

**Universidade de São Paulo
Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”
Centro de Energia Nuclear na Agricultura**

**Ecologia reprodutiva e análise de viabilidade de uma população do cágado
Hydromedusa maximiliani (Testudines, Chelidae) no Parque Estadual Carlos
Botelho, SP**

Shirley Famelli da Costa

**Dissertação apresentada para obtenção do
título de Mestre em Ecologia Aplicada**

**Piracicaba
2009**

Livros Grátis

<http://www.livrosgratis.com.br>

Milhares de livros grátis para download.

Shirley Famelli da Costa
Bacharel em Ciências Biológicas

Ecologia reprodutiva e análise de viabilidade de uma população do cágado *Hydromedusa maximiliani* (Testudines, Chelidae) no Parque Estadual Carlos Botelho, SP

Orientador:
Prof. Dr. JAIME BERTOLUCI

**Dissertação apresentada para obtenção do título de
Mestre em Ecologia Aplicada**

**Piracicaba
2009**

**Dados Internacionais de Catalogação na Publicação
DIVISÃO DE BIBLIOTECA E DOCUMENTAÇÃO - ESALQ/USP**

Costa, Shirley Famelli da

Ecologia reprodutiva e análise de viabilidade de uma população do cágado *Hydromedusa maximiliani* (Testudines, Chelidae) no Parque Estadual Carlos Botelho, SP / Shirley Famelli da Costa. - - Piracicaba, 2009.

114 p. : il.

Dissertação (Mestrado) - - Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz", 2009.
Bibliografia.

1. Animais em extinção 2. Cágado 3. Chelidae 4. Dinâmica de populações 5. Reprodução animal I. Título

CDD 639.392
C837e

"Permitida a cópia total ou parcial deste documento, desde que citada a fonte – O autor"

DEDICATÓRIA

À toda a Família Famelli pelos exemplos de força e coragem, em especial:

Ao meu avô João Batista Famelli (*in memoriam*), exemplo de trabalho e perseverança,
e à minha segunda mãe e avó, Aparecida Rosa Famelli, pelo carinho e atenção.

À minha querida mãe Maria Famelli, pelo incentivo, exemplo de dedicação aos estudos,
paciência e compreensão.

E ao meu irmão Flávio Famelli da Costa, pelo grande homem que se tornou.

AGRADECIMENTOS

Ao Prof. Dr. Jaime Bertoluci, pela oportunidade, confiança e orientação, sobretudo nos momentos de dificuldades (que não foram poucos!).

Ao Prof. Dr. Franco Leandro Souza, pelo incentivo, confiança e principalmente pela indicação do melhor caminho a seguir. Sua ajuda e orientação foram fundamentais para o desenvolvimento deste estudo.

Ao Prof. Dr. Flávio de Barros Molina e à Prof. Dra. Waverli Maia Matarazzo Neuberger, que após a graduação me incentivaram a seguir em frente e me deram conselhos que foram de grande importância para essa conquista.

Agradeço especialmente ao radiologista André de Paula Reis, responsável pela assistência na obtenção da maior parte dos resultados deste estudo. Obrigada pela atenção, dedicação e principalmente pela extrema compreensão no período que estávamos sem auxílio financeiro. Sem a sua ajuda este trabalho não poderia ter sido realizado. Agradeço também à sua família, por nos receberem sempre de braços abertos e pela imensa amizade que criamos. E como não poderia deixar de ser, agradeço à sua esposa Waldirene, por tornar nossas viagens a campo ainda mais animadas.

À Gloriosa ESALQ/USP e ao Programa de Pós-graduação em Ecologia Aplicada, pela infra-estrutura e oportunidade de aperfeiçoar minha qualificação profissional.

À FAPESP pelo auxílio financeiro (processo: 2007/50221-2) e a CAPES pela bolsa de mestrado.

À toda equipe do PECB, Sr. José Maia, monitores, secretárias, guardas e também à família do Sr. Natanael, que se tornaram também nossa família no PECB. Obrigada pelo estímulo, prontidão e carinho com que nos receberam.

Ao amigo, estagiário, cozinheiro e “fiel escudeiro”, Leonardo Ramos Adriano (Vakulo), que me acompanhou durante muitas viagens e deu continuidade aos trabalhos de campo nessa fase final. Obrigada pela compreensão e ajuda!

Às minhas grandes amigas que também se tornaram grandes parceiras nos trabalhos de campo, Sarah Cristina Piacentini Pinheiro, Carolina Ortiz Rocha da Costa e Vânia Ayaka Nakano. Essas pessoas me ajudaram nos momentos mais difíceis e mesmo sem nenhuma ligação com o projeto estavam lá firmes e dispostas para o que fosse preciso. Sarah, minha parceira de mestrado! Uma grande amiga com quem pude dividir momentos de dificuldades, mas que foram superados sempre com disposição e um sorriso no rosto. Obrigada pela força e companheirismo! Carol, judiei de você! Obrigada pelo apoio e força durante todas as viagens que estive comigo e também pela torcida. Vânia, obrigada pela amizade, companhia em várias viagens a campo, hospedagem em sua casa em São Miguel, ajuda com o “abstract” e pela contagiante alegria e incentivo mesmo agora a longas distâncias.

À todas as pessoas que me acompanharam nas viagens a campo e às quais meus agradecimentos jamais poderão ser o suficiente: Alexandre (Xande de Araraquara), Ana Paula (Gaya), Ana (Unimep), Bruno Ferronato, Douglas (guarda do PECB), Janaína Leme, Leandro

Toledo, Neto (irmão do Hadja), Tânia Moura, Tiago Portelinha, Vinicius Lopes (Vinny) e William Cabrera (Will).

À equipe do Instituto de Psicologia da USP e pesquisadores de macacos-prego, Caio, Lucas e Mariana, pela ajuda e caronas (sempre bem vindas!) e também pelas conversas pós trabalhos de campo.

À Débora Rother e Ana (NRT) do LERF/ESALQ pelas caronas até o PECB.

Aos meus amigos estatísticos que me auxiliaram com os softwares e números, em especial ao Alexandre (*in memoriam*), que iniciou os trabalhos estatísticos e com quem pude me divertir muito e que deixou saudades. Ao Marcelo Tavares, Edjane Gonçalves e ao Tiago Almeida de Oliveira, que deram continuidade às análises. Obrigada pela assistência e prontidão inclusive aos finais de semana e feriados.

Aos amigos queloniólogos que me incentivaram e auxiliaram nas pesquisas bibliográficas: Bruno Ferronato, Isabela Guardia (Bossa), Fernando Martins (UFMS), Gabriel Horta (UnB), Tiago Simon (Salmão) e Tiago Portelinha. E também à botânica, Eline Matos (UFRRJ), pela ajuda na obtenção de dois trabalhos essenciais para a discussão deste estudo.

À Katherine Batagin e à Débora Freitas, que me receberam em Piracicaba e que além de abrigo, me deram grande força no início de minha nova vida piracicabana. Obrigada pela imensa amizade, companheirismo e ajuda.

À toda equipe do DVATCOM pela moradia na Vila Estudantil da Pós-graduação ESALQ/USP e aos moradores da Vila pela companhia, incentivo, em especial, às meninas da casa 4, Deise, Julieth, Michele e Marina, com quem morei durante 1 ano, e também à todos os moradores tanto da Vila da Pós como da graduação, com os quais tive a oportunidade de estreitar laços de amizade: Alexandre (Madruga), Cássio Dessotti, Elenilson, Guilherme (Mi-sob), Gustavo (Duk), Johnny (Bravo), Lílian Elgalise, Marcelino (Popó), Mateus Donegá, Simone, Rui (Não-Sô) e Tiago Santana. À “Deisíí” e a “Juli”, agradeço por me aturarem na fase final do mestrado. Obrigada pela oportunidade de aprendizado e acredito que também de crescimento pessoal no nosso novo “lar doce lar”.

Agradeço à todas as grandes amigas que conquistei durante o mestrado e pelo apoio que me deram. Sou grata ao Acácio Navarrete, Andréia Moreno, Carla Josef, Christian Mendonza, Diorny (Bigud), Henrique (Tmaguxi), Maísa Belizário, Maria Carolina, Miguel Cardona, Solange Bueno, Susian (Tapi), Vivian (Viliña) e Thais Lobo. E também aos meus amigos piracicabanos: Flávia, LG, Lucas, Mário², Nike e Chrys. Chrys e Lucas, obrigada por me ajudarem a baixar artigos!

Agradeço também à Gabriela Atique Fernandes e Morgana Sazan por me receberem em Campo Grande, MS. Obrigada pela ajuda!

À minha família, em especial à minha mãe Maria Famelli, e ao meu padrasto Rogério Lobo, pelo apoio incondicional, estímulo, força, paciência, compreensão e pela companhia em uma das viagens a campo (ninguém escapou!). Agradeço também ao meu irmão e à minha avó, Flávio Famelli da Costa e Aparecida Rosa Famelli, pelo incentivo e compreensão da razão da minha ausência durante esses anos de estudo.

“Future generations have the right to inherit an uncontaminated and undamaged planet on which all forms of life may flourish.”

Jacques Yves Cousteau

SUMÁRIO

RESUMO	13
ABSTRACT	15
1 INTRODUÇÃO	17
2 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	21
2.1 Mata Atlântica.....	21
2.2 Extinção de Espécies.....	23
2.3 Análise de viabilidade populacional	24
2.4 VORTEX: simulação dos processos de extinção.....	26
2.5 Espécie estudada	27
2.5.1 O gênero <i>Hydromedusa</i>	27
2.5.2 <i>Hydromedusa maximiliani</i> no Parque Estadual Carlos Botelho	29
2.5.3 Aspectos da história natural e ecologia de <i>Hydromedusa maximiliani</i>	30
2.6 Alometria reprodutiva.....	32
3 MATERIAL E MÉTODOS	35
3.1 Área de estudo.....	35
3.2 Procura visual, captura e marcação dos cágados	39
3.3 Biometria e dimorfismo sexual	39
3.4 Radiografias: medição, contagem dos ovos e relações alométricas	40
3.5 Maturidade sexual das fêmeas	41
3.6 Análise da Viabilidade da População	42

3.6.1 Cenários usados como modelo para simulação no programa.....	42
3.7 Análise dos dados.....	45
3.7.1 Radiografias.....	45
3.7.2 Viabilidade populacional.....	46
4 RESULTADOS.....	49
4.1 Ecologia reprodutiva.....	49
4.1.1 Número de animais capturados e estrutura populacional.....	49
4.1.2 Biometria dos animais radiografados.....	52
4.1.3 Caracterização da Ninhada.....	58
4.1.4 Períodos de ovipostura.....	59
4.1.5 Alometria reprodutiva.....	60
4.2 Análise de Viabilidade Populacional.....	66
4.2.1 Maturidade sexual das fêmeas.....	66
4.2.2 Resultados das simulações.....	66
5 DISCUSSÃO.....	75
5.1 Ecologia reprodutiva.....	75
5.1.1 Ciclo reprodutivo.....	75
5.1.2 Biometria, maturidade sexual e presença de fêmeas não-ovígeras na população ..	77
5.1.3 Período de desovas.....	79
5.1.4 Determinações ecológicas do tamanho da ninhada e tamanho dos ovos.....	82
5.1.5 Alometria reprodutiva.....	83

5.2 Análise de viabilidade populacional	85
5.2.1 Avaliação dos cenários	85
5.2.2 Análises de sensibilidade	86
5.2.3 Depressão por endogamia	89
5.2.3 Considerações importantes	93
6 CONCLUSÕES GERAIS	97
REFERÊNCIAS.....	99

RESUMO

Ecologia reprodutiva e análise de viabilidade de uma população do cágado *Hydromedusa maximiliani* (Testudines, Chelidae) no Parque Estadual Carlos Botelho, SP

Com o objetivo de obter dados relacionados às estratégias reprodutivas de *Hydromedusa maximiliani* no Parque Estadual Carlos Botelho, SP, fêmeas e jovens foram radiografados entre setembro de 2007 e dezembro de 2008. A estação reprodutiva estendeu-se de setembro a dezembro, com a ocorrência de desovas entre novembro e dezembro, tanto em 2007 como em 2008. Das 33 fêmeas radiografadas, 19 (58%) apresentaram ovos, e, dessas, apenas três (16%) reproduziram-se nos dois anos. O tamanho da ninhada variou entre 1 e 3 ovos, mas a maioria das fêmeas (90%) apresentou dois ovos. O volume da ninhada foi de $22128,01 \pm 4939,8 \text{ mm}^3$ ($10493,4\text{--}22136,12 \text{ mm}^3$; $N = 44$). Houve fortes relações positivas entre o tamanho corpóreo das fêmeas com o tamanho dos ovos e volume da ninhada. Os dados reprodutivos obtidos no presente estudo, em conjunto com os dados populacionais estabelecidos para *H. maximiliani* na mesma área de estudo por outros autores, permitiram a realização de uma análise de viabilidade da população. As simulações geradas no programa VORTEX (versão 9.92) foram baseadas em dois cenários principais, denominados População Real (PR) e População Hipotética Isolada (PHI). O primeiro foi criado com base nas informações existentes para *H. maximiliani*, coletadas ao longo de mais de 10 anos, a partir do qual foram feitas alterações de algumas variáveis (aumento de 10% na taxa de mortalidade; aumento em duas vezes no valor de frequência de catástrofes; inclusão de depressão por endogamia com aumento de 10% no valor “default” do programa e diminuição da capacidade de suporte), gerando o cenário PHI, com o objetivo de avaliar as diferenças entre uma população protegida em uma unidade de conservação e uma população isolada e sujeita a maiores influências negativas. Os resultados das simulações demonstraram existir diferença significativa ($p = 0,0005$) entre os dois cenários com probabilidade de extinção equivalente a 31% para o cenário real e 90% para o cenário hipotético. Testes de sensibilidade foram realizados com a finalidade de verificar a influência de variações na taxa de mortalidade, catástrofes e depressão por endogamia, e forneceram indicações de que variações em todos os parâmetros testados possuem forte influência na sobrevivência da população. Estudos de longa-duração e informações a respeito das espécies de áreas sujeitas a fortes pressões antrópicas, como a Mata Atlântica, são de grande importância para a conservação, já que podem auxiliar na elaboração de análises de viabilidade populacional e no delineamento de estratégias de manejo focadas nos fatores reais que ameaçam as populações.

Palavras chave: Chelidae; *Hydromedusa maximiliani*; Ecologia reprodutiva; Raios-X; AVP; VORTEX

ABSTRACT

Reproduction ecology and population viability analysis of the neotropical freshwater turtle *Hydromedusa maximiliani* (Testudines, Chelidae) at the Parque Estadual Carlos Botelho, São Paulo, Brazil

The reproductive strategies of *Hydromedusa maximiliani* at the Carlos Botelho State Park, SP, was verified by X-ray in females and juveniles between September 2007 and December 2008. Throughout the study two reproductive seasons were detected, both beginning in September. From a total of 33 X-rayed females, only 19 showed eggs, and three of them showed eggs in the two reproductive seasons. Clutch size varied from 1 to 3 eggs, but only one female presented one egg and another female presented three eggs. Clutch volume was $22128.01 \pm 4939.8 \text{ mm}^3$ ($10493.4\text{--}22136.12 \text{ mm}^3$; $N = 44$). Female body size was positively correlated to clutch volume, a pattern usually detected in chelonians. Reproductive information acquired in the present study together with population data available for *H. maximiliani* in the study site makes it possible a population viability analysis using the software VORTEX (version 9.92). A principal scenario (Real Population) was created based on life-history data collected throughout 10 years. In order to compare the protected area with an unprotected hypothetical area regarding the persistence of the population, this scenario was modified by altering some variables (10% increasing of mortality rate, 10% increasing of inbreeding depression, decreasing of carrying capacity), which generates a scenario named Hypothetical Isolated Population. Results were compared and sensitivity tests were carried out to verify the influence of variation in mortality ratio, catastrophes and inbreeding depression. There was a significant difference between the two scenarios ($p = 0.0005$). The extinction risk was 31% for Real Population and 90% for Hypothetical Isolated Population. The sensitivity analysis indicated that mortality ratio, deforestation, forest fires and inbreeding depression strongly influence the population survival. Long-term studies and biological information on species inhabiting areas subjected to anthropogenic impacts, like the Atlantic Rainforest, are vital to conservation actions, since they make it possible population viability analyses and the design of management strategies to threatened populations.

Keywords: Chelidae; *Hydromedusa maximiliani*; X-ray; Reproduction; PVA; VORTEX

1 INTRODUÇÃO

Perturbações em massa causadas pelo homem têm alterado, degradado e destruído paisagens em larga escala, levando as espécies e mesmo comunidades inteiras ao ponto de extinção (BROOKS et al., 2002; MITTERMEIER; MYERS; MITTERMEIER, 1999; MYERS et al., 2000). Como resultado das atividades humanas, nos últimos 400 anos, mais de 250 espécies de aves, mamíferos, répteis e anfíbios foram extintas (GALINDO-LEAL et al., 2003).

Os danos causados ao bioma Mata Atlântica iniciaram-se nos tempos da colonização do Brasil e se intensificaram com o crescimento dos grandes centros urbanos e desenvolvimento dos pólos industriais em seus domínios (DEAN, 1997). Hoje a Mata Atlântica, caracterizada pela grande diversidade de espécies e altos níveis de endemismo, é também um dos ecossistemas mais ameaçados do planeta (BROOKS et al., 2002; MYERS et al., 2000; OLIVEIRA-FILHO; FONTES, 2000). Por essas razões a Mata Atlântica tem sido considerada como uma das formações vegetais que mais precisa de um plano integrado e coordenado para a sua conservação (PAIVA, 1999), o que deve incluir o conhecimento aprofundado a respeito dos requerimentos necessários para a sobrevivência das espécies que abriga, sobretudo aquelas que são restritas a esse bioma e/ou que sofrem algum grau de ameaça (BROOKS et al., 2002).

Endêmica de regiões de Mata Atlântica, *Hydromedusa maximiliani* (Testudines, Chelidae), popularmente conhecida como cágado-da-serra ou cágado-pescoço-de-cobra, é, dentre as espécies de cágados brasileiros, a que possui o maior número de estudos, e, por essa razão sua biologia é bem conhecida (MARTINS, 2006; SOUZA, 2004). Contudo, pouco se sabe a respeito dos aspectos mais básicos de sua reprodução em condições naturais (SOUZA, 2004; SOUZA; GIRALDELLI; MARTINS, 2006), com apenas alguns relatos pontuais de fêmeas capturadas na natureza que apresentavam ovos em seus aparelhos reprodutores (GUIX; MIRANDA; NUNES, 1992; YAMASHITA, 1990). A reprodução e nidificação representam os estágios mais críticos do ciclo de vida de quelônios, e por essa razão, dados de ecologia reprodutiva das espécies são extremamente importantes para o delineamento de estratégias de conservação (BURKE; GIBBONS, 1995).

O período reprodutivo e demais inferências sobre a reprodução das espécies, como o número e o tamanho dos ovos, podem ser obtidos pela localização de ninhos ou com radiografias das fêmeas (GIBBONS; GREENE, 1979; SOUZA, 2004; SOUZA; GIRALDELLI; MARTINS,

2006). Além de permitir detectar a presença de ovos, sem causar prejuízos aos embriões em desenvolvimento, a utilização de radiografias tem-se mostrado muito útil em estudos com quelônios pois permite a visualização e a medição dos ovos em tamanho natural, e a obtenção de informações sobre o tamanho da ninhada, além de permitir o acompanhamento do período reprodutivo da espécie, já que por meio da recaptura e nova radiografia de fêmeas maduras, pode-se também detectar os períodos de desova (GIBBONS; GREENE, 1979).

Outro estudo frequentemente associado às radiografias é a alometria reprodutiva, que consiste na realização de comparações entre os parâmetros biométricos das fêmeas reprodutivas e o tamanho de seus ovos e ninhada (REISS, 1991). Além de esclarecer as estratégias reprodutivas das espécies e revelar a influência do tamanho das fêmeas sobre o tamanho e número de ovos produzidos (EWERT, 1979; MOLL, 1979; SMITH; FRETWELL, 1974), as relações alométricas entre as fêmeas e seus filhotes possibilitam estimar e prever o tamanho de ninhadas produzidas por uma determinada fêmea a partir de suas medidas (CANTARELLI, 2006; SCHMIDT-NIELSEN; 1984; VERDADE, 2000). Em quelônios, alguns estudos revelaram que o tamanho corporal de fêmeas pode estar relacionado ao tamanho da ninhada (BONACH; PIÑA; VERDADE, 2006; CANTARELLI, 2006; SOUZA; GIRALDELLI; MARTINS, 2006).

Devido à longevidade dos quelônios, informações a respeito da dinâmica populacional e a história de vida desses animais podem somente ser obtidas por meio de pesquisas de longa duração, que fornecem informações de extrema importância para a conservação e o manejo das espécies (CHEN; LUE, 2002; GIBBONS, 1997; MARTINS, 2006; MARTINS; SOUZA, 2008; 2009). Grande parte do conhecimento atual a respeito de *H. maximiliani* resultou de estudos que vêm sendo desenvolvidos há mais de 10 anos no Parque Estadual de Carlos Botelho (PECB), uma reserva de Mata Atlântica com alto grau de preservação do sudeste do Brasil (GUIX; MIRANDA; NUNES, 1992; MARTINS, 2006; MARTINS; SOUZA, 2008; 2009; SOUZA, 1995a; 1995b; SOUZA; ABE, 1995; 1997a; 1997b; 1998; SOUZA; MARTINS, 2006; SOUZA et al., 2002a; 2002b; 2003; YAMASHITA, 1990). Essas informações, aliadas aos dados relacionados à biologia reprodutiva da espécie, obtidos no presente estudo a partir da mesma população do PECB, forneceram a base que permitiu realizar uma análise de viabilidade da populacional.

Análises de viabilidade populacional têm sido comumente adotadas como uma estratégia capaz de avaliar a persistência de espécies diante de flutuações populacionais causadas por

fatores externos que podem levá-las à extinção (AKÇAKAYA; SJÖGREN-GULVE, 2000; MILLER; LACY, 2005; LINDENMAYER et al., 1993a). A maior vantagem do uso dessa ferramenta é a possibilidade de detecção de problemas relacionados à conservação antes mesmo que sejam detectáveis no campo, o que permite a tomada de decisões e manejos apropriados para a manutenção da diversidade (BRITO; FERNANDEZ, 2000a; MILLER; LANCY, 2005).

O presente estudo teve como objetivo elucidar certos aspectos da estratégia reprodutiva de *H. maximiliani*, incluindo seu ciclo reprodutivo anual, período de desova, maturidade sexual das fêmeas, o tamanho dos ovos e das ninhadas e as relações alométricas entre as fêmeas e seus filhotes. Como objetivo complementar, foram avaliados os papéis de diferentes fatores de ameaça à viabilidade da população de *H. maximiliani* do PECB, em comparação a uma população hipotética não-protegida em uma unidade de conservação. As análises de viabilidade foram seguidas por testes de sensibilidade com a finalidade de comparar a importância e influência de alguns fatores como a taxa de mortalidade, catástrofes e depressão por endogamia, na persistência da população.

2 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

2.1 Mata Atlântica

Diferentes formas de relevo e características climáticas influenciam na formação de diferentes paisagens florestais que configuram o domínio Mata Atlântica e propiciam uma significativa diversificação ambiental e consequente evolução de um complexo biótico altamente rico (MYERS et al., 2000; OLIVEIRA-FILHO; FONTES, 2000). Seus domínios abrigam a Floresta Ombrófila Densa, a Floresta Ombrófila Mista, a Floresta Ombrófila Aberta, a Floresta Estacional Decidual e a Floresta Estacional Semidecidual, além de Manguezais, Restingas, Campos de Altitude, Brejos e Encraves Florestais do Nordeste (OLIVEIRA-FILHO; FONTES, 2000).

Sua cobertura florestal original estendia-se ao longo de toda a costa brasileira, desde o Rio Grande do Norte até o Rio Grande do Sul, abrangendo aproximadamente 1 milhão de Km² (MAMEDE et al., 2004). Hoje, a Mata Atlântica encontra-se em seu limite máximo de fragmentação, perfazendo apenas 8% de sua área original (GALINDO-LEAL; CÂMARA, 2003), e se apresenta tipicamente como um mosaico composto por pequenos remanescentes de floresta, sendo que no litoral das regiões sudeste e sul do Brasil estão situados os mais preservados (MAMEDE et al., 2004; ZAÚ, 1998), mas que ainda encontram-se sob intensa pressão antrópica e risco iminente de extinção (MORELLATO; HADDAD, 2000).

Com altos níveis de endemismo, a Mata Atlântica abriga uma riquíssima fauna. Estimativas indicam a existência de 1.361 espécies de vertebrados, das quais 567 (42%) estão restritas a esse bioma (MYERS et al., 2000). Quanto à fauna de répteis, são registradas aproximadamente 197 espécies para a Mata Atlântica (incluídos os quelônios marinhos), perfazendo 42% das 465 espécies registradas para o Brasil; dessas, 60 são endêmicas, com destaque para o cágado *Hydromedusa maximiliani*, considerada pela “International Union for Conservation of Nature” como uma espécie Vulnerável (IUCN, 2008). A alta diversidade de espécies e o elevado grau de endemismo por unidade de área combinados à elevada pressão antrópica, tornam a Mata Atlântica um dos cinco 5 principais *hotspots* de biodiversidade mundiais, sendo considerada pela Conservação Internacional uma região prioritária para conservação (MITTERMEIER; MYERS; MITTERMEIER, 1999; MYERS et al., 2000).

Desde os primórdios da colonização do Brasil, a exploração dos recursos da Mata Atlântica tem sido feita de forma predatória dos pontos de vista social, econômico e ecológico (SIMÕES; LINO, 2002). Os problemas de preservação/ conservação são enormes e decorrentes principalmente da fragmentação para o uso da terra em atividades agrícolas e pecuárias, além da caça e a exploração de recursos madeireiros (PAIVA, 1999; PRIMACK, 1998; PRIMACK; RODRIGUES, 2002), o que se agrava sobretudo devido ao fato dessa região abrigar mais de 70% da população brasileira e as maiores cidades e os grandes pólos industriais do país (PAIVA, 1999; PINTO, 2002).

Nos últimos 40 anos, foram criadas mais de 650 novas áreas de proteção integral (Parques, Reservas, Estações Ecológicas e Reservas Particulares), resultando em mais de 120 mil Km² de áreas de Mata Atlântica protegidas (GALINDO-LEAL; CÂMARA, 2003). No entanto, segundo Tabarelli et al. (2005), esse sistema está longe de ser adequado, pois essas áreas cobrem menos de 2% de todo o bioma, e apenas 24% dos remanescentes encontram-se em áreas de proteção integral ou as áreas criadas são demasiadamente pequenas para garantir a persistência de espécies a longo-prazo. Outra crítica diz respeito à ineficiência do sistema para a proteção de espécies ameaçadas, pois as áreas protegidas abrangem menos da metade das áreas de ocorrência de espécies ameaçadas (TABARELLI et al., 2005).

O elevado nível de perturbações antrópicas dos ecossistemas naturais representa um dos maiores desafios deste final de século para a conservação da biodiversidade (VIANA; PINHEIRO, 1998). Segundo Meffe e Carrol (1997), diversos estudos têm documentado mudanças na composição de espécies e empobrecimento de recursos causados pela redução de áreas ocupadas por vegetação nativa, o que, segundo Brooks et al. (2002), tem sido a principal causa de extinções locais. Outra ameaça diz respeito às queimadas (BRITO; FERNANDEZ, 2000b; 2002; BRITO; FONSECA, 2006; BRITO; GRELE, 2004; TIEPOLO, 2002; TIEPOLO; FERNANDEZ; TOMAS, 2004), que podem se tornar ainda mais frequentes diante do aquecimento global (SCHWARTZ et al., 2006).

