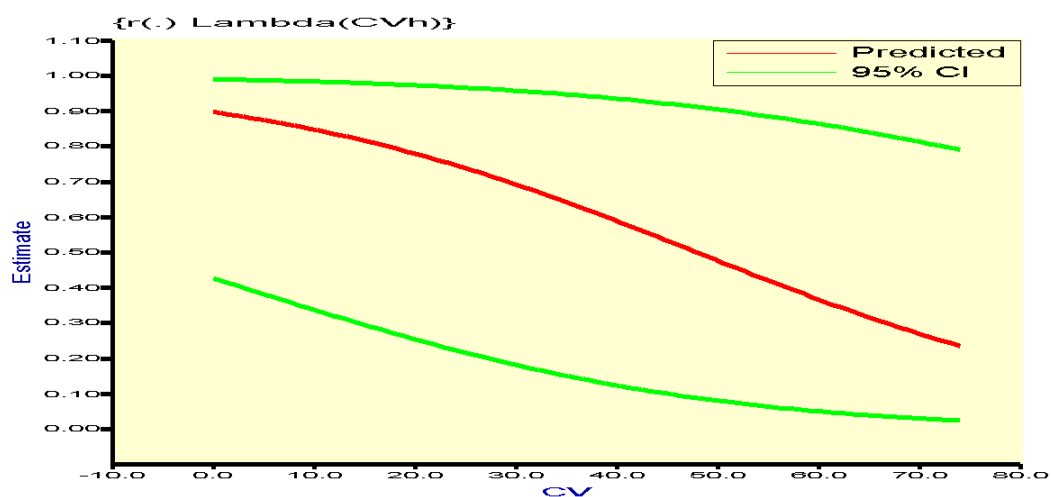


Figura 3. Probabilidade de ocorrência (Ψ) de *Liolaemus occipitalis* em relação à cobertura vegetal em % (CV).

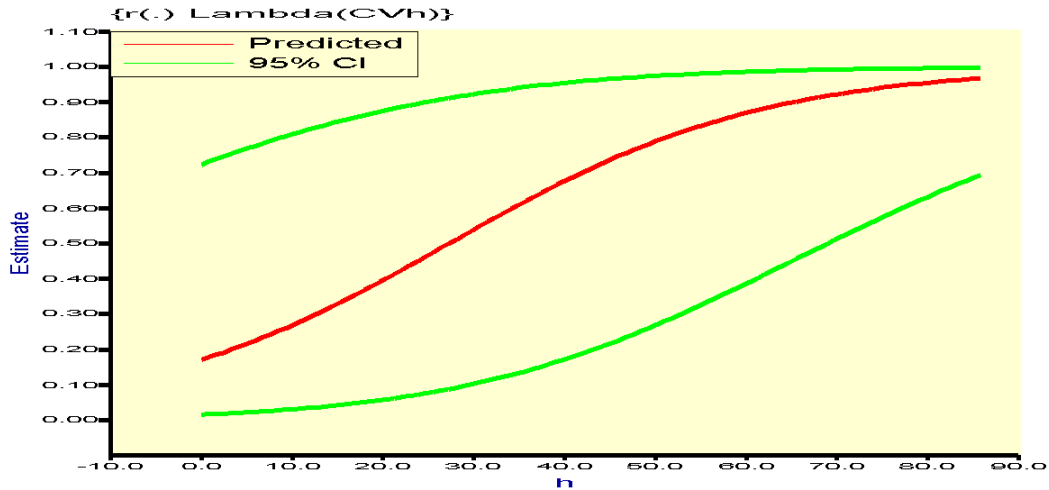


Figura 4. Probabilidade de ocorrência (Ψ) de *Liolaemus occipitalis* em relação à altura da vegetação em cm (h).

Comportamento

Os comportamentos mais observados nos lagartos *L. occipitalis* estavam associados à vegetação (77%). Observamos que quando as temperaturas do substrato estavam mais baixas (20 - 25°C) houveram somente encontros de lagartos “sob areia” ou “na toca”, enquanto que nas temperaturas mais altas (30 - 45°C) a maioria dos lagartos estavam “deslocando” (37%) ou “sob areia” (28%), ambos entre vegetação (Fig. 5).

