



**Diego Costa Kenne da Silva**

**Ecologia populacional de *Balloniscus glaber* Araujo & Zardo, 1995 (CRUSTACEA: ISOPODA: ONISCIDEA) em fragmento de mata secundária no sul do Brasil**

**Dissertação de mestrado 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 Mestre em Biologia Animal.**

**Área de Concentração: Biologia e Comportamento Animal  
Orientadora: Prof<sup>a</sup>. Dr<sup>a</sup>. Paula Beatriz de Araujo**

**UNIVERSIDADE FEDERAL DO RIO GRANDE DO SUL  
PORTO ALEGRE**

**2013**

**Ecologia populacional de *Balloniscus glaber* Araujo & Zardo, 1995 (CRUSTACEA: ISOPODA: ONISCIDEA) em fragmento de mata secundária no sul do Brasil**

**Diego Costa Kenne da Silva**

Dissertação de mestrado aprovada em \_\_\_\_\_ de \_\_\_\_\_ de \_\_\_\_\_.

---

**Dra. Aline Quadros**

---

**Dra. Carolina Sokolowicz**

---

**Dr. Maurício Almerão**

***“Nunca perca o entusiasmo infantil!!!”***

*Diego Kenne*

## **AGRADECIMENTOS**

À minha orientadora, **Prof<sup>a</sup>. Dr<sup>a</sup>. Paula**, pelos dois anos de acompanhamento neste trabalho, fora os tantos outros durante a graduação. Obrigado por acreditar no meu potencial e me conduzir nesse caminho, instruindo e mostrando as melhores direções a seguir;

Ao pessoal do laboratório de Carcinologia: **Carolina, Luciane, Kelly, Ivanklin, Bianca, Giovanna, Tainã, Lara, Viviane, Silvana e Mariana**, pela parceria, companheirismo, risadas, conversas inspiradoras, ajuda nos trabalhos de campos, discussões polêmicas, carinho e por tornarem o nosso ambiente de trabalho um dos mais engraçados, divertidos e incríveis que já tive;

Aos meus amigos do grupo dos “**IVOs**”, da **Dança** e de **Infância** por entenderem a minha ausência nos encontros durante esse período do mestrado e pela grande torcida nas conquistas adquiridas na minha trajetória, desde a graduação e nos anos que se seguiram, e por se tornarem essenciais em momento de muitas reviravoltas na minha vida (x 2!);

Aos meus amigos do “**POVÃO – RS**”: **Ana Carla, Fernanda Lopes e Luiz Givago**, pelas “falcas”, crises de riso, cumplicidade, “travessuras” e por demonstrarem mais uma vez e com maior intensidade o significado do vocábulo “amizade”, por estarem sempre do meu lado em diversas situações e por entenderem minha ausência em alguns momentos devido às ocupações acadêmicas;

Aos meus amigos Biólogos, **Ziza e Zé** (não desmerecendo os outros), pela grande parceria, “espurrngadas”, gargalhadas frenéticas, ataques de

loucura, companheirismo e amizade, que se tornou mais forte nesses últimos anos, desde os tempos de graduação;

E por último e mais importante: a minha família, que sempre me incentivou em tudo o que eu fiz na vida. Em todos os caminhos que percorri estiveram lá para me ajudar no que fosse preciso. Agradeço por terem cultivado em mim o “pequeno biólogo” que hoje cresceu e conseguiu se tornar mestre na área em que tem grande paixão e prazer em atuar. À minha mãe, **Eloir**, por ser a melhor mãe do mundo (e não é clichê!) e interessada no meu trabalho, pelos bolos de chocolate que fizeram a alegria do pessoal do Laboratório de Carcinologia durante meu período de coleta, e pelo enorme carinho! Ao meu pai, **Julio**, por sempre perguntar como estavam os meus “bichinhos” e pelo grande respeito a minha profissão. E por fim, as minhas irmãs, **Caroline** e **Natália**, por serem atenciosas às explicações e conversas sobre seres vivos e por me tornar, sem querer, o exemplo escolhido por elas a ser seguido.

## **SUMÁRIO**

<i>Resumo</i>	vii
<i>Introdução</i>	1
<i>Aspectos gerais</i>	1
<i>Papel no ecossistema e o potencial bioindicador</i>	2
<i>Breve histórico sobre Isópodos do Sul do Brasil</i>	3
<i>A espécie em estudo</i>	4
<i>Fragmentação de espaços naturais</i>	7
<i>Estratégias de adaptações à influência antrópica</i>	9
<i>Justificativa</i>	12
<i>Objetivos</i>	14
<i>Material e Métodos</i>	15
<i>Área de estudo e amostragens</i>	15
<i>Procedimentos em Laboratório</i>	16
<i>Análises</i>	17
<i>Resultados</i>	32
<i>Dados abióticos</i>	32
<i>Estrutura Populacional</i>	33
<i>Proporção Sexual e PSO</i>	34
<i>Fêmeas Ovíferas e Pós-Ovíferas</i>	35
<i>Fecundidade e Mortalidade Intramarsupial</i>	35
<i>Produção de Ovos</i>	36
<i>Recrutamento</i>	36
<i>Discussão</i>	52
<i>Considerações Finais</i>	64
<i>Referências Bibliográficas</i>	66
<i>Anexos</i>	82
<i>Normas da Revista</i>	82

## **RESUMO**

*Balloniscus glaber* Araujo & Zardo, 1995 (Balloniscidae) é um isópodo terrestre que ocorre no Leste do RS e está associado a ambientes conservados. Mesmo considerada uma espécie especialista com perfil de “K” estrategista, foi observada a sua ocorrência em um fragmento de floresta secundária na zona sul de Porto Alegre (RS, Brasil) com alto grau de influência antrópica, notado pela presença de entulhos no perímetro urbano e trilhas de passagem de pedestres. Visto que o aumento da fragmentação de habitats naturais evidencia a necessidade de estudos em locais alterados e que não há registro da espécie em ambientes com influência antrópica, a proposta deste estudo foi investigar como esta população de *B. glaber* se comporta em um ambiente em processo de degradação. Para isso, dez amostragens mensais de julho de 2011 a junho de 2012 foram realizadas nesta área impactada e dez em uma área conservada, no mesmo fragmento de floresta. Os indivíduos foram separados por sexo e medidos a partir da largura do cefalotórax (LC). Na área com influência antrópica, 4.661 animais foram encontrados, sendo 1.550 machos, 2.445 fêmeas (2273 não reprodutivas e 172 reprodutivas), 218 indiferenciados e 448 manca. Já na área conservada apenas 95 indivíduos foram encontrados (20 machos, 30 fêmeas, um indiferenciado e 44 manca). Não foi possível fazer uma comparação direta entre as duas áreas, visto a alta disparidade dos dados obtidos de abundância. A densidade média na área impactada foi de  $556 \pm 190$  ind/m<sup>2</sup>, sem diferença significativa ao longo do ano. Houve diferença significativa de LC entre os sexos, com machos medindo em média  $1,43 \pm 0,3$  mm e máximo de 2,38 mm, e fêmeas com média de  $1,32 \pm 0,37$  mm e máximo de 2,45 mm (não reprodutiva) e 2,63 mm (reprodutiva e maior indivíduo amostrado). Mais de 50% da população ocupou as menores classes de tamanho (entre 0,55 mm a 1,25 mm de LC) e a proporção sexual favoreceu as fêmeas (0,68:1). O período reprodutivo se restringiu entre outubro e maio, com pico de fêmeas reprodutivas em janeiro (52,9 ind/m<sup>2</sup>). O tamanho de maturidade sexual se deu com 1,49 mm de LC, visto o tamanho da menor fêmea ovígera. A fecundidade média foi de  $11 \pm 4$  ovos, com maior produção de ovos no verão, e a mortalidade intramarsupial foi estimada em 6,65%. Comparando com outros trabalhos em área conservada (estudo conduzido previamente no Parque Estadual de Itapuã com a mesma espécie), a população observada em área impactada teve densidade total de quatro vezes maior e o dobro de fêmeas ovígeras e de manca, período reprodutivo mais extenso e indivíduos atingindo maturidade sexual mais jovem. Com essas evidências infere-se que a presença de entulhos pode estar conferindo abrigo para a população, oferecendo micro-habitats propícios, sem afetar negativamente padrões estáveis de reprodução e mantendo a sua capacidade de resiliência. A população de *B. glaber* aqui estudada demonstrou certo grau de adaptabilidade à influência antrópica, expandindo o que já se conhecia em relação ao seu comportamento de “K” estrategista e perfil de especialista de florestas conservadas, para uma espécie com potencial sinantrópico.

**Palavras chaves:** Isópodos terrestres, Sul do Brasil, estrutura populacional, fragmentação de habitats, impacto humano.

# **INTRODUÇÃO**

## **Aspectos gerais**

O subfilo Crustacea compreende representantes com uma grande diversidade morfológica, sendo em sua maioria marinhos, como as cracas, lagostas e caranguejos; havendo também organismos de água doce, como algumas espécies de lagostins e pulga-d'água; e terrestres, como os popularmente conhecidos “tatuzinhos-de-jardim” (Araujo, 1999). A superordem Peracarida Calman, 1904 abriga as únicas duas ordens de crustáceos com representantes verdadeiramente terrestres, ou seja, independentes do meio aquático: Amphipoda Latreille, 1816 e Isopoda Latreille, 1829, que apresentam desenvolvimento direto e uma estrutura denominada marsúpio (Richter & Scholtz, 2001). Isopoda possui aproximadamente 10.000 espécies conhecidas (Espinosa-Pérez & Hendrickx, 2006), com distribuição mundial (exceção do continente antártico), e inclui a maior subordem de crustáceos terrestres, Oniscidea Latreille, 1829, a qual possui mais de 3.600 espécies descritas, das quais um pouco mais de 120 ocorrem no Brasil (Schmalfuss, 2003).

Evoluindo de ancestrais marinhos e constituindo um grupo monofilético (Schmidt, 2008), supõe-se que os isópodos terrestres tenham se adaptado diretamente do mar para a terra, desde o período Cambriano (590 a 495 milhões de anos atrás), com o início do evento de irradiação das espécies partindo dos oceanos (Chen *et al.*, 2001), e sem transição por ambientes dulcícolas (Holdich, 1984). As diversas linhagens da subordem Oniscidea foram capazes de habitar desde a zona litoral, campos, florestas e até desertos, mostrando alta adaptação para os mais distintos habitats (Schmidt, 2003). Para isso, os isópodos terrestres desenvolveram diferentes estratégias



para se moldar à vida no ambiente terrestre, entre elas respostas morfológicas, fisiológicas e comportamentais (Holdich, 1984). O desenvolvimento direto dentro de um marsúpio com total isolamento e proteção contra choques do ambiente externo e ainda independente da água para o crescimento embrionário é um exemplo notável dessas adaptações, como também a orientação por estímulos sem a necessidade de um condutor (luz e umidade – hidrocinese), a capacidade volvocional de alguns grupos e o hábito de agregação (mediado por feromônios) (Hoese, 1984; Takeda, 1984; Araujo, 1994; Barker *et al.*, 1998; Araujo *et al.*, 2004a).

### **Papel no ecossistema e o potencial bioindicador**

A participação da biota de solo na ciclagem de nutrientes, na formação de assoalho florestal e no controle de erosão são alguns dos tópicos apresentados por Lavelle *et al.* (2006). Os autores também ressaltam que, apesar das informações obtidas através de décadas de pesquisas para a gestão sustentável dos solos, os invertebrados terrestres ainda são pouco reconhecidos como intermediários nos processos ecossistêmicos.

Por serem detritívoros eficientes, os isópodos terrestres atuam na quebra mecânica e na fragmentação de uma grande quantidade de folhas e matéria orgânica em decomposição, e agem também na degradação da celulose, graças à presença de bactérias endossimbiontes no seu intestino e no hepatopâncreas (Zimmer, 2006). Em consequência disso, assumem o importante papel da remoção física de matéria orgânica da superfície do solo (Zimmer, 2002). Quadros & Araujo (2008) estimaram que duas espécies neotropicais, juntas, são capazes de processar  $860 \text{ kg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$  de folhas da

serapilheira e Boelter *et al.* (2009) observaram que as taxas de consumo aumentam à medida que aumenta o processo de decomposição. Além de serem detritívoros, os isópodos são coprofágicos, ingerindo as próprias fezes (Facelli & Pickett, 1991), as de outros animais (Szlávecz & Poboszny, 1995) e as de insetos fitófagos (Zimmer & Topp, 2002).

Por sua capacidade de tolerar altos níveis de metais pesados, os isópodos terrestres têm sido utilizados em estudos como organismos bioindicadores, mostrando-se chave para monitoramento e planejamento ambiental (Kremen *et al.*, 1993; Hassal *et al.*, 2005; Almerão *et al.*, 2006; Quadros, 2010). A sua dinâmica populacional, estratégias comportamentais e história de vida são amplamente estudadas na Europa, tanto em ambientes terrestres como em litorâneos (Dias *et al.*, 2005). Uma pequena oscilação nas variáveis que regem os micro-habitats de ocorrência de isópodos terrestres é notavelmente importante, pois pode acarretar mudança de abundância e diversidade das espécies (Vilisics *et al.*, 2011; Ferenti & Covaciu-Marcov, 2012).

### **Breve histórico sobre Isópodos do Sul do Brasil**

Trabalhos com isópodos terrestres em áreas conservadas no Sul do Brasil já foram conduzidos por Almerão *et al.* (2006) no Parque Estadual de Itapuã (PEI), onde Araujo *et al.* (1996) também já haviam registrado a presença de duas espécies: *Atlantoscia floridana* (van Name, 1940) e *Balloniscus sellowii* (Brandt, 1833). Com esse trabalho foram encontradas as seguintes espécies: *Balloniscus glaber* Araujo & Zardo, 1995; *Pseudodiploexochus tabularis* (Bernard, 1932); *Novamundoniscus gracilis* Lopes & Araujo, 2003; *Neotroponiscus daguerrii* Giambiagi de Calabrese, 1939 e uma espécie não

identificada de *Trichorhina* Budde-Lund, 1908. Posteriormente, *Alboscia itapuensis* Araujo & Quadros, 2005 foi descrita a partir de material proveniente do PEI. Na Reserva Biológica do Lami, outro estudo com *A. floridana* avaliou a biologia reprodutiva e de desenvolvimento da espécie (Araujo & Bond-Buckup, 2005). Também há estudos abordando os mesmos aspectos para *Benthana cairensis* Sokolowicz, Araujo & Boelter, 2008, no município de Taquara (Sokolowicz & Araujo, 2013).

Leistikow & Araujo (2006) apontam que a fauna de isópodos terrestres na América do Sul ainda é pouco conhecida. Porém, no Sul do Brasil, vários aspectos vêm sendo discutidos nos trabalhos da equipe do Laboratório de Carcinologia da Universidade Federal do Rio Grande do Sul, como taxonomia, levantamento da fauna de isópodos, desenvolvimento, reprodução, ecologia populacional e comportamento (Araujo & Bond-Buckup, 2005; Lopes *et al.*, 2005; Quadros & Araujo, 2007; Sokolowicz *et al.*, 2007; Araujo & Almerão, 2007; Meinhardt *et al.*, 2007; Quadros & Araujo, 2008; Boelter *et al.*, 2009; Appel *et al.*, 2011; Wood *et al.*, 2012; Zimmermann *et al.*, 2012).

### **A espécie em estudo**

A família Balloniscidae Vandel, 1963 agrupa os gêneros que apresentam cinco pares de pulmões pleopodais: *Plataoniscus* Vandel, 1963 e *Balloniscus* Budde-Lund, 1908 (Leistikow, 2001). O gênero *Balloniscus* é composto por seis espécies: *B. brevicornis* (Budde-Lund, 1885), *B. maculatus* (Budde-Lund, 1885), *B. nigricans* (Budde-Lund, 1885), *B. paraguayanus* (van Name, 1936), *B. sellowii* e *B. glaber* (Schmallfuss, 2003). Até o momento, apenas *B. sellowii* e *B. glaber* são registradas para o Brasil (Araujo *et al.*, 1996).

*Balloniscus glaber* possui tegumento de aspecto glabro e brilhante (etimologia do nome da espécie), com pigmentação variando de castanho escuro a claro, avermelhada ou acinzentada e com manchas amarelas, com exceção das manchas (estágio recém-nascido, não diferenciado sexualmente e não possuindo o sétimo pereonito e nem o sétimo par de pereópodos desenvolvidos), sendo todas despigmentadas. Apresenta faixa mediana dorsal longitudinal escurecida e manchas claras desde o pereonito I até o final do pléon. Possui faixa longitudinal é escurecida na borda dos pereonitos e as antenas são de cor castanha. Entre as principais características que a distingue de *B. sellowii* encontram-se o télson triangular com a ponta aguda que ultrapassa a extremidade distal do protopodito dos urópodos e os nódulos laterais do pereonito VII deslocados da extremidade para dentro (Araujo & Zardo, 1995).

Até alguns anos atrás, poucos trabalhos relatavam características de *B. glaber*. Pela carência de informações da espécie, Bond-Buckup *et al.* (2003) a categorizaram como DD (Deficiência em Dados) no livro vermelho de espécies ameaçadas do Rio Grande do Sul. Dez anos depois de sua descrição, Lopes *et al.* (2005) comentam a presença da espécie em três cenários em distintos gradientes de altitude no RS. Mais tarde, Meinhardt *et al.* (2007) descreveram a curva de crescimento de *B. glaber* e demonstraram que, em relação aos machos, as fêmeas atingem um tamanho maior e uma maior longevidade, mas com taxa de crescimento menor. Quadros *et al.* (2009), investigando duas populações simpátricas de *A. floridana* e de *B. glaber* no PEI, constataram que para esta última espécie, as fêmeas se tornavam reprodutivas em torno de 7,5 meses de vida e incubavam de cinco a 20 ovos durante aproximadamente 40

dias. Também é apresentado no estudo de Quadros *et al.* (2009) que *B. glaber*, o qual possui distribuição espacial restrita, está associado principalmente a fragmentos de Mata Atlântica – bioma ameaçado por desmatamento e consequente substituição por monoculturas (Morellato & Haddad, 2000). No mesmo trabalho foi verificado que a espécie, considerada especialista de mata nativa, mostrou características de “*K*” estrategista, com maior tempo de vida, idade reprodutiva tardia, com certo grau de investimento reprodutivo parental, desenvolvimento mais lento e menor taxa de crescimento em comparação a *A. floridana*, apresentada como espécie generalista e nos padrões de “*r*” estrategista. A sua aparente exigência por locais não impactados, combinada às características de “*K*” estrategista podem conferir a *B. glaber* uma ameaça de extinção.

Quanto à presença de parasitas, Quadros (2009) relata a ocorrência de espécimes de Acanthocephala em indivíduos de *B. glaber* de diferentes populações. Assim como *A. floridana*, a espécie também participa do ciclo desses parasitos, mesmo que não tenha sido evidenciada distrofia pigmentar (Amato *et al.*, 2003). Recentemente Zimmermann *et al.* (2012) e Almerão *et al.* (2012) realizaram análises moleculares com espécimes de *B. glaber* e *B. sellowii* de populações da planície costeira do Rio Grande do Sul e constataram a presença da bactéria *Wolbachia*. Estes endossimbiontes podem provocar a feminização dos indivíduos machos de isópodos terrestres e de outros artrópodos.

Analisando o tamanho, distribuição e forma dos cotilédones do marsúpio de isópodos, Appel (2011) constatou que os de *B. glaber* são de comprimento longo, com formato cônico e de inserção nos esternitos com

distribuição três a três, agrupada em forma de “U”. Essas estruturas, que partem dos esternitos 2 ao 5 no interior do marsúpio de fêmeas reprodutivas, são responsáveis pela nutrição e oxigenação dos ovos, embriões e manca intramarsupiais (Appel *et al.*, 2011; Hornung, 2011).

Segundo a classificação de Schmalfuss (1984), Quadros *et al.* (2012) inseriu *B. glaber* no grupo eco-morfológico dos “clingers”. Os indivíduos adotam a estratégia de permanecerem imóveis quando perturbados, fixados no substrato, ou fingem-se de mortos (tanatose) por vários minutos, com os pereópodos recolhidos e corpo retraído, lembrando o formato de uma “vírgula”.