Atualmente, as ameaças mais alarmantes à biodiversidade são decorrentes principalmente da perda de hábitat e diminuição do tamanho das populações (BROOKS et al., 2002; MYERS et al., 2000; PRIMACK, 1998; VIANA; PINHEIRO, 1998). No Brasil, essas têm sido as principais ameaças à fauna de répteis (RODRIGUES, 2005). Declínios populacionais de répteis no mundo inteiro representam uma crise de biodiversidade. As principais ameaças são a diminuição e a

degradação de habitats, a introdução de espécies exóticas e de patógenos, a superexploração e as mudanças climáticas globais (GIBBONS et al., 2000). Segundo Rodrigues (2005), espécies florestais são mais vulneráveis por serem incapazes de suportar as altas temperaturas de formações abertas. Outra ameaça deve-se ao fato de que a determinação sexual de algumas espécies, principalmente de quelônios, se dá pela temperatura de incubação dos ovos, e mudanças nas condições térmicas perto dos ninhos, devido à degradação do habitat, podem resultar em desvios da razão sexual. Segundo Souza e Martins (2006), o efeito de borda, consequente da degradação de habitat, pode ser severo não apenas para ninhadas, mas também para indivíduos adultos de *H. maximiliani*. No entanto, o conhecimento acerca dos requisitos básicos para a sobrevivência das espécies brasileiras de quelônios, especialmente aquelas que vivem em ambientes florestais, ainda é bastante deficiente (PRITCHARD; TREBBAU, 1984; SOUZA, 2004). Assim, pesquisas que visem compreender a dinâmica de populações presentes em habitats fortemente ameaçados, como a Mata Atlântica, são fundamentais para estratégias de conservação, preservação, restauração e manejo da biodiversidade (BRITO, 2002; BRITO; FERNANDEZ, 2000a).

2.2 Extinção de Espécies

A extinção é um fenômeno periódico e marcante na história da vida na Terra, com os limites dos tempos geológicos definidos por episódios de extinções em massa (VERMEIJ, 2004). Entretanto, vivemos nos dias atuais uma crise de biodiversidade sem precedentes, já que as atividades humanas têm sido mais devastadoras do que as próprias catástrofes geológicas (MACHADO; CADEMARTORI; BARROS, 2006; VERMEIJ, 2004), o que pode ter levado à extinção de diversas espécies antes mesmo que essas pudessem ser conhecidas pela ciência (BROOKS et al., 2002). A extinção de uma espécie pode ser considerada como um dano imensurável, uma vez que representa a perda de características genéticas e/ou fenotípicas únicas, desenvolvidas ao longo de milhões de anos de evolução por complexas interações ecológicas (GALINDO-LEAL; CÂMARA, 2003; MEFFE; CARROL, 1997; PRIMACK, 1998). Por essa razão, os processos de extinção de espécies têm recebido grande atenção em pesquisas ecológicas e de biologia da conservação e o número de estudos com enfoque nesses processos têm aumentando sensivelmente (KÉRY et al., 2006; MACHADO; CADEMARTORI; BARROS, 2006).

Os processos de extinção parecem ocorrer de forma seletiva, com algumas espécies ou populações sendo mais vulneráveis do que outras (PURVIS; JONES; MACE, 2000). Quando o ambiente se modifica bruscamente, algumas espécies podem apresentar maior probabilidade de persistência do que outras (BROOKS et al., 2002; PURVIS; JONES; MACE, 2000). Nesse contexto, diversos autores sugerem uma maior vulnerabilidade para populações pequenas (FOLEY, 1992; LACY, 1992; SCRIBNER; MEFFE; GROOM, 2005), sobretudo devido a uma perda genética mais acelerada e consequente perda de capacidade de adaptação às variações ambientais (LACY, 1992; SCRIBNER; MEFFE; GROOM, 2005).

Quatro tipos de extinção podem ser distinguidas dependentes do contexto em que se inserem: extinção global, extinção na natureza, extinção local e extinção ecológica (PRIMACK; 1998). Uma espécie pode ser considerada extinta globalmente quando nenhum indivíduo permanece vivo, o que torna as espécies que apresentam distribuição geográfica restrita mais vulneráveis à extinção (BROOKS et al., 2002; PRIMACK, 1998). Nos casos em que só restam indivíduos em cativeiro, trata-se de uma extinção na natureza. Quando o último indivíduo de uma determinada população morre e a espécie ainda pode ser encontrada em outras localidades, trata-se de uma extinção local. A extinção ecológica está relacionada ao papel ecológico da espécie no ecossistema, quando as densidades populacionais são excessivamente baixas, a espécie pode tornar-se incapaz de desempenhar seu papel ecológico, sendo considerada extinta ecologicamente (PRIMACK, 1998). Quando o papel ecológico de uma espécie deixa de ser cumprido, outras espécies podem ser afetadas, ocorrendo um efeito em cascata, com declínio populacional e extinção de outras espécies da comunidade (VERMEIJ, 2004).

Programas de monitoramento de longa-duração de espécies e populações podem auxiliar no gerenciamento de tomada de decisões, além de contribuir para o conhecimento de sua biologia e vulnerabilidade (FAGAN; HOLMES, 2006). Desse modo, estudos de viabilidade populacional são de extrema importância para a manutenção da sobrevivência de espécies silvestres.

2.3 Análise de viabilidade populacional

Estudos de viabilidade populacional são comumente desenvolvidos com a ajuda de métodos de análises quantitativas e visam avaliar as ameaças potenciais e os riscos de declínio e extinção de populações, bem como suas possibilidades de recuperação (AKÇAKAYA; SJÖGREN-GULVE, 2000; BRITO; FERNANDEZ, 2000a; LACY; CLARK, 1993). Com base

em dados de estocasticidade demográfica, ambiental e genética, são desenvolvidas modelagens computadorizadas que consistem em importantes ferramentas de auxílio no entendimento da influência desses parâmetros na dinâmica de populações selvagens e que podem minimizar sua persistência ou até mesmo extinguí-las (MILLER; LACY, 2005; LACY, 1993; 1993-1994; LACY; CLARK, 1993; SHAFFER, 1981).

A análise de viabilidade populacional (AVP) é uma rigorosa metodologia útil na tomada de decisões para a conservação da biodiversidade (MILLER; LACY, 2005; LACY, 1993), já que possibilita agregar diferentes tipos de dados e incorporar incertezas às variabilidades naturais, o que pode tornar a modelagem mais semelhante aos dados reais (AKÇAKAYA; SJÖGREN-GULVE, 2000). Outra forma de aproximar a modelagem da realidade é a criação de cenários e simulações otimistas e pessimistas e testes de sensibilidade, que permitem avaliar quais variáveis são mais influentes na persistência da população, contribuindo para a aplicação de manejos apropriados e focados na situação particular (BROOK, 2000; MCCARTHY; BURGMAN; FERSON, 1995; MILLS; LINDBERG, 2002).

A AVP surgiu na década de 1980, nos Estados Unidos, e teve origem no trabalho de Shaffer (1981), que introduziu o conceito de “população viável mínima” e o uso de modelagens que incorporavam flutuações ambientais, demográficas, genéticas e catástrofes naturais. Desde então, as AVPs têm-se desenvolvido bastante, com aplicações em diversos tipos de estudo (BEISSINGER, 2002; LACY, 1993) e uma constante adição de novos “softwares” ao mercado (LINDENMAYER et al., 1995). Atualmente existem até mesmo análises de viabilidade que podem ser executadas com a interface GIS (“Geographical Information Systems”) (LINDENMAYER et al., 1995).

Uma das principais vantagens de se realizar análises de viabilidade é a detecção de problemas e vulnerabilidades populacionais antes mesmo que essas sejam detectáveis em trabalhos de campo, permitindo que políticas apropriadas de manejo e conservação sejam aplicadas em tempo hábil para a recuperação das populações (BRITO; FERNANDEZ, 2000a; MILLER; LANCY, 2005). Outras vantagens dizem respeito à acurácia das estimativas da extensão de cada problema envolvido, bem como avaliações contínuas de suas causas e o monitoramento dos esforços implementados para mitigar seus efeitos na persistência de populações (BRITO; FERNANDEZ, 2000a; LINDENMAYER et al., 1993a; 1993b). Contudo, algumas críticas já foram feitas ao método: (1) é aplicável a apenas uma espécie, já que não

permite extrapolações para todo o ecossistema (uma técnica de manejo apropriada para uma espécie pode ser imprópria para outra); (2) pode omitir fontes de risco de difícil estimativa; (3) as projeções para o futuro são baseadas em informações atuais (AKÇAKAYA; SJÖGREN-GULVE, 2000, BRITO; FERNANDEZ, 2000a).

Todavia, as inúmeras vantagens da técnica têm contribuído para que seja adotada por muitos pesquisadores de diversas partes do mundo (LINDENMAYER et al., 1993a). No Brasil, a maioria dos estudos de AVP foram realizados com mamíferos, incluindo os primatas *Brachyteles hypoxanthus* (BRITO; GRELE, 2006) e *Leontopithecus rosalia* (KIERULFF, 1993 apud TIEPOLO, 2002), o cervídeo *Blastocerus dichotomus* (TIEPOLO, 2002; TIEPOLO; FERNANDEZ; TOMAS, 2004), os marsupiais arborícolas *Micoureus demerarae* (BRITO, 2002; BRITO; FERNANDEZ, 2000b; 2002) e *Micoureus paraguayanus* (BRITO; FONSECA, 2006) e o roedor *Trinomys eliasi* (BRITO; FIGUEIREDO, 2003).

2.4 VORTEX: simulação dos processos de extinção

O processo de fragmentação tem transformado drasticamente os habitats e provocado a diminuição do tamanho das populações, tornando-as demasiadamente pequenas (SHAFFER, 1981). Em pequenas populações, os efeitos do declínio podem ocorrer em cascata. Assim, se uma população teve seu tamanho excessivamente reduzido, seja por fragmentação de habitat ou outros eventos catastróficos, pode ocorrer perda da variabilidade genética, com a consequente diminuição de sua capacidade de adaptação a outros eventos imprevisíveis. A redução do tamanho populacional pode levar à endogamia, o que ocasiona uma perda genética ainda maior e, fato ainda mais grave, pode promover a fixação de alelos deletérios ao longo das gerações, o que diminui ainda mais o vigor da população, levando-a mais rapidamente à extinção. A esse processo, Gilpin e Soulé (1986) deram o nome de vórtice de extinção (“extinction vortex”).

Não por acaso, VORTEX é também o nome dado a um programa de AVP desenvolvido pela Sociedade Zoológica de Chicago e de acesso gratuito. Esse programa é um simulador do tipo “Monte Carlo”, considerado muito consistente em análises de risco (BUCKLAND, 1984; LACY, 1993-1994; MILLER; LACY, 2005). “Monte Carlo” é um método estatístico com diversas aplicações em simulações estocásticas que podem apresentar grande variação de distribuições (FERRENBURG; SWENDSEN, 1989). As simulações são realizadas pela geração de observações de alguma distribuição de probabilidades e o uso da amostra obtida para a

aproximação da função de interesse, o que, a cada simulação, pode resultar em diferentes valores de probabilidade finais, mas que se encontram dentro de um intervalo de possibilidades para os dados modelados (BROWN; SOLOMON; STEPHENS, 1981; MILLER, 2001).

O programa VORTEX modela processos populacionais como eventos discretos, sequenciais e com resultados probabilísticos. Processos randômicos geram flutuações na demografia da população, transmissão de genes ao longo das gerações e determinações do número de crias produzidas por cada fêmea em cada ano, além de incluir eventos ambientais, como catástrofes (MILLER; LACY, 2005). De acordo com os dados inseridos pelo usuário, que devem ser fundamentados na biologia da espécie em estudo, são calculadas a cada ano simulado, as taxas de mortalidade específicas para cada classe reprodutiva e faixa etária, bem como a fecundidade dos indivíduos que adquirem a maturidade sexual. A depressão por consanguinidade é expressa pelo programa como uma diminuição da viabilidade em animais recém-nascidos (LACY; 1993-1994; MILLER; LACY, 2005). Os dados de saída são apresentados como um sumário das estatísticas realizadas ao longo dos anos e das interações, também definidas pelo usuário. Como resultado, podem ser obtidas informações a respeito da taxa de crescimento exponencial populacional, probabilidade de extinção, tempo médio para extinção e variação média demográfica e genética da população (LACY, 1993-1994; MILLER; LACY, 2005).

Como o crescimento e o declínio de populações são fatores fortemente influenciados por eventos aleatórios, as interações realizadas para os mesmos dados podem produzir diferentes resultados a cada simulação, compreendendo efeitos típicos de simulações de risco (BROWN; SOLOMON; STEPHENS, 1981; LACY, 1993-1994).

As simulações são realizadas com uma série de eventos que descrevem o ciclo de vida típico de organismos diplóides (LACY, 1993-1994; MILLER; LACY, 2005).

2.5 Espécie estudada

2.5.1 O gênero *Hydromedusa*

Hydromedusa é um gênero de cágados pertencente à sub-ordem Pleurodira, família Chelidae, com distribuição restrita à América do Sul (ERNST; BARBOUR, 1992; PRITCHARD, 1979; SOUZA, 2005a; 2005b). As duas únicas espécies pertencentes ao gênero, *Hydromedusa maximiliani* e *H. tectifera*, são conhecidas popularmente como “cágados-de-pescoço-comprido”

ou “cágados-pescoço-de-cobra” e habitam pequenos riachos de águas límpidas, rasos e encachoeirados, típicos de regiões serranas (SOUZA, 1995a; SOUZA, 2005a). *Hydromedusa maximiliani* possui distribuição restrita à Mata Atlântica, com registros em partes dos estados da Bahia, Minas Gerais, Espírito Santo, Rio de Janeiro e São Paulo (SOUZA, 2005b), enquanto *H. tectifera*, possui distribuição mais ampla no sudeste e sul do Brasil (estados do Rio Grande do Sul, São Paulo, Paraná e Santa Catarina), nordeste da Argentina, Uruguai e leste do Paraguai (ERNST; BARBOUR, 1989; PRITCHARD, 1979; SOUZA, 2005b). As duas espécies podem ocorrer de forma simpátrica, com *H. maximiliani* em áreas acima de 600 m de altitude e *H. tectifera* em áreas mais baixas (SOUZA, 2005b). Contudo, em áreas em que não ocorre *H. tectifera*, *H. maximiliani* pode ser encontrada em altitudes inferiores a 100 m; na ausência de *H. maximiliani*, *H. tectifera* pode ser encontrada em altitudes superiores a 900 m (RIBAS; MONTEIRO-FILHO, 2002; SOUZA, 2005b).

Os cágados do gênero *Hydromedusa* apresentam carapaça oval e achatada dorso-ventralmente, com coloração críptica, e passam facilmente despercebidos entre as pedras e troncos caídos dos riachos que habitam e que lhes propiciam excelentes refúgios nos períodos de inatividade (GUIX; MIRANDA; NUNES, 1992; SOUZA, 1995a; SOUZA, 2005a). *Hydromedusa tectifera* pode atingir 300 mm de comprimento da carapaça (ERNST; BARBOUR, 1992), enquanto, *H. maximiliani* mede no máximo 200 mm (SOUZA, 2005a). Além do menor tamanho corpóreo, *H. maximiliani* pode ser diagnosticada pela presença de duas dobras de pele nos cantos da boca (ERNST; BARBOUR, 1992). Outra característica que distingue as duas espécies é a presença, em *H. tectifera*, de uma listra negra que se inicia na margem distal e se estende até o final do pescoço, dividindo a cabeça do cágado nas partes superior e inferior (ERNST; BARBOUR, 1992).

Durante muito tempo, a biologia dessas espécies sob condições naturais permaneceu desconhecida, pois as dificuldades de acesso às áreas de ocorrência e de visualização dos animais em campo foram apontadas como fatores restritivos (FAMELLI, 2005; SOUZA, 1995a; SOUZA, 2004). Segundo Souza (2004), estudos desenvolvidos nas últimas décadas contribuíram de forma significativa para a elucidação de vários aspectos da biologia de espécies brasileiras de cágados, em especial *H. maximiliani*, que se tornou uma das poucas espécies bem conhecidas de cágados. Em contraste, *H. tectifera* permanece pouco conhecida (FAGUNDES; BAGER, 2007; SOUZA, 2004). Entretanto, o conhecimento sobre os aspectos reprodutivos de *H. maximiliani* ainda é

bastante incipiente (NOVELLI; SOUSA, 2007; SOUZA, 2004; SOUZA; GIRALDELLI; MARTINS, 2006).

2.5.2 *Hydromedusa maximiliani* no Parque Estadual Carlos Botelho

Trabalhos pioneiros desenvolvidos com *Hydromedusa maximiliani* no PECB forneceram dados pontuais a respeito da espécie, incluindo biometria, alimentação, termorregulação e escassos dados populacionais e reprodutivos (GUIX; MIRANDA; NUNES, 1992; YAMASHITA, 1990). Souza (1995a) desenvolveu um estudo detalhado da história natural de uma população de *H. maximiliani* da mesma localidade. Desde então, diversos trabalhos foram desenvolvidos no mesmo local, gerando um grande número de informações a respeito dessa população, que inclui estrutura populacional (SOUZA, 1995a; 1995b; SOUZA; ABE, 1997a), dieta e partilha de recursos (SOUZA; ABE, 1995; 1997b; 1998), genética molecular (SOUZA et al., 2002a; 2002b; 2003) e temperatura corpórea associada a estratégias de assoalhamento (SOUZA, MARTINS, 2006).

Martins (2006) complementou o estudo de Souza (1995a), usando as informações acumuladas ao longo de mais de uma década de estudos, o que contribuiu para a compreensão da dinâmica populacional de *H. maximiliani* no PECB e adicionou informações sobre as taxas de mortalidade e os padrões de crescimento da espécie no local. Considerando os 250 ha de riachos estudados, a população do PECB foi estimada em 318 indivíduos, com intervalo de confiança de 95% e variação de 101 a 1842 indivíduos. A razão sexual mostrou-se continuamente desviada em favor das fêmeas, na proporção de 2:1 (MARTINS, 2006; MARTINS; SOUZA, 2009).

A taxa de crescimento dos indivíduos jovem é significativamente maior que a os adultos, e, por meio da utilização de modelos de crescimento de von Bertalanffy (FABENS, 1965), a idade aproximada dos indivíduos estudados pode ser estimada (MARTINS, 2006; MARTINS; SOUZA, 2008). A variável biométrica que melhor explica o crescimento corpóreo de *H. maximiliani* é o comprimento do plastrão (CP); por essa razão, essa variável biométrica foi usada para calcular a idade e também a maturidade sexual dos cágados estudados (MARTINS, 2006; MARTINS; SOUZA, 2008). O maior macho apresentou CP igual a 139,4 mm e a maior fêmea, 128,1 mm, o que indica idades de 118 e 115 anos para o macho e a fêmea, respectivamente; contudo, apenas esses dois indivíduos apresentaram idades próximas a 100 anos (MARTINS, 2006; MARTINS; SOUZA, 2008).

Segundo Gibbons (1990), os machos de quelônios podem ser considerados maduros quando começam a apresentar gametas em seus dutos espermáticos. Como essa informação ainda não é conhecida para *H. maximiliani*, Martins (2006) e Martins e Souza (2008) consideraram maduros os menores machos que apresentaram caracteres morfológicos sexuais secundários discerníveis (concavidade no plastrão e cauda alongada), que possuíam CP em torno de 101,7 mm, o que de acordo com as equações de crescimento de von Bertalanffy desenvolvidas para *H. maximiliani*, indicam uma idade de aproximadamente 14 anos para os machos (MARTINS, 2006; MARTINS; SOUZA, 2008). Segundo Martins (2006), as fêmeas de *H. maximiliani* atingem a maturidade sexual entre 9 e 10 anos e possuem uma taxa de crescimento relativamente mais lento em exemplares que atingem essa idade, o que sugere um menor investimento no crescimento corpóreo, devido à alocação energética para o desenvolvimento de tecidos reprodutivos (MARTINS, 2006; MARTINS; SOUZA, 2008; MOLL, 1979; SMITH; FRETWELL, 1974). De acordo com Gibbons (1990), as fêmeas de quelônios atingem a maturidade sexual quando passam a apresentar ovos em seus aparelhos reprodutores. Assim, a estimativa da idade, juntamente com as radiografias que detectam a presença de ovos, poderia fornecer a idade reprodutiva das fêmeas.

Outras informações importantes fornecidas por Martins (2006) para a população de *H. maximiliani* do PECB são as taxas de mortalidade de adultos sexualmente maduros, estimadas em 0,083 para as fêmeas e 0,098 para os machos, com desvio padrão de 0,0003 em ambos os casos.

2.5.3 Aspectos da história natural e ecologia de *Hydromedusa maximiliani*

Hydromedusa maximiliani possui uma relação bastante específica com o ambiente que ocupa (ALVES, 2003; FAMELLI, 2005; SOUZA, 2005a). A presença de vegetação nas proximidades das poças e de material vegetal emerso e submerso, a natureza do leito, a limpidez da água e a presença de presas, como larvas de insetos e girinos, são características que podem determinar a ocorrência de indivíduos da espécie no ambiente (GUIX; MIRANDA; NUNES, 1992; PRITCHARD, 1979; SOUZA; ABE, 1998). Além disso, esses cágados realizam incursões terrestres e podem apresentar preferências por determinados habitats, sobretudo nos meses frios (SOUZA, 1995a), durante os quais principalmente juvenis podem ser encontrados em trechos do riacho dotados de grande quantidade de matéria orgânica em decomposição e com corrente lenta (FAMELLI, 2005).

Outra adaptação de *H. maximiliani* às áreas de Mata Atlântica refere-se à regulação da temperatura corpórea (SOUZA, 2005a). Segundo Guix, Miranda e Nunes (1992) e Souza e Martins (2006), os riachos nos quais a espécie pode ser encontrada normalmente são total ou parcialmente cobertos por vegetação de bosque pluvial, o que limita a entrada de luz solar que atinge o solo. Souza e Martins (2006), ao longo de mais de uma década de estudos, nunca observaram nenhum cágado da espécie assoalhando, um comportamento comum entre os répteis para a regulação da temperatura corpórea. Segundo os autores, é provável que a forma de regulação da temperatura corpórea de *H. maximiliani* esteja relacionada a alguma adaptação fisiológica (SOUZA, 1995a; SOUZA; MARTINS, 2006). Possivelmente esse réptil regule sua temperatura corpórea permanecendo em locais rasos, com a carapaça fora d'água, exposta ao ar, permitindo uma troca de energia térmica com o ambiente (SOUZA, 1995a; SOUZA; MARTINS, 2006), o que sugere que o efeito de borda causado pelo acelerado desmatamento pode ser extremamente prejudicial a essa espécie (SOUZA, 2005a; SOUZA; MARTINS, 2006).

Estudos relacionados à dispersão e ao fluxo gênico de *H. maximiliani* forneceram evidências de que a distribuição dos indivíduos nos diferentes riachos ocorre de forma interconectada em um sistema de metapopulações (SOUZA et al., 2002a; 2002b; 2003). Entretanto, assim como outras espécies brasileiras de cágados, *H. maximiliani* apresenta hábito sedentário, deslocando-se apenas cerca de 2 m por dia (SOUZA, 1995a; 2005a; SOUZA; ABE, 1997b), o que limita sua dispersão nos habitats complexos em que vive (SOUZA et al., 2002a; 2002b; 2003).

Pouco se conhece sobre os aspectos mais básicos da reprodução dos cágados brasileiros em condições naturais (SOUZA, 2004; SOUZA; GIRALDELLI; MARTINS, 2006). Embora haja indícios de que o período reprodutivo de *H. maximiliani* esteja associado à estação quente e chuvosa (outubro a janeiro) (FAMELLI, 2005; GUIX; MIRANDA; NUNES, 1992; SOUZA, 1995a, 2004; SOUZA; ABE, 1997a; YAMASHITA, 1990), estudos nesse sentido ainda são necessários, já que os trabalhos realizados basearam-se apenas na razão sexual e no período de atividade da espécie, quando os indivíduos são mais facilmente visualizados, e não há dados concretos referentes a ninhos (FAMELLI, 2005). Segundo Pike (2006), estudos a respeito de ninhadas são importantes porque auxiliam na determinação do tamanho e das taxas de crescimento e do potencial de recuperação de uma população, e ainda ajudam a definir abordagens necessárias para a conservação da espécie.

As exigências acima mencionadas, aliadas à distribuição restrita de *H. maximiliani* ao bioma Mata Atlântica (ERNST; BARBOUR, 1989), um dos ecossistemas mais ameaçados do planeta (MITTERMEIER; MYERS; MITTERMEIER, 1999), justificam estudos mais detalhados, uma vez que, a espécie é considerada Vulnerável pela IUCN (IUCN, 2008).

2.6 Alometria reprodutiva

O termo alometria designa as mudanças em dimensões relativas das partes de um organismo que são correlacionadas com as mudanças em seu tamanho total e que podem ser explicadas por leis matemáticas e físicas (GAYON, 2000). Análises alométricas têm sido amplamente usadas como ferramentas gráficas e estatísticas para comparar animais de forma quantitativa (REISS, 1991) e podem ser empregadas em análises ontogenéticas (que se referem ao crescimento dos indivíduos), filogenéticas (quando tratam as diferentes relações de crescimento entre as linhagens) ou, ainda, podem ser úteis em análises intra e interespecíficas, que referem-se as diferenças entre indivíduos adultos dentro de uma espécie ou população local, ou ao mesmo tipo de fenômeno entre espécies relacionadas (GAYON, 2000; GOULD, 1966; PRESTON; ACKERLY, 2004). Segundo Preston e Ackerly (2004), a variação na forma do organismo apresenta relações dependentes do tamanho e seu estudo pode auxiliar no entendimento de aspectos do desenvolvimento e das mudanças evolutivas do organismo.

De acordo com Schmidt-Nielsen (1984), relações alométricas podem ser estabelecidas por meio de regressões lineares, denominadas equações alométricas, e descrevem as relações entre as partes corpóreas do organismo, tornando possível prever o tamanho corpóreo a partir da mensuração das partes corporais isoladas.

Alguns aspectos da biologia reprodutiva dos vertebrados podem estar associados a características anatômicas e fisiológicas (GODFRAY; PARTRIDGE; HARVEY, 1991), que podem estar relacionadas à seleção natural e caracterizam a história de vida das espécies (IVERSON; EWERT, 1991). Em quelônios, a presença de um casco ósseo que envolve completamente o corpo do animal impõe restrições morfológicas sobre o tamanho, a forma e o número de ovos produzidos pelas fêmeas (EWERT, 1979; MOLL, 1979). Neste contexto, o estudo da alometria reprodutiva pode auxiliar na compreensão do investimento das fêmeas em

seus filhotes e dos benefícios e restrições à produção da ninhada, com forte influência sobre o número e o tamanho dos filhotes (PRESTON; ACKERLY, 2004; SMITH; FRETWELL, 1974).

Em quelônios, a relação entre o tamanho da ninhada e o tamanho corpóreo das fêmeas é geralmente positiva, espécies de grande porte produzem ovos pequenos e numerosos e espécies de pequeno porte possuem poucos ovos grandes (MOLL, 1979; PRITCHARD, 1979). Dados compilados para algumas espécies de Chelidae brasileiras confirmam essa relação (SOUZA, 1999; SOUZA, 2004; SOUZA; GIRALDELLI; MARTINS, 2006); no entanto, tais informações são, até o presente momento, inexistentes para *H. maximiliani*.

3 MATERIAL E MÉTODOS

3.1 Área de estudo

O Parque Estadual Carlos Botelho (PECB) é uma unidade de conservação localizada na região sul do estado de São Paulo, administrada pelo Instituto Florestal, órgão da Secretaria do Meio Ambiente. Possui área de 37.644 ha, que abrangem parte dos municípios de São Miguel Arcanjo, Capão Bonito, Sete Barras e Tapiraí (CARVALHO et al., 2002), sob coordenadas 24°00'00" - 24°15'00"S e 47°45'00" - 48°10'00"W (Figura 1) (FERRAZ; VARJABEDIAN, 1999).