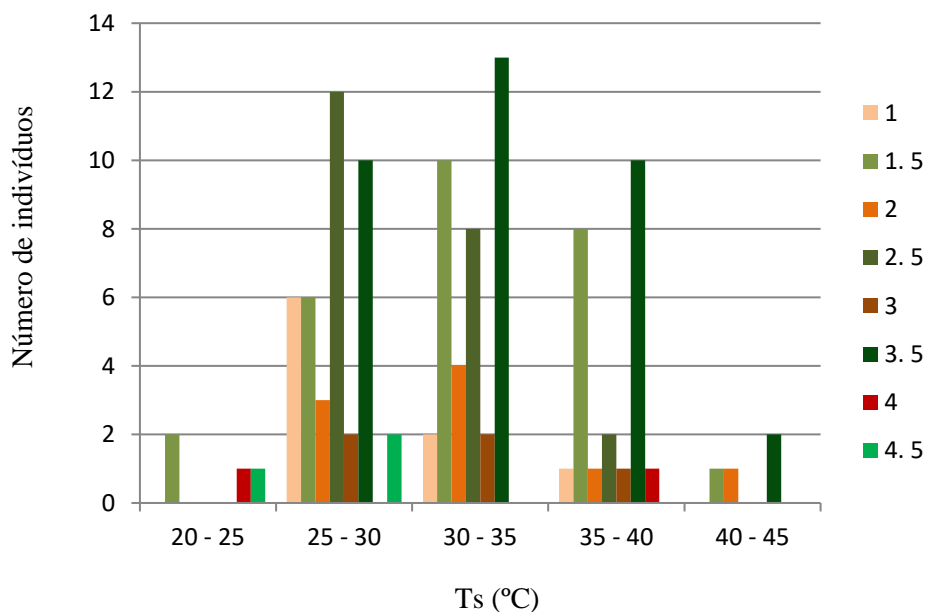


Figura 5. Comportamento dos lagartos *L. occipitalis* no Parque Estadual de Itapeva (PEI) em relação à temperatura do substrato (T_s). 1 - Sob areia, 1.5 - Sob areia entre vegetação, 2 - Assoalhando, 2.5 - Assoalhando entre vegetação, 3 - Deslocando, 3.5 - Deslocando entre vegetação, 4 - Na toca, 4.5 - Na toca entre vegetação.

Área de vida

Estimamos as áreas de vida de seis fêmeas adultas e de cinco machos adultos, além de estimar a área de vida de um macho que amadureceu durante o estudo. Este macho apresentou a maior área de vida de todos os lagartos deste estudo (690m²), se ignorarmos os dois primeiros pontos de encontro de 2015, os quais o indivíduo ainda era jovem, se estima a área de vida de 517m².

O macho que teve maior número de encontros (9) teve sua localização registrada nas três estações reprodutivas que as amostragens foram realizadas (janeiro 2015 a dezembro de 2016), e apresentou a área de vida maior (277m²) que os outros machos adultos que foram encontrados em duas estações reprodutivas (77m² a 136m²). As fêmeas apresentaram áreas de vida menores que os machos, entre 14,5 e 266m² (Tab. 3).

Tabela 3. Área de vida dos lagartos *L. occipitalis*. Sexo/Idade: M = macho, F = fêmea, A = adulto, J = jovem.

Sexo/Idade	Nº de registros	Área de vida (m ²)	Nº de estações reprodutivas
MJA	6	690	3
MA	9	277	3
MA	4	142	2
MA	7	136	2
MA	4	77	2
MA	3	36	1
FA	5	266	2
FA	4	247	1
FA	6	160	2
FA	6	102	1
FA	9	91,3	3
FA	4	14,5	1

DISCUSSÃO

No Modelo Royle Poisson Counts estimamos que a cobertura vegetal (CV) tem influência negativa na ocorrência de *Liolaemus occipitalis* ($\beta_{CV} = -0,031$, IC = -0,06 a -0,02), porém esse resultado pode estar relacionado com o uso de parte do sítio amostrado, pois a maioria dos lagartos encontrados estavam entre vegetação (77%) (Fig.

6). O quadrante 37, o mais utilizado pelos lagartos nesse estudo, apresenta 61,7% de areia nua, mas todos os lagartos encontrados neste sítio estavam associados à vegetação (CV = 38,3%). Este quadrante abrigava o macho e a fêmea que foram encontrados nas três estações reprodutivas, demonstrando que este lugar era ideal para a espécie (Fig. 6).