### **Fragmentação de espaços naturais**

Nos estudos de ecologia, a perturbação ambiental tem sido frequentemente considerada o fator mais influente na composição das comunidades naturais, afetando a distribuição e a abundância das espécies (Kitahara *et al.*, 2000). No caso de isópodos terrestres, a abundância e a distribuição espacial podem depender do desequilíbrio do habitat, da disponibilidade de locais para abrigo e da qualidade dos alimentos (Heinzelmann *et al.*, 1995; Hornung, 1991; Jabin *et al.*, 2004; Hornung *et al.*, 2007). Almerão *et al.* (2006) citam que, em outros estudos, é evidenciado a influência negativa da atividade antrópica nas comunidades de invertebrados de solo, seja de forma direta ou indireta, afetando sua composição, riqueza e abundância. Os autores também comentam que estudos relacionando a esses eventos com Isopoda ainda são escassos.

Além disso, a fragmentação e os outros tipos de perturbações ambientais afetam o comportamento e as interações interespecíficas dos

artrópodes no ecossistema, como: relações de predador-presa, de parasitóide-hospedeiro, de controle biológico, de decomposição, de plantas-herbívoros e de polinização (Bolger *et al.*, 2000). Esses efeitos de degradação no ecossistema partem de eventos de isolamento, que ocorrem quando a atuação humana provoca a impermeabilidade à dispersão, podendo resultar em relaxamento ou colapso da fauna ao extremo “zero” de recolonização (Bolger *et al.*, 2000). Há a possibilidade também de ocorrer o efeito de borda (consequente também de ação antrópica), causando diferença de gradientes físicos na exposição à luz, umidade e velocidade dos ventos, aumentando o acesso invasivo para espécies comensais e da densidade de espécies de borda (Murcia, 1995; Bolger *et al.*, 2000). Avaliando outros invertebrados (cupins, formigas, besouros e minhocas) no leste da Malásia, Brühl *et al.* (2003) sugeriram que o tamanho do fragmento florestal é muito importante e influencia a riqueza de espécies da fauna de solo.

Além da fragmentação, o ecoturismo intensivo é uma atividade frequente em espaços florestais urbanos que contribui para o desgaste destas áreas, percebido pelo pisoteio (e consequentes caminhos, trilhas, estradas, etc.), induzindo à redução de cobertura do solo com serapilheira, diminuindo a vegetação rasteira e a sua capacidade de rebrotamento, e é também notado com o surgimento de áreas erodidas (Lehvävirta *et al.*, 2006). Segundo Pouyat *et al.* (1997), esses eventos em cadeia podem afetar as taxas de decomposição e mineralização de nitrogênio do solo, alterando toda a ciclagem de nutrientes no ecossistema.

### Estratégias de adaptações à influência antrópica

Geralmente, quando há mudanças em habitats naturais, os indivíduos generalistas respondem com mais sucesso às distorções ambientais do que os especialistas (Marvier *et al.*, 2004). Estes são então capazes de sobreviver tanto no interior de fragmentos florestais como além dos limites, na paisagem exterior do espaço remanescente (Didham *et al.*, 1996). A teoria de história de vida prediz que, em ambientes com condições favoráveis de crescimento, a seleção irá favorecer aos indivíduos com grandes proles de filhotes pequenos e de curtos períodos de preparação para a estação reprodutiva (“r” estrategistas) (Dias *et al.*, 2005). Se os locais ocupados pelos generalistas não forem imediatamente usurpados por uma espécie especialista colonizadora, então os generalistas podem desfrutar muito mais o sucesso de recolonização de perda de habitat (Marvier *et al.*, 2004).

Tuf & Tufova (2008) elaboraram uma proposta de classificação para centípedes, milípedes e isópodos que evidencia a qualidade do habitat em que os grupos foram observados na República Checa, em três categorias: “espécies relíquias” (estenotrópicas), ocorrendo restritamente em ambientes naturais não perturbados; “adaptáveis”, vistas em locais com pouco impacto antrópico, podendo também colonizar mata conservada; e “euritrópicas” (sinantrópicas), encontradas nos mais diversos tipos de cenários, inclusive em áreas com alto grau de influência humana. Os autores concluíram que a diversidade de isópodos foi a que mais se distribuiu entre as três classes (29% consideradas relíquias, 50% adaptáveis e 21% euritrópicas).

A urbanização, nas suas diferentes formas de perturbação, pode causar mudanças de temperatura, umidade, de condições do solo e poluição



do ar (Niemelä, 1999), formando habitats que são frequentemente considerados “hotspots” de introdução de novas espécies (McDonnell & Pickett, 1990). As espécies exóticas podem facilmente colonizar estas áreas e, uma vez que se estabelecem, podem crescer em número e começar a expandir seu alcance, tornando-se ocasionalmente invasoras (Williamson & Fitter, 1996; Strauss et al., 2006). Na Europa, a maioria das espécies exóticas de crustáceos terrestres são isópodos, mas diferentemente de outros táxons, não são vistas como pestes ou pragas (Cochard *et al.*, 2010), e sim como “invasores silenciosos” (Hornung *et al.*, 2007), pois há uma grande lacuna de tempo entre a introdução das espécies no ambiente e a sua “descoberta” como invasoras (Cochard *et al.*, 2010), não demonstrando nenhum tipo de ameaça à saúde de seres humanos ou outros animais e nem acarretam problemas de ordem econômica. Geralmente são sinantrópicos, dominando ambientes urbanos, ocorrendo em parques e jardins (Ferenti & Covaciu-Marcov, 2012). A introdução das espécies ocorre através do transporte de mudas de plantas em vasos com solo contendo os indivíduos. Normalmente, os principais responsáveis são os botânicos e pessoas que trabalham em estufas (Vilisics *et al.*, 2007a).

Se os indivíduos alcançarem sucesso na ocupação (i. e., estabilidade populacional), podem provocar um decréscimo nas espécies nativas do local, causando uma futura homogeneização da fauna de isópodos (Szlávecz *et al.*, 2008; Vilisics & Hornung, 2009). A ocorrência de espécies nativas ou exóticas em simpatria a isópodos sinantrópicos são encontradas com pouca frequência e considerados bioindicadores de ambientes (se especialistas de habitat) (Vilisics & Hornung, 2009).

Esses padrões de comportamento são gerados ao longo de pressões de seleção contínuas associadas com diferentes níveis de perturbação no ambiente, mostrando que esses conceitos são de grande utilidade como ferramenta de análise e compreensão da composição das populações e comunidades ao longo de um eixo de agitação (Kitahara *et al.*, 2000).

## **JUSTIFICATIVA**

Em um fragmento de mata secundária na porção Sul de Porto Alegre, sul do Brasil, foi observada uma área com presença de *B. glaber* onde ocorre alta atividade antrópica, percebida pela existência de grandes quantidades de entulhos no perímetro urbano e trilhas de passagem de pedestres.

Segundo Hassall *et al.* (2005), questões ecológicas ligadas à história de vida de isópodos terrestres, no que diz respeito às diferentes estratégias, atributos da população e comportamento (especialmente reprodutivo), que fazem com que ela cresça e permaneça no ambiente, ainda estão por serem mais esclarecidas. As informações sobre ecologia e demografia são de suma importância para estudos de populações, pois fornecem sua distribuição, tamanho, evolução no tempo, nicho, idade e proporção sexual. Essas características agrupadas auxiliam no entendimento sobre o nível de adaptação que os indivíduos portam para se perpetuarem no ambiente onde vivem. Quadros (2009) comentou que muitos desses estudos vêm sendo realizados nos últimos anos com oniscídeos, mas ainda restam muitos padrões ecológicos e distintas estratégias comportamentais para serem investigados. Até o momento existem poucos relatos sobre os efeitos antrópicos e comportamento de resposta destes crustáceos na região Neotropical (Almerão *et al.*, 2006; Magrini *et al.*, 2011).

Considerando o que se conhece para os isópodos terrestres e relacionando a sua presença com o nível de perturbação de habitats por influência antrópica, o presente trabalho, avaliando o isópodo *Balloniscus glaber* e seu destaque como espécie especialista de habitat, visa analisar como

esta população se comporta em um ambiente em aparente processo de degradação, enfatizando que até o momento apenas se conhece sobre a sua ecologia populacional em mata conservada.

## **OBJETIVOS**

### **Objetivo Geral**

Investigar e comparar a ecologia populacional e aspectos da biologia reprodutiva de *Balloniscus glaber* Araujo & Zardo, 1995 em dois cenários: em ambiente de mata secundária conservada e em mata com intervenção antrópica (fragmentada e com acúmulo de entulhos), ambas em uma área no Sul do Brasil.

### **Objetivos específicos**

Para cada área estudada (mata conservada e mata impactada) serão discutidos os seguintes tópicos:

- Conhecer a demografia, estimando a densidade e a frequência de manca, juvenis e adultos, incluindo a proporção sexual operacional (PSO);
- Identificar a fecundidade;
- Analisar a mortalidade intramarsupial;
- Identificar o período reprodutivo.

## **MATERIAL E MÉTODOS**

### **Área de estudo e amostragens**

As amostragens foram realizadas em duas áreas no bairro Belém Novo em Porto Alegre, RS (30° 20'S – 51° 16'W) (Figura 1): a primeira, em uma faixa de floresta secundária no perímetro urbano, onde há depósito de materiais descartáveis de residências próximas, tais como madeiras, brinquedos, embalagens, peças de vestuário, utensílios de cozinha, móveis e diversos tipos de objetos, aqui denominada “área impactada” para os fins deste estudo (Figura 2 e 3); e a segunda, pertencente ao mesmo fragmento florestal e distante aproximadamente 500 metros da primeira, com mata mais densa, possuindo abundante cobertura vegetal e com menor influência antrópica, definida como “área conservada” neste trabalho (Figura 4). Ambas as localidades fazem parte do território da Fundação de Proteção Especial do Rio Grande do Sul - FPERGS (Av. do Lami, 1150) (Figura 5) e são compostas por diversas espécies arbustivas e arbóreas de aproximadamente 30 anos, as quais fornecem um assoalho adequado com acúmulo de serapilheira, onde são encontrados os isópodos terrestres (Quadros & Araujo, 2008). O clima da região é temperado, considerado *CFa* de acordo com a classificação de Köppen-Geiger (Peel *et al.*, 2007), com verões quentes e ausência de estação seca.

Nas duas florestas foram demarcadas áreas de 10 metros de largura por 18 metros de comprimento, divididas em quadrantes de 1 m por 1 m, totalizando 10 colunas, 18 linhas e 180 quadrantes (Figura 6). Mensalmente, durante um ano (julho de 2011 a junho de 2012), 10 quadrantes em cada área foram amostrados. Os pontos de coleta foram definidos aleatoriamente antes

de cada saída de campo, de modo que dez números de 1 a 18 (correspondendo às linhas) foram sorteados, e a ordem do sorteio referiu-se às colunas.

Com o auxílio de um amostrador circular de ferro (Figura 7), de 30 cm de diâmetro (área aproximada de 0,07 m<sup>2</sup>), serapilheira e aproximadamente 3 cm de profundidade de solo foram recolhidos em sacos plásticos devidamente identificados e levados para o Laboratório de Carcinologia da Universidade Federal do Rio Grande do Sul (UFRGS) para triagem.

Em cada ponto de coleta foram tomadas as medidas de temperatura (°C) e umidade relativa (%) com um termo-higrômetro, tanto da serapilheira como do solo. As informações sobre temperatura (°C) e umidade relativa (%) do ar foram obtidas através do Instituto Nacional de Meteorologia (INMET, 2012).

### **Procedimentos em Laboratório**

Os animais foram separados da serapilheira manualmente e fixados em etanol 70%. O restante do solo das amostras foi colocado em funis de Berlese (Figura 8), expostos à luz incandescente (25W) durante 72 horas, com a finalidade de obter os menores espécimes remanescentes (Araujo & Bond-Buckup, 2005).

Após este processo, os isópodos terrestres foram agrupados por estágios de vida (mancas, juvenis e adultos) (Figura 9) e por sexo (machos possuem papila genital partindo do último pereonito para o abdômen e modificações nos endópodos dos pleópodos 1 e 2) (Figura 10), e medidos a partir da largura do cefalotórax (LC) (Figura 11) em mm (Araujo *et al.*, 2004b).

A definição da categoria denominada “indiferenciados” se fez necessária dada a impossibilidade de reconhecimento do sexo dos menores indivíduos não manca, de LC variando entre 0,73 mm (menor animal com o sétimo pereonito desenvolvido, bem como o sétimo par de pernas, sem características sexuais secundárias) e 0,83 mm de LC (limite definido a partir do tamanho do menor macho identificável). Espécimes maiores e sem papila genital foram agrupados na categoria “fêmea”.

### **Análise dos dados**

Os valores de densidade foram transformados em  $\text{Log}_{10}(n + 1)$  para corrigir as grandes diferenças entre os meses (Araujo & Bond-Buckup, 2005) e os dados de LC foram organizados mensalmente em histogramas com intervalos de classe de 0,1 mm (classe I variando de 0,55 mm a 0,65 mm, exclusive) definidos pela quarta parte do seu desvio padrão (Quadros & Araujo, 2007).

O surgimento e o desaparecimento de fêmeas ovígeras e pós-ovígeras na população (também podendo ser acompanhado com o aparecimento de manca) foram observados para demarcar o início e o fim, respectivamente, do período reprodutivo. A fase adulta dos animais foi determinada a partir do tamanho de LC (mm) da menor fêmea ovígera encontrada ao longo dos doze meses de amostragens (Araujo & Bond-Buckup, 2005; Quadros *et al.*, 2009).

Para o cálculo de proporção sexual operacional (PSO) foi observada a abundância de machos adultos e fêmeas adultas não-ovígeras aptos para a reprodução. Foi utilizado o teste qui-quadrado ( $\alpha = 0,05$ ) para verificar



diferença entre a proporção de cada sexo, calculada para cada mês com todas as amostragens (Araújo & Bond-Buckup, 2005).

As fêmeas ovígeras foram categorizadas de acordo com o conteúdo intramarsupial (Figura 12), podendo ser com ovos (FO), fêmeas com embriões (quando os ovos já possuíam segmentação) (FE), fêmeas com manchas (assim que as antenas e os pereópodos já estivessem livres) (FM) e fêmeas pós-ovígeras (com marsúpio vazio) (FP), seguindo Araújo & Bond-Buckup (2005).

O índice de fêmeas potencialmente reprodutivas (FPR) foi calculado mensalmente através da razão do total de fêmeas adultas pelo número total de fêmeas. O índice de fêmeas efetivamente reprodutivas (FER) foi dado pelo número de fêmeas ovígeras, somado ao número de pós-ovígeras e dividido pelo total de fêmeas. O produto desses dois parâmetros multiplicado pela fecundidade média mensal é definido como índice de mobilização reprodutivo (IMR). Se for considerado que todas as fêmeas estão reprodutivas, i. e. FPR = 1 e FER = 1, a mobilização máxima ( $IMR_{máx}$ ) dependerá apenas da fecundidade. A taxa de mobilização reprodutiva mensal é então definida por (Quadros & Araujo, 2007):

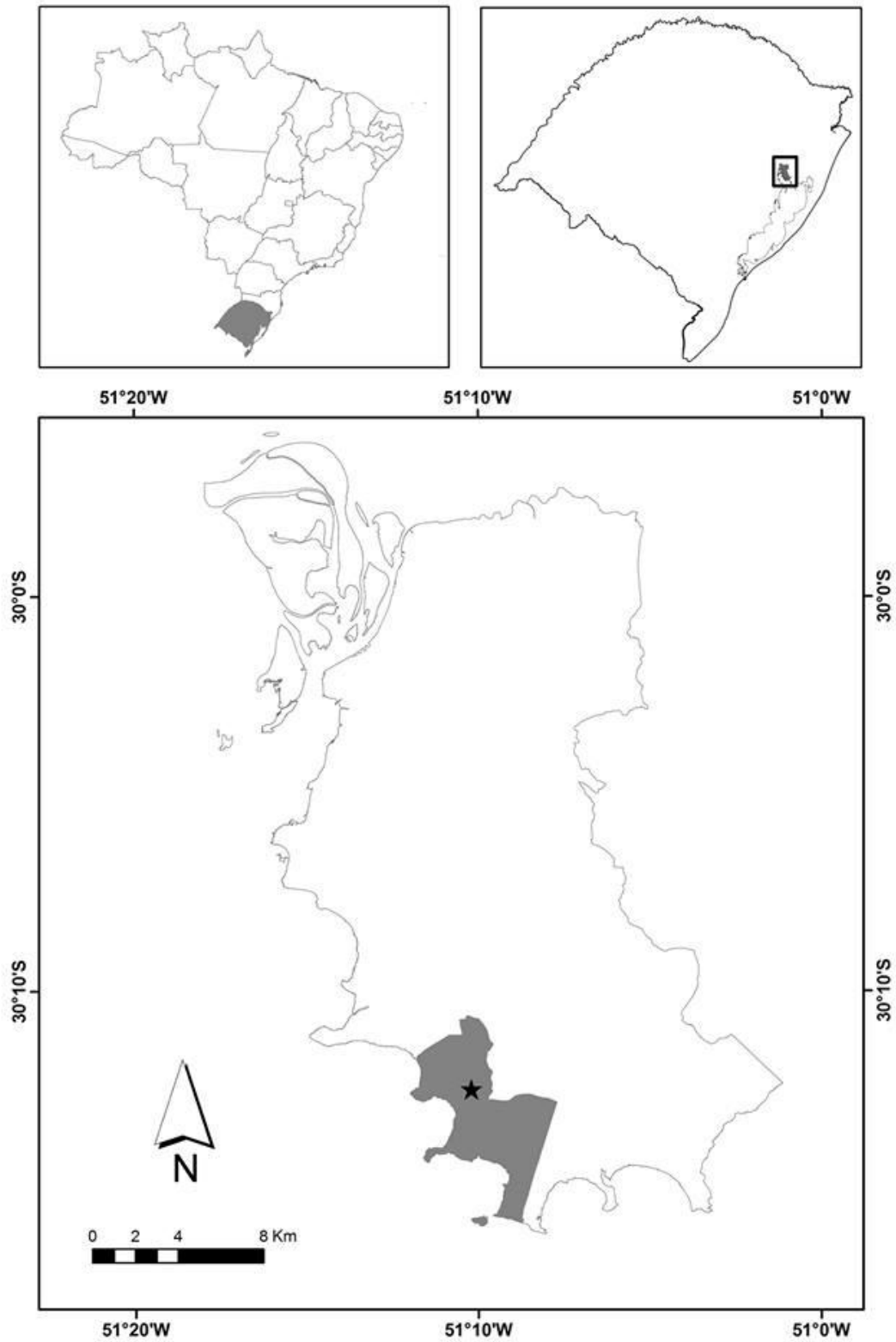
$$TMR = \frac{FPR \times FER \times \text{Fecundidade média} \times 100}{IMR_{máx}}$$

A mortalidade intramarsupial foi estimada observando-se os ovos não desenvolvidos em FE. A relação entre o número de ovos (fecundidade) e a largura do cefalotórax foi descrita pela equação da regressão linear:  $F = a + b(LC)$ , onde  $F$  representa fecundidade. Para o cálculo da produção de ovos seguiu-se a equação de Sutton (1968):

$$\text{Produção de ovos} = \frac{\text{total de ovos de um mês} \times \text{intervalo entre coletas}}{\text{média do tempo de desenvolvimento}}$$

O tempo médio de desenvolvimento intramarsupial utilizado na fórmula acima foi 40 dias, seguindo o proposto por Quadros *et al.* (2009).

Para as análises de correlação entre as variáveis de temperatura do solo (°C), umidade relativa do solo (%), temperatura da serapilheira (°C), umidade relativa da serapilheira (%), temperatura do ar (°C) e umidade relativa do ar (%) com a densidade e frequência dos indivíduos foi utilizado o teste de Regressão Múltipla ( $p < 0,05$ ). O coeficiente de variação (CV) foi usado para mostrar a variação entre as variáveis abióticas durante os 12 meses de amostragem.



**Figura 1.** Bairro Belém Novo, Porto Alegre, RS, Brasil. Em destaque (estrela) local onde foram realizadas as amostragens de solo e serapilheira.