Localizando-se ao longo da Escarpa Atlântica, na Serra de Paranapiacaba, o PECB, juntamente com o Parque Estadual Intervales, o Parque Estadual Turístico do Alto Ribeira (PETAR) e Estação Ecológica de Xitué, compõem o chamado “continuum” ecológico de Paranapiacaba, com mais de 120 mil hectares, que constituem uma das maiores áreas remanescentes de Mata Atlântica contínua e um dos mais significativos trechos protegidos da Mata Atlântica, assumindo grande importância no contexto ambiental da região, principalmente quando se busca a conectividade entre estas áreas com o objetivo de garantir a manutenção dos processos ecológicos e da sobrevivência de inúmeras espécies da fauna e da flora locais (GUIX, 2002; LEITÃO-FILHO, 1982). Essas áreas fazem parte da Zona Núcleo da Reserva da Biosfera da Mata Atlântica e, desde 1999, são reconhecidas pela UNESCO (“United Nations Educational, Scientific and Cultural”) como Patrimônio Natural da Humanidade (FERRAZ; VARJABEDIAN; 1999). Vale destacar que das unidades de conservação pertencentes ao “continuum” Paranapiacaba, apenas o PECB possui a questão da regularização fundiária praticamente resolvida e não conta com populações humanas estabelecidas em seus domínios. Estes fatores, contribuem para uma efetiva conservação dos recursos naturais e facilitam a fiscalização, já que os esforços podem ser despendidos para regiões do entorno do Parque, onde ocorre a maioria dos impactos humanos (DIAS, 1993; PIANCA, 2004).

Toda a extensão do PECB é composta por um complexo de vales com altitudes que variam de 30 a 1003 m (DOMINGUES; SILVA, 1988; NEGREIROS et al., 1995). Apresenta uma rede hidrográfica com centenas de riachos e cursos d’água perenes e temporários (PFEIFER et al., 1986) que, em períodos de maior precipitação podem aumentar consideravelmente seus volumes, tornando-se mais turvos e mais carregados de matéria orgânica (SOUZA, 1995a). Seu

relevo é formado por duas unidades geomorfológicas, o Planalto de Guapiara, drenado pelos rios que formam a bacia hidrográfica do rio Parapanema, e a Serra de Paranapiacaba, drenada pelos ribeirões Travessão, Temível e da Serra e pelos rios Preto e Quilombo, todos formadores da bacia do rio Ribeira de Iguape. Segundo a classificação de Köppen, as duas unidades geomorfológicas presentes no PECB podem definir dois diferentes tipos climáticos para a região: clima quente e úmido sem estiagem (Cfa), em áreas do Planalto de Guapiara e da média e baixa escarpa da Serra de Paranapiacaba, e clima temperado úmido sem estiagem (Cfb), nas partes mais elevadas da serra. No primeiro tipo climático, a temperatura média é de aproximadamente 18°C em meses mais frios e chega a 22°C em períodos mais quentes, enquanto o segundo tipo (Cfb), difere do anterior apenas pelo fato de a temperatura média do mês mais quente não ultrapassar 22°C (SETZER, 1946).

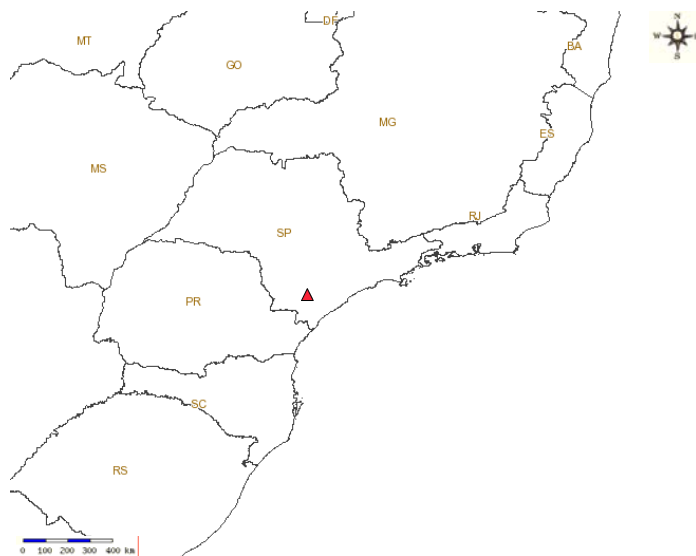


Figura 1 - Localização do Parque Estadual Carlos Botelho na região sul do Estado de São Paulo. Fonte: SPECIESLINK (2001)

A precipitação anual média varia entre 1700 e 2000 mm, e a média da temperatura anual oscila entre 17 e 18°C (CAMARGO et al., 1972). Dados meteorológicos obtidos mensalmente na estação meteorológica do PECB durante o período deste estudo (setembro de 2007 a dezembro de 2008) indicaram precipitação mensal variando entre 6,9 mm (julho de 2008) e 327,0 mm (janeiro de 2008). Nesse mesmo período, a temperatura oscilou entre 17,42°C (junho de 2008) e 25,63°C

(janeiro de 2008). Por problemas técnicos, não foram obtidos os dados de precipitação para os meses de dezembro de 2007 e setembro e novembro de 2008, e também não há registros de temperatura para o período compreendido entre setembro e dezembro de 2008 (Figura 2).

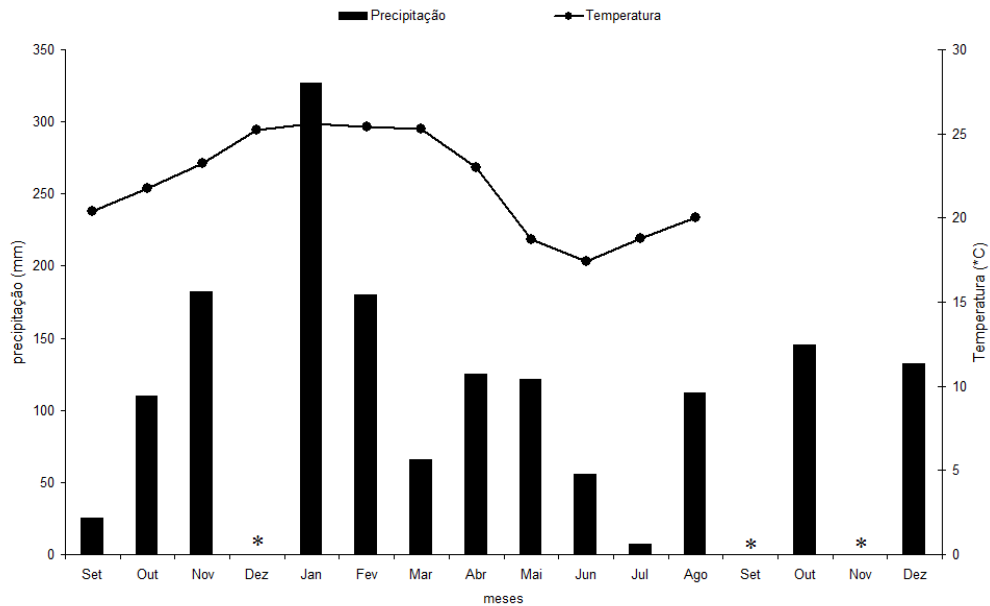


Figura 2 – Precipitação mensal acumulada e média mensal de temperatura do ar no Parque Estadual Carlos Botelho, SP, entre setembro de 2007 e dezembro de 2008. Por problemas técnicos não houve registros de temperatura média mensal para o período de setembro à dezembro de 2008. * dados de precipitação não coletados

No PECB, a vegetação predominante é composta pela Floresta Ombrófila Densa, ou Floresta Atlântica de Encosta, sendo o relevo e o clima os principais determinantes da característica ombrotérmica da vegetação, cujo desenvolvimento está relacionado às elevadas temperaturas e à alta precipitação, bem distribuída durante o ano, o que determina uma situação bioecológica praticamente sem período seco (VELOSO, 1992). Desse modo, no PECB podem ser encontradas a Floresta Ombrófila Densa Montana (Planalto de Guarapiara), com altitudes que variam entre 400 e 1000 m, e a Floresta Ombrófila Densa Submontana (escarpas da Serra de Paranapiacá), com altitudes entre 30 e 400 m, caracterizadas por um dossel com altura em torno de 20 m (podendo chegar a 30 m) e sub-bosque composto tipicamente por indivíduos jovens de espécies arbóreas, incluindo *Euterpe edulis* (palmito-juçara), palmeiras de pequeno porte (*Geonoma* spp.) e ciataáceas arborescentes (OLIVEIRA-FILHO; FONTES, 2000; VELOSO; GÓES-FILHO, 1982). As famílias mais representativas são Myrtaceae, Arecaceae,

Euphorbiaceae, Leguminosae, Sapotaceae, Lauraceae e Rubiaceae (NEGREIROS et al., 1995). Segundo Dias (1993) e Dias et al. (1995), o PECB possui a maior parte de sua cobertura vegetal representada por floresta tropical não-perturbada ou com perturbações pouco significativas. No entanto, algumas áreas, principalmente na periferia do Parque, sofreram intenso desmatamento devido à ocupação antrópica, à implantação de pastagens e às plantações de eucalipto (*Eucalyptus* spp; Myrtaceae) e araucária (*Araucaria angustifolia*; Araucariceae), que estabelecem alguns trechos com vegetação secundária em diferentes estágios de regeneração (CARVALHO et al., 1972).

Os principais vetores de pressão sobre os recursos naturais do parque são a exploração clandestina do palmito, juntamente com o cultivo de banana e algumas atividades pecuárias (FERRAZ; VARJABEDIAN, 1999). A extração de palmito tem acarretado violentos confrontos entre grupos de “extratores” e vigias/policiais ambientais em todo o Vale do Ribeira-SP, o que envolve até mesmo lesões físicas (MARINHO, 2006).

A fiscalização e o aumento da presença humana (turistas, pesquisadores e funcionários do PECB) refletiram-se em uma diminuição das atividades de caça, pelo menos em áreas mais próximas à sede do parque (PIANCA, 2004).

Para o desenvolvimento da presente pesquisa, foram selecionados alguns dos mesmos riachos utilizados em estudos anteriores (e.g.: MARTINS, 2006; MARTINS; SOUZA, 2008; 2009; SOUZA, 1995a; 1995b; SOUZA; ABE, 1997a; 1997b; SOUZA; MARTINS, 2006; SOUZA et al., 2002a; 2002b). Os cinco riachos visitados totalizam cerca de 5 km de cursos d’ água, apresentam água cristalina com fundo arenoso e rochoso e fisionomia heterogênea, sendo constituídos por cachoeiras, zonas de corredeiras e remansos (MARTINS, 2006; MARTINS; SOUZA, 2008; SOUZA, 1995, 2005a; SOUZA; ABE, 1997a; 1997b; SOUZA et al. 2002a; 2002b). Ao longo de todo o riacho, a vegetação apresenta árvores de médio e grande porte, com um sub-bosque sombreado e úmido. Devido ao dossel espesso, formado pelas grandes espécies arbóreas, pouca luminosidade atinge os rios, e em apenas alguns pontos se observa a penetração de luz (SOUZA, 1995a, 2005a; SOUZA; ABE, 1995; SOUZA; MARTINS, 2006).

3.2 Procura visual, captura e marcação dos cágados

Os trabalhos de campo foram realizados entre setembro de 2007 a dezembro de 2008, durante viagens quinzenais (setembro de 2007 a março de 2008) e mensais (abril de 2008 a dezembro de 2008) ao local de estudo com duração de três dias em viagens quinzenais e quatro dias em viagens mensais.

Nos dois ou três (viagens quinzenais e mensais, respectivamente) primeiros dias de campo, riachos previamente selecionados foram percorridos durante o período diurno com o intuito de localizar os quelônios com base na procura visual. Todos os animais avistados foram capturados manualmente. Fêmeas e jovens, de todos os tamanhos, foram capturados, marcados (se necessário) e transportados em covos (Figura 3 A e B) para o local onde foram feitas as radiografias. O ponto de captura dos animais foi sinalizado com uma fita amarela, na qual foi anotada a data e o código de identificação do indivíduo capturado, com o objetivo de facilitar sua liberação posterior no mesmo local. Os machos capturados foram soltos logo após a captura e medição.

3.3 Biometria e dimorfismo sexual

Para todos os animais capturados e radiografados, foram tomadas as seguintes medidas com o auxílio de um paquímetro (Paquímetro Mitutoyo, precisão de 0,01 mm): comprimento da carapaça (CC), largura da carapaça (LC), comprimento do plastrão (CP), largura do plastrão (LP), altura do casco no sentido dorso-ventral (Alt) e comprimento da cauda (Cca). A massa corpórea (MC) foi obtida com o auxílio de um dinamômetro (Pesola[®]) com precisão de 5 g. Em estudos prévios (e.g., MARTINS, 2006; MARTINS; SOUZA, 2008; 2009; SOUZA, 1995a; 1995b; SOUZA; ABE, 1997a; 1997b; 1998; SOUZA et al., 2002a; 2002b; 2003; SOUZA; MARTINS, 2006), os animais da área de estudo foram marcados com ranhuras feitas em seus escudos marginais com o uso de uma lima (CAGLE, 1939). No presente estudo, os animais que não estavam marcados receberam um código de marcação seguindo o modelo de Souza (1995a) modificado de Cagle (1939).

A distinção entre machos, fêmeas e jovens foi feita pelo exame de características morfológicas externas. Além da concavidade do plastrão nas placas anais, os machos apresentam a cauda significativamente mais longa e mais larga (ERNST; BARBOUR, 1989) e são maiores

que as fêmeas (GUIX; MIRANDA; NUNES, 1992). Os jovens foram identificados pelo formato da carapaça e coloração do plastrão (SOUZA, 1995b). Diferentemente dos adultos, os animais jovens apresentam os escudos marginais, a partir da sétima escama posterior, em uma disposição que dá à margem da carapaça um aspecto denteado (SOUZA, 1995b; YAMASHITA, 1990). A coloração dos jovens difere da dos adultos apenas em relação ao plastrão, amarelo claro com manchas negras periféricas ou totalmente escuro nos jovens (SOUZA, 1995a; 1995b).

3.4 Radiografias: medição, contagem dos ovos e relações alométricas

Ao final do segundo ou terceiro dia de campo, fêmeas e jovens eram levados para São Miguel Arcanjo para a realização de radiografias. Os animais eram mantidos em cativeiro no alojamento do PECB, no máximo, três dias, para que pudessem ser radiografados, e, no último dia de campo, eram devolvidos no mesmo ponto de captura.

Durante todo o estudo, fêmeas e jovens foram radiografados com o objetivo de detectar a presença de ovos (GIBBONS; GREENE, 1979). Por conta de características de dimorfismo sexual não serem evidentes em indivíduos jovens e também devido a existência de uma aparente sobreposição em tamanho entre as classes (SOUZA, 1995a; SOUZA; ABE, 1997a), optou-se por radiografar também os indivíduos jovens.

Os animais foram radiografados em aparelho de raios-X modelo FNX, veterinário, portátil e com 80 KV. As revelações foram feitas em tamanho natural em uma processadora Kodak MXZ.

O código de marcação dos exemplares submetidos aos raios-X era anotado no plastrão dos cágados com a utilização de um caneta de ponta porosa (Figura 3C). Esse método facilitou tanto a identificação dos indivíduos no momento da realização da radiografia, como sua devolução aos pontos de captura. O mesmo código era anotado na chapa de raios-X.

Para imobilizar os animais durante as radiografias, estes foram colocados em caixas vazias de filmes radiográficos.

O formato dos ovos foi definido pela razão entre seu comprimento e largura. Razões entre 1,10 e 1,00 definem ovos esféricos e entre 1,99 e 1,10 definem ovos elipsóides, e ovos oblongos são definidos quando o comprimento equivale a aproximadamente o dobro do diâmetro (MILLER; DINKELACKER, 2008).

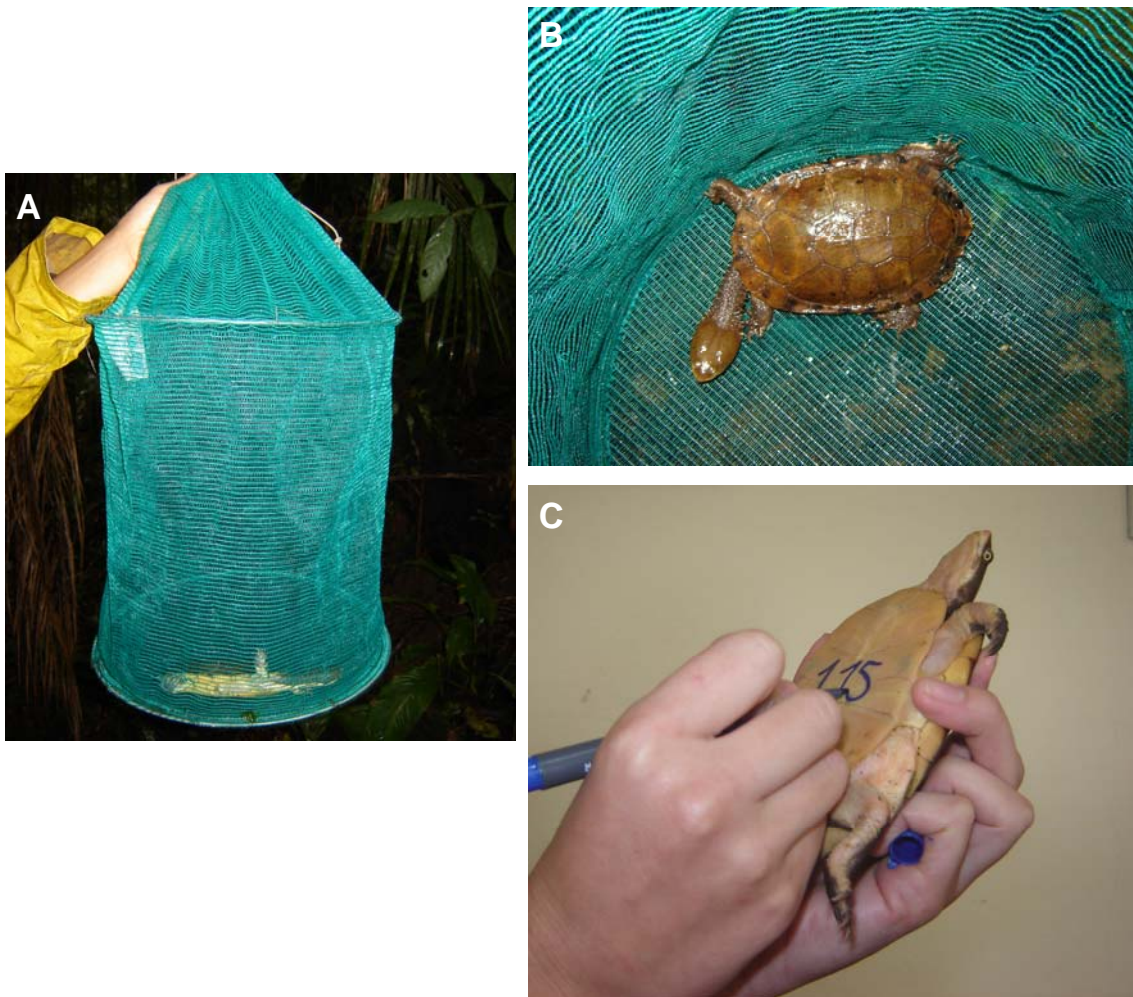


Figura 3 - Métodos utilizados para transporte e preparação dos exemplares de *Hydromedusa maximiliani* para a realização das radiografias e devolução nos locais de captura. (A-B) - Redes tipo “covo” utilizadas para transportar os cágados; (C) - marcação individual no plastrão.

3.5 Maturidade sexual das fêmeas

De acordo com Martins (2006) e Martins e Souza (2008), a variável biométrica que melhor explica o crescimento corpóreo de *H. maximiliani* é o comprimento do plastrão (CP). Por essa razão, essa variável foi adotada para o cálculo da maturidade sexual das fêmeas, que é atingida quando estas passam a apresentar ovos em seus aparelhos reprodutores (GIBBONS, 1990). Desse modo, a idade de maturação sexual ou a idade da primeira reprodução das fêmeas foi estabelecida pelo CP da menor fêmea que apresentava ovos nas radiografias realizadas no presente estudo. Tal medida foi inserida na equação da constante de crescimento de von

Bertallanfy (FABENS, 1965; MARTINS, 2006; MARTINS; SOUZA, 2008), por meio da qual estimou-se a idade em que as fêmeas atingem a maturidade sexual. Assim, todas as fêmeas capturadas ao longo de mais de 10 anos de estudo e que apresentaram CP maior ou igual ao CP da menor fêmea com ovos foram consideradas como fêmeas maduras e, portanto, potencialmente reprodutivas.

3.6 Análise da Viabilidade da População

As análises de viabilidade da população foram executadas no programa VORTEX versão 9.92 (MILLER; LACY, 2005).

3.6.1 Cenários usados como modelo para simulação no programa

O cenário usado como modelo para a simulação no programa VORTEX foi inteiramente fundamentado em dados da história de vida de *Hydromedusa maximiliani* coletados ao longo de mais de 10 anos em estudos realizados no PECB (MARTINS, 2006; MARTINS; SOUZA, 2008; 2009; SOUZA, 1995a; 1995b; SOUZA; ABE, 1995; 1997a); esse cenário foi nomeado como População Real (PR). A partir deste, foram feitas alterações de algumas variáveis, como taxa de mortalidade, depressão por endogamia e capacidade de suporte, gerando um outro cenário nomeado População Hipotética Isolada (PHI).

A Tabela 1 apresenta os valores dos parâmetros de história de vida de *H. maximiliani* usados na simulação e na preparação dos cenários. Alguns desses valores foram obtidos na literatura e outros, a partir do presente estudo, e encontram-se detalhados a seguir.

Tabela 1 - Parâmetros da história de vida de *Hydromedusa maximiliani* usados no software VORTEX para análise da viabilidade da populacional do PECB. Referências: 1. Valor “default” do software VOTEX, versão 9.92 (Miller; Lacy, 2005); 2. Martins, 2006; Martins e Souza, 2009; 3. Martins e Souza, 2008; 4. Brito e Fernandez, 2000; 2002; Brito e Fonseca, 2006; Brito e Grelle, 2004; Tiepolo, Fernandez e Tomas, 2004; 5. Fundação S.O.S Mata Atlântica & INPE (2002)

Parâmetros	Valores	Referências
Sistema de cruzamento	Poligamia	
Depressão por endogamia (número de equivalentes letais)	3,14	1
Tamanho inicial da população	350	2
Capacidade de suporte (K)	1200 (PR); 450 (PHI)	2
Número de machos adultos reprodutivos (%)	100	
Idade da primeira reprodução para machos (anos)	14	2,3
Idade máxima de reprodução (anos)	100	2,3
Mortalidade anual de machos adultos (%)	0,098	2
Mortalidade anual de fêmeas adultas (%)	0,083	2
Proporção sexual (macho/fêmeas)	0,33 ou 2:1	2
Probabilidade de catástrofes naturais do tipo 1 (Queimadas) (%)	3	4
Probabilidade de catástrofes naturais do tipo 2 (Desmatamento) (%)	0,2	5

✓ Tamanho inicial da população e capacidade de suporte

Martins (2006) estimou um tamanho populacional de 318 indivíduos para o período 2003-2006 em 250 ha de riachos no PECB (mesmo trecho usado no presente estudo). Com base nessas informações, o tamanho inicial da população adotado foi de 350 indivíduos.

Os dados referentes ao tamanho inicial da população utilizados no programa VORTEX referem-se ao número de machos e fêmeas de cada classe etária ou classe de tamanho. Para tanto, foi considerada a razão sexual 2:1 (MARTINS, 2006), principalmente para a distribuição de indivíduos que não haviam atingido a maturidade sexual e que ainda não possuíam caracteres associados ao dimorfismo sexual discerníveis e, que, portanto, foram considerados jovens (SOUZA, 1995a; SOUZA, 1995b).

Fundamentada no intervalo de confiança de 95% estimado por Martins (2006), com variação de 101 a 1842 indivíduos, a capacidade de suporte estabelecida para o cenário PR foi de 1200 e para o cenário PHI, de 450 indivíduos.

✓ Taxas de Mortalidade (%)

Martins (2006) estimou a taxa de mortalidade de indivíduos adultos em $0,083 \pm 0,0003$ para fêmeas e $0,098 \pm 0,0003$ para machos. Essas taxas referem-se apenas a indivíduos que já haviam atingido a maturidade sexual (MARTINS, 2006).

O programa VORTEX requer a inserção de informações a respeito da taxa de mortalidade de machos e fêmeas de várias faixas etárias, desde o nascimento até a maturidade sexual. Como não há na literatura esse tipo de informação para a espécie em estudo, a taxa de mortalidade de indivíduos jovens foi baseada nos dados disponíveis para outras espécies de quelônios. Foram adotadas as taxas apresentadas por Frazer, Gibbons e Greene (1991) para *Chrysemys picta*, pois esse é um dos poucos estudos que apresenta taxas de indivíduos jovens a partir de 1 ano de idade; além disso, as taxas apresentadas por outras espécies parecem ser bastante semelhantes (e.g.: FRAZER; GIBBONS; GREENE, 1990). No entanto, nesse estudo são apresentadas taxas de sobrevivência e por essa razão os valores foram adaptados para a taxa de mortalidade (taxa de mortalidade = $1 - \text{taxa de sobrevivência}$).

✓ Catástrofes

Queimadas (Catástrofe do tipo 1) e desmatamento (Catástrofe do tipo 2) foram as duas catástrofes consideradas como eventos de possível ocorrência em fragmentos de Mata Atlântica. Queimadas são catástrofes frequentemente usadas em AVPs desenvolvidas para áreas de Mata Atlântica (BRITO; FERNANDEZ, 2000b; 2002; BRITO; FONSECA, 2006; BRITO; GRELLE, 2004; TIEPOLO, 2002; TIEPOLO; FERNANDEZ; TOMAS, 2004).

Para o cenário PR, as frequências de catástrofes foram equivalentes a 3% e 0,2%, para queimadas e desmatamento, respectivamente (FUNDAÇÃO S.O.S. MATA ATLÂNTICA & INPE, 2002). O valor da frequência da Catástrofe 2 foi baseado em alguns trabalhos de AVP que abordam esse tipo de catástrofe em áreas de Mata Atlântica (BRITO; FERNANDEZ, 2000b; 2002; BRITO; FONSECA, 2006; BRITO; GRELLE, 2004; TIEPOLO; FERNANDEZ; TOMAS, 2004).

Para o cenário PHI, foi estabelecido um valor duas vezes maior na frequência das duas catástrofes, levando-se em conta que uma população não protegida em uma unidade de conservação deve estar sujeita a uma maior frequência de queimadas e desmatamentos.

O grau de severidade das catástrofes, ou seja, o quanto a taxa demográfica pode diminuir em anos de ocorrência de catástrofes, é outra variável exigida pelo programa. Para a severidade da Catástrofe 1 sobre a reprodução, foi adotado um valor de 90%, e sobre a sobrevivência, um valor de 75% (fator multiplicativo). Para a Catástrofe 2, foi estabelecido um valor de 85% de severidade para a reprodução e de 75% para a sobrevivência.

✓ Depressão por endogamia

Não há informações a respeito de depressão por endogamia em *Hydromedusa maximiliani*. Desse modo, os parâmetros genéticos foram baseados nos valores “default” do programa VORTEX, que estipula um valor de 3,14 para equivalentes letais, com 50% devido a letais recessivos (MILLER; LACY, 2005). Com a finalidade de avaliar os efeitos no cenário PR, foram feitas análises com e sem depressão por endogamia. Para o Cenário PHI, foi adotado um valor de depressão por endogamia com aumento de 10% no valor “default” do programa (3,454) e 55% de letais recessivos.

Para cada cenário foram feitas 1000 interações, cobrindo intervalos de 100 anos. As populações foram consideradas extintas quando restaram apenas indivíduos de um dos sexos.

Outras informações necessárias para o desenvolvimento das simulações como a idade de maturidade sexual das fêmeas, a porcentagem de fêmeas reprodutivas, o número máximo de ovos por fêmeas e o número de estações reprodutivas anuais, foram obtidas por meio das radiografias realizadas no presente estudo, e estão apresentadas nos Resultados deste trabalho.

3.7 Análise dos dados

3.7.1 Radiografias

Foram realizadas análises de variância (ANOVA) para comparar as medidas morfológicas dos indivíduos radiografados (fêmeas ovígeras, fêmeas sem ovos e indivíduos jovens). Para tanto,

considerou-se o delineamento inteiramente casualizado (DIC) por se considerar que a captura dos indivíduos ocorreu ao acaso (nenhum padrão entre eles).