L. occipitalis apresentou área de vida maior para machos e fêmeas (machos: $\mu = 133,6\text{m}^2$; fêmeas: $\mu = 146,8\text{m}^2$) do que para *Liolaemus lutzae* (machos: $\mu = 59,8\text{m}^2$; fêmeas: $\mu = 22,3\text{m}^2$) (ROCHA, 1999) e *Liolaemus multimaculatus* (machos: $\mu = 39,87\text{m}^2$; fêmeas: $\mu = 54,86\text{m}^2$) (KACOLIRIS *et al.* 2009). Essa área de vida maior para *L. occipitalis* pode ocorrer devido ao maior tempo do estudo (três estações reprodutivas), pois os outros estudos sobre área de vida de *L. lutzae* (ROCHA, 1999) e *L. multimaculatus* (KACOLIRIS *et al.* 2009) foram mais curtos, cinco meses e duas estações reprodutivas, respectivamente.

O indivíduo macho que amadureceu durante o estudo apresentou a maior área de vida para lagartos do clado “wiegmanni” já estudados, além de observarmos os lagartos por mais tempo que os outros estudos, essa diferença pode estar relacionada ao comportamento territorial observado na maioria dos iguanídeos (PARKER & PIANKA, 1973; TINKLE & BALLINGER, 1972).

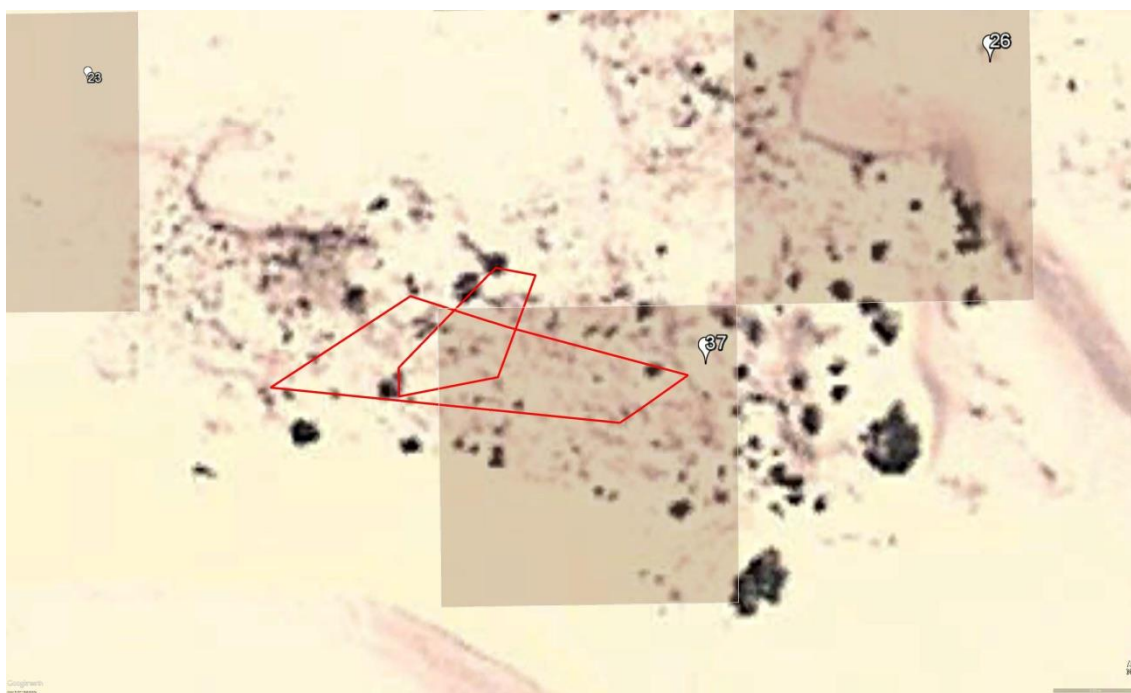


Figura 6. Área de vida do macho e da fêmea encontrados nas três estações reprodutivas = polígonos vermelhos. Ponto 37 = Sítio amostral mais utilizado pelos lagartos *L. occipitalis*.

Este estudo demonstra a importância da vegetação nativa das Dunas para a espécie *Liolaemus occipitalis*. Destaca-se que tanto a cobertura vegetal como o tipo da vegetação é vital para a espécie, este lagarto demonstrou a preferência por microhabitats com plantas mais altas, como a vassoura-vermelha (*Dodonaea viscosa*).