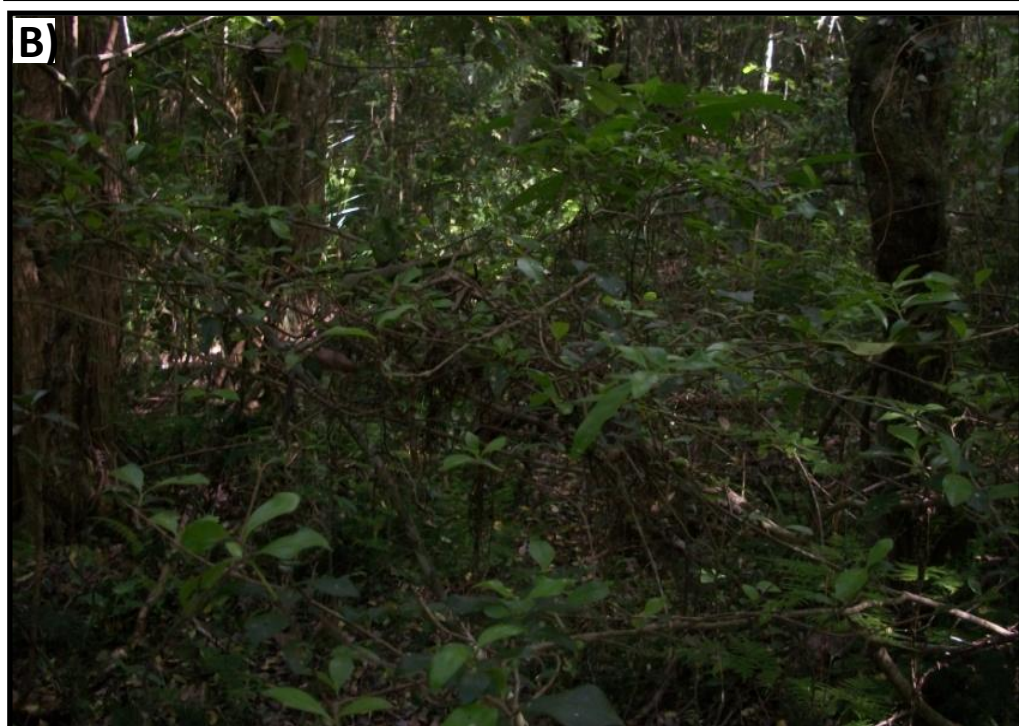
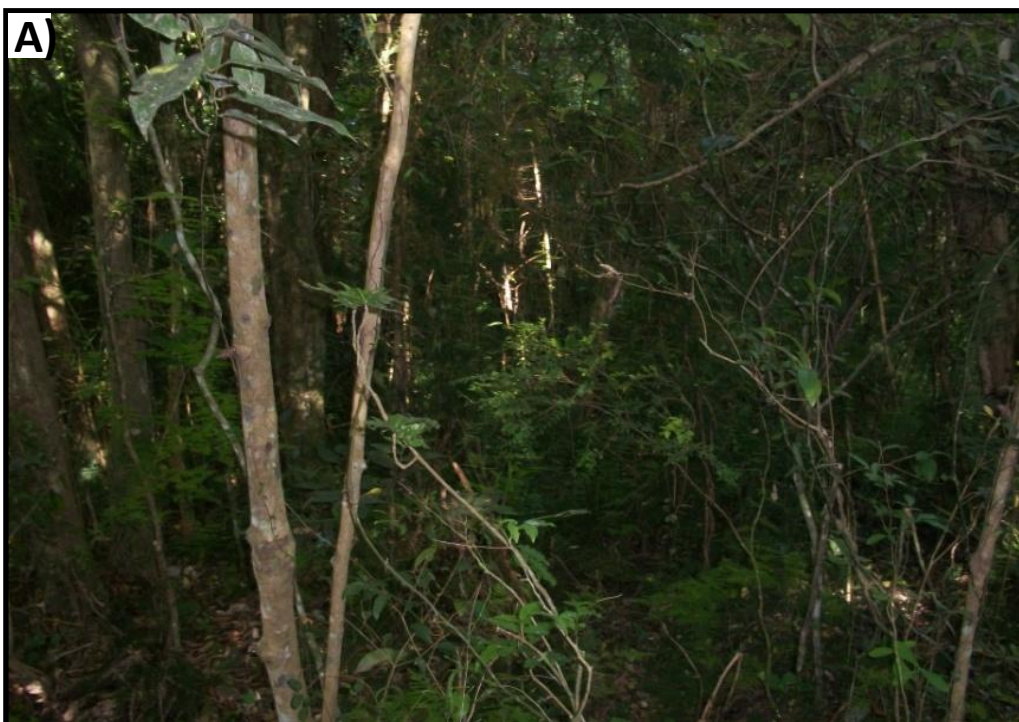


**Figura 2.** Duas visões distintas da área com influência antrópica: **A)** Externa e **B)** Interna.



**Figura 3.** Evidências de impacto causado por atividade humana na área do perímetro urbano. **A)** Móveis espalhados; **B)** Utensílios domésticos; **C)** Objeto de porte considerável (almofada); **D)** Madeira de móveis desmontados; **E)** Colchão velho; e **F)** Brinquedo.





**Figura 4.** Duas visões da área conservada escolhida para parte das amostragens. **A)** Visão mais externa e **B)** Visão interna.



**Figura 5.** Mata secundária da Fundação de Proteção Especial do rio Grande do Sul, na zona sul de Porto Alegre. Em destaque, áreas de amostragem: impactada e conservada.

	I	II	III	IV	V	VI	VII	VIII	IX	X	
18					■						18
17											17
16											16
15										■	15
14											14
13		■									13
12											12
11									■		11
10											10
9			■								9
8											8
7	■										7
6						■					6
5											5
4								■			4
3							■				3
2				■							2
1											1
	I	II	III	IV	V	VI	VII	VIII	IX	X	

**Figura 6.** Esquema de amostragem de quadrantes. As áreas foram divididas em sua largura por colunas (identificadas por algarismos romanos) e por linhas em seu comprimento (algarismos arábicos), resultando em 180 quadrantes de 1 metro por 1 metro. Neste exemplo a ordem de números sorteados foi: 7, 13, 9, 2, 18, 6, 3, 4, 11 e 15.

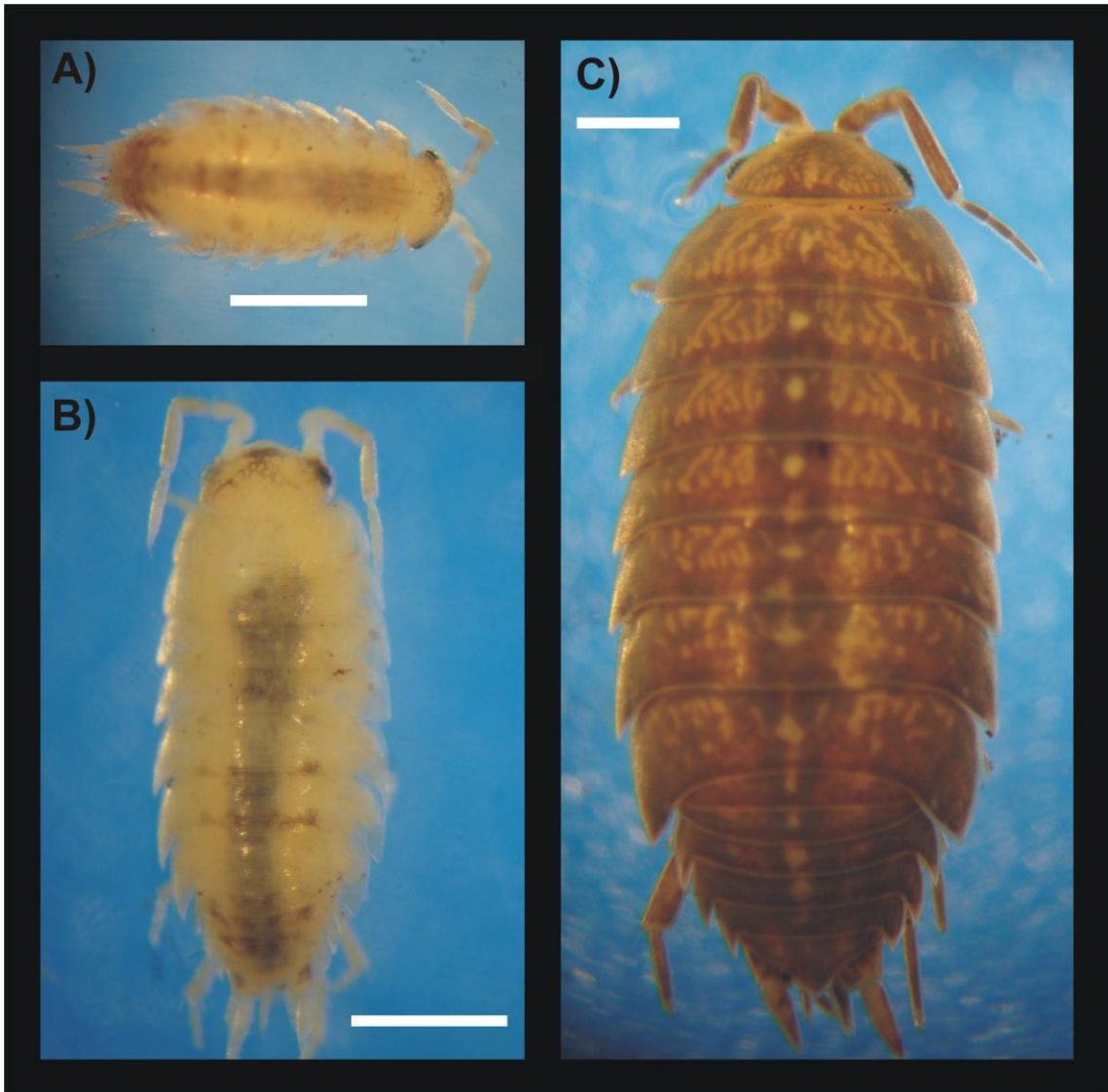




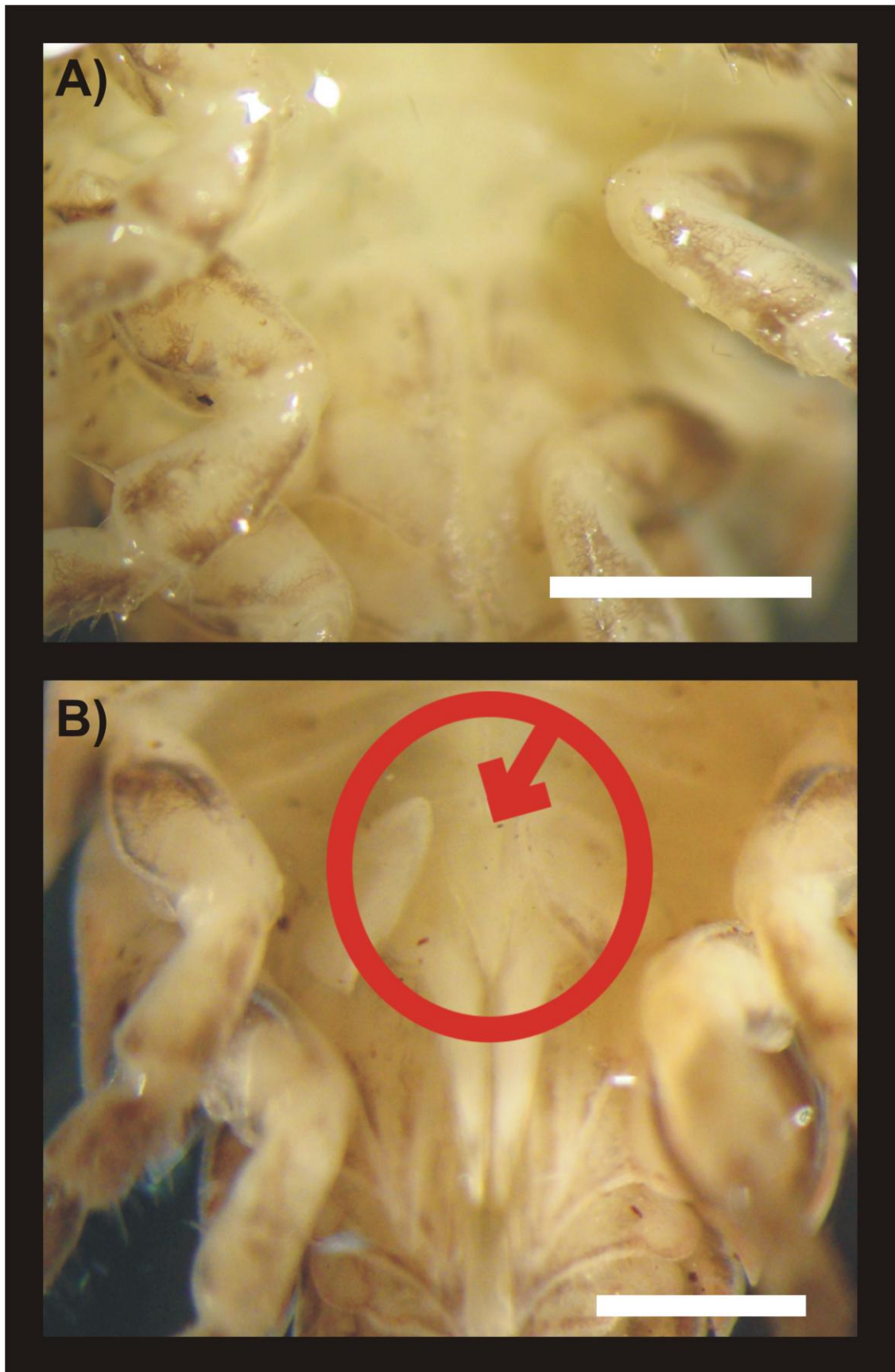
**Figura 7.** Amostrador circular de ferro de 30 cm de diâmetro, utilizado para a demarcação dos pontos de coleta dos quadrantes sorteados.



**Figura 8.** Aparato com 12 funis de Berlese, onde o restante de solo de cada amostra foi exposto à luz incandescente (25W) durante 72h.

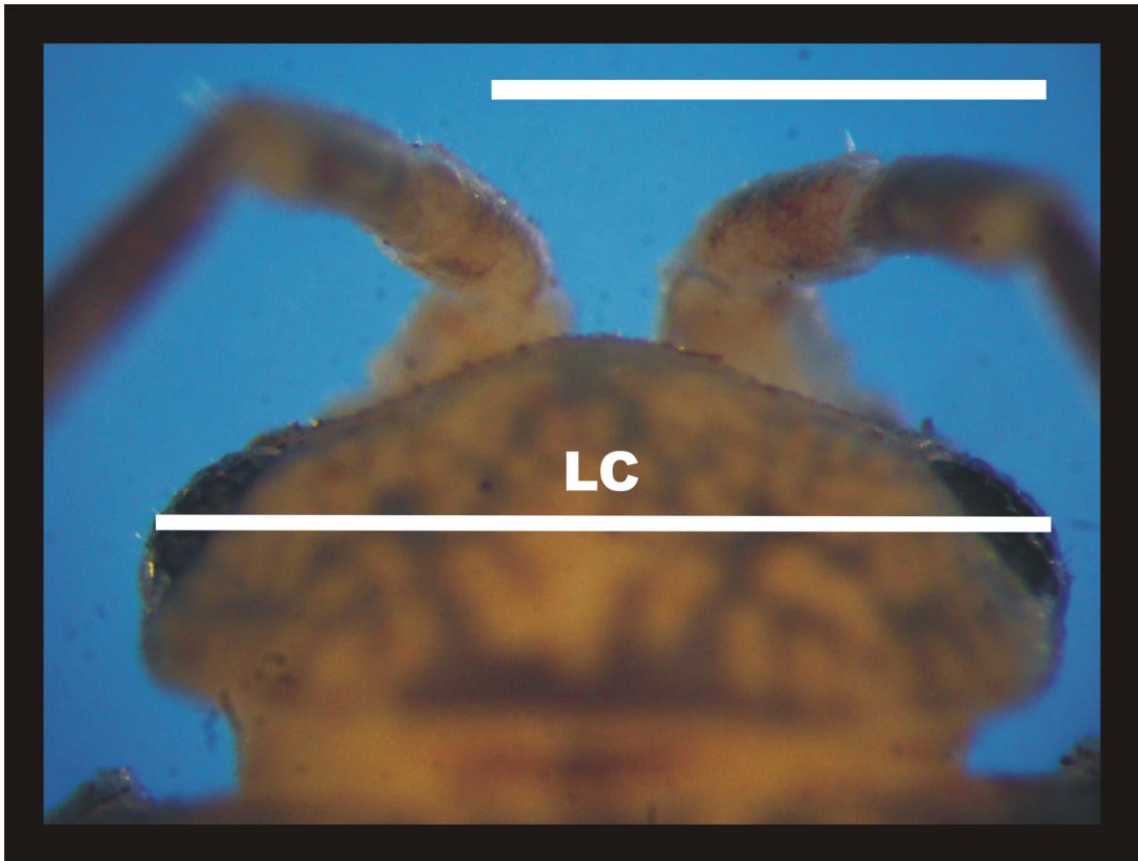


**Figura 9.** Diferentes estágios de vida de *B. glaber*. **A)** Manca; **B)** Juvenil; e **C)** Adulto.

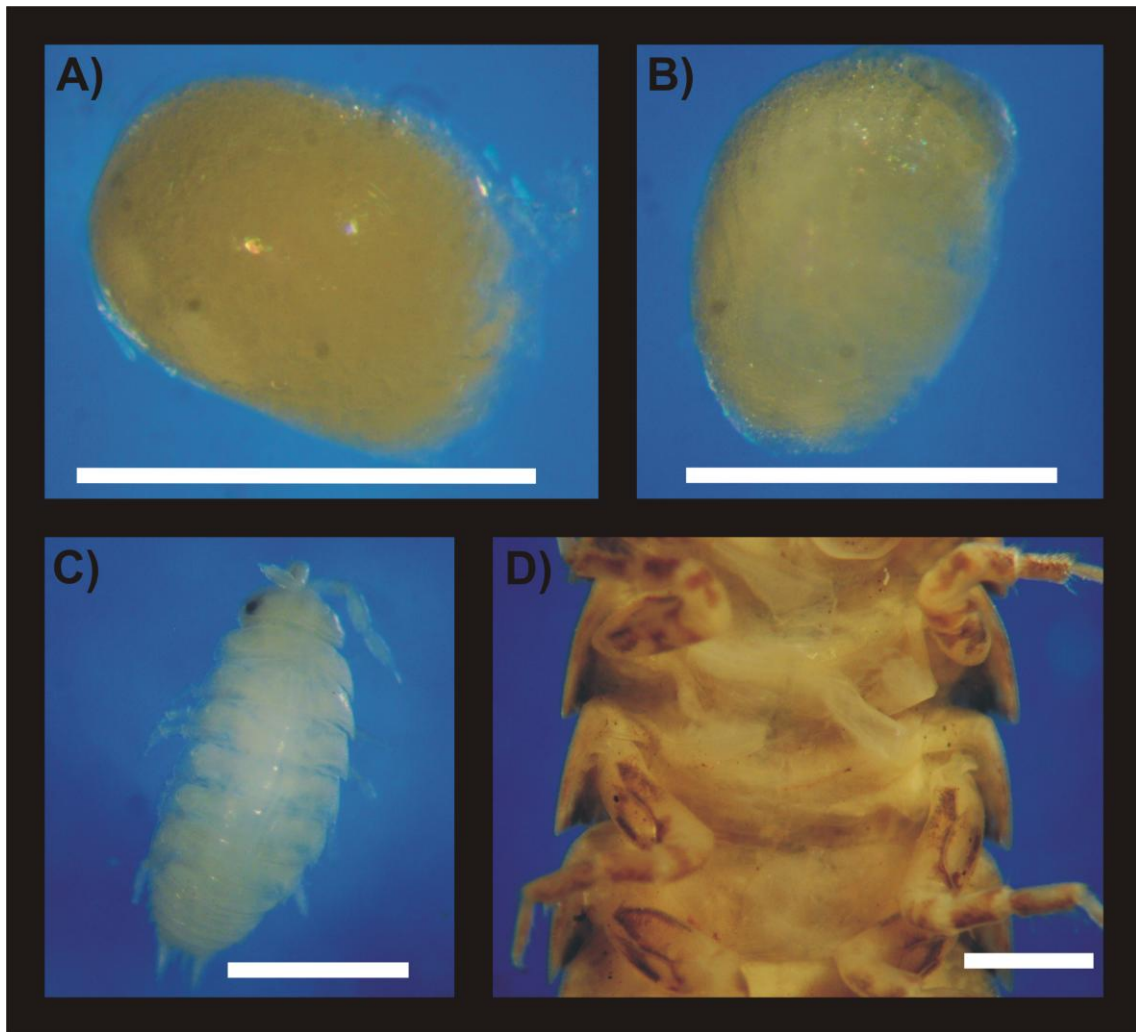


**Figura 10.** Diferenciação sexual de *B. glaber*. **A)** Fêmea; e **B)** Macho, em destaque: papila genital (seta) e modificações nos endópodos dos pleópodos 1 e 2.