Foram cheçadas as pressuposições do modelo por meio do teste de Shapiro-Wilks com a finalidade de verificar se os resíduos apresentavam distribuição normal. O teste de Bartlett foi realizado para verificar a suposição de homocedasticidade de variâncias. Verificou-se a necessidade de aplicar a transformação BOX-COX (1964) com a finalidade de corrigir a falta de homocedasticidade de variâncias identificada pelo teste de Bartlett. Após a transformação, as pressuposições foram atendidas. Realizou-se uma ANOVA para as variáveis transformadas. Nos casos em que foi constatada diferença significativa entre os tratamentos (pelo menos ao nível de 5% de probabilidade), realizou-se o teste de Tukey para identificar quais médias diferiam entre si. Todos os testes mencionados acima foram realizados no “software” R 2.5.1 (R DEVELOPMENT CORE TEAM, 2007). Contudo, os gráficos destas análises foram produzidos no “software” Minitab 15 (MINITAB STATISTICAL SOFTWARE, 2007).

Uma vez que as radiografias apresentam informações biométricas em escala natural (GIBBONS; GREENE, 1979), o comprimento e a largura dos ovos foram medidos diretamente sobre as chapas radiográficas. O volume dos ovos foi estimado pela fórmula: $V = \pi \cdot x \cdot y^2 / 6$, proposta para o cálculo do volume de ovos em formato elipsóide (VANZOLINI, 1977). Por meio de regressões lineares simples, foram estabelecidas relações alométricas entre o comprimento médio dos ovos (mm), a largura média dos ovos (mm), o volume médio dos ovos (mm³), o volume total da ninhada (soma do volume de todos os ovos da ninhada) e as medidas morfométricas das fêmeas (CC; LC; CP; LP; Alt; e MC) (SOUZA; GIRALDELLI; MARTINS, 2006). As análises de regressão (alometria reprodutiva) foram realizadas no software STATISCA 6.0 (STATISTICA STATSOFT, INC., 2001).

3.7.2 Viabilidade populacional

Os dados derivados das simulações no software VORTEX foram: (1) taxa determinística de crescimento populacional (λ), (2) taxa de crescimento populacional (r) (média \pm DP), (3) probabilidade média de extinção (média \pm EP), (4) tamanho populacional médio (média \pm DP), (5) tempo médio para a extinção (média \pm DP), e (6) declínio da variabilidade genética, expresso como heterozigosidade esperada (H_e). A probabilidade de extinção é a razão entre o número de

simulações em que ocorreram extinções durante um determinado período de tempo e o número total de simulações realizadas (MILLER; LACY, 2005), sendo que as populações extintas não são incluídas nos cálculos de crescimento populacional médio, do tamanho médio da população ou dos níveis de heterozigidade esperada (BALLOU, 1992).

Testes de sensibilidade foram realizados com o objetivo de verificar a influência de alguns parâmetros utilizados nas simulações, de acordo com o modelo proposto por McCarthy, Burgman e Ferson (1995). A análise de sensibilidade fornece uma indicação do impacto que erros nas suposições feitas na entrada de dados, ou ainda nas mudanças reais devido ao manejo ou às ameaças, poderiam exercer sobre os resultados, indicando quais variáveis ou suposições são importantes, aquelas em que os cenários são particularmente sensíveis e as que são menos influentes (MCCARTHY; BURGMAN; FERSON, 1995; MILLS; LINDBERG, 2002). Os modelos foram examinados com relação à sensibilidade à variação de 10% nas taxas de mortalidade, aumento e diminuição de 10% na frequência das Catástrofes 1 e 2 isoladamente, aumento e diminuição em dobro e em 10% nos valores de frequência de ambas as catástrofes e efeito da depressão por endogamia.

4 RESULTADOS

4.1 Ecologia reprodutiva

4.1.1 Número de animais capturados e estrutura populacional

Durante o período de estudo, foram capturados 102 cágados, sendo 20 machos (19%), 38 fêmeas (37%) e 45 (44%) jovens (Figura 4). O maior número de capturas de *H. maximiliani* ocorreu entre outubro de 2007 e fevereiro de 2008 (captura + recaptura) e outubro de 2008 e dezembro de 2008, com pico em novembro de ambos os anos. Entre fevereiro e outubro de 2008, houve uma diminuição do número de indivíduos capturados. Os meses que apresentaram os valores mais baixos de captura foram junho (apenas dois machos) e julho (nenhum indivíduo). Jovens e fêmeas foram capturados durante quase todo o período. Tanto machos, como fêmeas foram capturados com maior frequência na primeira metade da estação quente e chuvosa (outubro – dezembro) (Figura 4).

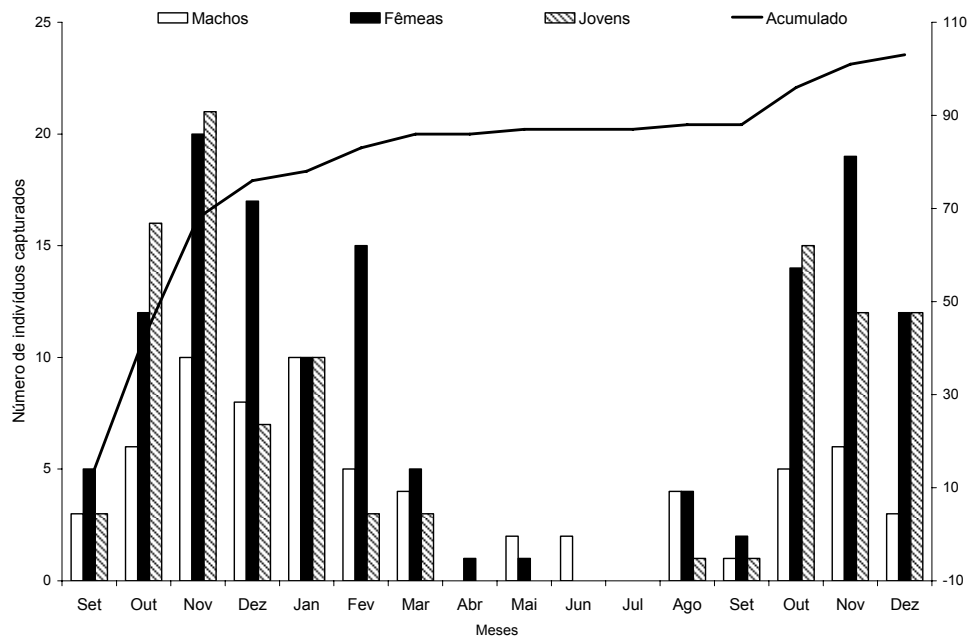


Figura 4 - Número de machos, fêmeas e jovens de *Hydromedusa maximiliani* capturados mensalmente e valor acumulado no Parque Estadual Carlos Botelho, entre setembro de 2007 e dezembro de 2008

A razão sexual foi de 1:2, com pequena variação ao longo de todo o estudo, exceto em maio de 2008, quando houve a captura de dois machos e de apenas uma fêmea (Figura 5).

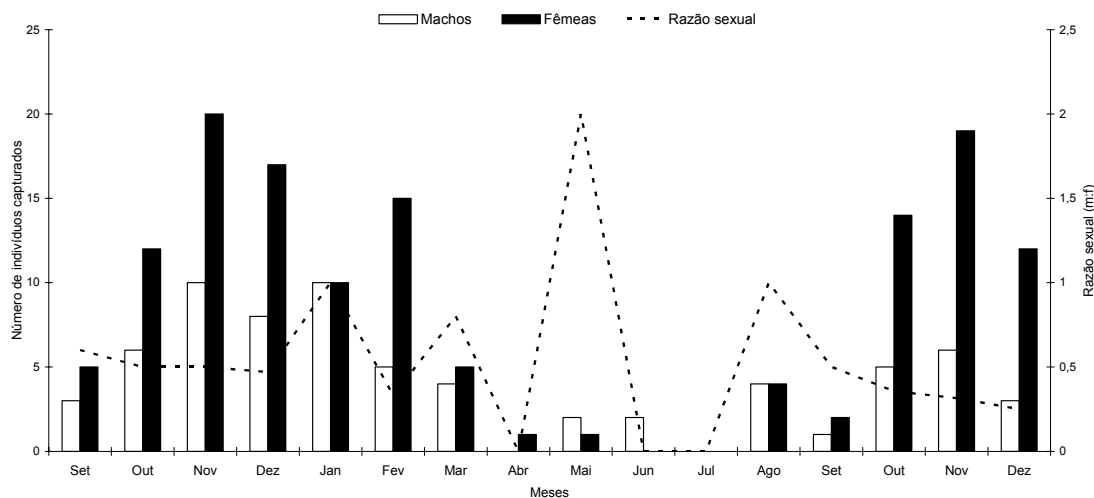


Figura 5 - Variação mensal na razão sexual de *Hydromedusa maximiliani* no Parque Estadual Carlos Botelho, SP, entre setembro de 2007 e dezembro de 2008

A Tabela 2 apresenta um resumo da frequência de recaptura. O número de recaptura variou de zero (33 indivíduos) a 10 vezes (♂#216). Vale destacar que as recapturas de fêmeas e jovens podem refletir o número de vezes em que os indivíduos foram radiografados.

Durante o estudo, foram capturados cinco jovens que apresentavam a carapaça com consistência mole. O comprimento da carapaça desses exemplares variou entre 58,2 e 45,0 mm ($50,1 \pm 5,0$) e o comprimento do plastrão variou de 30,0 a 35,3 mm ($33,4 \pm 4,2$). Duas capturas ocorreram em outubro de 2007, um jovem foi capturado em agosto de 2008 e os outros dois no final de novembro de 2008, incluindo o maior deles. Esses jovens não foram submetidos à radiografia. O jovem #255 também não foi radiografado devido ao fato de sua captura (dezembro de 2007) e recaptura (janeiro de 2008) terem ocorrido em dias de devolução dos animais ao ponto de coleta (último dia de campo).

Das 38 fêmeas encontradas, 36 foram radiografadas, pois uma foi encontrada morta (♀#163) em outubro de 2007 e outra (♀#257) capturada no dia da devolução dos animais ao ponto de captura e não mais encontrada no período que se seguiu.

Tabela 2 - Frequência de recapturas de machos, fêmeas e jovens de *Hydromedusa maximiliani* no PECB, entre setembro de 2007 e dezembro de 2008

Número de capturas	Machos	Fêmeas	Jovens	Total
1	5	6	22	33
2	2	5	7	14
3	5	11	8	24
4	4	5	5	14
5	0	3	2	5
6	1	2	1	4
7	0	5	0	5
8	1	1	0	2
9	1	0	0	1
10	1	0	0	1
Total	20	38	45	103

Foram realizadas um total de 213 radiografias durante todo o período de estudo (Figura 6). Novembro e dezembro de 2007 e outubro e novembro de 2008 foram os meses com maior número de animais radiografados.

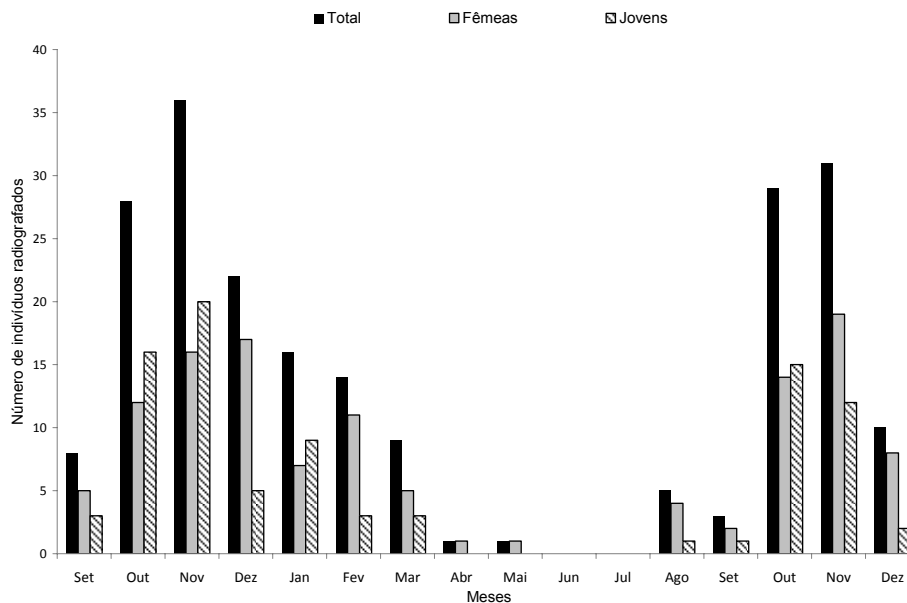


Figura 6 - Número de indivíduos de *Hydromedusa maximiliani* radiografados no PECB entre setembro de 2007 e dezembro de 2008

As fêmeas apresentaram ovos apenas entre setembro e novembro de ambos os anos (Figura 7). Em 2007, foram radiografadas 30 fêmeas, das quais 11 (37%) apresentaram ovos em

seus aparelhos reprodutores. Em 2008, também foram encontradas 11 (37%) fêmeas com ovos de um total de 30 radiografadas. Das 11 fêmeas com ovos encontradas em 2007, apenas três (21%) apresentaram ovos também no ano seguinte (♀#71, ♀#88 e ♀#157a).

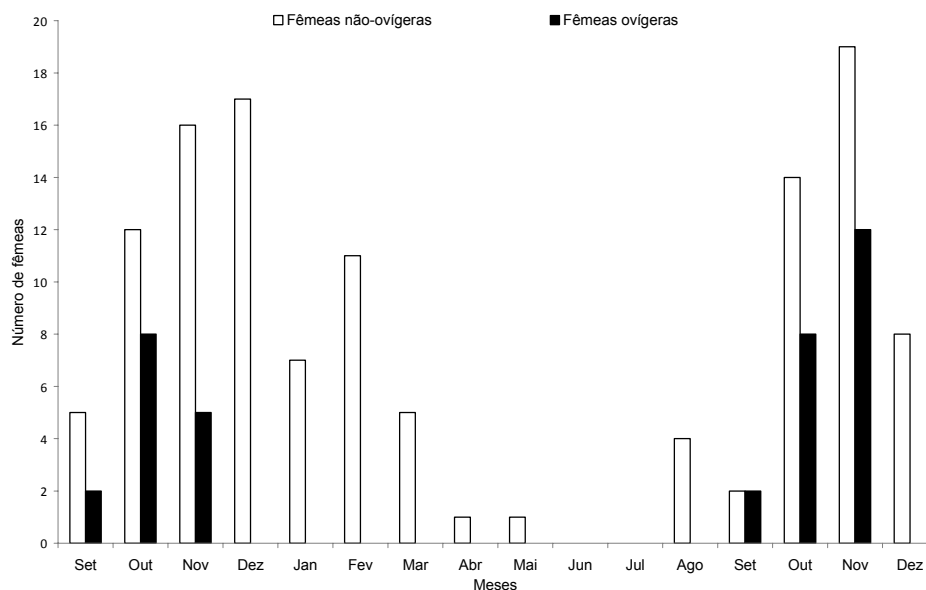


Figura 7 - Frequência de fêmeas de *Hydromedusa maximiliani* ovíferas e não-ovíferas radiografadas entre setembro de 2007 e dezembro de 2008, no Parque Estadual Carlos Botelho, SP

4.1.2 Biometria dos animais radiografados

As Tabelas 3 e 4 apresentam os dados biométricos das fêmeas ovíferas capturadas em 2007 e 2008, e a Tabela 5 apresenta a média \pm DP das variáveis biométricas de todos os indivíduos radiografados e os resultados dos testes de comparação de médias (Tukey).

O comprimento da carapaça variou de 134,2 mm a 168,5 mm ($144,2 \pm 8,4$) nas fêmeas ovíferas e de 125,7 mm a 155,5 mm ($138,4 \pm 8,9$) nas fêmeas não-ovíferas. Nos jovens, o CC variou de 69,9 mm a 124,0 mm ($102,5 \pm 16,4$). Não houve diferença significativa entre o comprimento da carapaça das fêmeas ovíferas e fêmeas sem ovos ($p = 0,2405$). No entanto, houve diferença significativa entre o comprimento da carapaça das fêmeas e dos jovens com $p = 0,0000$ (Figura 8 A, Tabela 5).

Tabela 3 - Dados biométricos das fêmeas ovígeras capturadas no Parque Estadual Carlos Botelho, SP, entre setembro e dezembro de 2007. CC: comprimento da carapaça; LC: largura da carapaça; CP: comprimento do plastrão; LP: largura do plastrão; Cca: comprimento da cauda; Alt: altura do casco no sentido dorso-ventral; MC: massa corpórea; Comp.: comprimento do ovo; Larg.: largura do ovo; Vol.: volume do ovo; TN: tamanho da ninhada ou número de ovos; VTN: volume total da ninhada; VMO: volume médio dos ovos

♀	CC (mm)	LC (mm)	CP (mm)	LP (mm)	Cca (mm)	Alt (mm)	MC (g)	Ovo Direito			Ovo Esquerdo			Ovo Superior			TN	VTN	VMO
								Comp. (mm)	Larg. (mm)	Vol. (mm ³)	Comp. (mm)	Larg. (mm)	Vol. (mm ³)	Comp. (mm)	Larg. (mm)	Vol. (mm ³)			
#30	142,5	85,9	106,6	80,1	27,1	37,8	248	44,4	22,1	11354,5	44,0	22,0	11150,6	-	-	-	2	22505,1	11252,5
#71	142,0	86,3	106,7	80,1	26,2	37,7	238	41,3	23,0	11439,5	40,0	23,5	11566,3	-	-	-	2	23005,8	11502,9
#88	155,5	96,4	113,4	88,0	22,0	40,5	310	42,7	24,4	13310,9	42,0	24,4	13092,7	-	-	-	2	26403,6	13201,8
#96	142,4	89,3	109,6	83,3	22,4	36,0	247	44,8	22,0	11353,3	45,4	21,6	11090,8	-	-	-	2	22444,1	11222,1
#110	140,0	87,8	105,0	83,5	21,3	33,0	230	42,0	22,7	11331,8	42,0	22,3	10936,0	-	-	-	2	22267,8	11133,9
#118	139,4	87,7	108,0	81,3	20,5	38,6	240	42,0	23,0	11633,3	41,0	22,7	11062,0	-	-	-	2	22695,4	11347,7
#121	145,4	92,4	109,3	85,8	26,8	35,4	235	40,4	22,0	10238,3	39,2	22,1	10024,7	-	-	-	2	20262,9	10131,5
#157a	145,6	91,4	111,0	84,6	25,7	37,3	264	42,7	23,7	12558,1	42,5	23,3	12080,9	-	-	-	2	24639,0	12319,5
#165	146,6	89,6	110,0	83,5	25,5	37,0	268	41,2	24,3	12738,2	40,5	24,6	12832,9	-	-	-	2	25571,1	12785,6
#239	142,0	89,0	106,0	81,0	20,0	38,2	241	42,6	22,0	10795,8	43,1	22,4	11323,3	-	-	-	2	22119,1	11059,5
#218	168,5	100,0	120,3	89,5	26,0	40,9	355	40,0	25,0	13090,0	40,0	25,0	13090,0	39,5	23,0	10940,9	3	37120,9	12373,6
Média±DP	146,3 ± 8,6	90,5 ± 4,3	109,6 ± 4,3	83,7 ± 3,1	23,9 ± 2,7	37,5 ± 2,2	261,4 ± 38,3	42,2 ± 1,5	23,1 ± 1,1	11803,9 ± 981,0	41,8 ± 1,2	23,1 ± 1,2	11659,11 ± 995,6	-	-	-	-	24457,7 ± 4542,6	11666,42 ± 896,8
Amplitude	139,4- 168,5	85,9 - 100,0	105,0 - 120,3	80,1 - 89,5	20,0 - 27,1	33,0 - 40,9	230 - 355	40,0 - 44,8	22,0 - 25,0	10238,26 - 13310,9	39,2 - 45,4	21,6 - 25,0	10024,67 - 13092,7	-	-	-	-	20262,9 - 37120,9	10131,47 - 13201,8

Tabela 4 - Dados biométricos das fêmeas ovígeras capturadas no Parque Estadual Carlos Botelho, SP, entre setembro e dezembro de 2008. #: número do exemplar; CC: comprimento da carapaça; LC: largura da carapaça; CP: comprimento do plastrão; LP: largura do plastrão; Cca: comprimento da cauda; Alt: altura do casco no sentido dorso-ventral; MC: massa corpórea; Comp.: comprimento do ovo; Larg.: largura do ovo; Vol.: volume do ovo; TN: tamanho da ninhada ou número de ovos; VTN: volume total da ninhada; VMO: volume médio dos ovos

♀	CC (mm)	LC (mm)	CP (mm)	LP (mm)	Cca (mm)	Alt (mm)	MC (g)	Ovo Direito			Ovo Esquerdo			TN	VTN	VMO
								Comp. (mm)	Larg. (mm)	Vol. (mm ³)	Comp. (mm)	Larg. (mm)	Vol. (mm ³)			
#158	135,2	85,9	104,5	79,7	22,0	33,5	212	40,3	22,3	10493,4	-	-	-	1	10493,4	10493,4
#71	141,6	85,6	106,9	80,0	24,6	36,0	235	38,3	21,9	9618,0	40,8	21,9	10245,9	2	19863,9	9931,9
#74	155,5	94,3	116,7	86,1	25,0	40,0	314	40,3	23,5	11653,1	38,8	23,4	11124,1	2	22777,1	11388,6
#88	155,3	96,5	113,5	88,3	23,1	39,2	306	40,0	24,5	12571,6	40,0	24,0	12063,7	2	24635,4	12317,7
#157a	144,6	91,5	110,5	84,3	22,6	37,0	260	38,8	22,6	10376,4	40,0	22,4	10508,9	2	20885,3	10442,6
#157b	142,0	88,6	110,3	83,0	25,0	36,1	246	39,2	22,0	9934,2	39,0	22,8	10615,3	2	20549,5	10274,7
#187	149,7	91,7	113,0	85,3	23,4	39,0	289	39,2	23,0	10857,8	39,2	23,0	10857,8	2	21715,6	10857,8
#229	135,6	86,0	105,5	80,0	22,3	34,7	230	38,4	21,4	9207,9	38,5	22,1	9845,7	2	19053,5	9526,8
#233	134,6	86,4	105,2	79,0	23,8	35,1	215	38,4	21,1	8951,5	40,7	21,3	9668,4	2	18619,9	9309,9
#243	134,7	86,1	103,5	79,2	22,6	35,2	229	40,8	21,3	9692,1	40,0	21,3	9502,1	2	19194,2	9597,1
#258	136,2	87,0	103,6	79,2	24,3	36,3	235	44,6	21,9	11200,1	42,0	22,3	10936,0	2	22136,1	11068,1
Média± DP	142,3 ± 8,1	89,0 ± 3,8	108,5 ± 4,5	82,2 ± 3,3	23,5 ± 1,1	35,5 ± 4,8	251,9 ± 35,8	39,8 ± 1,8	22,3 ± 1,0	10414,2 ± 1095,1	39,9 ± 1,1	22,4 ± 0,9	10536,8 ± 769,8	-	19993,1 ± 3628,2	10473,5 ± 899,5
Amplitude	134,6 - 155,5	85,6 - 96,5	103,5 - 116,7	79,0 - 88,3	22,0 - 25,0	22,0 - 40,0	212 - 314	38,3 - 44,6	21,1 - 24,5	8951,5 - 12571,6	38,5 - 42,0	21,3 - 24,0	9502,1 - 12063,7	-	10493,4 - 24635,4	9309,9 - 12317,7

Tabela 5 - Dados biométricos comparativos de fêmeas e jovens de *Hydromedusa maximiliani* do Parque Estadual Carlos Botelho, SP. CC: comprimento da carapaça; LC: largura da carapaça; CP: comprimento do plastrão; LP: largura do plastrão; Cca: comprimento da cauda; MC: massa corpórea. Valores expressos em média \pm desvio padrão. Valores seguidos pela mesma letra nas colunas não diferem entre si pelo teste de Tukey com nível de significância de 5%

	CC (mm)	LC (mm)	CP (mm)	LP (mm)	Cca (mm)	Altura (mm)	MC (g)
Fêmeas ovígeras	144,2 \pm 8,4 A	89,8 \pm 4,0 A	109,1 \pm 4,3 A	82,9 \pm 3,2 A	24,3 \pm 2,9 A	36,5 \pm 3,8 A	256,7 \pm 36,5 A
Fêmeas não-ovígeras	138,4 \pm 8,9 A	86,6 \pm 4,4 A	104,7 \pm 6,2 A	80,5 \pm 4,4 A	26,1 \pm 13,9 A	35,3 \pm 3,7 A	221,5 \pm 41,1 B
Jovens	102,5 \pm 16,4 B	68,6 \pm 8,8 B	77,9 \pm 13,1 B	61,4 \pm 9,1 B	15,9 \pm 5,0 B	24,1 \pm 4,7 B	98,7 \pm 43,0 C

A largura da carapaça variou entre 47,3 e 81,6 mm ($68,6 \pm 8,8$) nos jovens, entre 80,3 e 96,0 mm ($86,6 \pm 4,4$) nas fêmeas não-ovígeras e entre 85,5 e 100,0 mm ($89,5 \pm 4,0$) nas fêmeas ovígeras. Não houve diferença significativa entre a LC de fêmeas ovígeras e não-ovígeras ($p=0,1462$); no entanto, houve diferença significativa entre a LC de jovens e fêmeas adultas com $p=0,0000$ (Figura 8 B).

O comprimento plastrão das fêmeas ovígeras variou entre 103,5 a 120,3 mm ($109,1 \pm 4,3$) e nas fêmeas não-ovígeras variou de 93,0 a 116,1 mm ($104,7 \pm 6,2$), sem diferença estatística entre elas com $p=0,1280$. Nos jovens, o CP variou de 50,3 a 100,0 mm ($77,9 \pm 13,1$). Houve diferença significativa entre o CP dos jovens e fêmeas adultas ($p=0,0000$) (Figura 8 C).

A largura do plastrão apresentou variação entre 79,0 e 89,5 mm ($82,9 \pm 3,2$) nas fêmeas ovígeras, entre 74,5 e 89,3 mm ($80,5 \pm 4,0$) nas fêmeas sem ovos, e, nos jovens, a LP variou entre 41,4 e 76,1 mm ($61,4 \pm 9,1$). Houve diferença entre jovens e fêmeas ($p=0,0000$) (Figura 8 D).

Jovens apresentaram altura (comprimento dorso-ventral) com tamanho máximo equivalente a 32,7 e mínimo de 14,7 mm ($24,1 \pm 4,7$), sendo diferente estatisticamente de fêmeas adultas ($p=0,0000$). A altura das fêmeas ovígeras variou entre 22,0 e 40,9 mm ($36,5 \pm 3,8$) e nas fêmeas sem ovos variou entre 30,2 e 43,1 mm ($35,3 \pm 3,7$). Não houve diferença estatística entre fêmeas adultas, apenas entre as fêmeas e os indivíduos jovens (Figura 8 E).