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ATTUM, O.A.; EASON, P.K. (2006). Effects of vegetation loss on a sand lizard. **Journal of Wildlife Management** **70**: 27–30.

BENCKE, G. A.; DIAS, R. A. (2010). **Levantamento da avifauna em campos de pecuária extensiva da região da Campanha Meridional, Rio Grande do Sul, Brasil.** Relatório das atividades desenvolvidas durante a segunda campanha de investigação promovida pela Save Brasil no âmbito da iniciativa *Alianza del Pastizal*. Museu de Ciências Naturais - Fundação Zoobotânica do Rio Grande do Sul (MCN - FZB).

BÓRGES-LANDÁEZ, P. A., SHINE, R. (2003). Influence of Toe-Clipping on Running Speed in *Eulamprus quoyii*, an Australian Scincid Lizard. **Journal of Herpetology** **37**: 592-595.

BUJES, C. S.; VERRASTRO, L. (2006). Thermal Biology of *Liolaemus occipitalis* (Squamata, Tropiduridae) in the coastal sand dunes of Rio Grande do Sul, Brazil. **Brazilian Journal of Biology** **66**: 945-954.

BURNHAM, K. P.; ANDERSON, D. R. (2002). **Model Selection and Multimodel Inference: A Practical Information - Theoretic Approach.** Springer, USA.

BURT, W. H. (1943). Territoriality and home Range concepts as applied to mammals. **Journal of Mammalogy** **24(3)**: 346-352.

DONNELLY, M. A. (1989). Demographic Effects of Reproductive Resource Supplementation in a Territorial Frog, *Dendrobates pumilio*. **Ecological Monographs** **59(3)**: 207-221.

ETHERIDGE, R. (2000). A review of lizards of the *Liolaemus wiegmanni* group (Squamata, Iguania, Tropiduridae), and a history of morphological change in the sand-dwelling species. **Herpetological Monographs 14**: 293-352.

FZB-RS (Fundação Zoobotânica do Rio Grande do Sul) (2014). **Táxons da fauna silvestre do Rio Grande do Sul ameaçados de extinção no estado**. Disponível em: http://www.fzb.rs.gov.br/upload/2014090911580809_09_2014_especies_ameacadas.pdf Acesso *on line* em novembro de 2017.

HAYNE, D. W. (1949). Calculation of the home range. **Journal of mammalogy 30**: 1-18.

IBGE (Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística) (2010). **Censo Demográfico 2010**. Acesso *on line* em abril de 2017: <http://cod.ibge.gov.br/Q7S>.

HUEY, R.B., PIANKA, E.R.; SCHOENER, T.W. (1983). **Lizard Ecology: Studies of a Model Organism**. Cambridge: Harvard University Press.

ICMBio-MMA (Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade do Ministério do Meio Ambiente do Brasil). (2017). **Lista de espécies ameaçadas**. Disponível em: <http://www.icmbio.gov.br/portal/especies-ameacadas-destaque> Acesso *on line* em novembro de 2017.

IUCN (União Internacional para Conservação da Natureza) (2017). **The IUCN Red List of Threatened Species**. Version 2017-2. Acesso *on line* em novembro de 2017: <www.iucnredlist.org>

KACOLIRIS, F. P.; WILLIAN, J. D.; ARCAUTE, C. R.; CASSINO, C. (2009). Home range size and overlap in *Liolaemus multimaculatus* (Squamata: Liolamidae) in pampean coastal dunes of Argentina. **South American Journal of Herpetology 4(3)**: 229-234.

MACKENZIE, D. I.; NICHOLS, J. D.; LACHMAN, G. B.; DROEGE, S.; ROYLE, J. A.; LANGTIMM, C. A. (2002). Estimating site occupancy rates when detection probabilities are less than one. **Ecology 83(8)**: 2248-2255.

PAULISEN, M.A.; MEYER, H.A. 2008. The effect of toe-clipping on the gecko *Hemidactylus turcicus*. **Journal of Herpetology** **34**: 282-285.

PERRY, G.; GARLAND, T. J. (2002). Lizard Home Range Revisited: Effects of Sex, Body size, Diet, Habitat, and Phylogeny. **Ecology** **83(7)**: 1870-1885.

PIANKA, E.R. (1986). **Ecology and Natural History of Desert Lizards**. New Jersey: Princeton University Press.