**Figura 11.** Medida da Largura do Cefalotórax (LC) examinada em um indivíduo da espécie *Balloniscus glaber*.



**Figura 12.** Conteúdo marsupial de fêmeas ovígeras de *Balloniscus glaber*. **A)** ovo (FO); **B)** embrião (FE); **C)** mancas (FM); e **D)** Pós ovígera (marsúpio vazio) (FP).

## **RESULTADOS**

### **Dados abióticos**

Para a área impactada, a temperatura média do solo foi de 21,2 °C, variando entre 13,2 °C e 28,2 °C, (julho de 2011 e fevereiro de 2012, respectivamente), com CV = 19,2% (Figura 13). A temperatura média da serapilheira foi de 21,5 °C, com variação entre 13,3 °C e 28,7 °C (também nos meses de julho de 2011 e fevereiro de 2012, respectivamente), com CV = 19,8% (Figura 13). Em relação à umidade relativa, ambos tiveram média de 54% e mínimo atingindo 42% (ambas em março de 2012), com diferença de um ponto percentual em seu máximo (no mês de agosto de 2011), com 70% para o solo e 71% para a serapilheira (CV = 15,2% para o solo e CV = 15,5% para serapilheira) (Figura 13).

Na área conservada a temperatura do solo variou entre 9,4 °C (julho de 2011) e 27,2 °C (fevereiro de 2012), apresentando uma média de 19,4 °C, com CV = 23%. Foi observada variação entre 9,3 °C e 26,4 °C (julho de 2011 e fevereiro de 2012, respectivamente) na temperatura da serapilheira, com média de 19,4 °C e CV = 22,7%. A umidade relativa média observada foi de 66% para os dois parâmetros, sendo mais alta que a da área impactada, com variação entre 52% (novembro de 2011) e 90% e 89% (solo e serapilheira, respectivamente, em agosto de 2011) e CV = 14,5% para o solo e CV = 14% para a serapilheira.

Para ambos os locais a temperatura do ar mínima observada variou entre 6 °C e 21 °C e a máxima entre 15 °C e 31 °C. A umidade relativa variou entre 60% (novembro de 2011) e 90% (agosto de 2011) (Figura 13). Entre as áreas analisadas, houve diferença significativa entre a umidade relativa do solo

(ANOVA,  $F = 11,47$ ,  $p = 0,003$ ,  $\alpha = 0,05$ ), e entre a umidade relativa da serapilheira (ANOVA,  $F = 48,20$ ,  $p < 0,0001$ ,  $\alpha = 0,05$ ). Não houve relação entre as variáveis abióticas com a densidade de fêmeas reprodutivas na área impactada ( $R^2$  múltiplo = 0,64,  $F = 4,29$ ,  $p = 0,07$ ), na densidade total dos animais no local impactado ( $R^2$  múltiplo = 0,16,  $F = 1,35$ ,  $p = 0,38$ ), tampouco para a área conservada ( $R^2$  múltiplo = 0,49,  $F = 2,76$ ,  $p = 0,14$ ).

### **Estrutura Populacional**

Foram coletados 4.661 indivíduos na área impactada, dos quais 1.550 eram machos, 2.445 fêmeas (2273 não-ovígeras, 139 ovígeras e 33 pós-ovígeras), 218 indiferenciados e 448 mancas. Na área conservada apenas 95 indivíduos foram encontrados (20 machos, 30 fêmeas, um indiferenciado e 44 mancas).

A densidade de *B. glaber* variou entre 344 ind/m<sup>2</sup> em dezembro de 2011 e 879 ind/m<sup>2</sup> em abril de 2012 na área impactada (CV = 34,4%), com média de  $556 \pm 190$  ind/m<sup>2</sup> (Figura 13). Não foi observada diferença significativa ao longo do ano (ANOVA,  $F = 1,143$ ,  $p = 0,336$ ,  $\alpha = 0,05$ ) tampouco entre as estações (ANOVA,  $F = 0,497$ ,  $p = 0,689$ ,  $\alpha = 0,05$ ). Houve menor densidade na primavera e maior no outono (391 ind/m<sup>2</sup> e 681 ind/m<sup>2</sup>, respectivamente) (Figura 14). Já na área conservada a variação foi de 1,4 ind/m<sup>2</sup> em julho e setembro de 2011 a 41,4 ind/m<sup>2</sup>, em novembro de 2011 (CV = 98,6%), com média de  $11,3 \pm 11$  ind/m<sup>2</sup> (Figura 15). O grande desvio padrão observado se deve à elevada abundância de mancas nesta área no período reprodutivo. Pela baixa frequência de indivíduos na área conservada, optou-se por não fazer uma análise detalhada da mesma, e os dados seguintes referem-se apenas à área impactada.



Tanto os machos como as fêmeas apresentaram distribuição unimodal de LC, com a maioria dos machos na classe VIII (LC entre 1,25 mm e 1,35 mm), fêmeas não-ovígeras na classe V (entre 0,95 mm e 1,05 mm) e fêmeas ovígeras surgindo a partir da classe X (LC entre 1,45 mm e 1,55 mm) (Figura 16). Observou-se a prevalência de animais juvenis (principalmente fêmeas), com mais de 50% da população pertencendo às menores classes de tamanho (I a VII, 0,55 mm a 1,25 mm de LC), ocorrendo de forma evidente no primeiro mês de amostragem (inverno) e no período entre janeiro e maio de 2012 (verão e outono) (Figura 17).

O tamanho médio (LC) dos machos foi de  $1,43 \pm 0,3$  mm e o das fêmeas foi de  $1,32 \pm 0,37$  mm, com diferença significativa entre os sexos (ANOVA,  $F = 98,919$ ,  $p < 0,0001$ ,  $\alpha = 0,05$ ). A maior amplitude de tamanho observada ocorreu entre as fêmeas, e a maior não-ovígera atingiu 2,45 mm de LC. O maior macho mediu 2,38 mm (Figura 18).

### **Proporção Sexual e PSO**

A proporção sexual operacional não teve diferença significativa quando comparada entre os meses, exceto em agosto de 2011, em que houve predomínio de fêmeas ( $\chi^2 = 5,57$ ,  $p = 0,0183$ ,  $\alpha = 0,05$ ), antes da ocorrência de fêmeas ovígeras, e em janeiro de 2012, com predomínio de machos ( $\chi^2 = 8,67$ ,  $p = 0,003$ ,  $\alpha = 0,05$ ) (Figura 19). Já quanto à proporção sexual (considerando-se todos os machos e fêmeas não reprodutivas da população), em todo o ano de amostragem a frequência de fêmeas ultrapassou a dos machos, resultando em uma proporção média de 0,68 : 1 (♂ : ♀).

### **Fêmeas Ovígeras e Pós-Ovígeras**

As fêmeas ovígeras e pós-ovígeras corresponderam a 7% do total de fêmeas coletadas durante o estudo, ocorrendo de outubro de 2011 a maio de 2012, indicando que a estação reprodutiva está restrita a esse período (Figura 20). A densidade variou de 4,3 ind/m<sup>2</sup> em maio de 2012 (outono) a 52,9 ind/m<sup>2</sup> em janeiro de 2012 (verão) (Figura 21), coincidindo com a época em que a PSO favoreceu os machos.

A menor fêmea ovígera amostrada mediu 1,49mm de LC, correspondendo ao tamanho considerado em que os animais atingem a maturidade sexual nesta população. A maior fêmea ovígera foi também o maior indivíduo encontrado e mediu 2,63mm de LC, tendo sido o único espécime a ocupar a classe XXI de distribuição de tamanho (Figura 16).

Quando a reprodução iniciou em outubro, metade das fêmeas adultas estava potencialmente reprodutiva e a taxa aumentou em dezembro, com 56%. Entretanto, somente em março de 2012 que 65% das fêmeas adultas estavam FER. Mesmo com a ausência de FER no período de julho a setembro de 2011 e junho de 2012, FPR estiveram presentes na população durante o ano inteiro (24% no inverno e 20% no último mês de amostragens). Em janeiro de 2012 foi observada a maior taxa de mobilização reprodutiva (30,3%), seguida com a de novembro de 2011 (18,3%), e de dezembro de 2011 (16,0%) (Tabela 1).

### **Fecundidade e Mortalidade Intramarsupial**

Fêmeas ovígeras foram avaliadas quanto ao seu conteúdo intramarsupial, resultando em 52,52% de FO, 27,34% de FE e 20,14% de FM. Em FE foi observada a presença de ovos inviáveis (total de 27 ovos presentes em conjunto à 379 embriões), indicando uma taxa de 6,65% de mortalidade

intramarsupial total, com a maior observada em janeiro de 2012 (14,1%), seguida de março de 2012 (10,7%) e novembro de 2011 (4%) (Figura 22). A equação da fecundidade encontrada foi:  $F = -20,15 + 16,63(LC)$  ( $R^2 = 0,57$ ,  $F = 167,4$ ,  $p < 0,0001$ ). O conteúdo intramarsupial variou entre 3 e 28, com fecundidade média de  $11 \pm 4$  ovos (FO = 11,1; FE = 10,7; FM = 10,3) e CV = 36,3%. Todos os estágios de conteúdo intramarsupial foram encontrados ao longo do período reprodutivo (Figura 23), exceto em outubro de 2011 com ausência de FM e em maio de 2012 sem FE.

### **Produção de Ovos**

Houve maior quantidade de ovos nos meses correspondentes ao verão (janeiro a março de 2012), com total de 342, ou densidade de 163 ovos/m<sup>2</sup> (Tabela 2). Na primavera a quantidade de ovos foi de 300, ou densidade de 143 ovos/m<sup>2</sup>. Os meses de Abril e Maio de 2012 (período final da estação reprodutiva) não foram considerados devido à baixa frequência de fêmeas ovígeras e ovos na população.

### **Recrutamento**

A entrada de indivíduos recém-nascidos (mancas livres) na população ocorreu de outubro de 2011, coincidindo com o início do período reprodutivo, a junho de 2012, um mês após a última fêmea ovígera ser coletada, com densidade variando entre 8,6 ind/m<sup>2</sup> (outubro de 2011) e 192,9 ind/m<sup>2</sup> (fevereiro de 2012). Já o recrutamento de indivíduos para o estágio juvenil só não ocorreu no final do inverno (setembro) e na primavera, visto a ausência de animais indiferenciados (correspondentes ao estágio seguinte de manca), com densidade entre 11,4 ind/m<sup>2</sup> (agosto de 2011) e 71,4 ind/m<sup>2</sup> (abril de 2012)

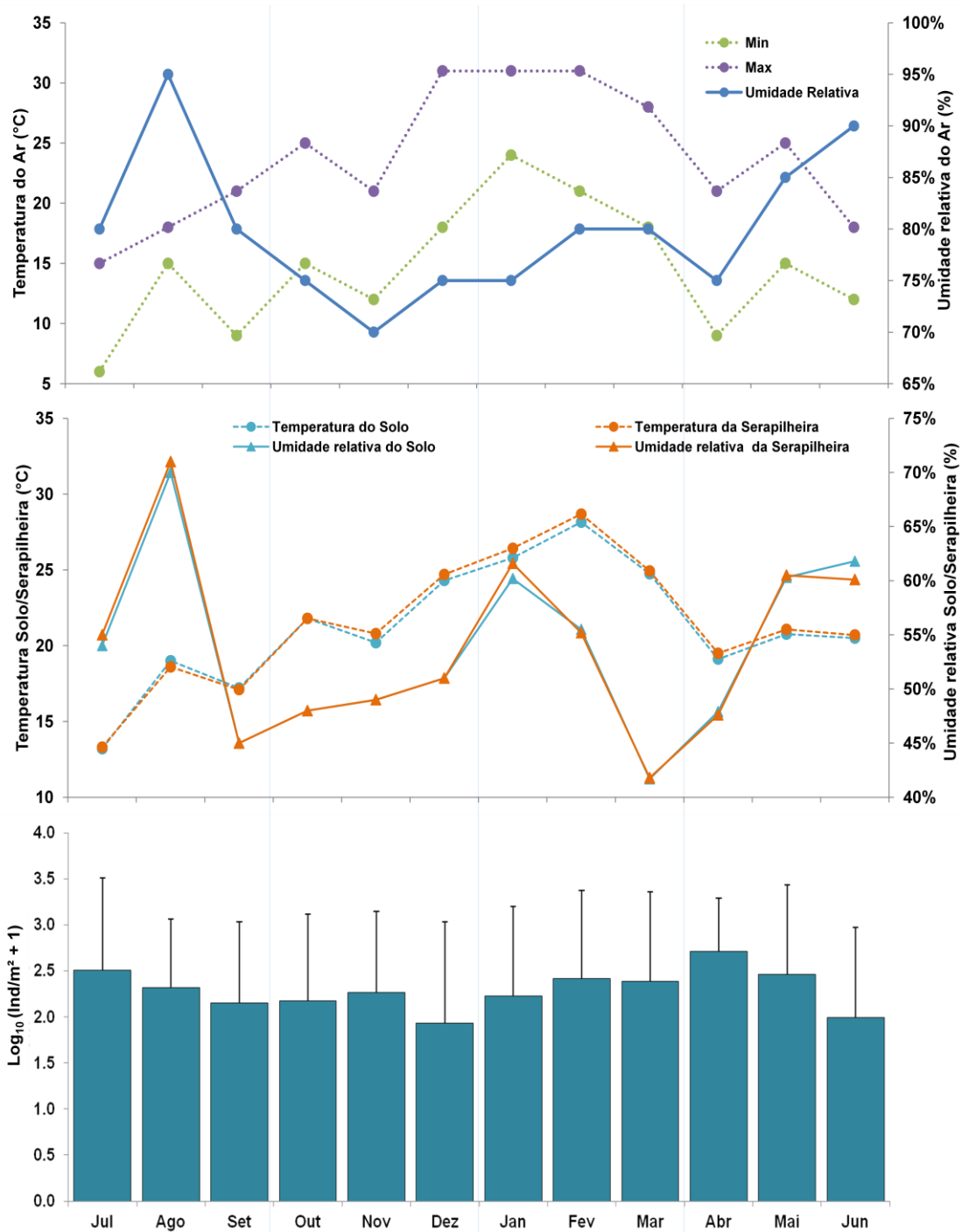
(Figura 24). A razão entre a frequência de machos e de fêmeas reprodutivas foi de 2,6.

**Tabela 1.** Fêmeas potencialmente reprodutivas (FPR: fêmeas adultas/total de fêmeas), Fêmeas efetivamente reprodutivas (FER: fêmeas reprodutivas/fêmeas adultas) e taxa de mobilidade reprodutiva (TMR: % do  $IMR_{máx}$ ) da população de fêmeas de *B. glaber* de cada amostragem mensal da área impactada, Porto Alegre, RS.

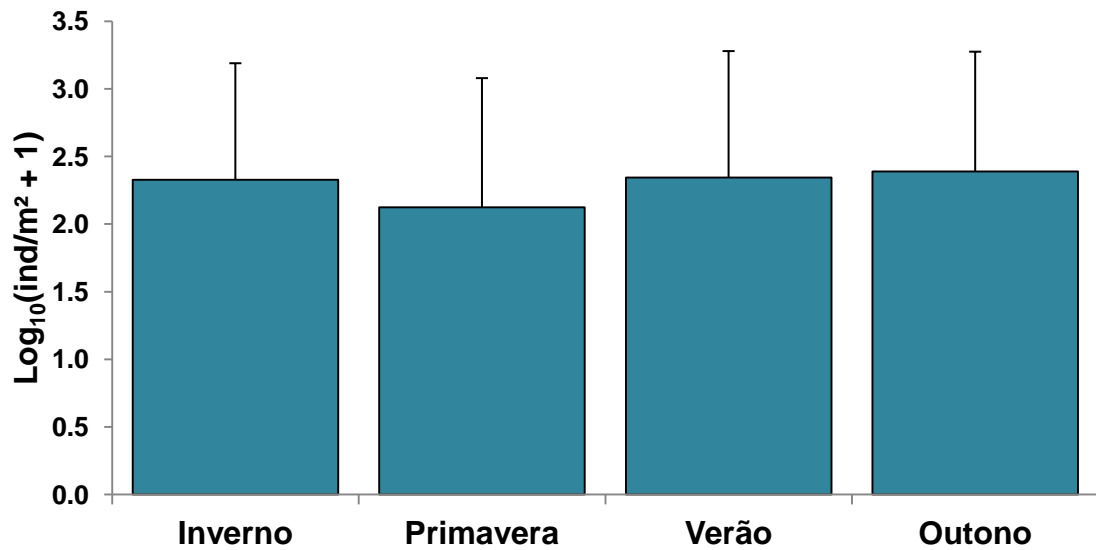
	<b>Potencialmente Reprodutivas (FPR)</b>	<b>Efetivamente Reprodutivas (FER)</b>	<b>Taxa de Mobilidade Reprodutiva (TMR)</b>
<b>Jul/11</b>	0,16	0,00	0,0%
<b>Ago/11</b>	0,25	0,00	0,0%
<b>Set/11</b>	0,39	0,00	0,0%
<b>Out/11</b>	0,50	0,16	8,2%
<b>Nov/11</b>	0,54	0,34	18,3%
<b>Dez/11</b>	0,56	0,28	16,0%
<b>Jan/12</b>	0,52	0,59	30,3%
<b>Fev/12</b>	0,25	0,51	12,9%
<b>Mar/12</b>	0,23	0,65	14,8%
<b>Abr/12</b>	0,17	0,11	1,9%
<b>Mai/12</b>	0,24	0,04	1,0%
<b>Jun/12</b>	0,17	0,00	0,0%

**Tabela 2.** Produção de ovos de *B. glaber*, considerando os meses de primavera de 2011 (Out-Nov-Dez) e verão de 2012 (Jan-Fev-Mar) da área impactada, Porto Alegre, RS. FO: Fêmeas Ovíferas.

<b>Data de Coleta</b>	<b>Nº de FO</b>	<b>Nº de Ovos</b>	<b>Intervalo entre as coletas</b>	<b>Produção de ovos</b>
19 Outubro/11	11	147	37	136
16 Novembro/11	13	140	28	98
12 Dezembro/11	9	102	26	66
20 Janeiro/12	17	155	39	151
28 Fevereiro/12	10	124	39	121
26 Março/12	12	103	27	70

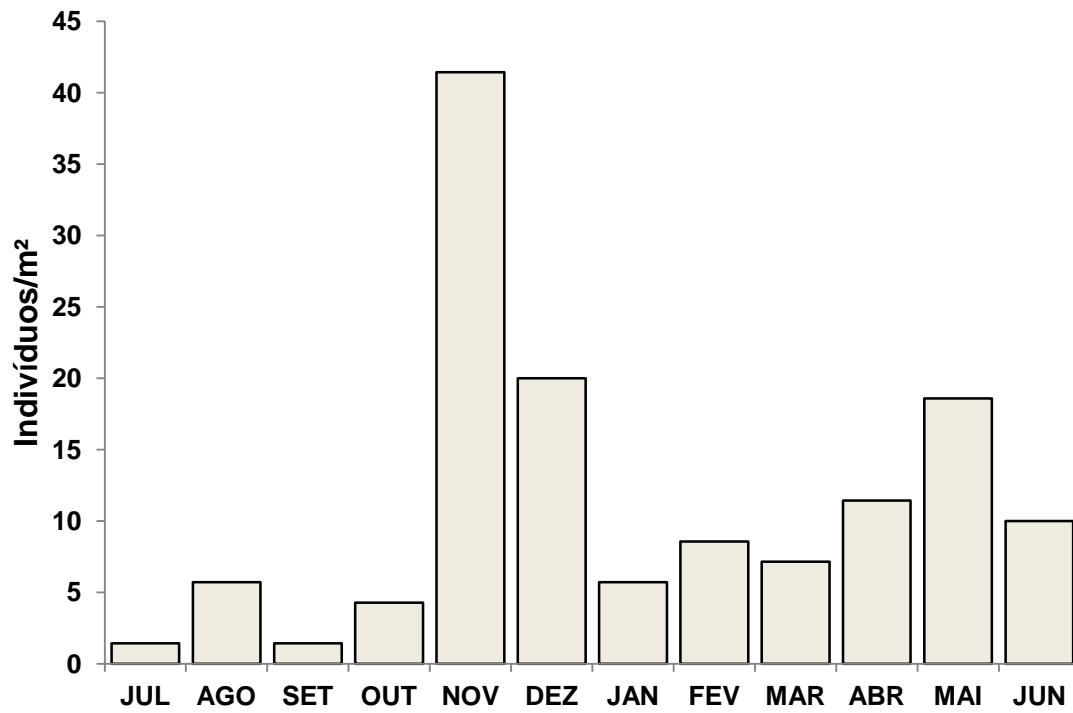


**Figura 13.** Microclima e densidade mensal de *B. glaber* na área impactada da Fundação de Proteção Especial do Rio Grande do Sul, em Porto Alegre, ao longo dos 12 meses de amostragem (Jul/2011 a Jun/2012). Para temperatura e umidade, todos os valores são médias mensais. Linhas verticais indicam estações do ano. Barras verticais indicam o um desvio padrão.