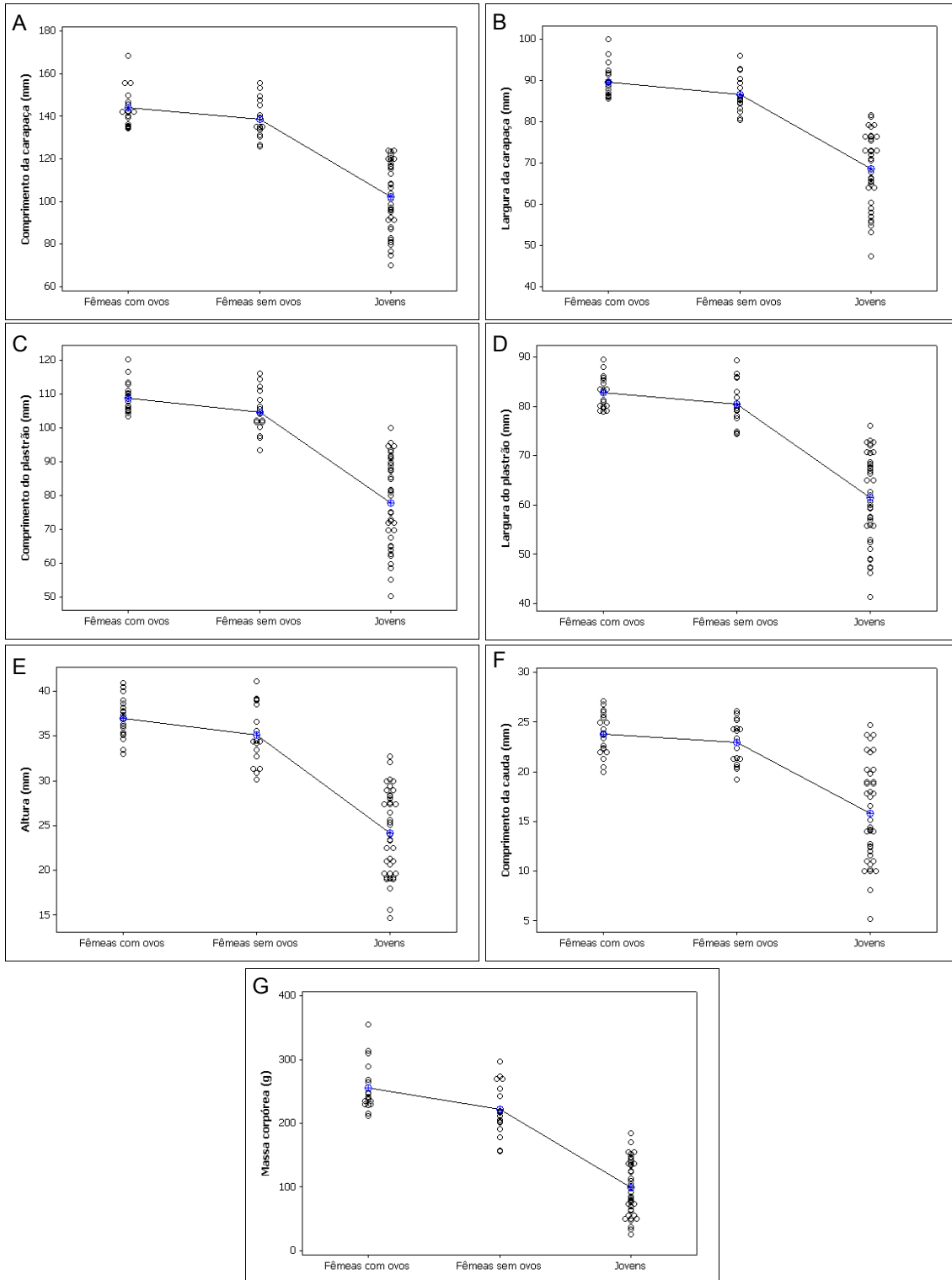


Figura 8 - Comparação dos dados biométricos de fêmeas ovígeras, fêmeas não-ovígeras e jovens. A) Comprimento da carapaça (mm); B) Largura da carapaça (mm); C) Comprimento do plastrão (mm); D) Largura do plastrão (mm); E) Altura (mm); F) Comprimento da cauda (mm); e G) peso/ massa corpórea (gramas). Gráficos produzidos no “software” Minitab (2007), dados não-transformados (variáveis não homogêneas)

O comprimento da cauda das fêmeas adultas (ovígeras e não-ovígeras) foi significativamente maior que o dos jovens ($p= 0,0000$) (Figura 8F). O tamanho da cauda das fêmeas ovígeras variou entre 20,0 e 27,1 mm ($24,3 \pm 2,9$), nas fêmeas não-ovígeras variou entre 17,0 e 26,1 mm ($26,1 \pm 13,9$) e nos jovens entre 5,2 e 24,7 mm ($15,9 \pm 5,0$).

A comparação estatística da massa corpórea de fêmeas ovígeras e não-ovígeras demonstrou existir diferença significativa entre elas, com valor de $p = 0,03$. A massa corpórea das fêmeas ovígeras variou entre 212 e 355 gramas ($256,7 \pm 36,5$). Nas fêmeas não-ovígeras a massa corpórea variou entre 156 a 297 gramas ($221,5 \pm 41,1$) e nos jovens a variação foi entre 26 e 185 gramas ($98,7 \pm 43,0$). Houve diferença significativa também entre jovens e fêmeas adultas (ovígeras e não-ovígeras) (Figura 8 G). A Figura 9 mostra o número de fêmeas ovígeras e não-ovígeras distribuído em classes de massa corpórea. Nota-se que a partir de 211 gramas, as fêmeas tornaram-se maduras sexualmente.

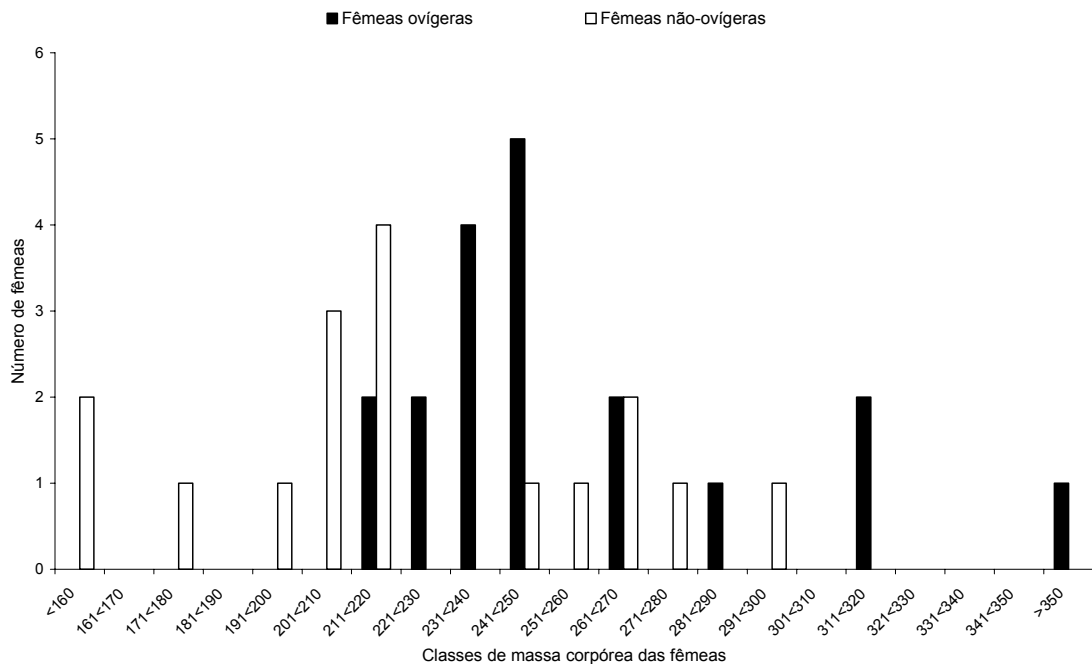


Figura 9 - Distribuição do número de fêmeas de *Hydromedusa maximiliani* ovígeras e não-ovígeras em classes de massa corpórea

4.1.3 Caracterização da Ninhada

As Tabelas 3 e 4 apresentam as dimensões dos ovos de todas as fêmeas radiografadas em 2007 e 2008. O número de ovos variou entre 1 (uma fêmea; 5%) e 3 (uma fêmea; 5%), mas a grande maioria das fêmeas (N= 17; 90%) portava dois ovos.

Os ovos de *H. maximiliani* apresentaram formato elipsóide (Figura 10) e a razão entre o comprimento e a largura foi de 1,81. A posição dos ovos no aparelho reprodutor das fêmeas variou de acordo com o número de ovos. Assim, o único ovo apresentado pela fêmea #158 achava-se centralizado no corpo do animal, com o ápice dirigido cranialmente (Figura 10B). Em todas as fêmeas que apresentaram 2 ovos, estes encontravam-se lado a lado, com o ápice orientado cranialmente (Figura 10C). Os três ovos encontrados na fêmea #218 estavam organizados na forma de um triângulo (Figura 10D); essa fêmea foi encontrada morta em maio de 2008.

O comprimento dos ovos variou entre 38,4 a 45,4 mm ($41,1 \pm 1,92$; N= 44). A largura variou entre 21,1 e 25,0 mm ($22,7 \pm 1,07$; N= 44). O volume máximo dos ovos foi equivalente a $13.310,9 \text{ mm}^3$ e mínimo de $8.951,5 \text{ mm}^3$ ($11.116,69 \pm 1.134,8$; N=44).

Para as fêmeas que possuíam dois ovos, foi realizada uma comparação estatística entre as dimensões dos ovos dos lados direito e esquerdo e não houve diferença significativa entre o tamanho dos ovos ao Test-T Student.

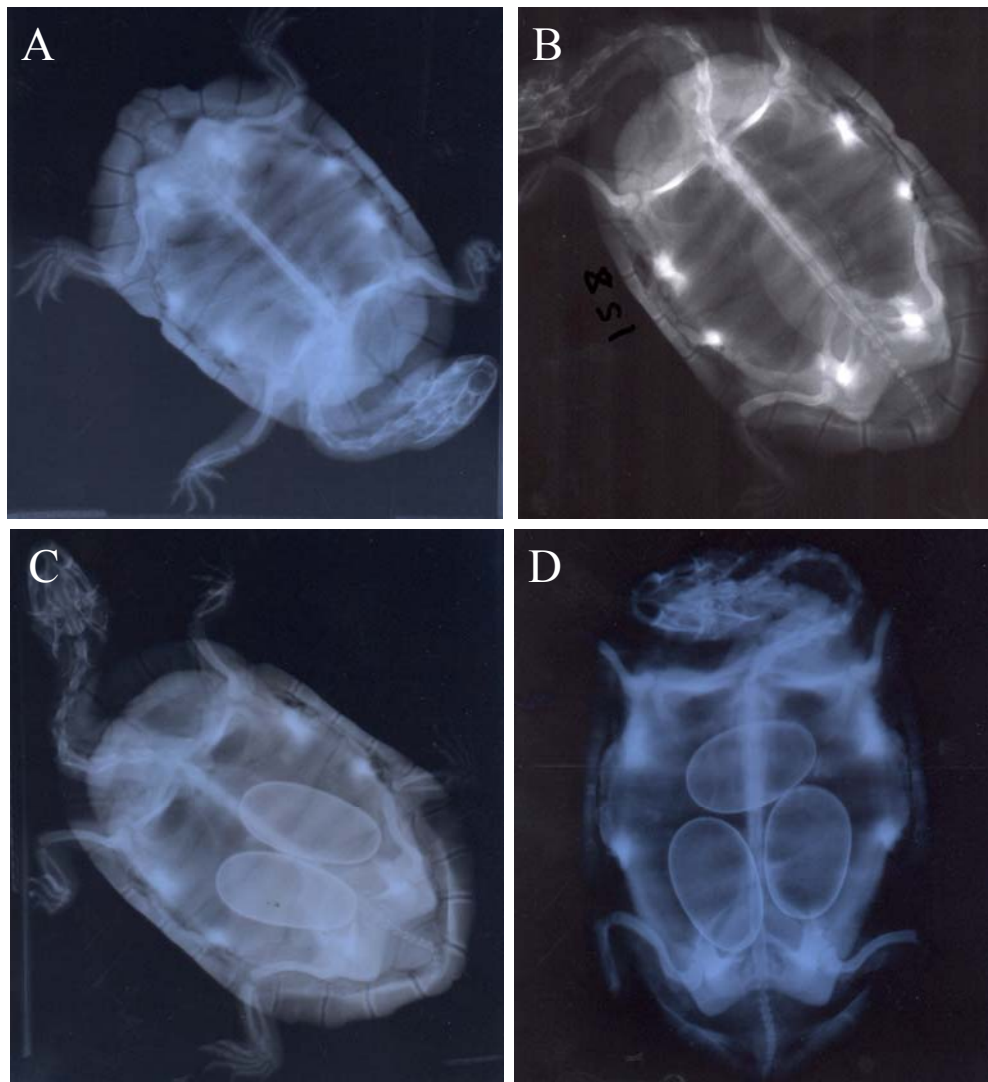


Figura 10 - Radiografias de exemplares de *Hydromedusa maximiliani* provenientes do Parque Estadual Carlos Botelho, SP. Legenda: A = indivíduo jovem (J#160) radiografado em novembro de 2007; B = Fêmea (♀#158) radiografada em setembro de 2008, com apenas 1 ovo; C = Fêmea (♀#30) radiografada em novembro de 2007, apresentando 2 ovos; D = Fêmea com 3 ovos (♀#258) radiografada em outubro de 2007

4.1.4 Períodos de ovipostura

As recapturas seguidas de novas radiografias das fêmeas ovígeras permitiram a detecção da ocorrência de ovipostura a partir do mês de novembro, tanto de 2007 como de 2008. Duas fêmeas (♀#30 e ♀#110), desovaram dentro de um intervalo de 15 a 20 dias entre radiografias consecutivas, uma delas em dezembro (♀#30) e a outra (♀#110) em novembro de 2007. Outras

16 detecções de desova ocorreram ainda na primavera, até o início do verão. Em 2007 a maioria das desovas ocorreu no início de novembro e o tempo de incubação dos ovos no útero das fêmeas foi de aproximadamente 2 meses e 20 dias. Na segunda estação reprodutiva, duas fêmeas constantemente capturadas apresentaram períodos de incubação de aproximadamente 3 meses e 20 dias (♀#88) e 3 meses e 2 dias (♀#158).

Das 20 fêmeas capturadas e radiografadas em 2007 e que não apresentavam ovos, 13 foram radiografadas pela primeira vez justamente em meses em que começaram a ser detectadas as desovas. Sete fêmeas foram radiografadas pela primeira vez em novembro e seis em dezembro de 2007. Em apenas sete fêmeas que não apresentaram ovos em 2007, a primeira radiografia foi feita em um período de possível detecção de ovos, ou seja, antes da época de desova.

Em 2008, das 21 fêmeas que não apresentaram ovos, seis foram radiografadas em um período possível para detecção dos ovos. O restante das radiografias ocorreram fora da estação reprodutiva.

4.1.5 Alometria reprodutiva

Foram observadas relações positivas entre algumas médias morfométricas das fêmeas e dos ovos (Tabela 6, Figuras 11, 12 e 13). O comprimento médio dos ovos não apresentou relação com nenhuma variável biométrica das fêmeas. As variáveis restantes apresentaram valores de R^2 entre 0,567 e 0,8079 e segundo o intervalo de confiança obtido, puderam explicar de 32% a 65% das relações observadas. Um resumo das informações obtidas nas regressões acha-se nas Tabelas 6 e Figura 14.

As variáveis morfométricas das fêmeas ovígeras também mostraram-se positivamente correlacionadas (Tabela 7 e Figura 14).

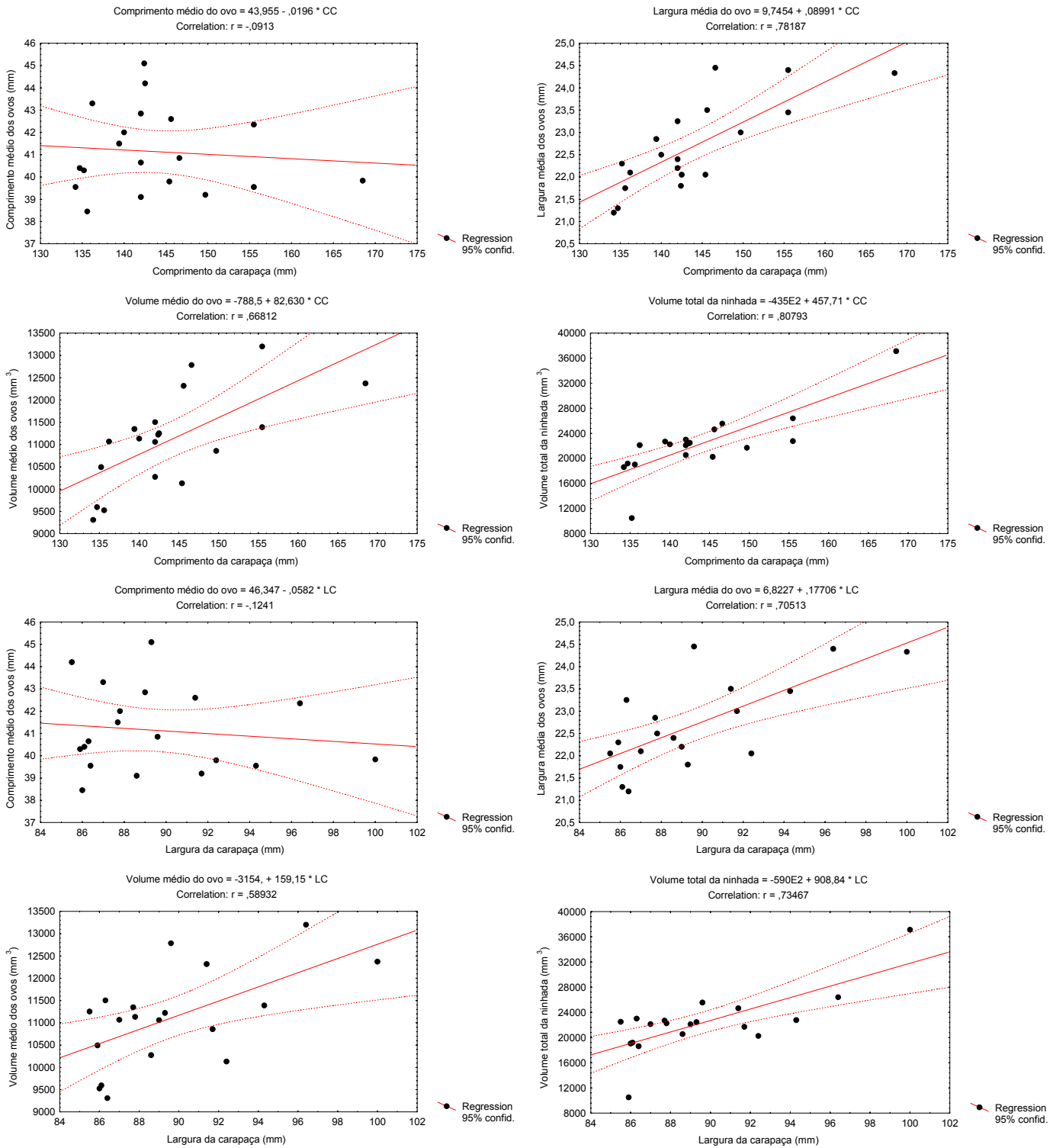


Figura 11 - Relações entre o comprimento e a largura da carapaça de fêmeas de *Hydromedusa maximiliani* e o comprimento, a largura e o volume médio de seus ovos. Indivíduos provenientes do Parque Estadual Carlos Botelho, SP, estudados entre setembro de 2007 e dezembro de 2008

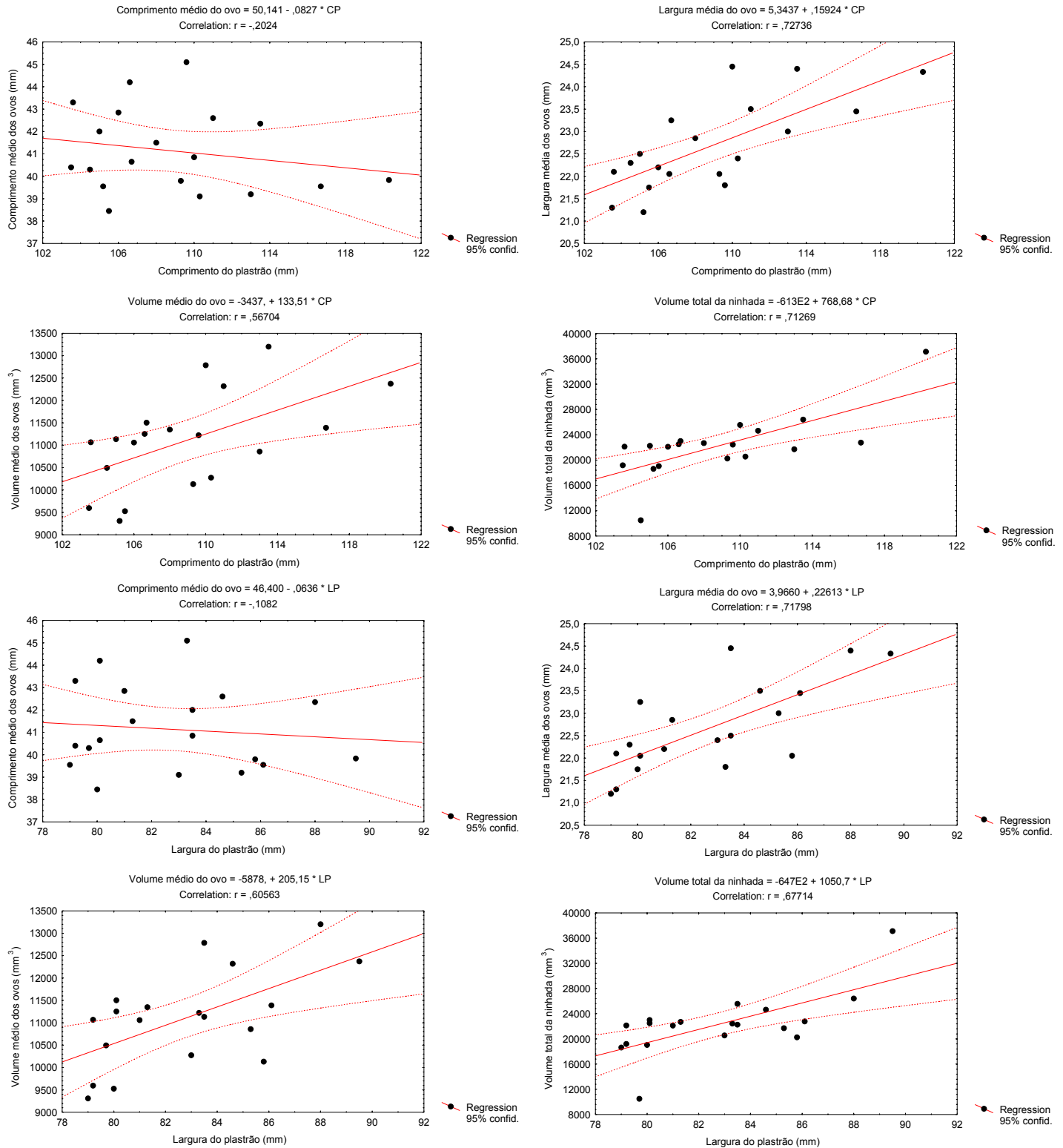


Figura 12 - Relações entre o comprimento e largura do plastrão de fêmeas de *Hydromedusa maximiliani* e o comprimento, a largura e o volume médio de seus ovos. Indivíduos provenientes do Parque Estadual Carlos Botelho, SP, estudados no período de setembro de 2007 a dezembro de 2008

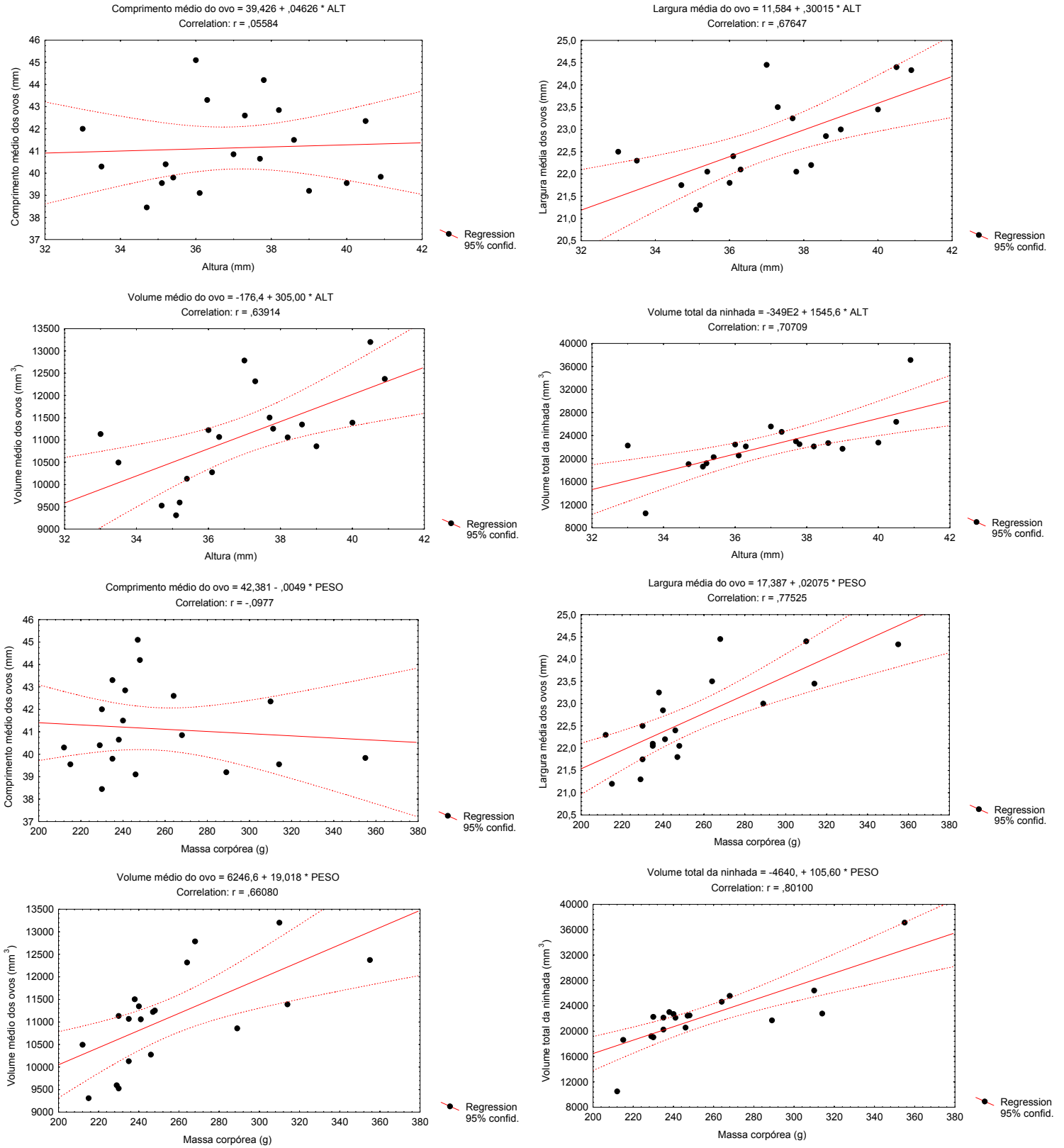


Figura 13 - Relações entre a altura e a massa corpórea de fêmeas de *Hydromedusa maximiliani* e o comprimento, a largura e o volume médio de seus ovos. Indivíduos provenientes do Parque Estadual Carlos Botelho, SP, estudados no período de setembro de 2007 a dezembro de 2008

Matriz de correlação

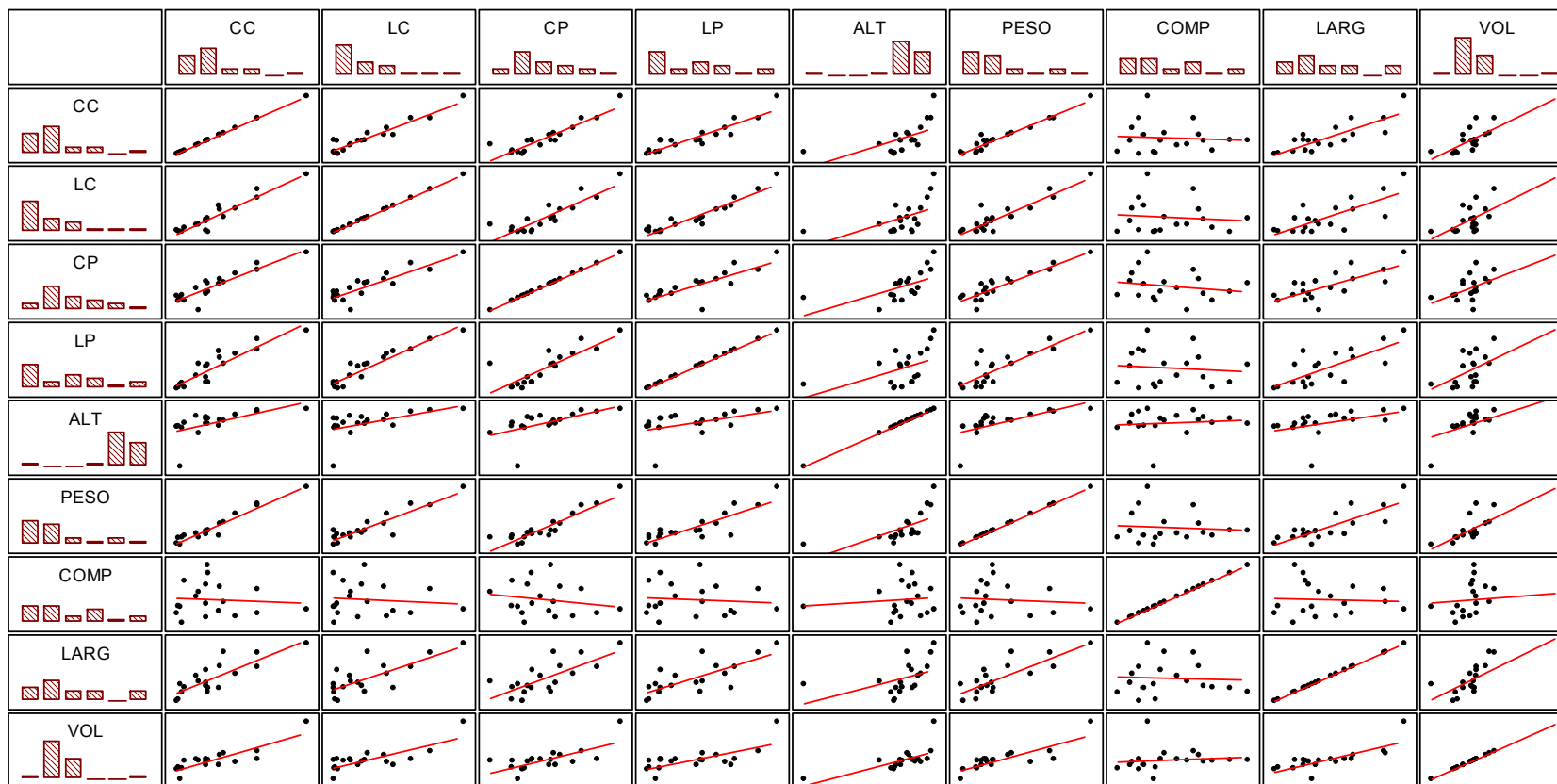


Figura 14 - Matriz de correlação entre as variáveis biométricas das fêmeas e ovos de *Hydromedusa maximiliani*, exemplares provenientes do Parque Estadual Carlos Botelho, SP

4.2 Análise de Viabilidade Populacional

4.2.1 Maturidade sexual das fêmeas

O comprimento do plastrão (CP) da menor fêmea sexualmente madura no PECB foi equivalente a 103,5 mm (Tabela 4). Segundo a constante de crescimento de von Bertalanffy (FABENS, 1965), desenvolvida para *Hydromedusa maximiliani*, esse valor pode indicar uma idade de 14,5 anos (MARTINS, 2006; MARTINS; SOUZA, 2008). Para a simulação de viabilidade populacional de *H. maximiliani* foi considerado que as fêmeas atingem a maturidade sexual com 15 anos. Assim, todas as fêmeas que apresentaram $CP \geq 103,5$ mm foram consideradas potencialmente reprodutivas. Cerca de 60% de todas as fêmeas capturadas no PECB possuíam comprimento do plastrão $\geq 103,5$ mm (MARTINS, 2006; MARTINS; SOUZA, 2008); essa, foi, portanto, a porcentagem inserida no VORTEX para fêmeas potencialmente reprodutivas na população simulada.