POUGH, F.H.; ANDREWS, R.M.; CADLE, J.E.; CRUMP, M.L.; SAVITZKY, A.H.; WELLS, K.D. (1998). **Herpetology**. New Jersey: Prentice Hall.

ROCHA, C. F. D. (1999). Home range of the tropidurid lizard *Liolaemus lutzae*: sexual and body size differences. **Revista Brasileira de Biologia** **59(1)**: 125-130.

ROSE, B. (1982). Lizard home ranges: methodology and functions. **Journal of Herpetology** **16**: 253- 269.

ROYLE, J. A.; NICHOLS, J. D. (2003). Estimating abundance from repeated presence-absence data or point counts. **Ecology** **84(3)**: 777-790.

SEMA (2017). **Plano de manejo do Parque Estadual de Itapeva**. Acesso *on line* em abril de 2017: <http://www.sema.rs.gov.br/itapeva>

TABAJARA, L. L.; GRUBER, N. L. S.; DILLENBURG, S. R.; AQUINO, R. (2005). Vulnerabilidade e Classificação das Dunas da Praia de Capão da Canoa, Litoral Norte do Rio Grande do Sul. **Gravel** **3**: 71-84.

UETZ, P.; HOSEK, P. (2017). **The Reptile Database**. Acesso *on line* em novembro de 2017: <http://www.reptile-database.org>

VEGA, L.E. (2001). Herpetofauna: diversidad, ecología e historia natural. In: **Reserva de Biosfera Mar Chiquita: Características Físicas, Biológicas y Ecológicas**. p. 213 - 226. Iribarne, O. (ed.). Mar del Plata: Editorial Martín.

VERRASTRO, L. (2004). Sexual dimorphism in *Liolaemus occipitalis* (Iguania, Tropicuridae). **Iheringia, Série Zoologia** **94(1)**: 45-48.

VERRASTRO, L.; BUJES, C. S. (1998). Ritmo de atividade de *Liolaemus occipitalis* Boulenger (Sauria, Tropicuridae) na praia de Quintão, RS, Brasil. **Revista Brasileira de Zoologia** **15(4)**: 913- 920.

VERRASTRO, L.; ELY, I. (2015). Diet of the lizard *Liolaemus occipitalis* in the coastal sand dunes of southern Brazil (Squamata-Liolaemidae). **Brazilian Journal of Biology** **75(2)**: 289-299.

VERRASTRO, L.; KRAUSE, L. (1994). Analysis of growth in a population of *Liolaemus occipitalis* Boulenger, 1885, from the coastal sand-dunes of Tramandaí, RS, Brazil (Reptilia- Tropicuridae). **Studies on Neotropical Fauna and Environment** **29(2)**: 99-111.

VERRASTRO, L.; KRAUSE, L. (1999). Ciclo reprodutor de machos em *Liolaemus occipitalis* Boulenger, 1885. (Sauria-Tropicuridae). **Revista Brasileira de Zoologia** **16(1)**: 227-231.

VERRASTRO, L.; RAUBER, R. (2013). Reproducción de las hembras de *Liolaemus occipitalis* Boulenger, 1885, (Iguania, Liolaemidae) en la región sur de Brasil. **Boletín de la Sociedad Zoológica de Uruguay** **22**: 84–98.

VERRASTRO, L.; SCHOSSLER, M.; SILVA, C. M. (2006). *Liolaemus occipitalis*. **Herpetological Review** **37**: 495.

VIEIRA, E. F.; RANGEL, S. S. (1988). **Planície Costeira do Rio Grande do Sul - Geografia física, vegetação e dinâmica sócio-demográfica**. 1ªed. 256p.

WHITE, G.C.; BURNHAM, K.P. (1999). Program MARK: Survival estimation from populations of marked animals. **Bird Study** **46**:120-139.

WILLIAMS, B.K.; NICHOLS, J.D.; CONROY M.J. (2002). **Analysis and Management of Animal Populations**. Elsevier, USA.

WOODBURY A. M. (1956). Uses of marking animals: marking amphibians and Reptiles. **Ecology** **37**:670-674.

Capítulo IV

Conclusão Geral

CONCLUSÃO

Concluimos que a maior ameaça à espécie *Liolaemus occipitalis* é o isolamento das populações que ocorre pela fragmentação do hábitat por loteamento urbano, observamos que inclusive a população que sofria perturbação antrópica intensa (REAL) apresentava probabilidade de sobrevivência alta ($\phi = 70\%$). O desequilíbrio na razão sexual dessa população urbanizada nos instiga a investigar se existe algum processo de erosão genética que poderia levar essa população à extinção em longo prazo.