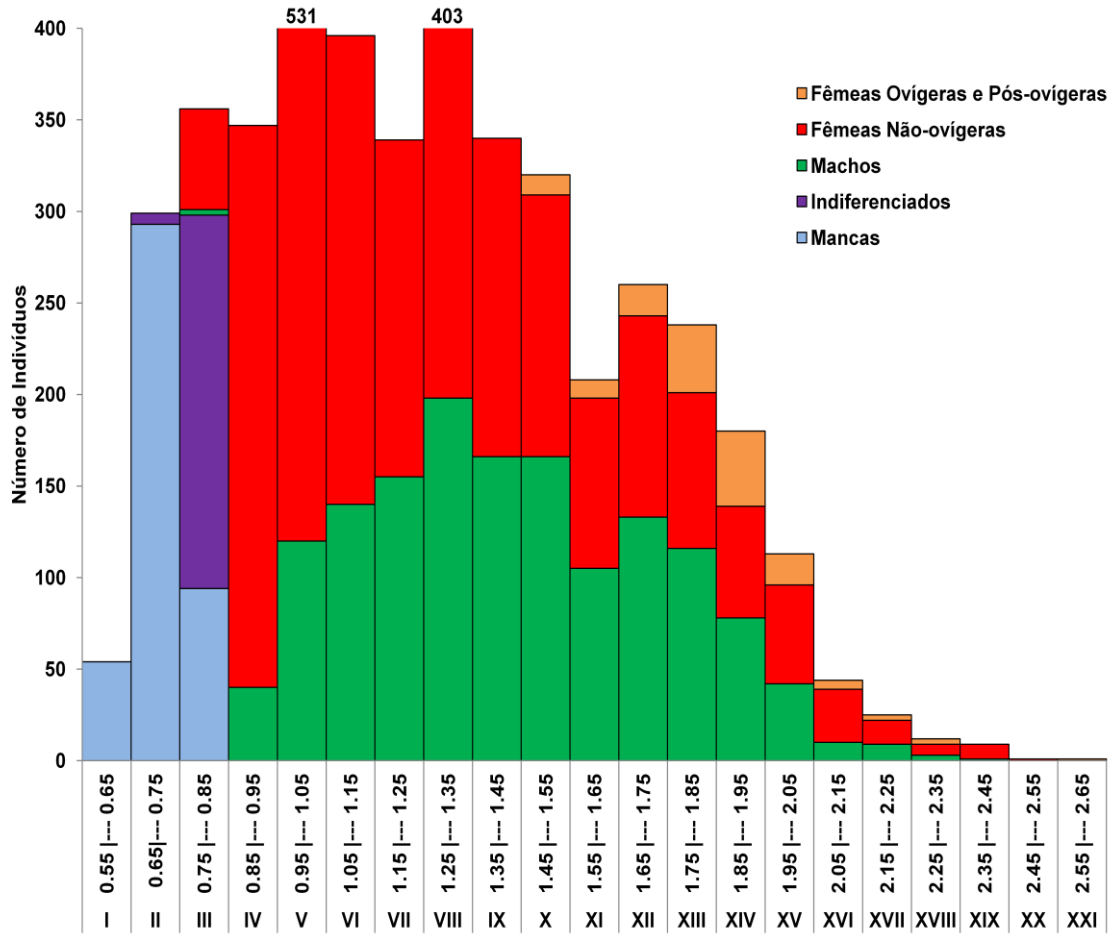


**Figura 14.** Densidade total de *B. glaber* na área impactada da Fundação de Proteção Especial do Rio Grande do Sul, em Porto Alegre, agrupada por estações do ano (Jul/2011 a Jun/2012). Linhas verticais referem-se a um desvio padrão.

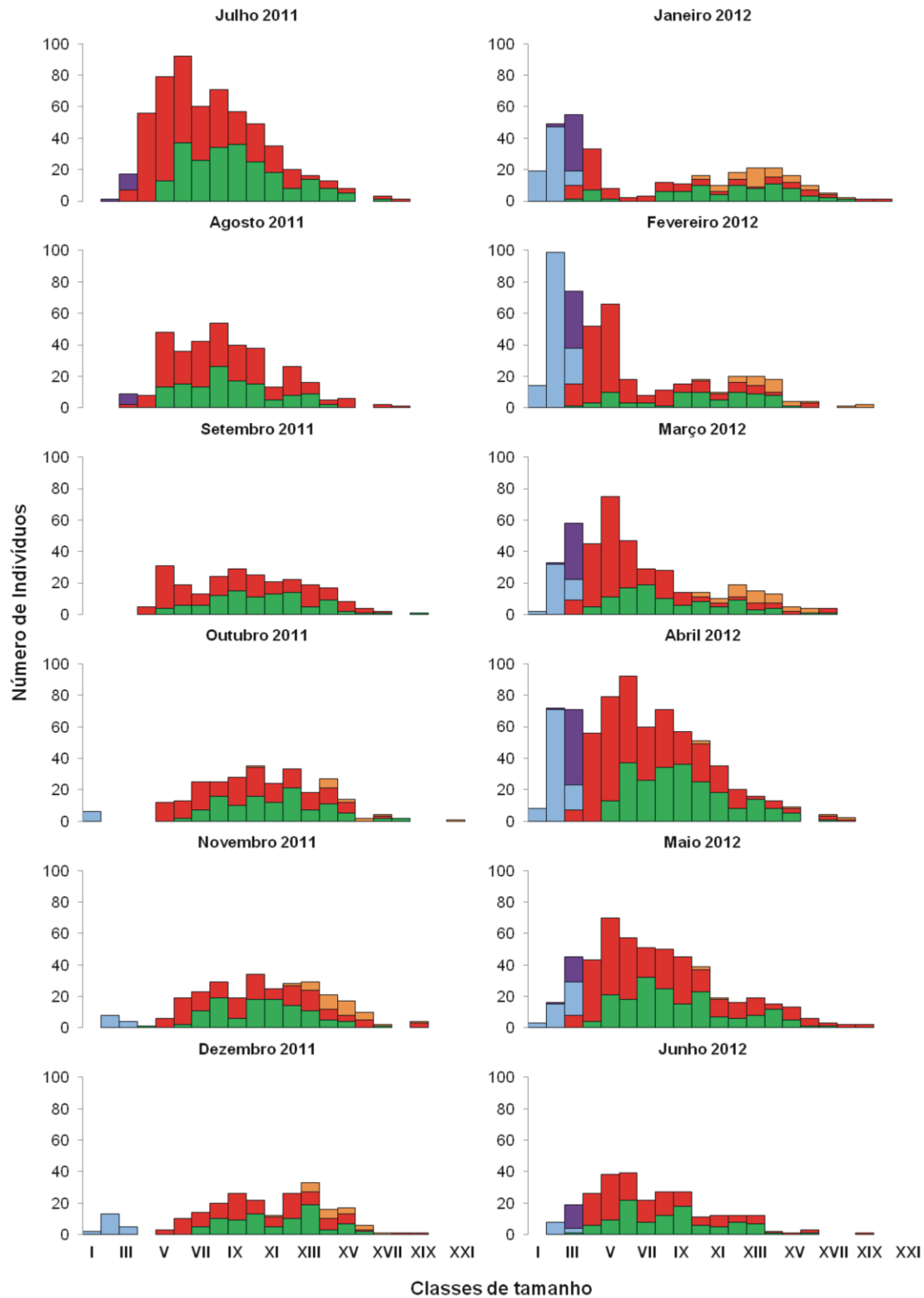




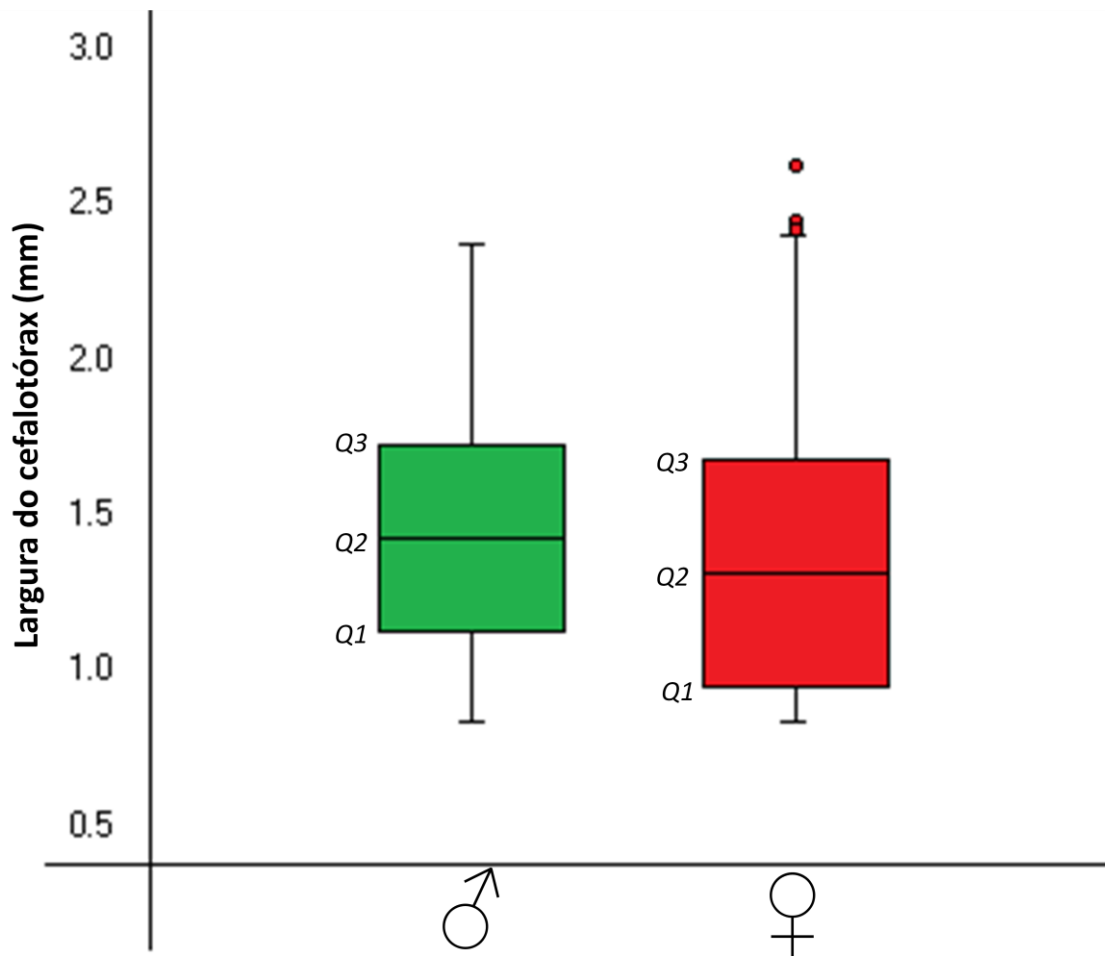
**Figura 15.** Densidade total de *B. glaber* na área conservada da Fundação de Proteção Especial do Rio Grande do Sul, em Porto Alegre, ao longo dos 12 meses de amostragem (Jul/2011 a Jun/2012).



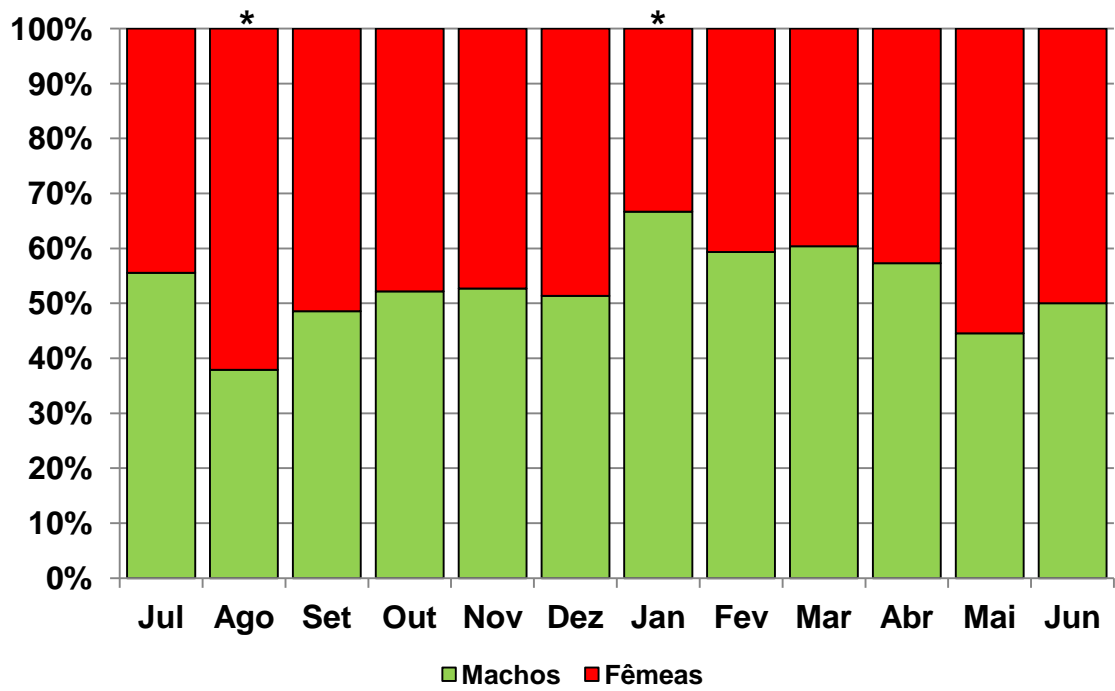
**Figura 16.** Histograma de distribuição dos indivíduos de *B. glaber* nas classes de tamanho determinadas pela quarta parte do desvio padrão, amostrados na área impactada de Jul/2011 a Jun/2012. Números acima das barras mostram frequência acima de 400 indivíduos.



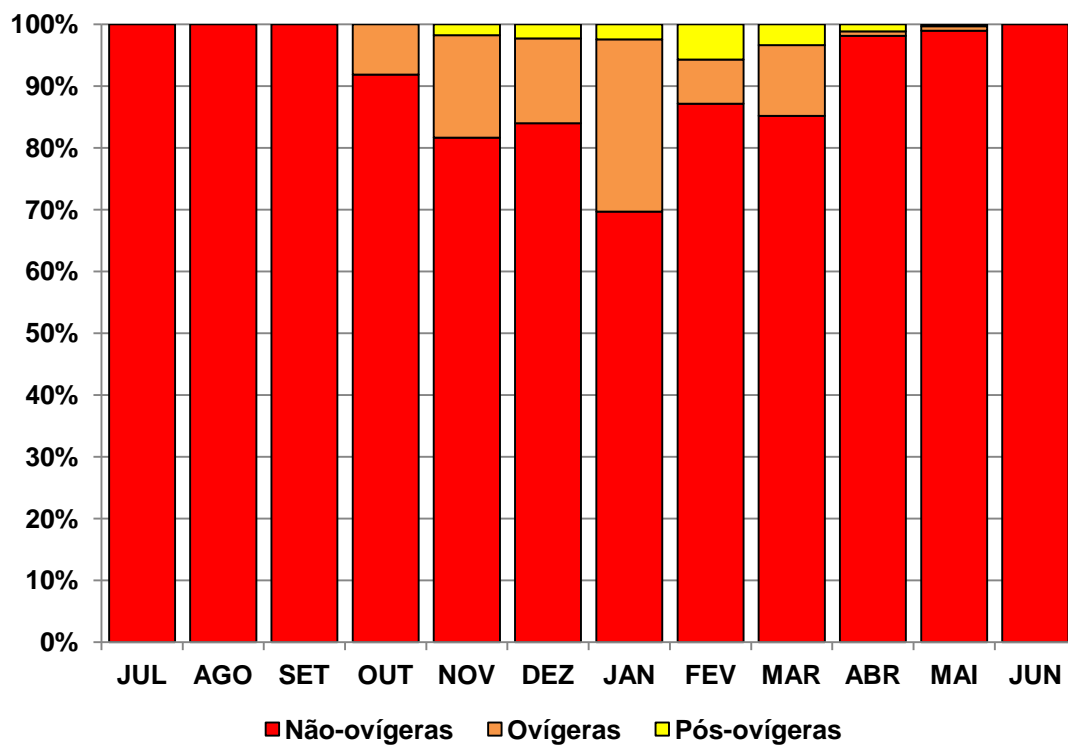
**Figura 17.** Número de machos, fêmeas não ovígeras, fêmeas ovígeras + pós-ovígeras, indiferenciados e mancas de *B. glaber* distribuídos nas classes de tamanho da área impactada da Fundação de Proteção Especial do Rio Grande do Sul, em Porto Alegre, ao longo dos 12 meses de amostragens (Jul/2011 a Jun/2012). Legenda das cores segue idem à figura anterior.



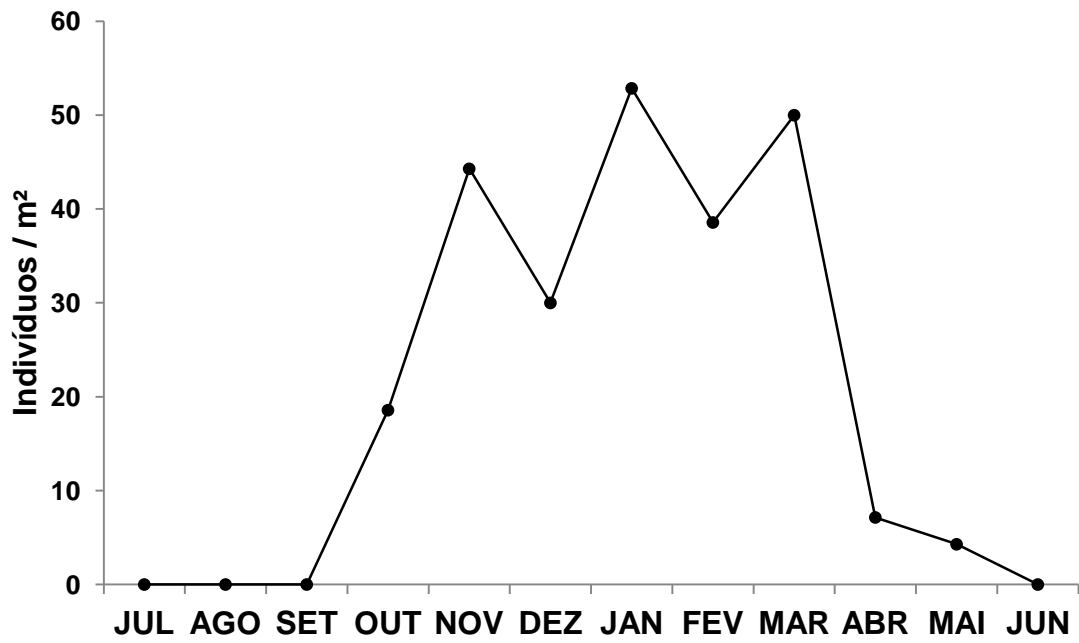
**Figura 18:** *Box-Plot* da distribuição de tamanho de machos e fêmeas de *B. glaber* totais na área impactada da Fundação de Proteção Especial do Rio Grande do Sul, em Porto Alegre. Os quartis *Q1* e *Q3* representam um desvio padrão e o *Q2* a média de tamanho. Os limites das hastes inferiores mostram os menores tamanhos para ambos os sexos (0,84mm de LC) e a haste superior (para ♂) e o *outlier* mais extremo (para ♀) os maiores tamanhos dos animais (2,38mm e 2,63mm de LC, respectivamente).