4.2.2 Resultados das simulações

As simulações indicaram uma probabilidade média de extinção de 31% (Erro Padrão = 0,016) para o cenário População Real, com tempo médio para a ocorrência da primeira extinção equivalente a $67,44 \pm 18,78$ anos. Para o caso de sucesso da população, a média do tamanho populacional final foi calculada em $1090,46 \pm 163,94$, com taxa de crescimento de $0,1174 \pm 0,1178$. O último parâmetro analisado foi a heterozigozidade esperada, calculada segundo dados “default” do programa. Para o cenário original, que não inclui a depressão por endogamia, o valor encontrado foi de $0,7753 \pm 0,0736$ (Tabela 8, Figura 15).

Por outro lado, a população hipotética isolada poderia se extinguir em um tempo médio de $53,37 \pm 19,28$ anos, com probabilidade de extinção equivalente a 90% (Erro Padrão = 0,0094) (Tabela 8). A taxa de crescimento populacional (única variável que não diferiu significativamente entre os dois cenários) foi de $0,1197 \pm 0,1135$. Em caso de sucesso, o tamanho populacional poderia ser equivalente a $401,54 \pm 55,31$. Nesse cenário, foi incluída a depressão por endogamia, e a heterozigozidade esperada foi de $0,7436 \pm 0,0761$. A Figura 16 mostra o risco de extinção e a probabilidade de persistência da população em 100 anos. Note que, em comparação à Figura 15, este gráfico apresenta uma escala diferente no eixo do risco de extinção, já que tais riscos são

maiores no cenário hipotético do que no cenário real. Essa diferença pode ser melhor visualizada na Figura 17, onde são comparadas as curvas de sobrevivência dos dois cenários.

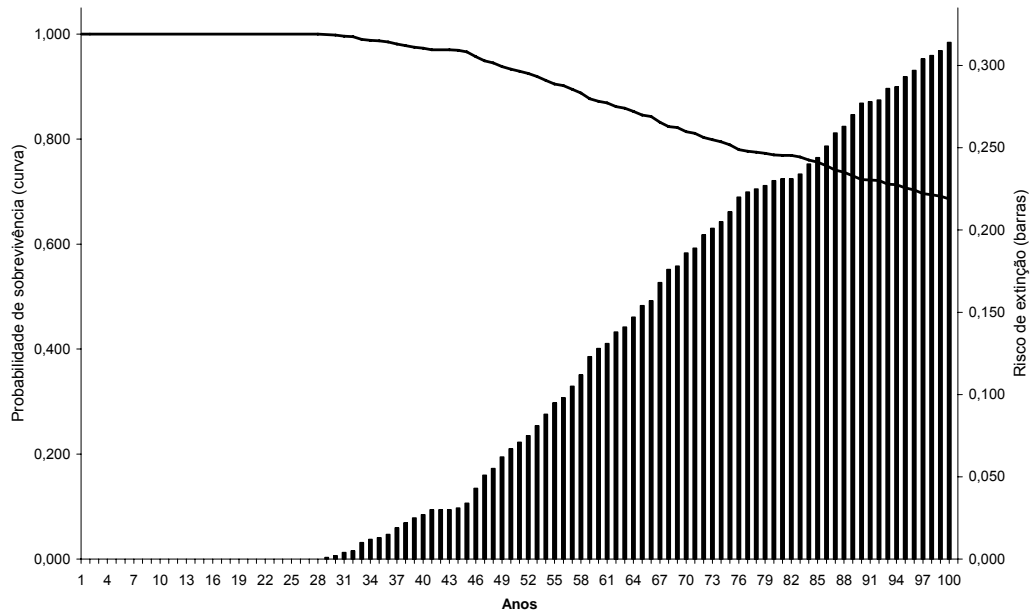


Figura 15 - Resultados da simulação do cenário População Real. A curva mostra a probabilidade de sobrevivência da população, e as barras dizem respeito ao risco de extinção (%) em um intervalo de 100 anos

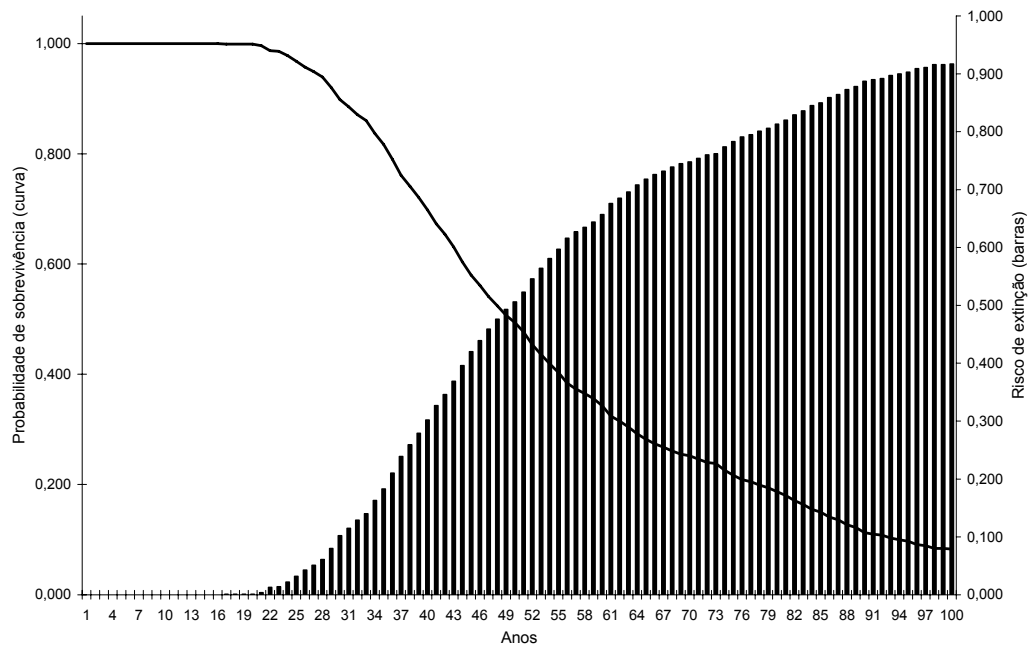


Figura 16 - Resultados da simulação do cenário hipotético População Isolada. A curva mostra a probabilidade de sobrevivência da população, e as barras, os riscos de extinção (%) em um intervalo de 100 anos

A comparação estatística entre os dois cenários originais (PR e PHI) demonstrou existir diferença significativa em todos os parâmetros analisados, exceto na taxa intrínseca de crescimento populacional (Tabela 8). A Figura 17 apresenta uma comparação entre as populações dos dois cenários originais ao longo de 100 anos no que diz respeito à probabilidade de sobrevivência e ao risco de extinção, mostrando uma nítida diferença entre elas.

Com relação aos testes de sensibilidade aplicados no cenário PR, a probabilidade média de extinção mostrou-se fortemente significativa ($< 0,005$) em todas as modificações propostas (Tabela 9), exceto diante da diminuição de 10% na frequência de desmatamento (Catástrofe tipo 2) ($p = 0,1258$).

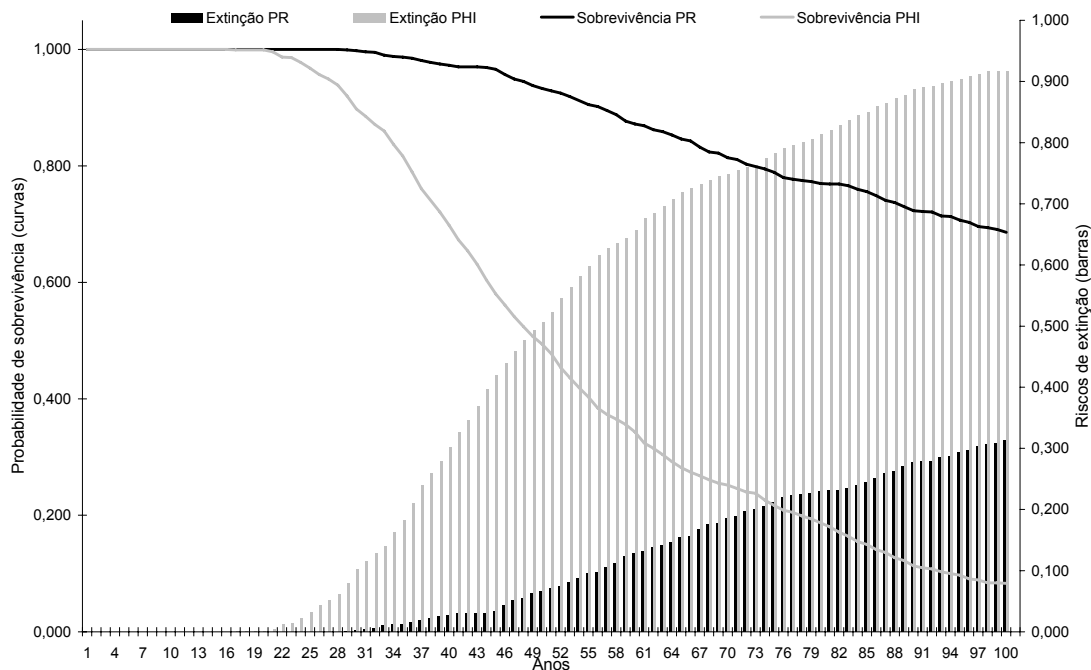


Figura 17 - Comparação entre a probabilidade de sobrevivência e extinção das populações nos cenários originais (População Real e População Hipotética Isolada) ao longo de 100 anos

Tanto o aumento como a diminuição de 10% no valor das taxas de mortalidade da população real foram significativos para mudanças na probabilidade média de extinção, sendo que a diminuição na taxa de mortalidade foi capaz também de diminuir significativamente o tempo médio para a ocorrência da primeira extinção. As outras variáveis analisadas não se mostraram significativamente diferentes com a diminuição nas taxas de mortalidade com valores de $p < 0,05$ (Tabela 9, Figura 18).

Tabela 8 - Comparação entre os cenários originais População Real e População Hipotética Isolada. $p < 0,05$; ** $p < 0,005$

Cenários Originais	Taxa determinística de crescimento (λ)	Taxa de crescimento populacional (r) (média \pm DP)	Probabilidade de extinção (média \pm EP)	Tamanho final da população (média \pm DP)	Tempo médio para ocorrência da primeira extinção (média \pm DP)	Heterozigozidade esperada (média \pm DP)
População Real	1,116	0,1174 (0,1178)	0,3100 (0,0146)	1090,46 (163,94)	67,44 (18,78)	0,7753 (0,0736)
População Isolada	1,107	0,1197 (0,1135)	0,9030 (0,0094)**	401,54 (55,31)**	53,37 (19,28)**	0,7436 (0,0761)**

Tabela 9 - Análise de sensibilidade: mudanças nas hipóteses do cenário original População Real (primeira linha) e seus efeitos nas saídas de dados do programa VORTEX. * $p < 0,05$; ** $p < 0,005$

Cenário	Taxa de crescimento populacional (r) (média \pm DP)	Probabilidade de extinção (média \pm EP)	Tamanho final da população (média \pm DP)	Tempo médio para ocorrência da primeira extinção (média \pm DP)	Heterozigozidade esperada (média \pm DP)
População real (cenário original)	0,1174 (0,1178)	0,3100 (0,0146)	1090,46 (163,94)	67,44 (18,78)	0,7753 (0,0736)
Aumento 10% na taxa de mortalidade	0,1181 (0,1160)	0,3170 (0,0147)**	1093,81 (148,96)	66,97 (19,28)	0,7728 (0,0754)
Diminuição 10% na taxa de mortalidade	0,1177 (0,1172)	0,2860 (0,0143)**	1084,03 (158,67)	69,08 (18,28)*	0,7769 (0,0688)
Aumento de 10% catástrofe 1	0,1168 (0,1189)	0,3460 (0,0150)**	1085,00 (154,99)	68,36 (19,16)	0,7733 (0,0735)
Diminuição de 10% catástrofe 1	0,1180 (0,1170)	0,3060 (0,0146)**	1088,51 (151,32)	67,83 (18,44)	0,7738 (0,0741)
Aumento de 10% catástrofe 2	0,1174 (0,1173)	0,3250 (0,0148)**	1081,67 (157,31)	67,13 (18,83)	0,7752 (0,0723)
Diminuição de 10% catástrofe 2	0,1171 (0,1178)	0,3090 (0,0146)	1078,32 (160,68)	66,95 (19,27)	0,7762 (0,0731)
Aumento de 10% catástrofes	0,1101 (0,1269)	0,3660 (0,0152)**	1076,49 (185,24)	66,67 (18,47)	0,7745 (0,0704)
Diminuição de 10% catástrofes	0,1252 (0,1080)	0,2640 (0,0139)**	1108,11 (129,42)*	69,29 (17,45)*	0,7697 (0,0746)
Aumento de 2x catástrofes	0,1086 (0,1276)	0,3240 (0,0148)**	1066,99 (185,88)**	67,25 (18,23)	0,7719 (0,0755)
Aumento de 2x catástrofes	0,1253 (0,1083)	0,2870 (0,0143)**	1111,52 (129,17)**	65,31 (18,26)*	0,7700 (0,0743)
Depressão por endogamia	0,1155 (0,1115)	0,3380 (0,0150)**	1085,42 (159,88)	68,32 (18,27)	0,7878 (0,0679)**

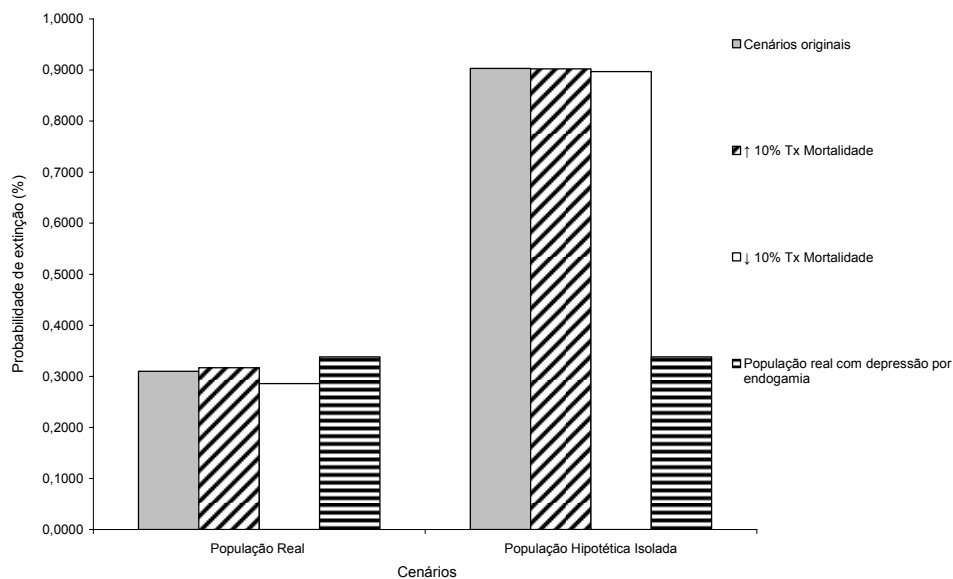


Figura 18 - Mudanças na probabilidade de extinção mediante alterações na taxa de mortalidade das populações nos cenários originais

Alterações individuais de aumento e diminuição nos valores de frequência das Catástrofes 1 e 2 no cenário PR mostraram-se significativas apenas com relação à probabilidade de extinção. Variações de aumento e diminuição em 10% no valor da Catástrofe 1 mostraram-se fortemente significativas (Tabela 9, Figura 19). Quanto à Catástrofe 2, nota-se que apenas o aumento na frequência de desmatamento apresentou uma probabilidade média de extinção estatisticamente diferente. A diminuição em 10% no valor dessa catástrofe não foi capaz de produzir uma diminuição significativa na probabilidade média de extinção (Tabela 9, Figura 19).

Diante da diminuição em 10% na frequência das duas catástrofes conjuntamente, foi observado que, além da probabilidade de extinção, o tamanho final da população e o tempo médio para a ocorrência da primeira extinção se apresentaram como modificações significativas (Tabela 9). Nota-se que o aumento de 10% mostrou-se significativo apenas para o valor médio de probabilidade de extinção.

Ao se duplicar o valor de frequência de catástrofes, também foram encontradas diferenças significativas, mas apenas no valor médio de probabilidade de extinção e no tamanho final da população. No entanto, a diminuição em duas vezes no valor de frequência de catástrofes, além de modificar a probabilidade média de extinção e o tamanho final da população, mostrou influência significativa também no tempo médio para ocorrência da primeira extinção (Tabela 9, Figura 19).

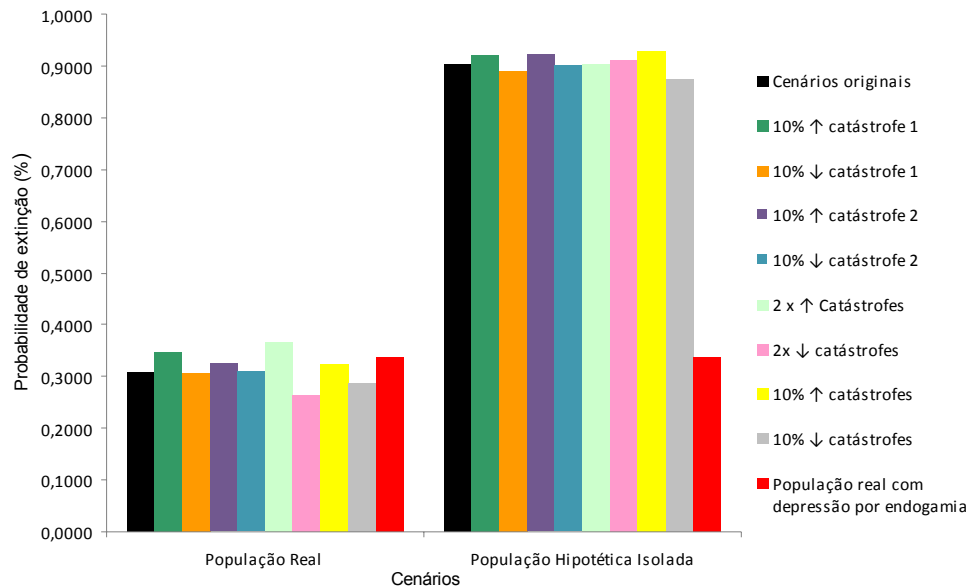


Figura 19 - Mudanças na probabilidade de extinção causadas pelas alterações nos valores de frequência de catástrofes

Baseado nos parâmetros padronizados do programa VORTEX para o fator genético, foi observado um declínio estatisticamente significativo na diversidade genética da PHI quando comparada à PR. Porém, quando foi acrescentada a depressão por endocruzamento no cenário real, este apresentou um aumento da heterozigozidade esperada, com valor estatisticamente diferente ao apresentado pelo cenário original (Tabela 8 e 9).

Quanto aos testes de sensibilidade aplicados na PHI, foi observado que a probabilidade de extinção foi fortemente significativa ($p < 0,0005$) em todas as mudanças propostas, exceto quando o cenário sofreu aumento de 10% na frequência de desmatamento e queimadas conjuntamente, com $p = 1,000$ (Tabela 10). Todavia, o tempo médio para ocorrência da primeira extinção modificou-se apenas quando houve aumento na taxa de mortalidade e diminuição em 2 vezes no valor da frequência de catástrofes. A taxa de crescimento exponencial da população se modificou significativamente apenas quando a frequência das duas catástrofes foram incrementadas. A diversidade genética também apresentou diferenças significativas para quase todas as mudanças propostas, exceto para o aumento na taxa de mortalidade. O tamanho populacional final não se modificou significativamente com o aumento de 10% e a diminuição na frequência das duas catástrofes (aumento de 10% na frequência de queimadas e aumento de 10% na taxa de mortalidade) (Tabela 10).

Vale destacar, que no caso de diminuição em duas vezes na frequência de catástrofes do cenário PHI, o valor de frequência seria equivalente ao inserido para a população real.

As Figuras 18 e 19 apresentam a comparação do teste de sensibilidade para os cenários originais e também do cenário PR com depressão por endogamia. A Figura 18 mostra a probabilidade de extinção das populações diante do aumento e da diminuição da taxa de mortalidade. No caso do cenário PR com depressão por endocruzamento, os valores das taxas de mortalidade iniciais são os mesmos que os do cenário PR original. A Figura 19 mostra os resultados do teste de sensibilidade aplicado com diferentes valores de frequência de catástrofes, segundo os testes de sensibilidade propostos nas Tabelas 9 e 10. Nessas figuras, as diferenças entre o cenário PR e PHI são nítidas.

A inclusão da depressão por endogamia no cenário real fez com que a persistência da população diminuísse, contudo, o valor de heterozigosidade esperada apresentou-se mais alto e estatisticamente diferente do que o encontrado no cenário original, o que não ocorreu quando esses dois cenários foram comparados com o cenário PHI, que apresentou menor número de heterozigotos (Tabelas 9 e 10). A Figura 20 apresenta a diferença na probabilidade de sobrevivência dos cenários real e hipotético em comparação à população real com depressão por endogamia. É interessante notar que a curva de sobrevivência deste último cenário apresenta-se bem próxima à da população real.

O número de alelos letais nos cenários PR, PHI e no cenário PR com depressão por endogamia encontra-se representado na Figura 21. Dos cenários simulados, apenas a população real não apresentou alelos letais. A população hipotética iniciou-se com um maior número de alelos letais, mas, por volta de 87 anos houve uma queda no número de alelos, o que fez com que as curvas dos dois cenários se interceptassem e o número de alelos letais da PHI se tornasse menor do que o da PR com depressão por endogamia. O número médio de alelos letais na PHI foi de $1,60 \pm 0,15$. Nesse cenário, o número final de alelos letais foi de 1,24. Na PR com depressão por endocruzamento, o número médio de alelos letais foi de $1,51 \pm 0,087$ e o número final de alelos letais no ano 100 foi de 1,29. Houve diferença significativa entre esses valores com $p = 0,0000$.