Definimos a alta dependência da vegetação nativa deste lagarto e indicamos que as ações que tem como objetivo preservar a espécie considere que pelo menos 40% da área de interesse tenha vegetação característica do ambiente de Dunas, em especial gramíneas e arbustos.

Não foi possível estimar as probabilidades de sobrevivência de quatro das seis populações escolhidas, devido ao baixo número de recapturas dos indivíduos. Observamos a seleção de microhabitat por *L. occipitalis* nas seis populações escolhidas, porém só na população situada no Parque Estadual de Itapeva foi possível determinar as preferências no microhabitat.

Diante de todas as perturbações antrópicas existentes nas seis áreas do estudo, observamos que as temperaturas corporais dos lagartos se mantiveram, inclusive na Praia Real. Em todas as populações os lagartos conseguiram manter sua temperatura corporal ideal numa faixa entre 19,8°C e 38,10°C (Tab. 2), corroborando o estudo sobre biologia termal desta espécie (BUJES & VERRASTRO, 2006). Esses autores relataram uma média de 30.89 °C de temperatura corporal (T_c), T_c mínima de 16.4 °C e T_c máxima de 40.2 °C, $n = 270$.

INSTRUCTION TO AUTHORS

Iheringia – Série Zoologia

Edited by the Museu de Ciências Naturais da Fundação Zoobotânica, the journal **Iheringia, Série Zoologia**, focuses on publishing original papers on Zoology, emphasizing in taxonomy and systematics, morphology, natural history, and community or population ecology of recent Neotropical fauna. Scientific notes will not be accepted for publication. Usually, lists of species which do not include taxonomical contributions or are not resultant from ecological or natural history studies will not be accepted; the same applies for identification keys to taxa defined by political regions. In order to avoid any kind of unnecessary trouble, we highly recommend authors to contact the Editorial Board before submission. Also, papers with a main focus on Agronomy, Veterinary, Zootechnics or other applied zoology areas will not be accepted. Submitted manuscripts which do not comply with the journal's guidelines will be filed away before being evaluated by the Editorial Board and the Advisory Board.

Preparation of manuscripts

1. Manuscript submission shall be made through the website: <http://www.scielo.br/isz>
2. Manuscripts will be analysed by, at least, two reviewers. The paper's approval by the Editorial Board will be based on the scientific content, the advisors' opinions, and the compliance with the journal's guidelines. Major changes to the original manuscript may be asked of the authors.
3. The authors are responsible for the scientific content and correct grammar of the manuscript.
4. The manuscripts shall be written in portuguese, english or spanish, in A4 printing format (font: "Times New Roman") with, at most, 30 numbered pages (including figures) and double space between lines. The publishing of bigger manuscripts may be discussed with the Editorial Board.
5. Papers should contain the following topics: title; author's names (only complete name and surname are needed, middle names preferably abbreviated); complete addresses, with respective e-mails; abstract and keywords (maximum of 5) in english; *Resumo* and *Palavras-chave* (maximum of 5) in portuguese or spanish (only when the manuscript is not written in english); introduction; material and methods;

results; discussion; acknowledgements and references. Keywords shall not overlap with those present in the titles.

6. Do not include footnotes.

7. For generic and specific names use *italic* and, when first cited through the text, include author's name and the year when they were described. Latin expressions should also be in *italic*.

8. Cite the institutions that funded the research and where specimens used in the study will be deposited, the latter preferably with infrastructure and tradition in maintaining scientific collections.

9. Citations must be in small capitals throughout the text, such as in the following examples: Bertchinger & Thomé (1987); Bryant, 1915; Holme *et al.* (1988).

10. References must be in alphabetical and chronological order, with authors' names in small capitals. Provide the complete list of authors (do not abbreviate with “*et al.*”) and complete journal names. Left edge needs a 0.6 cm displacement from the margin. Citations of abstracts and unpublished studies will not be accepted.

Examples:

Bertchinger, R. B. E. & Thomé, J. W. 1987. Contribuição à caracterização de *Phyllocaulis soleiformis* (Orbigny, 1835) (Gastropoda, Veronicellidae). **Revista Brasileira de Zoologia** 4(3):215-223.