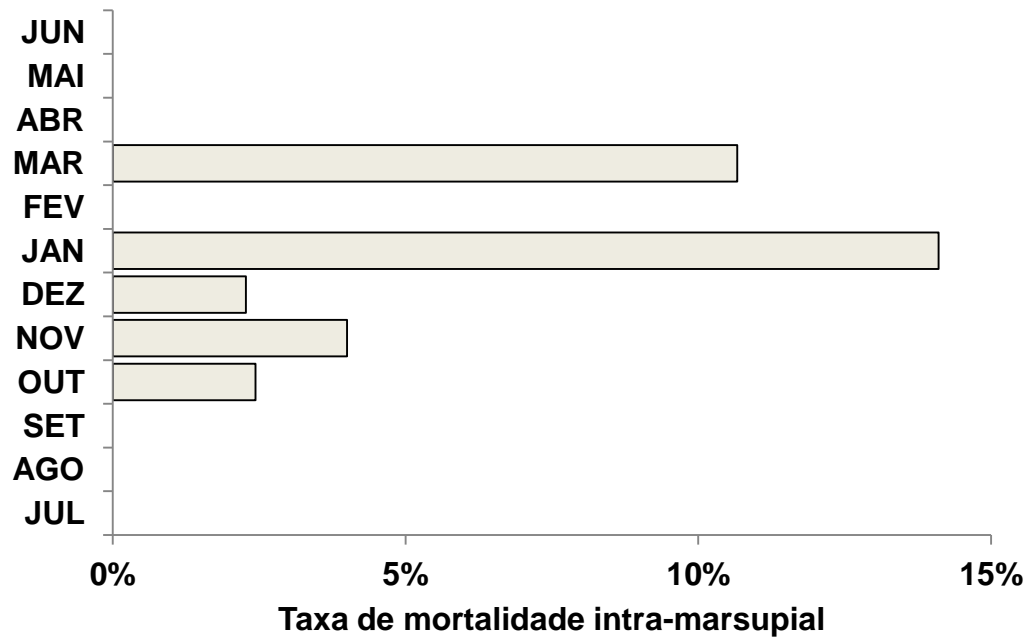
**Figura 19.** Proporção Sexual Operacional de *B. glaber* dos 12 meses de amostragem (Jul/2011 a Jun/2012) da área impactada, Porto Alegre, RS. \*Diferença significativa do  $\chi^2$  calculado entre os sexos ( $\alpha = 0.05$ ).



**Figura 20.** Frequência relativa de fêmeas totais de *B. glaber* na área com influência antrópica da Fundação de Proteção Especial do Rio Grande do Sul, em Porto Alegre, do período de Julho de 2011 à Junho de 2012.

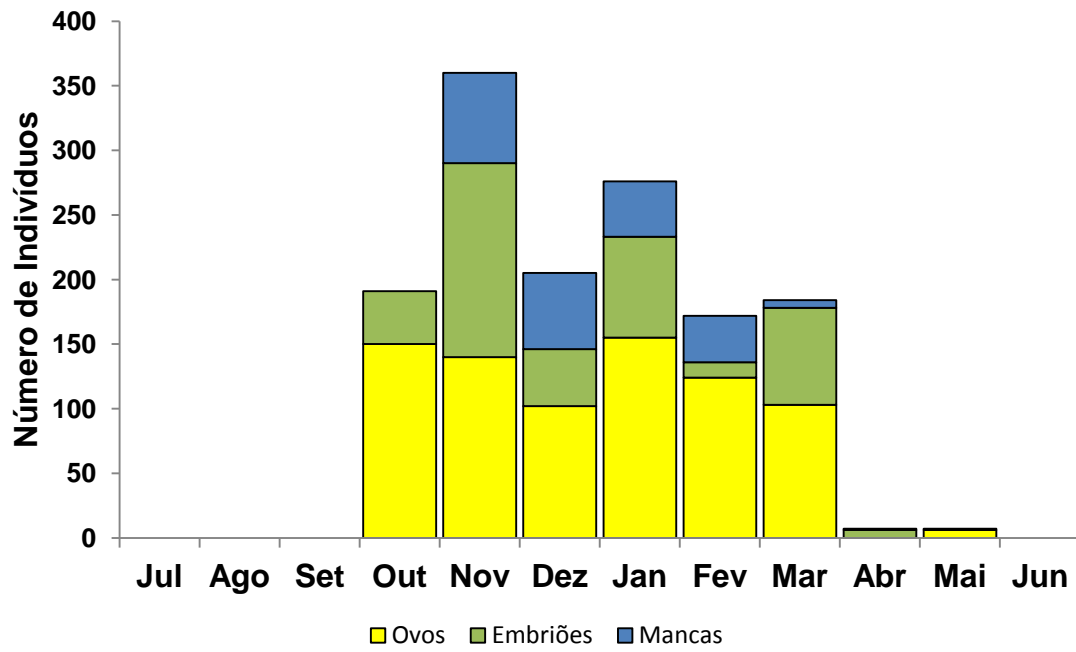


**Figura 21.** Densidade de fêmeas ovígeras e pós-ovígeras de *B. glaber* na área impactada da Fundação de Proteção Especial do Rio Grande do Sul, em Porto Alegre, ao longo dos 12 meses de amostragem (Jul/2011 a Jun/2012).

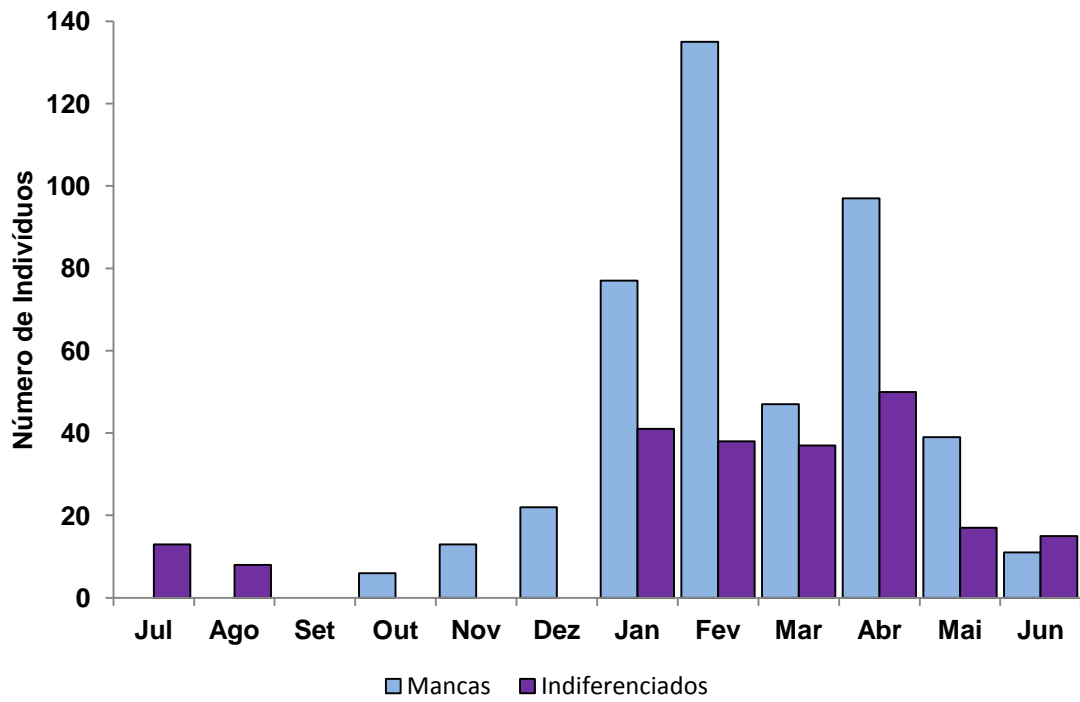


**Figura 22.** Taxas mensais de mortalidade intramarsupial de *B. glaber* da área impactada da Fundação de Proteção Especial do Rio Grande do Sul, em Porto Alegre, ao longo dos 12 meses de amostragens (Jul/2011 a Jun/2012).





**Figura 23.** Número de ovos, embriões e manchas intra-marsupiais em fêmeas ovígeras de *B. glaber* amostrados de julho de 2011 a junho de 2012 na área impactada, Porto Alegre, RS.



**Figura 24:** Número de manchas e indivíduos indiferenciados de *B. glaber* amostrados de julho de 2011 a junho de 2012 na área impactada da Fundação de Proteção Especial do Rio Grande do Sul, em Porto Alegre.

## **DISCUSSÃO**

As populações de *Balloniscus glaber* das duas áreas analisadas diferenciaram-se entre si, com densidades populacionais aparentemente adversas ao esperado para cada cenário estudado. Na área conservada, pela alta variação na densidade (próxima de 100%) e baixa frequência de indivíduos (quase 50 vezes menor do que na área impactada), percebeu-se que pode ter havido escassez de micro-habitats favoráveis (Ferenti *et al.*, 2012), o que lhes confere abrigo contra predadores (aves, opiliões, aranhas e centípedes) (Villani *et al.*, 1999). Locais conservados e sem influência antrópica geralmente oferecem ambientes mais propícios para a perpetuação de espécies especialistas (Kitahara *et al.*, 2000; Magura *et al.*, 2008), diferente do que foi observado para esse local. Nesses espaços os organismos não são prejudicados por mudanças na paisagem, como a fragmentação, que pode contribuir negativamente para a cobertura vegetal e para a composição do solo, provocando conturbações na temperatura e umidade através do efeito de borda, o que faz ultrapassar o limiar de adaptabilidade destes indivíduos no ecossistema (Niemelä, 1999; Almerão *et al.*, 2006; Vilisics *et al.*, 2007b). Visto essa diferença, o perfil populacional do ambiente impactado foi comparado com o observado para a mesma espécie por Quadros & Araujo (2007) e Quadros *et al.* (2009) no Parque Estadual de Itapuã/RS, local com menor influência antrópica.

Na área com entulhos a densidade de *B. glaber* foi aproximadamente quatro vezes maior do que o encontrado no estudo de Quadros & Araujo (2007), com variação mensal um pouco maior (área conservada: máximo 500 ind./m<sup>2</sup>, CV = 26%). A constatação de uma grande abundância de indivíduos

nesse local diverge do que se conhece até o momento para a espécie (Quadros *et al.*, 2009). Quadros *et al.* (2009) mencionam que as populações de *B. glaber* podem ter dificuldades de colonizar novos ambientes e de manterem-se estáveis em áreas com influência antrópica quando comparado com espécies generalistas. Exemplos semelhantes com espécies especialistas foram relatados por Magura *et al.* (2008) e Lehvävirta *et al.* (2006). No primeiro caso há evidências de que as alterações no habitat causadas por atividade humana em diferentes gradientes de paisagem fazem com que espécies especialistas de floresta nativa, como *Trachelipus ratzeburgii* (Brandt, 1833), percam micro-habitats e por isso tenham um decréscimo em sua abundância. No segundo há evidências de que as espécies especialistas de remanescentes de floresta nativa (se presentes) são mais sensíveis que as generalistas, e isso se reflete no decréscimo de sua abundância, mesmo que com quantidades moderadas de impacto humano.

Segundo Kotze & O'Hara (2003) e Krauss *et al.* (2003), os animais especialistas têm capacidade de dispersão muito baixa e demonstram ser afetados pelos mais diversos tipos de distúrbios. Se pequenas perturbações frequentes, tais como depósitos de entulhos e pisoteio intenso, favorecem generalistas em relação aos especialistas (Marvier *et al.*, 2004), então o que se infere para a população da mata impactada observada no presente estudo é que o ambiente perturbado está oferecendo condições favoráveis para a espécie, a qual é, primariamente, de áreas conservadas (Vilisics & Hornung, 2009). O aumento de abrigos “artificiais” pode ter conferido uma maior sobrevivência para *B. glaber* no local, implementando novos microambientes propícios e gerando baixa amplitude de temperatura e umidade para a

população, não afetando a sua capacidade de resiliência (Bordalo *et al.*, 2011). A disponibilidade de alimento também pode não ter sofrido decréscimo com a atividade humana, uma vez que grandes quantidades de serapilheira e troncos caídos foram observados na área de coleta ao longo dos 12 meses de amostragem. Jabin *et al.* (2004) demonstraram que a densidade de isópodos terrestres é alta próximo a resíduos lenhosos. Uma grande porção de dicotiledôneas é considerada uma boa fonte alimentícia e responsável pela abundância de isópodos terrestres (Hornung *et al.*, 2007). Entretanto, Heinzelmann *et al.* (1995) constataram que a qualidade da serapilheira não influenciou na seleção de micro-habitat por *Armadillidium vulgare* (Latreille, 1804), mas afetou significativamente sua sobrevivência e crescimento. Os autores também observaram que além de outros fatores abióticos, a textura do solo teve influência sobre a distribuição espacial da espécie. No presente estudo, o grande desvio padrão gerado das densidades mensais são em decorrência de amostragens com nenhum indivíduo encontrado, coletados em pontos onde o solo se encontrava mais seco, com temperaturas mais altas e baixa umidade relativa (i. e., solo mais duro). Hornung (1991), trabalhando com *Trachelipus nodulosus* (Koch, 1838) e *A. vulgare*, observou que a abundância está correlacionada com parâmetros do solo e composição da vegetação, respectivamente, para essas duas espécies, confirmando o que foi observado aqui.

Mesmo não demonstrando relação significativa da densidade com as variáveis abióticas no presente estudo e por Quadros & Araujo (2007) na área conservada, outros trabalhos indicam que a abundância e os aspectos de história de vida de isópodos terrestres estão estreitamente ligados à

temperatura e umidade do solo e da serapilheira (Helden & Hassall, 1998; Zimmer, 2004; Araujo & Bond-Buckup, 2005; Sokolowicz & Araujo, 2013). Embora a ocorrência de isópodos terrestres dependa primeiramente da umidade do solo e da umidade do ar, Hornung *et al.* (2007) utilizaram valores de temperatura do solo em 2 cm de profundidade e da temperatura do ar na superfície, encontrando medidas maiores em área urbana, o que parecia favorecer a presença de *Trachelipus rathkii* (Brandt, 1833) e *Porcellio scaber* (Latreille, 1804). Essas espécies preferem habitats urbanos, que normalmente são caracterizados por temperaturas médias mais altas (ilhas de calor). Além disso, observaram também correlação negativa de *Trachelipus ratzeburgii* (Brandt, 1833) com esses fatores, sugerindo que esta espécie prefere habitats não alterados, com menores temperaturas de solo e do ar, assim como *Trachelipus difficilis* (Radu, 1950) e *Ligidium germanicum* Verhoeff, 1901, encontrados apenas em mata nativa de *Fagus* no Noroeste da Romênia (Ferenti & Covaciu-Marcov, 2012).

Sunderland *et al.* (1976) e Brody *et al.* (1983) comentam que em baixas temperaturas os isópodos terrestres procuram por abrigos mais quentes, especialmente as fêmeas ovígeras, que buscam por locais mais profundos no substrato. Algumas espécies podem não resistir, como *A. floridana*, que sofreu declínio em sua abundância devido a um verão com altas temperaturas (Quadros & Araújo, 2007). O observado para a mata impactada foi que a abundância de *B. glaber* aumentou quando houve um grande decréscimo na temperatura do solo e da serapilheira (baixos picos, depois de um período de aumento), como demonstrado no mês de julho de 2011 e abril de 2012 (inverno e outono, respectivamente). Este padrão diverge do que se conhece na

literatura para isópodos terrestres. Sabe-se que a capacidade de se enterrar de *B. glaber* pode protegê-lo contra a dessecação e predação nos períodos frios e secos, mas ao mesmo tempo o restringe em áreas de solo úmido e macio (Quadros & Araujo, 2007). Essa migração vertical, tanto no solo como na serapilheira, é aliada à capacidade sensitiva da fauna edáfica de se abrigarem em locais mais adequados quando há situações de riscos a população (Villani *et al.*, 1999). Visto que a determinação dos pontos de amostragem foi aleatória e que 3 cm da parte superficial do solo também foram recolhidos em cada ponto de coleta, a chance de se obter altos valores de abundância em uma única amostragem é elevada, fato explicado também pela agregação dos indivíduos (Devigne *et al.*, 2011). Sokolowicz & Araujo (2013) encontraram uma forte agregação de indivíduos de *B. cairensis*, resultando em grande variação de densidade entre as amostragens durante o ano, assim como Araujo & Bond-Buckup (2005) com *A. floridana*.

Dauber *et al.* (2005), focando seu trabalho em riqueza de isópodos terrestres, observaram que a presença dos animais depende também em grande parte do uso da terra pelo homem. No sudeste do Brasil (Estado do Espírito Santo), Pellens & Garay (1999) encontraram mais isópodos terrestres na serapilheira de plantações de café do que em florestas nativas. Entretanto, em um estudo sobre biodiversidade e abundância, Hassall *et al.* (2006) citaram que embora não houvesse diferenças significativas na diversidade de isópodos terrestres entre locais perturbados e áreas correspondentes conservadas, houve significativamente mais espécies na floresta natural e em mata secundária de um mesmo grupo de amostragem do que nos outros três locais de estudo. Em trabalhos com outros artrópodos foi constatado que a fauna de

insetos pode ser bastante alterada por consequência de pisoteio, como visto por Rivers-Moore & Samways (1996) em um parque sul-africano, onde foi observado que a travessia intensa de mamíferos de grande porte em matas foi o fator determinante na assembleia de artrópodos de superfície de solo, e também como observado por Lehvävirta *et al.* (2006), onde se verificou a influência negativa do aumento de passagem de trabalhadores rurais nos campos no número de invertebrados. Já em um estudo com besouros carabídeos na Finlândia, a riqueza de espécies e a diversidade foram também afetadas negativamente pelo pisoteio, enquanto que apenas uma espécie [*Pterostichus melanarius* (Illiger, 1798)] aumentou em abundância, o que resultou em uma captura total maior em áreas de maiores níveis com esse tipo de impacto (Grandchamp *et al.*, 2000). Em um pequeno fragmento de borda de floresta formada pelo corte, Farkas & Vilisics (2006) encontraram *T. ratzeburgii*, considerado incomum em ambiente com impacto. Foi então constatado que, antes da atuação antrópica, essa área fazia parte do resto da floresta, e concluíram que a população sobreviveu aos eventos de degradação do cenário. O que ocorreu na área estudada é semelhante a esse último caso, com ocorrência de poucos outros fragmentos nos arredores, remanescentes do que foi uma grande floresta, que ao longo de duas décadas sofreu com desmatamento e abertura de trilhas, passagens e estradas.

Em um estudo de distribuição de espécies ao longo de gradientes de perturbação, Vilisics *et al.* (2007a) encontrou *Philoscia muscorum* (Scopoli, 1763) em todos os tipos de ambientes (urbano, suburbano e rural), com abundância aproximadamente igual em cada área analisada. Esta espécie é considerada nativa na Dinamarca, e o padrão encontrado indica que não houve



preferência de habitat pelos indivíduos. Hassal *et al.* (2006) explicam a alta abundância de *Nagurus sundaicus* (Dollfus, 1907), *Reductoniscus tuberculatus* Leistikow, 1997 e varias espécies de *Burmoniscus* Collinge, 1914, tanto em ambientes perturbados como em habitat rural, a partir dos conceitos de estenotrópicos e euritrópicos. Os primeiros são indivíduos pequenos que se enterram, enquanto que os outros são maiores, normalmente de superfície, que podem aumentar sua densidade muito mais rapidamente quando o ambiente os favorece. As espécies citadas foram então agrupadas no segundo grupo. A ocorrência de espécies nativas em ambientes com influência antrópica tende a mostrar que habitats “mais urbanos” podem sim oferecer condições favoráveis à sobrevivência dessas espécies. Em um cenário impactado da cidade de Budapeste (Hungria), Vilisics & Hornung (2009) encontraram isópodos nativos, espécies introduzidas, de distribuição restrita, de ampla distribuição, generalistas e especialistas em proporções semelhantes. Vilisics *et al.* (2005) comentam que na região central da Europa (Transdanúbio), *Porcellium collicola* (Verhoeff, 1907) parece dominar locais mais urbanos, embora também seja conhecido por ocorrer em regiões rurais (Farkas, 2004). Também demonstram que há espécies mais específicas por micro-habitat, independentes do ambiente em escala mais ampla, como no caso de *Androniscus roseus* (Koch, 1838), *Buddelundiella cataractae* Verhoeff, 1930, *Haplophthalmus* spp., *Tachysoniscus austriacus* (Verhoeff, 1908) e *Trichoniscus* spp. Em estudos com outros artrópodos, Gibb & Hochuli (2002) observaram que tanto em pequenos como em grandes fragmentos de floresta existiam diferentes micro-habitats e o nível de perturbação antrópica, estimado pela quantidade de entulhos e trilhas, foi maior nos menores fragmentos do que nos de maiores

dimensões. Ferenti & Covaciu-Marcov (2012), mostraram que a ocorrência de *P. scaber* em floresta nativa se devia ao fato de haver habitações muito próximas à mata, oferecendo o cenário típico para espécies sinantrópicas. Durante o presente estudo, a ocorrência de *B. glaber* em grande abundância em residências próximas também foi constatada, com indivíduos sendo coletados (para outros fins) embaixo de tijolos e pedras que faziam parte de propriedades adjacentes, sem muita cobertura vegetal, juntamente com *A. vulgare* (espécie exótica cosmopolita) e *A. floridana* (generalista, encontrada em simpatria na maioria dos casos) (observação pessoal).