Tabela 10 - Análise de sensibilidade: mudanças nas hipóteses do cenário original PHI seus efeitos nas saídas de dados do programa VORTEX. * $p < 0,05$; ** $p < 0,005$

Cenário	Taxa de crescimento populacional (r) (média ± DP)	Probabilidade de extinção (média ± EP)	Tamanho final da população (média ± DP)	Tempo médio para ocorrência da primeira extinção (média ± DP)	Heterozigozidade esperada (média ± DP)
População Isolada (cenário original)	0,1197 (0,1135)	0,9030 (0,0094)	401,54 (55,31)**	53,37 (19,28)	0,7436 (0,0761)**
Aumento 10% na taxa de mortalidade	0,1110 (0,1237)	0,9090 (0,0091)**	404,81 (64,16)	51,26 (18,11)*	0,7467 (0,0752)
Diminuição 10% na taxa de mortalidade	0,1111 (0,1239)	0,8970 (0,0096)**	396,05 (69,59)**	51,03 (18,40)	0,7235 (0,0845)**
Aumento de 10% catástrofe 1	0,1101 (0,1257)	0,9210 (0,0085)**	400,84 (67,64)	51,46 (19,17)	0,7312 (0,0977)**
Diminuição de 10% catástrofe 1	0,1132 (0,1213)	0,8900 (0,0099)**	396,00 (65,28)*	51,60 (19,36)	0,7350 (0,0873)*
Aumento de 10% catástrofe 2	0,1108 (0,1238)	0,9200 (0,0086)**	395,61 (59,02)*	51,62 (19,04)	0,7252 (0,0878)**
Diminuição de 10% catástrofe 2	0,1117 (0,1227)	0,9010 (0,0094)**	395,53 (59,06)*	51,07 (18,94)	0,7060 (0,0926)**
Aumento de 10% catástrofes	0,1095 (0,1254)*	0,9030 (0,0094)	404,06 (65,97)	52,04 (19,13)	0,7235 (0,0775)**
Diminuição de 10% catástrofes	0,1137 (0,1217)	0,9100 (0,0090)**	410,56 (57,87)**	52,84 (19,25)	0,7296 (0,0846)**
Aumento de 2x catástrofes	0,0960 (0,1378)**	0,9290 (0,0081)**	80,01 (71,80)**	50,25 (18,07)	0,7136 (0,0917)**
Aumento de 2x catástrofes	0,1202 (0,1133)	0,8730 (0,0105)**	405,87 (54,02)	51,71 (19,02)*	0,7259 (0,0919)**

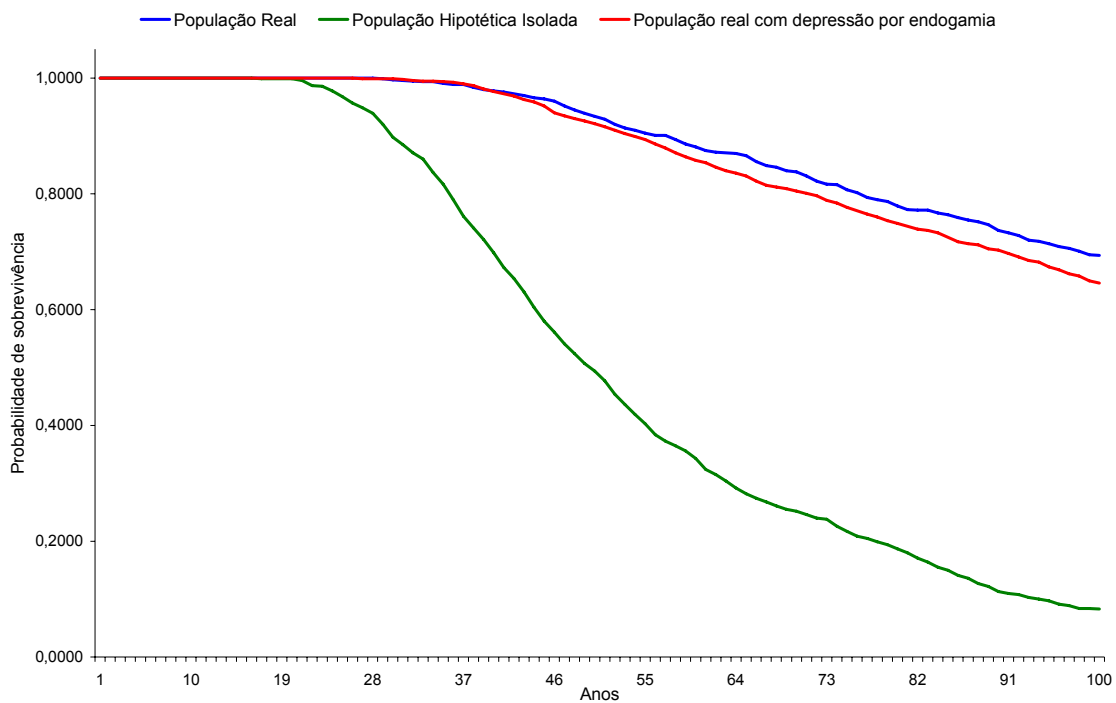


Figura 20 - Probabilidade de sobrevivência nos cenários originais: PR e PHI, e entre a população real com depressão por endogamia

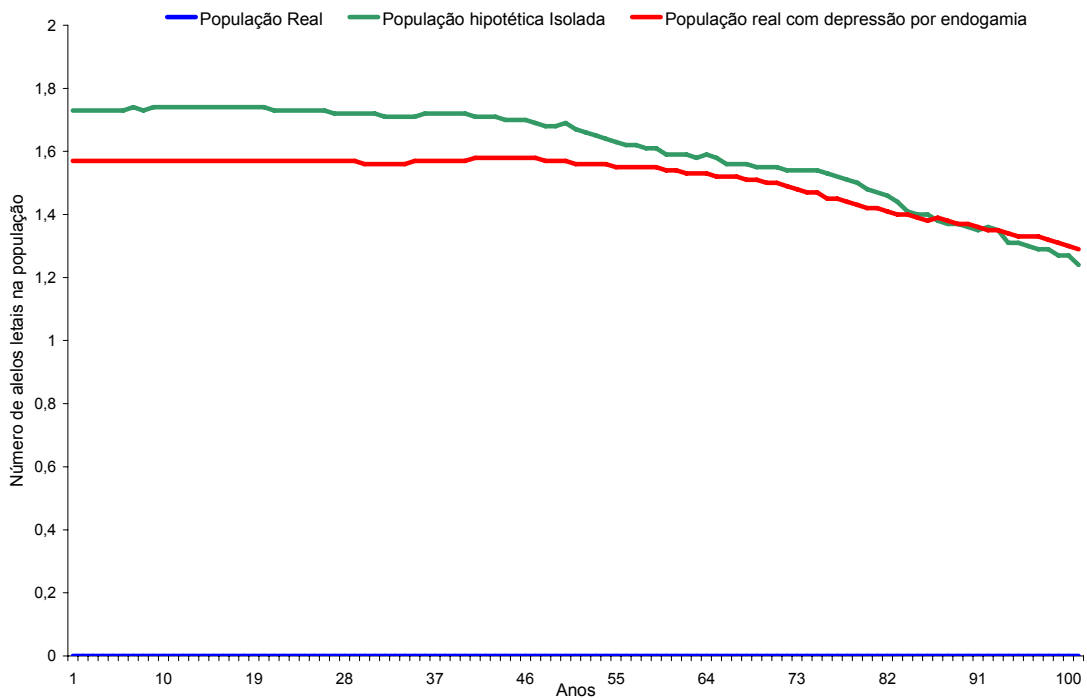


Figura 21 - Número de alelos letais nos cenários originais real e hipotético e na população real com depressão por endogamia ao longo de 100 anos

5 DISCUSSÃO

5.1 Ecologia reprodutiva

5.1.1 Ciclo reprodutivo

No presente estudo, o período de maior atividade de *H. maximiliani* ocorreu entre outubro e fevereiro de 2007 e outubro e dezembro de 2008, período em que houve também uma maior captura de machos. Esses dados, em conjunto com as informações obtidas pelas radiografias corroboram as informações presentes na literatura que sugerem que o período reprodutivo dessa espécie está associado à estação quente e chuvosa (outubro à janeiro) (FAMELLI, 2005; GUIX; MIRANDA; NUNES, 1992; SOUZA, 1995a; 2004; SOUZA; ABE, 1997a; YAMASHITA, 1990). A razão sexual continuamente desviada a favor das fêmeas também havia sido estabelecida em estudos anteriores (MARTINS, 2006).

Segundo Miller e Dinkelacker (2008), muitas espécies de quelônios de água doce exibem períodos reprodutivos em ritmos sazonais. Esse tipo de sazonalidade na atividade reprodutiva de uma espécie pode apresentar variações ao longo de sua distribuição geográfica, sendo influenciada principalmente por mudanças no clima regional (IVERSON et al., 1993; TINKLE, 1961). Em uma revisão sobre aspectos reprodutivos de espécies brasileiras de Chelidae, Souza, Giraldelelli e Martins (2006) destacaram esse tipo de variação para *Phrynops hilarii* e *P. williamsi*, que possuem populações em outros países. Apesar de a distribuição geográfica de *H. maximiliani* estar restrita ao território brasileiro, pesquisas em outras localidades poderiam revelar variações não apenas no período reprodutivo, mas também na razão sexual, na idade de maturidade sexual e no tamanho tanto dos ovos como da ninhada (CAGLE, 1950; EWERT, 1979; GIBBONS; TINKLE, 1969; IVERSON et al., 1993; TINKLE, 1961). O conhecimento das diferenças intra-específicas ao longo da distribuição geográfica de uma espécie, sobretudo quanto ao período reprodutivo, seleção de locais para ninhos, tamanho da ninhada e tamanho dos ovos são de extrema importância para a conservação e o delineamento de estratégias de manejo adequadas, especialmente quando a sazonalidade e o clima são substancialmente diferentes entre as regiões (GIBBONS; TINKLE, 1969; LITZGUS; MOUSSEAU, 2006).

De acordo com Moll (1979), a sazonalidade na atividade reprodutiva dos quelônios está associada a fatores fisiológicos ligados principalmente aos ciclos hormonais, que na maioria das espécies, determinam picos na produção de gametas durante a primavera. As mudanças nos

níveis de hormônios sexuais podem estar associadas a eventos fisiológicos específicos, tais como a espermatogênese, a vitelogênese, a ovulação, a produção de ovos, a nidificação e comportamentos de corte e cópula (LICHT, 1970; MAHMOUD; LICHT, 1997). O desempenho dessas atividades, tanto fisiológicas como comportamentais exige um grande investimento energético, que por sua vez depende da abundância e da qualidade dos recursos (CONGDON; TINKLE, 1982; SMITH; FRETWELL, 1974). Assim, a sincronia entre as condições ambientais, os ritmos de atividade e o comportamento sugere um mecanismo adaptativo, com os períodos reprodutivos das espécies regulados para ocorrer em épocas de grande disponibilidade de recursos e condições ambientais adequadas (MILLER; DINKELACKER, 2008; SOUZA, 1999; 2004; SOUZA; ABE, 1997a). Desse modo, o monitoramento dos níveis hormonais dos animais estudados poderia revelar com maior precisão o início e a dinâmica do ciclo reprodutivo e, quais indivíduos estão aptos para as atividades reprodutivas (LICHT, 1970; LICHT; BREITENBACH; CONGDON, 1985; MOLL, 1979), bem como quais fêmeas apresentam ovos ainda não calcificados e, por essa razão, não detectáveis pelo método de raios-X (GIBBONS; GREENE, 1979; KUCHLING, 1989).

Para uma melhor compreensão das variações sazonais no ciclo reprodutivo dos animais estudados, pode-se adotar simultaneamente diversas técnicas, incluindo o monitoramento das gonadotrofinas e hormônios esteróides e a histologia das gônadas (MAHMOUD; LICHT, 1997). Contudo, procedimentos histológicos podem e têm sido substituídos principalmente pela ultrasonografia, pelo fato de ser um procedimento não-invasivo e sobretudo pela possibilidade de obtenção de bons resultados sem a necessidade de sacrificar os animais (EWERT, 1979; KUCHLING, 1989; SHELBY et al., 2000). Além disso, com o ultra-som torna-se possível monitorar a formação dos folículos ovarianos, a evolução e formação dos ovos em diferentes estágios de deposição da casca e até os primeiros estágios do desenvolvimento dos embriões (KUCHLING, 1989), o que possibilita quantificar o potencial e investimento reprodutivo das fêmeas em suas futuras ninhadas (LOEHR; HENEN; HOFMEYR, 2004).

Por permitir a visualização dos ovos sem causar efeitos nocivos aos embriões (GIBBONS; GREENE, 1979), o método de raios-X também tem-se mostrado bastante eficaz para estudos a respeito da ecologia reprodutiva dos quelônios (e.g.; CLARK; EWERT; NELSON, 2001; LITZGUS; MOUSSEAU, 2003; 2006; LOEHR; HENEN; HOFMEYR, 2004; RAMÍREZ-BAUTISTA; GUTIÉRREZ-MAYE, 2003; WILKINSON; GIBBONS, 2005; ZUFFI; ODETTI;

MEOZZI, 1999). Os resultados obtidos no presente estudo concordam com essa idéia, já que além de permitir o acompanhamento do período reprodutivo e a obtenção das medidas dos ovos em tamanho natural, o método possibilitou o estabelecimento da idade de maturação sexual das fêmeas e contribuiu para o desenvolvimento da modelagem de viabilidade da população.

5.1.2 Biometria, maturidade sexual e presença de fêmeas não-ovígeras na população

Informações a respeito da corte e da cópula de *H. maximiliani* em ambiente natural ainda são inexistentes. Novelli e Sousa (2007) apresentaram informações sobre esses comportamentos em um experimento com quatro casais coletados em ambiente natural e monitorados em cativeiro. Berry e Shine (1980), em uma revisão a respeito do dimorfismo e do comportamento sexual de quelônios, observaram que, na maioria dos casos nos quais os machos são maiores que as fêmeas, há ocorrência de combate entre machos e/ou cópula forçada. Na literatura, não há informações de comportamentos agressivos e disputas entre os indivíduos de *H. maximiliani* (SOUZA, 1995a; SOUZA; ABE, 1997a). Entretanto, Novelli e Sousa (2007) mostraram que as fêmeas apresentam comportamento de tentativa de fuga dos machos em todas as etapas do processo de corte e cópula. Os machos mordem o pescoço e as patas das fêmeas e tentam imobilizá-las durante a etapa de pré-cópula, e algumas fêmeas tiveram parte da placa intergular do plastrão quebradas pelas mordidas dos machos (NOVELLI; SOUSA, 2007). Comportamentos de morder e golpear as fêmeas também foram descritos por Molina (1989; 1996) para *Phrynops geoffroanus*, apesar de, nessa espécie, as fêmeas serem maiores que os machos. Segundo o autor, atritar e morder as fêmeas são comportamentos que podem funcionar como estímulos táteis, frequentes em outras espécies (MOLINA, 1996). Em várias espécies, a fêmea tenta fugir do macho durante a corte, e, em muitos casos, quando não estão receptivas, podem abandonar a água (MOLINA, 1996). Novelli e Sousa (2007) observaram fêmeas de *H. maximiliani* abandonando efetivamente a cópula, mas a frequência com que esse comportamento ocorre permanece desconhecida. A não receptividade e consequente fuga das fêmeas durante a cópula, juntamente com a razão sexual (desviada a favor de fêmeas) e o baixo deslocamento apresentado pelos indivíduos (MARTINS, 2006; SOUZA, 1995a; SOUZA; ABE 1997a) podem impedir a consumação da cópula. Esses fatos podem sugerir a presença de algumas fêmeas maduras sexualmente, mas que não apresentaram ovos no período estudado.

Todavia, deve-se considerar também as dificuldades de detecção dos animais em campo devido à sua coloração críptica (ALVES, 2003; FAMELLI, 2005; GUIX; MIRANDA; NUNES, 1992; SOUZA, 1995a;), o que pode ter contribuído na diminuição do encontro de fêmeas durante a estação reprodutiva, como mencionado nos resultados deste estudo, com grande partes delas radiografadas fora do período em que apresentariam ovos. Para minimizar esse efeito, outros métodos de captura, que não apenas a simples visualização, podem ser utilizados (GIBBONS, 1970). O uso de técnicas de rádio-telemetria e de carretéis (“thread bobbins”; WILSON, 1994) facilita a localização dos animais em campo, contribuindo para a obtenção de dados relativos à seleção de hábitat, aos locais de postura e hibernação, à área de vida e o deslocamento terrestre, uma vez que esses cágados frequentemente fazem incursões em hábitats terrestres adjacentes aos riachos que habitam (FAMELLI, 2005; SOUZA, 1995a). De posse dessas informações, coletadas ao longo de pelo menos um ciclo anual e a partir de amostras representativas da população, pode-se buscar padrões de movimentação, territorialidade e utilização de recursos, bem como avaliar parâmetros demográficos, como densidade e sobrevivência (JACOB; RUDRAN, 2003), informações que poderiam ser incorporadas às análises de viabilidade populacional.

Apesar de não ter sido constatada diferença significativa no tamanho corpóreo entre fêmeas ovígeras e não-ovígeras há também que se considerar que algumas fêmeas que não apresentaram ovos podem não ter atingido a maturidade sexual (GIBBONS, 1990), especialmente aquelas que apresentaram comprimento do plastrão menor do que 103,5 mm, ou seja, com idade menor do que os 15 anos estabelecidos neste estudo como a idade de maturação sexual das fêmeas de *H. maximiliani*.

Segundo Martins (2006) e Martins e Souza (2008), as fêmeas de *H. maximiliani* podem tornar-se sexualmente maduras por volta de 9 a 10 anos de idade. Os autores fizeram essa estimativa com base em um crescimento mais lento dos indivíduos que alcançam essa idade, o que sugere um menor investimento no crescimento, devido uma maior alocação energética para o investimento em tecidos reprodutivos, tornado-as aptas para a reprodução, e portanto, maduras sexualmente (MOLL, 1979; SMITH; FRETWELL, 1974). Um contínuo monitoramento radiográfico das fêmeas da população estudada poderia revelar fêmeas com menores tamanhos corpóreos com possibilidade de se reproduzir, o que diminuiria o tempo estimado para que atinjam a maturidade, podendo atingir idade próxima à proposta por Martins (2006) e Martins e Souza (2008). De qualquer modo, *H. maximiliani* parece apresentar maturidade sexual tardia,

comum em quelônios (CHEN; LUE, 2002; LITZGUS; BROOKS, 1998; MARTINS; SOUZA, 2008). Esse padrão parece estar relacionado à presença do casco ósseo, que, embora aumente a sobrevivência e a longevidade dos animais, requer o aumento de investimento energético no crescimento de jovens e retarda a maturidade sexual, outra fase de alto custo energético (MARTINS; 2006; MARTINS; SOUZA, 2008).

A determinação da idade exata de maturidade sexual é criticamente importante em alguns tipos de estudos, particularmente naqueles com implicações para a conservação de espécies em vias de extinção (WILSON; TRACY; TRACY, 2003). Estimativas incorretas podem conduzir a decisões impróprias no manejo a partir de estudos de viabilidade de populações (BOYCE, 1992; MILLER, 2001).

Souza (1995a) e Souza e Abe (1997a) descreveram uma sobreposição em tamanho entre fêmeas e jovens. Não obstante, no presente estudo, a única diferença significativa entre a biometria dos animais radiografados está na massa corpórea de fêmeas com ovos e não-ovígeras, que pode ser explicada por um aumento de massa devido à presença dos ovos. Portanto, as outras variáveis biométricas não podem ser consideradas como indicadoras de fêmeas com ovos na população.

5.1.3 Período de desovas

A alta taxa de recapturas obtida neste estudo está relacionada ao fato de os indivíduos apresentarem pequeno deslocamento diário (SOUZA; ABE, 1997a). O grande número de recapturas favoreceu a determinação da época de ovipostura e do período de incubação dos ovos, e vale ressaltar que foram levados em conta apenas os dados obtidos nas radiografias, que detectam apenas os ovos que já estão bem desenvolvidos e que apresentam casca calcificada (GIBBONS; GREENE, 1979; KUCHLING, 1989). Souza (1999) apud Cox e Marion (1978), supõe que a formação dos ovos deva acontecer aproximadamente 1 mês após a fecundação, o que, portanto, acrescenta mais um mês no período de incubação estimado e, desta forma, os ovos devem permanecer no aparelho reprodutivo das fêmeas por aproximadamente 4 meses. Essas informações, em conjunto com as informações referentes a atividade reprodutiva da espécie, sugerem que o acasalamento ocorra entre o final de agosto e o início de setembro, o que tornaria os ovos visíveis aos raios-X no final de setembro (início da primavera), como constatado.

Novelli e Sousa (2007), descreveram o comportamento de corte e cópula de *H. maximiliani* em cativeiro, o que ocorreu entre os meses de janeiro e agosto de 2003. No entanto, as autoras não informaram se os comportamentos foram frequentes durante todo o período, ou se ocorreram em períodos determinados. Apesar dessas observações terem sido realizadas com animais em cativeiro, poderiam complementar os resultados obtidos neste trabalho e indicar o tempo de incubação dos ovos no útero das fêmeas.

Segundo Souza (1995a) e Souza e Abe (1997a), a nidificação e a postura dos ovos de *H. maximiliani* estaria prevista para janeiro e fevereiro, quando há uma diminuição na captura de indivíduos. No presente estudo, houve uma diminuição no padrão de atividade da espécie nos meses previstos pelos autores; entretanto, em dois anos consecutivos a nidificação e a postura ocorreram entre novembro e dezembro, no final da primavera e início do verão. No Rio Grande do Sul, *Hydromedusa tectifera* desovaram nos meses de novembro à dezembro, com o pico na segunda quinzena de novembro (FAGUNDES; BAGER, 2007). A nidificação e a postura de *Phrynops geoffroanus* parecem ocorrer entre fevereiro e agosto, como constatado por Souza (1999) para a população do Córrego Ribeirão Preto em Ribeirão Preto (SP). Os ninhos de *Acanthochelys macrocephala* no pantanal aparentemente são construídos em abril e maio, quando as chuvas sazonais começam a diminuir e as inundações começam a ceder (RHODIN; MITTERMEIER; MCMORRIS, 1984). As desovas de *Rhinemys rufipes* estão associadas à estação chuvosa, com ocorrência entre abril e maio na Reserva Florestal Adolpho Ducke (AM) (ALVARENGA, 2006). Em *Phrynops hilarii*, Bujes (1998) observou desovas entre agosto e fevereiro em uma reserva do Rio Grande do Sul. Esses dados, em conjunto com os obtidos para *H. maximiliani*, reforçam a idéia de que o ciclo reprodutivo dos quelônios é regulado de forma que os nascimentos ocorram em épocas favoráveis (SOUZA, 1995a; SOUZA; ABE, 1997a; SOUZA, GIRALDELLI; MARTINS, 2006), seja com a diminuição das áreas inundadas, como no Pantanal para *Acanthochelys macrocephala* (RHODIN; MITTERMEIER; MCMORRIS, 1984), ou com a chegada de períodos de maior pluviosidade, como observado para as espécies acima citadas (SOUZA, 1995a; 2004; SOUZA; ABE, 1997a; SOUZA; GIRALDELLI, MARTINS, 2006), o que também é destacado por Kennett (1999) para espécies australianas.

Além das evidências detectadas nas radiografias, em paralelo a este estudo foram feitos acompanhamentos não sistematizados de três fêmeas ovígeras com a técnica de carretéis (“thread bobbins”; WILSON, 1994) com a finalidade de verificar o deslocamento e na tentativa de

encontrar os ninhos. As fêmeas foram radiografadas e monitoradas na época de desova (novembro e dezembro) e foi constatada uma grande movimentação no ambiente terrestre, cerca de mais de 30 metros de distância da linha d' água, no entanto, os ninhos não foram encontrados (S. FAMELLI, obs. pess.). Doody, Georges e Young (2003) sugerem que possa ocorrer um deslocamento diferenciado entre fêmeas com ovos e não-ovígeras e sugerem o monitoramento das diferentes classes em uma população, pois a movimentação em busca de locais para nidificação em fêmeas ovígeras pode aumentar a área de vida dos indivíduos que atingem a maturidade sexual. Essas informações em conjunto com as observações de deslocamento das fêmeas ovígeras de *H. maximiliani* sugerem que o grande deslocamento observado possa ser ocasionado pela busca por locais para nidificação. De acordo com Guix, Miranda e Nunes (1992), fêmeas de *H. maximiliani* devem realizar a postura em locais não muito próximos das margens, fora da área de inundação periódica. No entanto, esse aspecto merece melhores investigações, que devem ser feitas de forma sistematizada e incluir o acompanhamento noturno das fêmeas, considerando que para *H. tectifera* as desovas ocorrem mais frequentemente no período noturno, entre às 18 e 20 horas (FAGUNDES; BAGER, 2007).

Souza (1995a) e Souza e Abe (1997a) mencionaram um período de incubação de aproximadamente 250 a 300 dias entre a postura e nascimento dos filhotes de *Hydromedusa maximiliani*, com base nas desovas com ocorrência entre janeiro e fevereiro e no encontro entre setembro e outubro de indivíduos recém-nascidos, cujos cascos não estavam totalmente ossificados e exibiam marcas da reabsorção do saco vitelínico no plastrão (MARTINS, 2006; SOUZA, 1995a, SOUZA, ABE, 1997a). No presente trabalho, foram capturados quatro jovens com comprimento da carapaça ≤ 50 mm entre agosto e novembro de 2007 e 2008. Segundo Ewert (1979), o comprimento da carapaça de indivíduos jovens e recém-eclodidos apresentam forte relação com o comprimento do ovo, o que demonstra que, apesar de pequenos, os jovens capturados no presente estudo já haviam eclodido há algum tempo, pois o comprimento da carapaça deles foram superiores aos valores médios do comprimento dos ovos obtidos no presente estudo. O fato de os nascimentos ocorrerem em setembro e outubro (SOUZA, 1995a; SOUZA; ABE, 1997a) e das posturas terem sido feitas pelo menos dois meses antes da data prevista por Souza (1995a) e Souza e Abe (1997a), sugere que o período de incubação dos ovos de *H. maximiliani* seja pelo menos 60 dias mais longo que o proposto por aqueles autores.

5.1.4 Determinações ecológicas do tamanho da ninhada e tamanho dos ovos

Os quelônios tropicais apresentam menores tamanhos corpóreos que as espécies das regiões temperadas (MACARTHUR, 1984), e nos trópicos encontra-se um maior número de espécies com capacidade de produzir ninhadas com 2 a 4 ovos, já que o tamanho da ninhada é intrinsecamente dependente do tamanho corpóreo das fêmeas (MOLL, 1979). Contudo, o conhecimento a respeito dos aspectos reprodutivos de espécies da família Chelidae, o grupo mais diversificado em áreas tropicais, ainda é bastante limitado (GEORGES, 1983; KENNETT, 1999; SOUZA, 2004, SOUZA; GIRALDELLI; MARTINS, 2006).

Com algumas exceções, espécies de pequeno porte, com comprimento da carapaça ≤ 200 mm, podem produzir de 2 a 7 ovos por ninhada, enquanto espécies com comprimento da carapaça de 200 a 300 mm podem produzir de 2 a 20 ovos, e as espécies maiores que 300 mm podem apresentar de 15 a 30 ovos, ou até mais, como é o caso das tartarugas-marinhas, que podem produzir mais de 100 ovos (MOLL, 1979). As variações de tamanho e formato dos ovos podem ser dependentes do número de ovos produzidos em uma ninhada e resultam tanto das necessidades do embrião, quanto das limitações anatômicas das fêmeas, que incluem o tamanho do folículo ovariano, o comprimento e o diâmetro do oviduto, o volume abdominal e o tamanho do canal pélvico (EWERT, 1979, GODFRAY; PARTRIDGE; HARVEY, 1991; IVERSON; EWERT, 1991; MOLL, 1979).

Os Chelidae australianos, *Chelodina rugosa* e *Elseya dentata* possuem tamanhos de ninhada de 9 a 17 ovos e de 7 a 16 ovos, respectivamente, o comprimento médio da carapaça dessas espécies é de 259,8 mm e 295,0 mm (KENNETT, 1999). Valores semelhantes foram observados para a espécie brasileira *Phrynops geoffroanus*, que apresentaram comprimento médio da carapaça de $275,9 \pm 33,6$ mm e uma média de 15 ovos (SOUZA, 1999), e em cativeiro, apresentaram uma média de 18,14 ovos (MOLINA, 1989).

Hydromedusa tectifera pode atingir 300 mm de comprimento da carapaça (ERNST; BARBOUR, 1992). O maior tamanho corpóreo de *H. tectifera* em relação a *H. maximiliani*, explica o maior número de ovos na primeira espécie, que pode produzir em média 11,6 ovos por ninhada (FAGUNDES; BAGER, 2007). Algumas fêmeas de *H. tectifera* mantidas em cativeiro na Fundação Parque Zoológico de São Paulo apresentaram comprimento médio da carapaça de $241,7 \pm 33,3$ mm e, apresentaram em média 9,9 ovos (CHINEN; LISBOA; MOLINA, 2004).

A comparação do tamanho corpóreo das fêmeas com o tamanho da ninhada para algumas espécies da família Podocnemididae também corroboram as informações apresentadas por Moll (1979), uma vez que, nessa família, as fêmeas de algumas espécies podem atingir tamanhos próximos a 300 mm de comprimento de carapaça, como é o caso de *Podocnemis sextuberculata*, com comprimento médio da carapaça de $288 \pm 1,4$ mm e tamanho de ninhada de 8 a 24 ovos (HALLER; RODRIGUES, 2006); *Podocnemis expansa* apresentou comprimento médio da carapaça de $685,2 \pm 41,7$ mm e tamanho médio da ninhada de $106,06 \pm 24,27$ ovos esféricos (CANTARELLI, 2006).

Um fator evolutivo decisivo para a seleção de grandes ninhadas deve ter sido a pressão de predação sobre os ovos e filhotes, agravada pela ausência de cuidado parental no grupo (GODFRAY; PARTRIDGE; HARVEY, 1991); essa influência da predação sobre o tamanho da ninhada é evidente nas tartarugas-marinhas e em algumas das espécies citadas acima. As espécies do gênero *Podocnemis* e *Phrynops* constroem seus ninhos em praias e ambientes abertos, sujeitos a uma maior taxa de predação, e produzem grandes ninhadas. Por outro lado, quando o risco de predação é menor, um maior investimento energético no desenvolvimento de poucos indivíduos e um incremento no tamanho dos filhotes pode ser mais vantajoso (SMITH; FRETWELL, 1974). Assim, a pequena ninhada de *H. maximiliani* pode representar uma resposta adaptativa a um menor risco de predação, o que é indicado pela complexidade estrutural do ambiente em que vive (onde se esconde de maneira eficaz) e pela provável construção de ninhos em locais protegidos, fato evidenciado pela extrema dificuldade de encontrar ninhos dessa espécie, mesmo dispondo-se de estudos de longa-duração e em mais de uma localidade de sua distribuição geográfica da espécie (FAMELLI, 2005; MARTINS, 2006; F. L. SOUZA, com. pess.; presente trabalho).