Bryant, J. P. 1915. Woody plant-mammals interactions. *In*: rosenthal, G. A. & Berembaum, M. R. eds. **Herbivores: their interactions with secondary plants metabolites**. San Diego, Academic. v.2, p.344-365.

Holme, N. A.; Barnes, M. H. G.; Iwerson, C. W. R.; Lutken, B. M. & McIntyre, A. D. 1988. **Methods for the study of marine mammals**. Oxford, Blackwell Scientific. 527p.

Platnick, N. I. 2002. **The world spider catalog, version 3.0**. American Museum of Natural History. Available at: <<http://research.amnh.org/entomology/spiders/catalog81-87/index.html>>. Accessed on: 10 May 2002.

11. Illustrations (drawings, photographs, graphs and maps) are treated as figures, sequentially numbered in arabic numerals and disposed following a rigorous criterion of space economy (page matter size = 16.5 x 24 cm; column matter size = 8 x 24 cm). The Editorial Board reserves the right to make changes in the plates and/or of requesting new image dispositions from the authors. Legends should be self-explanatory. Use of colour illustrations may result into additional cost to be covered by the authors; thus, we

highly suggest the authors to consult the Editor-in-chief in advance. Figures shall be of high-quality and submitted only by digital means (see item 16).

12. Tables must be: flexible, so as to allow them to be adjusted to one (8 cm) or two columns (16.5 cm) wide; numbered in roman numerals; and have a concise and self-explanatory title. Do not use **bold**, except when needed (e.g. results from statistical tests).

13. Figures and tables must not be inserted into the body of the text, they must only be cited (indicated).

14. Examined material lists must be disposed from North to South and from West to East. Institutions acronyms should have a preferably maximum of 4 letters, following the template shown below.

VENEZUELA, **Sucre**: San Antonio del Golfe (Rio Claro, 5°57'N, 74°51'W, 430 m), 5?, 8.VI.1942, S. Karpinski col. (MNHN 2547). PANAMA, **Chiriqui**: Bugaba (Volcan de Chiriqui?), 3?, 3?, 24.VI.1901, Champion col. (BMNH 1091). BRAZIL, **Goiás**: Jataí (Fazenda Aceiro), 3?, 15.XI.1915, C. Bueno col. (MZSP); **Paraná**: Curitiba, ?, 10.XII.1925, F. Silveira col. (MNRJ); **Rio Grande do Sul**: São Francisco de Paula (Fazenda Kraeff, Mata com Arauca?ria, 28°30'S, 52°29'W, 915 m), 5?, 17.XI.1943, S. Carvalho col. (MCNZ 2147).

15. It is highly recommend to consult previously published articles in *Iheringia*, *Serie Zoologia*, to verify the correct formatting.

16. Send the text file in Microsoft Word (*.doc) or in "Rich Text" (*.rtf). For plate submission, please use Bitmap TIFF (*.tif) files with minimum resolution of 300 dpi (original photographs) or 600 dpi (line drawing). Send images in independent files (not inserted into MS Word, MS PowerPoint or others), with self-explanatory names (e.g. figure01.tif). Graphs and tables must be inserted into separate files (Microsoft Excel for graphs and Microsoft Word or Excel for tables). For vector files use Corel Draw formatting (*.cdr).

17. All papers will be available at the Scientific Electronic Library Online, SciELO/Brasil, www.scielo.br/isz.

Declaração de Direito Autoral

Autores que publicam neste periódico concordam com os seguintes termos:

- a. Autores mantêm os direitos autorais e concedem ao periódico o direito de primeira publicação, com o trabalho simultaneamente licenciado sob a Creative Commons Attribution License que permitindo o compartilhamento do trabalho com reconhecimento da autoria do trabalho e publicação inicial neste periódico.

 - a. Autores têm autorização para assumir contratos adicionais separadamente, para distribuição não-exclusiva da versão do trabalho publicada neste periódico (ex.: publicar em repositório institucional ou como capítulo de livro), com reconhecimento de autoria e publicação inicial neste periódico.

 - a. Autores têm permissão e são estimulados a publicar e distribuir seu trabalho online (ex.: em repositórios institucionais ou na sua página pessoal) a qualquer ponto antes ou durante o processo editorial, já que isso pode gerar alterações produtivas, bem como aumentar o impacto e a citação do trabalho publicado (Veja O Efeito do Acesso Livre).
-