A amplitude da LC de fêmeas reprodutivas e do conteúdo intramarsupial foi maior do que no trabalho de Quadros *et al.* (2009), mostrando que os indivíduos tendem a atingir a maturidade sexual mais jovens para o evento reprodutivo no ambiente impactado aqui estudado, mesmo que venham a comportar menos ovos no marsúpio. Bugs (2010) mostrou que os menores LC de fêmeas ovígeras para a espécie em uma mata primária e em uma secundária foram maiores do que no presente estudo, e que a fecundidade variou entre 4 e 31 ovos para mata secundária, significando que indivíduos de maior porte tem baixo conteúdo intramarsupial. O período reprodutivo de *B. glaber* seguiu o que já se conhece para isópodos terrestres, ocorrendo nos meses mais quentes (primavera e verão) (Quadros & Araujo, 2007), diferindo-se apenas por ser mais extenso, até o meio do outono (maio). Visto que o tamanho da fêmea oferece limitações físicas para a incubação de ovos/embriões/mancas dentro do marsúpio (Araujo & Bond-Buckup, 2005; Quadros *et al.*, 2009; Sokolowicz & Araujo, 2013) e que foi observado uma possível reprodução dita “prematura”, deduziu-se que a população está

encontrando neste evento a resposta para a adaptação em um ambiente com interferência antrópica, evidenciada pela presença de fêmeas ovígeras com todos os tipos de conteúdo intramarsupial (FO, FE e FM) ao longo de todo o período reprodutivo, e este foi mais longo do que em áreas conservadas. Dangerfield & Telford (1990) comentam que isópodos têm este tipo de comportamento quando estão sob pressão antrópica e exemplificam através de trabalhos com *Trichoniscus pusillus* Brandt, 1833 e *T. pygmaeus* Sars, 1899 (Sutton, 1968; Sutton *et al.*, 1984) e com *Porcellio laevis* Latreille, 1802 (Nair, 1984).

A densidade de fêmeas ovígeras na área impactada foi muito alta, chegando ao dobro do que a do estudo de Quadros & Araujo (2007), com maior índice de FER no final do verão, diferente da área conservada (primavera). Visto o importante papel que as fêmeas desempenham em manter o nível populacional estável e que o seu tamanho tem forte relação com a fecundidade (Araujo & Bond-Buckup, 2005; Quadros *et al.*, 2009; Sokolowicz & Araujo, 2013), percebeu-se que o evento reprodutivo não foi afetado pelo impacto humano pois, assim como o que foi observado por Araujo & Bond-Buckup (2005) para *A. floridana*, as fêmeas ovígeras de maiores LC ocorreram nos meses em que houve uma baixa na densidade total (outubro de 2011 a março de 2012), correspondendo ao período de maiores TMR. Portanto, o que se verificou é que as maiores fêmeas se tornaram ovígeras e atingiram, assim, uma maior fecundidade no período em que a população supostamente estava em baixa densidade.

A presença de manchas na população da área impactada também foi considerada muito alta, chegando a quase o dobro quando comparada à área

conservada (104 ind/m<sup>2</sup>) do trabalho de Quadros & Araujo (2007). Porém, seus extremos ocorreram em épocas distintas: em novembro (primavera) para a área conservada (Quadros & Araujo, 2007) e em fevereiro (verão) no presente estudo. Em consequência da maior densidade de FER em janeiro, o grande pico de manchas no mês seguinte era esperado para o local impactado, considerando o tempo de gestação de fêmeas ovígeras (Quadros *et al.*, 2009), assim como a sua ausência após o término do período reprodutivo, pois os animais seriam incapazes de resistir aos meses de inverno (Araujo & Bond-Buckup, 2005). Em decorrência da categoria de animais ditos “indiferenciados” observou-se que houve a ausência de indivíduos “mais jovens” (i. e., estágio mais precoce de juvenil, assim que o animal “deixa” de ser manca) na população por aproximadamente quatro meses (setembro a dezembro de 2011), provavelmente devido a carência de manchas nos meses anteriores.

A proporção sexual observada favorecendo as fêmeas pode ser interpretada como uma resposta adaptativa às perturbações antrópicas do local, onde a maioria das fêmeas juvenis garantem o equilíbrio e crescimento populacional no período mais frio (i. e., sem reprodução), visando à próxima estação reprodutiva. Paoletti & Cantarino (2002), trabalhando com *Trachelipus rathkei* (Brandt, 1833), observaram alta prevalência de fêmeas em um ambiente rural com impacto, maior do que em ambientes conservados. Este fato também ocorre com anfípodos terrestres em ambientes recém-colonizados (Wildish, 1971). Entretanto, Dangerfield & Hassall (1994) documentaram que as proporções sexuais das populações de isópodos terrestres podem variar de espécie para espécie. Mesmo assim, foi observada a predominância de fêmeas juvenis entre 1 e 2 meses de idade [pela curva de crescimento do trabalho de

Meinhardt *et al.* (2007) e tabela de vida de Quadros & Araujo (2007)] na população no início do inverno (julho 2011) e no final do verão (março de 2012) na área impactada. Este fato reflete ao tempo de crescimento que os indivíduos levam para chegar até a idade adulta e de maturação sexual para o período reprodutivo. Sabendo-se que a primeira reprodução da espécie se dá com aproximadamente com 7,5 meses de vida (Quadros *et al.*, 2009) e que a produção de ovos na primavera e no verão foi similar (início produtivo seguido de um declínio), concluiu-se que as fêmeas advindas do primeiro pico de juvenis teriam grandes chances de se reproduzir no final da primavera, com sua prole nascendo no início do verão. Já as de abril estariam maduras no final do inverno, quando as condições do ambiente são propícias para o início do evento reprodutivo, e suas manchas seriam liberadas do marsúpio no início da próxima primavera. Neste último caso poderia ocorrer um segundo evento reprodutivo, mesmo que com chances mínimas, corroborando com o padrão iteróparo de *B. glaber* em área conservada (Quadros & Araujo, 2007; Quadros *et al.*, 2009). Assim como visto por Quadros & Araujo (2007), *B. glaber* também apresentou uma baixa proporção de fêmeas ovígeras na população e baixa mortalidade de juvenis, porém com indivíduos chegando à maturidade sexual mais cedo no local impactado do presente estudo.

A taxa de mortalidade intramarsupial da população de mata impactada, de 6,65%, foi considerada alta para *B. glaber* quando comparada com os baixos valores observados para *A. floridana*, com menos de 1% (Araujo & Bond-Buckup, 2005), *Philoscia muscorum* com 0,8% (Sutton, 1968), *Burmoniscus ocellatus* (Verhoeff, 1928) entre 0,91% e 2,69%, *Formosillo raffaelei* (Arcangeli, 1927) entre 1,44% e 3,03% e *Orodillo maculatus* Arcangeli,

1952 entre 0,5% e 1% (Ma *et al.*, 1991). Araujo & Bond-Buckup (2005) comentam que taxas acima de 6%, como encontrado para *Armadillidium vulgare* (Paris & Pitelka, 1962; Al-Dabbag & Block, 1981), são consideradas elevadas, mesmo que varie muito entre as espécies e na mesma espécie de populações diferentes.

De acordo com os parâmetros populacionais apresentados na forma dos dados mensais obtidos através de um ano ininterrupto de amostragens, a população de *B. glaber* aqui estudada não demonstrou nenhuma tendência de mudança de comportamento em relação ao conceito de “*K*” estrategista já descrito na literatura (Quadros *et al.*, 2009), e sim apenas em relação a uma possível “expansão” do que já se conhecia quanto ao seu perfil de “especialista de florestas conservadas”, passando a ter características de espécie adaptável à influência antrópica, com potencial sinantrópico, suportando sem risco eventos de fragmentação de habitats e alteração de micro-habitats.

## **CONSIDERAÇÕES FINAIS**

Com o presente trabalho foi observado que a população estudada de *Balloniscus glaber* consegue manter seu equilíbrio em ambiente com influência antrópica, ampliando os seus possíveis “cenários” de ocorrência. Até o momento, apenas se tinha registro da espécie em matas nativas conservadas do Leste do Rio Grande do Sul. Com essa nova evidência foi possível constatar a tendência da adaptabilidade da espécie em ambientes degradados (ou em processo de degradação), podendo futuramente ser melhor compreendida com outros estudos com populações distintas em vários níveis de impacto humano.

Os dados levantados neste trabalho também contribuem para a quantidade de informações relativas à espécie, visto que a carência de registros de base foi o motivo que levaram Bond-Buckup *et al.* (2003) a cita-la no Livro Vermelho de Espécies Ameaçadas do Rio Grande do Sul em categoria “DD”. Mais estudos com áreas impactadas onde *B. glaber* ocorra visando a avaliação do estado de conservação da espécie podem fornecer dados mais consistentes para o seu melhor enquadramento nos critérios de ameaças.

Sobre aspectos ambientais, visto a larga escala de habitats que atualmente sofrem com a fragmentação, causadas de forma direta e indiretamente por atividade humana e a importante participação que não somente os isópodos terrestres, mas todos os invertebrados de solo desempenham na ciclagem de nutrientes do ecossistema, percebeu-se que a espécie neste cenário ainda consegue encontrar meios de adaptação aos

eventos de impacto, como também de sobrevivência, suportando os riscos que até então eram considerados inóspitos para os indivíduos.



## **REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS**

AL-DABBAG, K. Y. & BLOCK, W. 1981. Population ecology of a terrestrial isopod in two breckland grass heaths. **Journal of Animal Ecology** **50**:61-77.

ALMERÃO, M. P.; FAGUNDES, N. J. R.; ARAUJO, P. B.; VERNE, S.; GRANDJEAN, F.; BOUCHON, D. & ARAÚJO, A. M. 2012. First record of *Wolbachia* in South American terrestrial isopods: Prevalence and diversity in two species of *Balloniscus* (Crustacea, Oniscidea). **Genetics and Molecular Biology** **35**(4):980-989.

ALMERÃO, M. P.; JUNIOR, M. S. M.; QUADROS, A. F.; PEDÓ, E.; SILVA, L. G. R. & ARAUJO, P. B. 2006. Terrestrial isopod diversity in the subtropical Neotropics: Itapuã State Park, southern Brazil. **Iheringia Serie Zoologia** **96**(4):473-477.

APPEL, C. 2011. Análise e descrição de estruturas temporárias presentes no período ovígero de isópodos terrestres (Crustacea, Oniscidea). **Dissertação de Mestrado**. Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, RS, Brasil.

APPEL, C.; QUADROS, A. F. & ARAUJO, P. B. 2011. **Marsupial extension in terrestrial isopods (Crustacea, Isopoda, Oniscidea)**. **Nauplius** **19**(2):123-128.

ARAUJO, P. B & ZARDO, M. C. L. 1995. Uma nova espécie de *Balloniscus* Budde-Lund (Crustacea, Isopoda, Balloniscidae) do sul do Brasil. **Revista Brasileira de Zoologia** **12**(4):785-790.

ARAUJO, P. B. & ALMERÃO, M. P. 2007. Nova espécie de *Trichorhina* (Isopoda, Oniscidea, Plathyarthridae) do Brasil. **Iheringia Serie Zoologica** **97**:219-222.

ARAUJO, P. B. & BOND-BUCKUP, G. 2005. Population structure and reproductive biology of *Atlantoscia floridana* (van Name, 1940) (Crustacea, Isopoda, Oniscidea) in southern Brazil. **Acta Oecologica** **28**:289-298.

ARAUJO, P. B. 1994. Isópodos: Os crustáceos colonizadores da terra. **Acta Biologica Leopoldensia** **16**(2):15-27.

ARAUJO, P. B. 1999. Subordem Oniscidea (isópodos terrestres, “tatuzinhos”). *In*: BUCKUP, L. & BOND-BUCKUP, G. **Os crustáceos do Rio Grande do Sul**, Porto Alegre, Ed. Universidade/UFRGS, 1999. p.237-256.

ARAUJO, P. B.; AUGUSTO, M. M. & BOND-BUCKUP, G. 2004a. Postmarsupial development of *Atlantoscia floridana* (van Name, 1940) (Crustacea, Isopoda, Oniscidea): the manca stages. **Journal of Natural History** **31**:951–965.

ARAUJO, P. B.; BUCKUP, L. & BOND-BUCKUP, G. 1996. Isópodos terrestres (Crustacea, Oniscidea) de Santa Catarina e Rio Grande do Sul, Brasil. **Iheringia, Série Zoologia** **81**:111-138.

ARAUJO, P. B.; QUADROS, A. F.; AUGUSTO, M. M. & BOND-BUCKUP, G. 2004b. Postmarsupial development of *Atlantoscia floridana* (van Name, 1940) (Crustacea, Isopoda, Oniscidea): sexual differentiation and size at onset of sexual maturity. **Invertebrate Reproduction & Development** **45**:221-230.

BARKER, M. B.; SCHACHAK, M. & BRAND, S. 1998. Settling behavior of the desert isopod *Hemilepistus reaumurii* in response to variation in soil moisture and other environmental cues. **Israel Journal of Zoology** **44**:345-354.

BOELTER, J. F.; QUADROS, A. F. & ARAUJO, P. B. 2009. The feeding rates and preferences of a neotropical terrestrial isopod (Oniscidea). **Nauplius** **17**:107-113.

BOLGER, D. T.; SUAREZ, A. V.; CROOKS, K. R.; MORRISON, S. A. & CASE T. J. 2000. Arthropods in urban habitat fragments in southern California: Area, age, and edge effects. **Ecological Applications** **10**:1230-1248.

BOND-BUCKUP, G.; BUCKUP, L. & ARAUJO, P. B. 2003. Crustáceos. *In*: FONTANA, C. S.; BENCKE, G. A. & REIS, R. E. eds. **Livro Vermelho da Fauna Ameaçada de Extinção no Rio Grande do Sul**. Porto Alegre, EDIPUCRS. p.632.

BORDALO, M. D.; FERREIRA, S. M. F.; CARDOSO, P. G.; LESTON, S. & PARDAL, M. A. 2011. Resilience of an isopod population (*Cyathura carinata*) to multiple stress factors in a temperate estuarine system. **Hydrobiologia** **671**:13–25.

BRODY, M. S.; EDGAR, M. H. & LAWLOR, L. R. 1983. A cost of reproduction in a terrestrial isopod. **Evolution** **37**:653-655.

BRÜHL, C. A.; ELTZ, T. & LINSENMAIR, K. E. 2003. Size does matter-effects of tropical rainforest fragmentation on the leaf litter ant community in Sabah, Malaysia. **Biodiversity and Conservation** **12**:1371-1389.

BUGS, P. S. Ocorrência e distribuição de Isópodos terrestres (crustácea: Oniscidea) em três ambientes florestais na serra geral, rio grande do sul. 2010. **Dissertação de Mestrado**. Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, RS, Brasil.

CHEN, J.; VANNIER, J. & HUANG, D. 2001. The origin of crustaceans: new evidence from the Early Cambrian of China. **Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences** **268**(1482):2181-2187.

COCHARD, P-O, VILISICS, F. & SECHET, E. 2010. Alien terrestrial crustaceans (Isopods and Amphipods) Chapter 7.1. **BioRisk** **4**(1):81–96.

DANGERFIELD, J. M. & TELFORD, S. R. 1990. Breeding phenology, variation in reproductive effort and offspring size in a tropical population of the woodlouse *Porcellionides pruinosus* . **Oecologia** **82**:251 258.

DANGERFIELD, J. M.; & HASSALL, M. 1994. Shelter site use and secondary sex ratios in the woodlice *Armadillidium vulgare* and *Porcellio scaber* (Crustacea: Isopoda). **Journal of Zoology** **233**(1):1-7.

DAUBER, J.; PURTAUF, T.; ALLSPACH, A.; FRISCH, J.; VOIGTLÄNDER, K. & WOLTERS, W. 2005. Local vs. landscape controls on diversity: a test using surface-dwelling soil macroinvertebrates of differing mobility. **Global Ecology And Biogeography** **14**:213-221.

DIAS, N.; SPRUNG, M. & HASSALL, M. 2005. The abundance and life histories of terrestrial isopods in a salt marsh of the Ria Formosa lagoon system, southern Portugal. **Marine Biology** **147**:1343-1352.

DIDHAM, R. K.; GHAZOUL, J.; STORK, N. E. & DAVIS, A. J. 1996. Insects in fragmented forests: a functional approach. **Trends in Ecology & Evolution** **11**:255-260.

ESPINOSA-PÉREZ, M. C. & HENDRICKX, M. E. 2006. A comparative analysis of biodiversity and distribution of shallow water marine isopods (Crustacea: Isopoda) from polar and temperate waters in the East Pacific. **Belgian Journal of Zoology** **136**:219-247.

FACELLI, J. M. & PICKETT, S. T. A. 1991. Plant litter: its dynamics and effects on plant community structure. **Botanical Review** **57**:1-32.

FARKAS, S. & VILISICS, F. 2006. A Mecsek szárazföldi ászkarák együttese (Isopoda: Oniscidea). *In*: FAZEKAS, I. (ed.), **The fauna of the Mecsek Mts. 1**, Hungary. *Folia Comloensis*, **15**:25–34.

FARKAS, S. 2004. Data to the knowledge of the terrestrial Isopod fauna of the Mecsek Mountains (South Hungary) (Isopoda: Oniscidea). **Folia comloensis** **13**:69-78.

FERENȚI, S. & COVACIU-MARCOV, S-D. 2012. Comparison of Terrestrial Isopod (Isopoda, Oniscidea) Assemblages from Two Types of Forests from North Western Romania. **Ecologia Balkanica** **4**(2):61-67.

FERENȚI, S.; CUPȘA, D. & COVACIU-MARCOV, S-D. 2012. Terrestrial isopod assemblages from four habitats from Crasna Hills, north-western Romania. *In*: **International Scientific Conference The Museum and Scientific Research**, Romania 2012.

GIBB, H. & HOCHULI, D. F. 2002. Habitat fragmentation in an urban environment: large and small fragments support different arthropod assemblages. **Biological Conservation** **106**:91–100.

GRANDCHAMP, A. C.; NIEMELÄ, J. & KOTZE, J. 2000. The effects of trampling on assemblages of ground beetles (Coleoptera, Carabidae) in urban forests in Helsinki, Finland. **Urban Ecosystems** **4**:321-332.

HASSALL, M.; LATIPI, Z.; TAITI, S.; JONES, D.; SUTTON S. L. & MOHAMMED, M. 2006. Biodiversity of terrestrial isopods along a gradient of disturbance in Sabah, East Malaysia. **European Journal of Soil Biology** **42**:S197-S207.

HASSALL, M.; ZIMMER, M. & LOUREIRO, S. 2005. Questions and possible new directions for research into the biology of terrestrial isopods. **European Journal of Soil Biology** **41**:57-61.

HEINZELMANN, F.; CRAWFORD, C. S.; MOLLES JR, M. C. & WARBURG, M. R. 1995. Microhabitat selection by *Armadillidium vulgare* in a riparian forest: lack of apparent influence by leaf litter food quality, *In*: ALIKHAN, M. A. (Ed.), **Terrestrial Isopod Biology**, A. A. Balkema, Rotterdam, Brookfield, p.133-143.

HELDEN, A. J. & M. HASSALL. 1998. Phenotypic plasticity in growth and development rates of *Armadillidium vulgare* (Isopoda: Oniscidea). **Israel Journal of Zoology** **44**:379-394.

HOESE, B. 1984. The marsupian in terrestrial isopods. **Symposium of the Zoological Society of London** **53**:65-76.

HOLDICH, D. M. 1984. The cuticular surface of woodlice: a search for receptors. *In*: Sutton, S. L. & Holdich, D. M. (Eds.). **The Biology of terrestrial Isopods**, Clarendon Press, Oxford. p.1-6.

HORNUNG, E. 1991. Isopod distribution in a heterogeneous grassland habitat, *In*: JUCHAULT, P. & MOCQUARD, J.P. (Eds.), **Third Symposium on the Biology of Terrestrial Isopods**, Universiteit de Poitiers, France, p.73-79.

HORNUNG, E. 2011. Evolutionary adaptation of oniscidean isopods to terrestrial life: Structure, physiology and behavior. **Terrestrial Arthropod Reviews** 4:95-130.

HORNUNG, E.; TÓTHMÉRÉSZ, B.; MAGURA, T. & VILISICS, F. 2007. Changes of isopod assemblages along an urban-suburban-rural gradient in Hungary. **European Journal of Soil Biology** 43:158-165.

HORNUNG, E.; VILISICS, F. & SZLÁVECZ, K. 2007. Hazai szárazföldi ászkarákfajok (Isopoda, Oniscidea) tipizálása két nagyváros, Budapest és Baltimore (ÉK Amerika) összehasonlításának példájával. **Természetvédelmi Közlemények** 13:47–58.

INMET, 2012. Brazilian National Institute of Meteorology. **Available at**: <http://www.inmet.gov.br> (in Portuguese). Accessed on 2011 and 2012.

JABIN, M.; MOHR, D.; KAPPES, H. & TOPP, W. 2004. Influence of deadwood on density of soil macro-arthropods in a managed oak–beech forest. **Forest Ecology and Management** 194:61-69.

KITAHARA, M.; SEI, K. & FUJII, K. 2000. Patterns in the structure of grassland butterfly communities along a gradient of human disturbance: further

analysis based on the generalist/specialist concept. **Population Ecology** 42:135-144.

KOTZE, D. J. & O'HARA, R. B., 2003. Species decline-but why? Explanations of carabid beetle (Coleoptera, Carabidae) declines in Europe. **Oecologia** 135:138-148.

KRAUSS, J.; STEFFAN-DEWENTER, I. & TSCHARNTKE, T. 2003. Local species immigration, extinction, and turnover of butterflies in relation to habitat area and habitat isolation. **Oecologia** 137:591-602.

KREMEN, C.; COLWELL, R. K.; ERWIN, T. L.; MURPHY, D. D.; NOSS, R. F. & SANJAYAN, M. A. 1993. Terrestrial arthropod assemblages: their use in conservation planning. **Conservation Biology** 7:796-808.

LAVELLE, P.; DECÃENS, T.; AUBERT, M.; BAROT, S.; BLOUIN, M.; BUREAU, F.; MARGERIE, P.; MORA, P. & ROSSI, J. P. 2006. Soil invertebrates and ecosystem services. **European Journal of Soil Biology** V 42:S3-S15, 2006.

LEHVÄVIRTA, S.; KOTZE, D. J.; NIEMELÄ, J.; MÄNTYSAARI, M. & O'HARA, R. B. 2006. Effects of fragmentation and trampling on carabid beetle assemblages in urban woodlands in Helsinki, Finland. **Urban Ecosystems** 9: 13-26.

LEISTIKOW, A. & ARAUJO, P. B. 2006. The systematic position of *Benthanoscia longicaudata* Lemos de Castro, 1958 (Isopoda: Oniscidea: Crinocheta). **Systematics and Biodiversity** 4(3):243-254.



LEISTIKOW, A. 2001. Phylogeny and biogeography of South American Crinocheta, traditionally placed in the family "Philosciidae" (Crustacea: Isopoda: Oniscidea). **Organisms, Diversity and Evolution 1, Electronic Supplement 4:1-85.**

LOPES, E. R. C.; MENDONÇA JR., M. S.; BOND-BUCKUP, G. & ARAUJO, P. B. 2005. Oniscidea diversity across three environments in an altitudinal gradient in northeastern Rio Grande do Sul, Brazil. **European Journal of Soil Biology 41:99-107.**

MA, H. H. T.; DUDGEON, D. & LAM, P. K. S. 1991. Seasonal changes in populations of three sympatric isopods in a Hong Kong Forest. **Journal of Zoology of London 224:365–374.**

MAGRINI, M. J.; FREITAS, A. V. L. & UEHARA-PRADO, M. 2011. The effects of four types of anthropogenic disturbances on composition and abundance of terrestrial isopods (Isopoda: Oniscidea). **Zoologia 28(1):63-71.**

MAGURA, T.; HORNUNG, E. & TÓTHMÉRÉSZ, B. 2008. Abundance patterns of terrestrial isopods along an urbanization Gradient. **Community Ecology 9(1):115-120.**

MARVIER, M.; KAREIVA, P. & NEUBERT, M. G. 2004. Habitat destruction, fragmentation, and disturbance promote invasion by habitat generalists in a multispecies metapopulation. **Risk Analysis 24:869-878.**

MCDONNELL, M. J. & PICKETT, S. T. A. 1990. The study of ecosystem structure and function along urban-rural gradients: an unexploited opportunity of ecology. **Ecology 71:1232-1237.**

MEINHARDT, H.; QUADROS, A. F. & ARAUJO, P. B. 2007. Growth curve of *Balloniscus glaber* Araujo & Zardo (Crustacea, Isopoda, Oniscidea) from Parque Estadual de Itapuã, Rio Grande do Sul, Brazil. **Revista Brasileira de Zoologia** **24**:1108-1112.

MORELLATO, L. P. C. & HADDAD, C. F. B. 2000. Introduction: the Brazilian Atlantic forest. **Biotropica** **32**:786-792.

MURCIA, C. 1995. Edge effects in fragmented forests: implications for conservation. **Trends In Ecology & Evolution** **10**:58-62.

NAIR, G. A. 1984. Breeding and population biology of the terrestrial isopod *Porcellio laevis* in the Delhi region. **Symposium of the Zoological Society of London** **53**: 315-337.

NIEMELÄ, J. 1999. Ecology and urban planning, **Biodiversity and Conservation** **8**:119-131.

PAOLETTI, M. G. & CANTARINO, C. M. 2002. Sex ratio alterations in terrestrial woodlice populations (Isopoda: Oniscidea) from agroecosystems subjected to different agricultural practices in Italy. **Applied Soil Ecology** **19**: 113-120.

PARIS, O. H. & PITELKA, F. A. 1962. Population characteristics of the terrestrial isopod *Armadillidium vulgare* in California grassland. **Ecology** **43**:229–248.

PEEL, M. C.; FINLAYSON, B. L. & MCMAHON, T. A. 2007. Updated world map of the Köppen-Geiger climate classification. **Hydrology and Earth System Sciences** **11**: 1633-1644.

PELLENS, R. & GARAY, I. 1999. A comunidade de macroartrópodos edáficos em uma plantação de *Coffea robusta* Linden (Rubiaceae) em uma floresta primária em Linhares, Espírito Santo, Brasil. **Revista Brasileira de Zoologia** **16**:245-258.

POUYAT, R. V.; MCDONNELL, M. J. & PICKETT, S. T. A. 1997. Litter decomposition and nitrogen mineralization in oak stands along an urban-rural land use gradient. **Urban Ecosystems** **1**:117-31.

QUADROS, A. F. & ARAUJO, P. B. 2007. Ecological traits of two neotropical oniscideans (Crustacea: Isopoda). **Acta Zoologica Sinica** **53**:241-249.

QUADROS, A. F. & ARAUJO, P. B. 2008. An assemblage of terrestrial isopods (Crustacea) in southern Brazil and its contribution to leaf litter processing. **Revista Brasileira de Zoologia** **25**:58-66.

QUADROS, A. F. 2009. Ecologia populacional, estratégias reprodutivas e uso de recursos por isópodos terrestres Neotropicais. **Tese de Doutorado**. Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, RS, Brasil.

QUADROS, A. F. 2010. Os isópodos terrestres são boas ferramentas para monitorar e restaurar áreas impactadas por metais pesados no Brasil? **Oecologia australis** **14**(2):569-583.

QUADROS, A. F.; BUGS, P. S. & ARAUJO, P. B. 2012. Tonic immobility in terrestrial isopods: intraspecific and interspecific variability. **ZooKeys** **176**:155-170.

QUADROS, A. F.; CAUBET, Y. & ARAUJO, P. B. 2009. Life history comparison of two terrestrial isopods in relation to habitat specialization. **Acta Oecologica** **35**:243-249.

RICHTER, S. & SCHOLTZ, G. 2001. Phylogenetic analysis of the Malacostraca (Crustacea). **Journal of Zoological Systematics and Evolutionary Research** **39**:113-116.

RIVERS-MOORE, N. A. & SAMWAYS, M. J. 1996. Game and cattle trampling, and impacts of human dwellings on arthropods at a game park boundary. **Biodiversity and Conservation** **5**:1545-1556.

SCHMALFUSS, H. 1984. Eco-morphological Strategies in Terrestrial Isopods. **Symposia of the Zoological Society of London** **53**:49-63.

SCHMALLFUSS, H. 2003. World catalog of terrestrial isopods (Isopoda: Oniscidea). **Stuttgarter Beiträge zur Naturkunde Series A (Biologie)** **654**:1-341.

SCHMIDT, C. 2003. Contribution to the phylogenetic system of the Crinocheta (Crustacea, Isopoda). Part 2. (Oniscoidea to Armadillidiidae). **Mitteilungen aus dem Museum für Naturkunde in Berlin, Zoologische Reihe** **79**(1):3-179.

SCHMIDT, C. 2008. Phylogeny of the Terrestrial Isopoda (Oniscidea): a Review. **Arthropod Systematics Phylogeny** **66**(2):191-226.

SOKOLOWICZ, C. C. & ARAUJO, P. B. 2013. Reproductive pattern of the neotropical terrestrial isopod *Benthana cairensis* (Isopoda: Philosciidae). **Journal Of Crustacean Biology** **33**(2):210-217.

SOKOLOWICZ, C.C. & ARAUJO P.B. 2007. Postmarsupial mancae of *Benthana cairensis* Sokolowicz, Araujo & Boelter (Isopoda: Philosciidae). *In*: ZIMMER, M.; CHARFI-CHEIKHROUHA, F. & TAITI, S. **Proceedings of the international symposium on terrestrial isopod biology**. Shaker (eds). Verlag, Aachen, p.91-99.

STRAUSS, S. Y.; LAU, J. A. & CARROLL, S. P. 2006. Evolutionary responses of natives to introduced species: what do introductions tell us about natural communities? **Ecology Letters** **9**:354-371.

SUNDERLAND, K. D.; HASSALL, M. & SUTTON, S. L. 1976. The population dynamics of *Philoscia muscorum* (Crustacea Oniscoidea) in a dune grassland ecosystem. **Journal of Animal Ecology** **45**:487-506.

SUTTON, S. L. 1968. The population dynamics of *Trichoniscus pusillus* and *Philoscia muscorum* (Crustacea: Oniscoidea) in limestone grassland. **Journal of Animal Ecology** **37**:425-444.

SUTTON, S. L.; HASSALL, M.; WILLOWS R.; DAVIS R. C.; GRUNDY, A. & SUNDERLAND, K. D. 1984. Life histories of terrestrial isopods. **Symposium of the Zoological Society of London** **53**:269-294.

SZLÁVECZ, K. & POBOSZNY, M. 1995. Coprophagy in isopods and diplopods: a case for indirect interaction. **Acta Zoologica Fennica** **196**:124-128.

SZLÁVECZ, K.; CSUZDI, C.; KORSÓS, Z.; HORNUNG, E. & VILISICS, F. 2008. Earthworms, Isopods and Millipedes on the urban landscape: Patterns in European and American cities. *In*: **Book of Abstracts of the 3rd**

**Conference of the Competence Network Urban Ecology 'Urban Biodiversity and Design'**, Erfurt, Germany. p.234.

TAKEDA, N. 1984. The aggregation phenomenon in terrestrial isopods. **Symposium of the Zoological Society of London 53**:381-404.

TUF, I. H. & TUFOVÁ, J. 2008. Proposal of ecological classification of centipede, millipede and terrestrial isopod faunas for evaluation of habitat quality in Czech Republic. **Casopis slezského zemskeho muzea 57**:37-44.

VILISICS F.; SÓLYMOS, P.; NAGY, A.; FARKAS, R.; KEMENCEI, Z. & HORNUNG, E. 2011. Small scale gradient effects on isopods (Crustacea: Oniscidea) in karstik sinkholes. **Biologia, Section Zoology 66**(3):499-505.

VILISICS, F. & HORNUNG, E. 2009. Urban areas as hot-spots for introduced and shelters for native isopod species. **Urban Ecosystems 12**:333-345.

VILISICS, F.; ELEKA, Z.; LÖVEI, G. L. & HORNUNG, E. 2007a. Composition of terrestrial isopod assemblages along an urbanisation gradient in Denmark. **Pedobiologia 51**:45-53.

VILISICS, F.; SÓLYMOS, P. & HORNUNG, E. 2007b. A preliminary study on habitat features and associated terrestrial isopod species. *In*: TAJOVSKÝ, K.; SCHLAGHAMERSKÝ, J. & PIŽL, V. (Eds) **Contributions to Soil Zoology in Central Europe II**. České Budějovice: Institute of Soil Biology, Biology Centre, Academy of Sciences of the Czech Republic, p.195–199.

VILLANI, M. G.; ALLE, L. L.; DIAZ, A.; ROBBINS, P. S. 1999. Adaptative strategies of edaphic arthropods. **Annual Review of Entomology**, Palo Alto, v. 44, p.233-256.

WILLIAMSON, M. & FITTER, A. 1996. The varying success of invaders. **Ecology** **77**:1666-1670.

WOOD, C.T.; SCHLINDWEIN, C. C.; SOARES, G.L. & ARAUJO P. B. 2012. Feeding rates of *Balloniscus sellowii* (Crustacea, Isopoda, Oniscidea): the effect of leaf litter decomposition and its relation to the phenolic and flavonoid content. **Zookeys** **176**:231-45.

ZIMMER, M. & TOPP, W. 1999. Relations between woodlice (Isopoda: Oniscidea), and microbial density and activity in the field. **Biology and Fertility of Soils** **30**:117-123.

ZIMMER, M. & TOPP, W. 2002. The role of coprophagy in nutrient release from feces of phythophagous insects. **Soil Biology & Biochemistry** **34**:1093-1099.

ZIMMER, M. 2002. Nutrition in terrestrial isopods (Isopoda: Oniscidea): an evolutionary ecological approach. **Biological Reviews** **77**:455-493.

ZIMMER, M. 2004. Effects of temperature and precipitation on flood plain isopod community: a field study. **European Journal of Soil Biology** **40**(3-4):139-146.

ZIMMER, M. 2006 The role of animal-microbe interactions in isopod ecology and evolution. **Acta Biologica Benrodis** **13**:127-168.

ZIMMERMANN, B. L.; ALMERÃO, M. P.; BOUCHON, D. & ARAUJO, P.  
B. 2012. Detection of *Wolbachia* (Alphaproteobacteria: Rickettsiales) in three  
species of Terrestrial isopods (Crustacea: Isopoda: Oniscidea) in Brazil.  
**Brazilian Journal of Microbiology** 43(2):711-715.



## **ANEXO**

### **NORMAS DA REVISTA**



ISSN 0073-4721 *versión impresa*  
ISSN 1678-4766 *online versión*

---

### **INSTRUCTIONS TO AUTHORS**

#### **Scope and editorial policy**

The journal **Iheringia, Série Zoologia**, edited by the Museu de Ciências Naturais of the Fundação Zoobotânica do Rio Grande do Sul, publishes original research findings in Zoology, with emphasis on taxonomy and systematics, morphology, natural history and ecology of communities or populations of species of the contemporary Neotropical fauna. Scientific notes will not be accepted for publication. Species lists will not normally be accepted without a taxonomic approach, or that are not the result of studies on the ecology or natural history of communities, as well as identification keys of groups of taxa defined by political boundaries. Authors wishing to inquire about the scope of the journal or the suitability of a particular topic are encouraged to contact the Editorial Board prior to submission. In addition, articles with the main focus on agronomy, veterinary, zootechny or other areas involving applied zoology will not be accepted. Manuscripts that do not comply with the guidelines of the journal will be returned to authors before being evaluated by the Editorial Board and the peer-reviewers.

#### **Manuscript Submission Instructions**

1. The manuscript should be submitted electronically at: <http://submission.scielo.br/index.php/isz>
2. Papers will be evaluated by at least two peer-reviewers. The acceptance of the manuscript by the Editorial Board will be based on scientific content, peer-reviews, and compliance with Iheringia guidelines. Substantial changes may be requested to the authors with the return of original files with suggestions.
3. Authors are responsible for the scientific content of the manuscript and should ensure that it conforms with grammatical standards.

4. Manuscripts written in Portuguese, English, or Spanish must be configured in A4 paper, Times New Roman font, 12-point font size; double spaced, and should not exceed 30 numbered pages including figures. Longer manuscripts will be considered for publication at the discretion of the Editorial Board.

5. The typescript should include: title; name of authors; (first and last names should be spelled out, and middle names, abbreviated); complete address of authors with e-mail for contact; abstract and keywords (maximum 5) in English; abstract and keywords (maximum 5 and different of those words used in the title) in Portuguese or Spanish; introduction, materials and methods; results; discussion; acknowledgments and references.

6. Footnotes should not be used.

7. Names of genera and species should be printed in italic. The author of species and year described should be cited on first mention. Latin expressions should also be printed in italic.

8. Cite the institutions where voucher specimens used in the study are deposited, preferentially recognized scientific institutions with proper facilities to maintain a research collection and defined curatorial policies.

9. In-text citation of references should be typed in small capitals using one of the following forms: Bertchinger & Thomé (1987), (Bryant, 1915; Bertchinger & Thomé, 1987), Holme *et al.* (1988).

10. References should be arranged in alphabetical and chronological order and aligned to the left with indentation of 0.6 cm. Authors' names should be typed in small capitals. The complete list of authors should be given (authors' names should not be abbreviated as "*et al.*"). Journal titles should be spelled out in full. Citations of abstracts and unpublished articles 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. & Berenbaum, 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: 05.10.2002.

11. Illustrations (drawings, photographs, graphics, and maps) will be treated as figures with consecutive Arabic numbers and arranged in an economical manner to fit a page (16.5 x 24 cm) or column (8 x 24 cm) size. The Editorial Board is entitled to modify the arrangement of plates or request changes to the authors. Figure

legends must be self-explanatory. Colored illustrations will have additional costs to be met by the authors. **Figures should be submitted only as high quality files (see item 16).**

12. Tables should allow adjustments to fit one (8 cm) or two columns (16.5 cm), be labeled with Roman numbers, and have a concise and self-explanatory title.

13. Figures and tables should be not inserted in the text, just indicated.

14. In the list of materials examined, the localities should be ordered from North to South and from West to East, and the abbreviations of institutions, preferentially with up to 4 letters, according to the model below:

VENEZUELA, **Sucre**: San Antonio del Golfo, (Río Claro, 5°57'N 74°51'W, 430m) 5♀, 8.VI.1492, S. Karpinski col. (MNHN 2547). PANAMÁ, **Chiriquí**: Bugaba (Volcán de Chiriquí), 3 ♂, 3 ♀, 24.VI.1901, Champion col. (BMNH 1091). BRASIL, **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 (Farm Kraeff, Araucária Forest, 28°30'S 52°29'W, 915m), 5 ♂, 17.XI.1943, S. Carvalho col. (MCNZ 2147).

15. Authors are encouraged to consult articles recently published in Iheringia Série Zoologia for formatting details.

16. The manuscript should be sent in Microsoft Word file (\*.doc) or format "Rich Text"(\*rtf). For images, use Bitmap TIFF files (\*.tif) and minimum resolution of 300 dpi (photographs) or 600 dpi (line drawings). Send images as separated digital files (do not include them in MS Word, MS Power Point, and other files), with self-explanatory names (e.g. figure01.tif). Graphs and tables should be sent as separated files (Microsoft Excel for graphic and Microsoft Word or Excel for tables). For vector graphics, use the Corel Draw format (\*.cdr).

17. For each author will be provided a journal. Articles will also be available on the Scientific Electronic Library Online, SciELO/Brasil, at [www.scielo.br/isz](http://www.scielo.br/isz).