5.1.5 Alometria reprodutiva

As relações alométricas encontradas no presente estudo foram similares às descritas para outras espécies de quelônios (e.g.: ARESCO, 2004; BONACH; PIÑA; VERDADE, 2006; KENNETT, 1999; RYAN; LINDEMAN, 2007; SOUZA, 1999; MOLINA, 1989; WILKINSON; GIBBONS, 2005).

O tamanho da ninhada e o tamanho dos ovos estão relacionados com o tamanho corpóreo da fêmea (CLARK; EWERT; NELSON, 2001). No presente estudo, a maior fêmea radiografada foi a única que apresentou 3 ovos; por outro lado, a fêmea que apresentou um único ovo era uma

das menores da amostra. Apesar desses dados terem sido pontuais, foi detectada uma tendência linear entre o incremento corpóreo das fêmeas e o volume da ninhada. É provável que um maior número de fêmeas com 1 e 3 ovos confirmaria essa relação.

A maior e a menor fêmeas que possuem ovos em uma população podem indicar os extremos de tamanho em que os animais encontram-se potencialmente reprodutivos e representam diferentes estratégias reprodutivas, com fêmeas pequenas que tendem a produzir poucos ovos e fêmeas grandes e mais maduras que tendem a produzir mais ovos (KAPLAN; SALTHER, 1979; LARRIERA et al., 2004; SMITH; FRETWELL, 1974).

O comprimento dos ovos foi a única variável que não apresentou relação com as medidas das fêmeas. Possivelmente essa medida apresenta maior relação com o tamanho da ninhada, como sugerido por Smith e Fretwell (1974). De acordo com o modelo proposto por esses autores, um aumento no tamanho dos ovos é normalmente acompanhado por uma diminuição no número de filhotes ou ovos da ninhada, já que, nos casos em que há apenas um ovo, por exemplo, esse pode ocupar um maior espaço na cavidade abdominal da fêmea do que aqueles que vêm acompanhados por mais ovos (EWERT, 1979; SMITH; FRETWELL, 1974); no entanto, devido à baixa ocorrência de fêmeas com 1 e 3 ovos, não foi possível avaliar essa hipótese.

Em *Sternotherus odoratus*, dos Estados Unidos, as variáveis biométricas que apresentaram maior relação com as características dos ovos foram a abertura pélvica e a distância existente entre o plastrão e a carapaça na região caudal (abertura plastrão/carapaça ou “gap caudal”) (CLARK; EWERT; NELSON, 2001), o que sugere que limitações morfológicas e físicas podem restringir a passagem dos ovos no momento da postura (CLARK; EWERT; NELSON, 2001; CONGDON; GIBBONS, 1987). Essas variáveis não foram medidas no presente estudo; no entanto, a detecção de fortes correlações tanto entre as próprias medidas das fêmeas, quanto às dos ovos sugerem que, se as medidas de abertura pélvica e abertura plastrão/carapaça tivessem sido tomadas, provavelmente encontrar-se-iam também correlações positivas com o tamanho dos ovos.

Estudos das relações alométricas podem tornar possível estimativas do tamanho do corpo a partir de medidas isoladas do corpo de um animal (SCHMIDT-NIELSEN, 1984; VERDADE, 2000). Desse modo, como sugerido por Kaplan e Salthe (1979), as variações corpóreas e as mudanças em suas dimensões podem fornecer ferramentas úteis ao estudo da biologia

reprodutiva de populações particulares, contanto que a natureza alométrica dos dados que estão sendo usados tenha sido previamente estabelecida.

Como proposto por Verdade (2000) para *Caiman latirostris*, o uso de regressões lineares pode auxiliar na previsão do investimento potencial das fêmeas na produção de filhotes, a partir da medição de partes isoladas do corpo. No entanto, o baixo número de fêmeas com 1 e 3 ovos no presente estudo (que caracterizaram a presença de “outliers” nos modelos de regressão), não possibilitou a elaboração de um modelo de regressão para a previsão do tamanho da ninhada.

5.2 Análise de viabilidade populacional

5.2.1 Avaliação dos cenários

A taxa média de crescimento demográfico representa a média obtida ao longo dos anos e das interações para todas as populações simuladas e que não foram extintas (MILLER, 2001; MILLER; LACY, 2005). Com tamanhos populacionais iniciais configurados de forma equivalente, tanto o cenário real como o hipotético apresentaram resultados semelhantes de taxa de crescimento populacional (r) (Tabelas 9 e 10). Contudo, o menor valor de capacidade de suporte inserido para a população isolada foi o que a configurou como uma população pequena, ou pelo menos, menor que a do cenário real; por essa razão, o cenário hipotético poderia apresentar uma menor capacidade de recuperação em anos com ocorrência de catástrofes, maior reflexo dos efeitos da depressão por endogamia, um declínio populacional mais rápido e uma maior probabilidade de extinção do que a observada no cenário real (LACY; CLARK, 1990; MACE et al., 2001; WEDEKIND, 2003).

Segundo o manual do “software” VORTEX (MILLER; LACY, 2005), a taxa de crescimento exponencial populacional (r) e a taxa aritmética de crescimento exponencial (λ , “lambda”) são calculadas ao longo dos anos e das interações simuladas e representam a razão entre o tamanho populacional inicial em um determinado ano (N inicial) e o valor do ano prévio (N prévio). Essa relação é calculada sem levar em conta o truncamento (“truncation”) com o valor K (capacidade de suporte). A ausência de diferenças significativas entre as taxas demográficas dos cenários deve-se principalmente à inexistência de diferenças entre o tamanho populacional inicial nos dois cenários. No entanto, os tamanhos finais das populações foram estatisticamente diferentes, já que o valor da capacidade de suporte é então incorporado aos

cálculos, além das outras interações existentes, tais como taxas de natalidade e mortalidade, catástrofes e perda da variabilidade genética.

A probabilidade de extinção e o tempo médio para que isso ocorra também foram estatisticamente diferentes entre os cenários devido à disparidade existente entre os dados de entrada propostos para cada um deles. A comparação entre os cenários PR e PHI pode revelar que, em casos extremos de diminuição de área com conseqüente diminuição da capacidade suporte, aumento da taxa de mortalidade, aumento de catástrofes e presença de depressão por endogamia (com valores equivalentes àqueles propostos para simular o cenário hipotético), a população real poderia apresentar as mesmas taxas de extinção. No entanto, como essa comparação foi feita com os valores extremos de todas as variáveis, não há como definir claramente qual delas possui maior influência sobre as diferenças observadas (MILLER; LACY, 2005; MILLS; LINDBERG, 2002). Nesse caso, os testes de sensibilidade podem ajudar a elucidar como os parâmetros propostos influenciam a dinâmica da população e quais deles exercem maior influência sobre o risco da população se extinguir (MCCARTHY; BURGMAN; FERSON, 1995).

5.2.2 Análises de sensibilidade

Miller e Lacy (2005) salientaram a importância de se realizar testes de sensibilidade, que, segundo McCarthy, Burgman e Ferson (1995), são componentes essenciais de uma modelagem. Mills e Lindberg (2002) definiram as análises de sensibilidade como uma série de simulações analíticas, baseadas em ferramentas que avaliam como mudanças nos atributos da história de vida e de modelos demográficos podem afetar o crescimento ou a persistência da população estudada.

Com relação aos testes de sensibilidade aplicados no cenário PR, todos os fatores analisados mostraram-se importantes, com as probabilidades de persistência da população bastante sensíveis e vulneráveis às mudanças propostas, sugerindo uma forte influência na dinâmica do cenário original, com capacidade de diminuir ou aumentar significativamente a probabilidade de extinção da população (MCCARTHY; BURGMAN; FERSON, 2005; MILLER; LACY, 2005).

Como visto, as mudanças nas taxas de mortalidade dos indivíduos puderam alterar fortemente a probabilidade média de extinção da população. Há que se considerar, neste ponto, que apenas os valores das taxas de mortalidade de indivíduos que adquiriram a maturidade (15 anos para fêmeas e 14 anos para machos) foram baseados em dados estimados para *H*.

maximiliani (MARTINS, 2006; MARTINS; SOUZA, 2008), o que sugere que diferentes resultados poderiam ser obtidos se outras taxas de mortalidade fossem inseridas para indivíduos jovens. No entanto, os resultados demonstraram que tanto a diminuição como o aumento nos valores de mortalidade alteraram significativamente a probabilidade de extinção. Lindenmayer e Lacy (1995) afirmaram que tais resultados são esperados quando os tamanhos populacionais são pequenos, e, nesses casos, a demografia tem um forte peso na persistência da população.

O mesmo ocorreu nos testes de sensibilidade aplicados ao cenário hipotético, que tanto com o aumento como com a diminuição nas taxas de mortalidade propostas alteraram significativamente a probabilidade de extinção da população. Entretanto, mesmo com uma diminuição de 10% no valor da taxa de mortalidade, a probabilidade de extinção da população permaneceu elevada (89,7%).

Por meio de testes de sensibilidade, Miller (2001), em uma AVP de *Gopherus polyphemus*, uma espécie de jabuti ameaçada no estado da Flórida, USA, obteve menor persistência na viabilidade de populações em que as taxas de mortalidade de juvenis apresentaram-se mais acentuadas que a de adultos. No presente estudo, as taxas de mortalidade de jovens tiveram que ser baseadas em informações presentes na literatura e referentes a outra espécie de quelônio, devido ao desconhecimento dos valores reais. De acordo com Boyce (1992), a falta de informações pode ocasionar interpretações errôneas da realidade e se constitui em um dos principais problemas em análises de viabilidade. Na presente AVP, variações nas taxas de mortalidade de jovens e adultos não foram testadas separadamente; no entanto, a detecção de diferença significativa nos resultados com variações de 10% nas taxas de mortalidade dos indivíduos sugere que a população poderia ser ainda mais sensível se ocorresse uma acentuada mortalidade de jovens, principalmente se for considerado o fato de não ocorrer recrutamento de novos indivíduos na população, com a consequente diminuição de sua viabilidade ao longo dos anos de simulação (MILLER, 2001).

Em alguns estudos realizados no PECB, Souza et al. (2002a; 2002b) constataram, por meio de avaliações genéticas, que a distribuição dos indivíduos nos diferentes riachos ocorre de forma interconectada, constituindo um sistema de metapopulações. Pode-se pensar que a modelagem de um sistema de metapopulações que inclua a dispersão de indivíduos entre as populações simuladas, possa influir na obtenção de melhores valores para a persistência da população local, devido à migração de novos indivíduos, e também a um maior fluxo gênico

(PAGLIA; FERNANDEZ; MARCO-JUNIOR, 2006). Contudo, Souza et al. (2002a; 2002b) mostraram a existência de um baixo fluxo gênico entre os indivíduos da espécie nas diferentes microbacias do PECB. A alta fidelidade dos cágados aos cursos d' água estudados no PECB também foi destacada por Martins (2006), que, após doze anos das primeiras recapturas (e.g., SOUZA, 1995a), pôde encontrar os mesmos indivíduos nos mesmos corpos d' água. Esse fato também foi observado durante o presente estudo e comprovado pelas radiografias das mesmas fêmeas capturadas e marcadas por Souza (1995a). Segundo Souza et al. (2002a; 2002b), a topografia complexa da área de estudo, juntamente com a natureza sedentária dos cágados, podem fazer com que a estruturação genética de *H. maximiliani* ocorra em pequenas escalas espaciais, como foi detectado para as microbacias analisadas.

Uma metapopulação pode persistir somente se a probabilidade de recolonizar novas áreas exceder a probabilidade de extinção (WOODROFFE, 2003). O fato é que, ainda que com baixas taxas de fluxo gênico e dispersão, o cenário PR, se configurado em um sistema de metapopulação, poderia apresentar chances ainda maiores de persistência do que o cenário PHI simulado para uma população pequena e isolada, que não teria oportunidades para recolonização e apresentaria menor variabilidade genética entre os indivíduos, e portanto, menor capacidade de adaptação às variações ambientais bruscas (AKÇAKAYA et al., 2004; FOLEY, 1992; SOULÉ, 1979). Entretanto, seria necessário verificar se as possibilidades de recolonização do cenário real excederiam os riscos de a população se extinguir.

Com relação aos problemas de estocasticidade ambiental, foi visto que, diante do aumento e da diminuição de cada uma das catástrofes isoladamente, o valor médio de probabilidade de extinção poderia aumentar ou diminuir em até dois pontos percentuais. No cenário PR, foi detectado que a diminuição da Catástrofe 2 (desmatamento) não foi capaz de diminuir significativamente a probabilidade da população se extinguir, diferentemente do que fora encontrado para o cenário PHI. Esse fato pode ser justificado devido aos menores valores de frequência e severidade inseridos no programa VORTEX para o desmatamento (Catástrofe 2) em relação a Catástrofe 1 (queimadas). Contudo, no cenário PHI, as duas catástrofes simuladas apresentaram valores de frequência duas vezes maiores que os da PR, e o reflexo dessas variações ambientais poderiam ter maior influência também devido à menor capacidade de suporte da população.

Como observado na simulação do cenário real, para a obtenção de melhores resultados e uma efetiva diminuição da probabilidade de extinção da população, as taxas de desmatamento teriam que apresentar uma diminuição maior que 10%. Não obstante, maiores efeitos poderiam ser causados nos casos em que as duas catástrofes fossem manipuladas conjuntamente. No cenário real, os resultados sugerem que tais modificações poderiam alterar até mesmo os valores de tamanho final da população (diminuição das catástrofes e aumento em dobro no seu valor) e também o tempo médio para a ocorrência da primeira extinção (diminuição das catástrofes), o que pode demonstrar, neste último caso, que um maior controle na frequência das catástrofes poderia diminuir de forma significativa tanto a probabilidade da população se extinguir como o tempo para que isso ocorra.

Catástrofes de origem antrópica devem ser tratadas com especial atenção pela administração da unidade de conservação, com o aprofundamento de pesquisas e a implantação de programas de manejo (TIEPOLO, 2002). Todavia, a área de estudo apresenta um alto grau de preservação e encontra-se dentro de uma unidade de conservação com bons sistemas de vigilância e proteção (MARTINS, 2006; SOUZA, 1995a; SOUZA; ABE, 1997; SOUZA et al., 2002a; 2002b), para a qual não há registros de queimadas, como nos casos de outras unidades de conservação da Mata Atlântica (BRITO, 2002; BRITO; FERNANDEZ, 2000b; 2002; BRITO; FONSECA, 2006; BRITO; GRELE, 2004; TIEPOLO, 2002; TIEPOLO; FERNANDEZ; TOMAS, 2004). Contudo, *H. maximiliani* é uma espécie endêmica de um dos biomas mais ameaçados do planeta e se distribui por outras regiões não protegidas (MARTINS, 2006), como no caso do cenário hipotético modelado na presente AVP. Neste último caso, mesmo com uma grande diminuição nos valores de catástrofes, a probabilidade da população se extinguir permaneceria alta. Já em casos de um aumento ainda mais drástico (em que se dobram os valores de catástrofes), o tamanho final da população poderia chegar a aproximadamente 80 indivíduos, tornando a população inviável.

5.2.3 Depressão por endogamia

Genes que causam a depressão por endogamia podem ser eliminados da população por meio de seleção natural, o que ocorre quando há morte de indivíduos portadores de tais alelos (LACY, 1992). Isso pode acontecer logo nos primeiros anos de vida, já que um dos principais efeitos da depressão por endogamia é a redução da taxa de sobrevivência dos neonatos

(HEDRICK, 1994; LACY, 1992; MILLER; LACY, 2005). E é esse um dos efeitos simulados pelo programa VORTEX nos cenários em que se inclui a depressão por consanguinidade, com morte de aproximadamente 32% dos jovens recém nascidos (LACY; CLARCK, 1993; MILLER; LACY, 2005). Assim, se o número de alelos letais não é demasiadamente grande e o tamanho da progênie é suficiente para incorporar o baixo sucesso reprodutivo decorrente da endogamia, a carga genética devido aos alelos letais pode ser removida da população (HEDRICK, 1994).

Os efeitos da seleção natural podem agir na redução da variabilidade genética, com a eliminação de homozigotos deletérios e raros, incidindo em uma seleção que busca manter um maior número de heterozigotos na população (SCRIBNER; MEFFE; GROOM, 2005). Desse modo, o aumento da heterozigosidade na PR com depressão endogâmica deve-se ao efeito “purging”, que diz respeito à “limpeza” ou “eliminação” de alelos deletérios decorrentes da depressão por endogamia (HEDRICK, 1994; LACY, 1992; SCRIBNER; MEFFE; GROOM, 2005). Entretanto, ainda assim, o cenário PR com depressão endogâmica apresentou alelos letais (Figura 21), que, associados à alta mortalidade de juvenis, tornou essa população menos viável do que a do cenário original.

A severidade da depressão por consanguinidade é geralmente medida pelo número de equivalentes letais em uma população (MILLER; LACY, 2005). Por não apresentar alelos letais, o cenário PR original, mesmo com menor heterozigosidade, ainda apresentou-se mais saudável do que aqueles com depressão endogâmica.

Quando comparados, os dois cenários que apresentaram alelos letais mostraram-se diferentes estatisticamente. O grande desvio-padrão no número de alelos letais presentes no cenário PHI poderia explicar a intersecção entre as curvas de alelos letais observada na Figura 21, o que fez com que esse valor fosse menor do que o observado no cenário PR sob efeito da depressão endogâmica. Porém, mesmo com valores semelhantes de homozigotos letais, seus efeitos poderiam ser mais drásticos no cenário hipotético devido ao seu menor tamanho e menor capacidade de recuperação, e por isso, menor persistência (LACY; 1992; LACY; 2000; LYNCH, 1991; SOULÉ, 1979), como demonstrado nos resultados das simulações.

Mudanças na dinâmica de uma população, frequentemente estudada isoladamente em uma AVP, agem em conjunto em ambientes naturais e podem ter efeitos mais intensos em pequenas populações (FOLEY, 1992; LACY, 1992; SCRIBNER; MEFFE; GROOM, 2005). Assim, as flutuações demográficas e a consequente diminuição do número de indivíduos de uma população,

seja por fatores ambientais, como catástrofes, por exemplo, podem tornar a população mais vulnerável, já que pode ocorrer perda da variabilidade genética, que acarreta uma menor capacidade de adaptação a outras eventuais variações ambientais. A diminuição do número de indivíduos de uma população pode fazer com que ocorra cruzamento entre indivíduos aparentados (depressão endogâmica), o que aumenta os riscos de fixação de alelos deletérios na população, levando-a mais rapidamente à extinção (GILPIN; SOULÉ, 1986).

5.2.4 Problemas para a conservação de espécies e utilização de AVP para sua detecção

Rivera e Fernández (2004), em um estudo AVP de *Emys orbicularis* no nordeste da Espanha, relataram que os maiores problemas para a conservação da espécie foram a introdução de espécies exóticas (predadores e competidores), a captura dos quelônios em armadilhas para criação como animais de estimação e a poluição da água e do solo. Segundo os autores, os parâmetros que apresentaram maior influência na viabilidade da população dizem respeito à crescente diminuição da capacidade de suporte, causada pela perda de hábitat, e também ao aumento na taxa de mortalidade dos indivíduos, causado por frequentes atropelamentos quando os animais atravessam as estradas ao se deslocarem entre lagoas próximas. Trakimas e Sidaravicius (2008) também mencionam atropelamentos por veículos como a principal causa de mortalidade de *Emys orbicularis*.

A mortalidade em estradas é mencionada como um dos principais fatores que influenciam o aumento do declínio de quelônios de água doce nos Estados Unidos (GIBBS; SHRIVER, 2002). Numerosos são os trabalhos que relatam aumento na taxa de mortalidade de quelônios causado por atropelamentos em estradas (BUJES, 2008; GIBBS; SHRIVER, 2002; GIBBS; STEEN, 2005; HAXTON, 2000; STEEN; GIBBS, 2004; TRAKIMAS; SIDARAVIČIUS, 2008). Em alguns desses casos foram relatados desvios significativos na razão sexual, que podem ocorrer nos casos em que apenas um dos sexos se move à procura de parceiros ou quando as fêmeas se deslocam para os locais de nidificação (GIBBS; SHRIVER, 2002; GIBBS; STEEN, 2005; HAXTON, 2000; STEEN; GIBBS, 2004; TRAKIMAS; SIDARAVIČIUS, 2008).

Atropelamentos por veículos também têm sido mencionado como um fator influente na sobrevivência de quelônios no Brasil (e.g.: BAGER et al., 2007; BUJES, 2008; ROSA; MAUHS,

2004). No entanto, não há registros da ocorrência desse fato com *H. maximiliani* no PECB, já que a população encontra-se em uma área protegida.

Segundo Gibbons et al. (2000), a competição com espécies invasoras pode causar consequências ainda mais sérias na sobrevivência de populações de espécies nativas devido à difusão de doenças. Duas AVPs desenvolvidas para espécies de jabutis do gênero *Gopherus* detectaram que uma das principais ameaças à sobrevivência de populações de *Gopherus agassizii* em áreas do deserto Mojave no sudeste da América (DOAK; KAREIVA; KLEPETKA, 1994) e para populações de *Gopherus polyphemus* na Flórida (MILLER, 2001) é uma doença recentemente descoberta que atinge o trato respiratório dos animais, chamada URTD (“Upper Respiratory Tract Disease”), que é ainda mais severa em populações pequenas (DOAK; KAREIVA; KLEPETKA, 1994). Essa doença, descoberta em 1980, tem como principal causa a soltura de animais criados em cativeiro em áreas naturais (DOAK; KAREIVA; KLEPETKA, 1994).

As informações acima, em conjunto com os resultados encontrados na presente AVP revelaram a importância da unidade de conservação para a sobrevivência da população de *H. maximiliani* estudada, que é reforçada quando se comparam a situação real e a hipotética modelada no presente estudo. Com uma probabilidade média de extinção de 90%, a PHI mostrou-se muito mais vulnerável que a PR (probabilidade média de extinção de 30%). Populações que se encontram em áreas não-protegidas podem ser mais susceptíveis a variações demográficas devido ao aumento da predação de ninhos e de indivíduos adultos, maior frequência de ocorrências de catástrofes e competição com espécies invasoras, fatores que podem aumentar a taxa de mortalidade da população (GALINDO-LEAL; CÂMARA, 2003; MILLER, 2001; TABARELLI et al., 2005).

Souza (1995a) detectou influência da presença humana sobre as populações de *H. maximiliani* e relatou que alguns moradores da vizinhança do PECB dizem já terem consumido carne e óleo dos cágados, que são utilizados como “simpatia” para a cura de bronquite. Mais de 10 anos após a pesquisa realizada por Souza (1995a), alguns moradores do bairro vizinho (Abaitinga), ainda relatam a crença em tal “simpatia” (S. FAMELLI, obs. pess.).

Uma das sugestões de Rivera e Fernández (2004) para a conservação de *Emys orbicularis*, no nordeste da Espanha, é o incentivo a programas de educação ambiental para a conscientização da população humana e a manutenção da sobrevivência dos quelônios. Programas de educação

ambiental são de extrema importância, ainda mais em casos como o observado no PECB, em que, apesar de o bairro vizinho (Abaitinga) ser pequeno (1.750 habitantes), a sua proximidade com o parque (3 Km) pode trazer sérios danos à conservação da fauna. Nesse ponto, sugere-se o incentivo à divulgação da importância do parque e de seus programas de educação ambiental, já que tanto os moradores do bairro, como os que moram no centro de São Miguel Arcanjo, não conhecem o PECB, e, desta forma, não parecem entender a importância e a função da unidade de conservação existente na cidade em que vivem.

Medidas de conservação, como translocação e manejo genético, também podem ser simuladas no programa VORTEX e em outros “softwares” AVP (LACY, 1993-1994; MILLER; LACY, 2005), visto que manejos dessa natureza podem ser viáveis no caso de populações extremamente vulneráveis, contribuindo para o aumento do número de indivíduos na população com conseqüente aumento da variabilidade genética (PRIMACK, 1998). Segundo Rivera e Fernández (2004), tal medida pode ser uma boa estratégia desde que as taxas de mortalidade da população sejam diminuídas. Os autores sugerem que tais estratégias sejam incluídas nos programas de educação ambiental, pois podem exercer um importante efeito social e de instrução ambiental.

Um dos principais problemas para a conservação de espécies tem sido a diminuição e a fragmentação do hábitat (MYERS et al., 2000). Estudos que visem detectar a severidade dos efeitos que podem levar populações ao declínio e à extinção contribuem de forma significativa no planejamento de estratégias de conservação (SHAFFER, 1981). Modelagens da viabilidade de populações vulneráveis constituem uma grande vantagem, já que podem revelar a instabilidade de uma população muito antes que essa seja detectada em observações de campo (MILLER; LANCY, 2005).

5.2.3 Considerações importantes

O conhecimento a respeito da história natural dos cágados brasileiros é bastante incipiente (SOUZA, 2004). O principal problema para se construir análises realísticas da viabilidade populacional é a carência de informações (BOYCE, 1992). Entretanto, excetuando-se os dados genéticos e de sucesso de eclosão, tem-se a vantagem de que a presente AVP foi conduzida para uma espécie de Chelidae que possui biologia bem-conhecida, e os dados inseridos no programa foram fundamentados nesses estudos.

No presente, tentou-se ser o mais fiel possível às informações existentes para a espécie em questão. Entretanto, a presente AVP foi limitada pela falta de conhecimento a respeito do sucesso de eclosão dos ovos e das taxas de mortalidade dos indivíduos jovens, e também devido à falta de informações a respeito da depressão por endogamia, que foi baseada nos dados “default” do programa, como tem sido feito por muitos pesquisadores que se deparam com essa restrição (BRITO, 2002; BRITO; FERNANDEZ, 2000b; 2002; TIEPOLO, 2002; TIEPOLO; FERNANDEZ; TOMAS, 2004). Segundo Converse, Iverson e Savidge (2002), a ausência de informações a respeito do sucesso reprodutivo e da ecologia de ninhos representa a maior falha para a construção de modelos de viabilidade populacional. Além das informações demográficas, devem também ser incluídas na AVP, informações a respeito dos requerimentos de hábitat das espécies, principalmente com relação à área de vida (CONVERSE; IVERSON; SAVIDGE, 2002), aspecto que ainda não é bem conhecido para *H. maximiliani* (FAMELLI, 2005).

Vale destacar que os resultados da AVP conduzida no presente estudo, além de estarem baseados em suposições para alguns parâmetros, referem-se apenas a uma população existente em alguns riachos do PECB e não a todas as populações existentes no parque. Na modelagem desenvolvida, também não foi considerada a dispersão, já que os indivíduos deslocam-se pouco (menos de 2 m por dia) (SOUZA, 1995a; SOUZA et al., 2002a; 2002b).

Análises de viabilidade populacional são desenvolvidas com foco em populações locais específicas, e têm como desvantagem o fato de não aceitar extrapolações para outras espécies ou mesmo para outras localidades, pois estratégias apropriadas para uma espécie ou população em uma dada localidade podem ser inadequadas para outras (AKÇAKAYA; SJÖGREN-GULVE, 2000; LINDENMAYER et al., 1993a).

Para que a AVP possa ser aplicável pelo menos a comunidades locais, alguns autores sugeriram que as espécies-alvo sejam aquelas representativas da comunidade, como “espécies-chave” ou “espécies-guarda-chuva” (AKÇAKAYA; SJÖGREN-GULVE, 2000; LINDENMAYER et al., 1993a). Por atuarem ao mesmo tempo como predadores de topo e como recursos importantes nos ecossistemas em que estão inseridos, análises de viabilidade desenvolvidas para espécies de quelônios podem representar grandes contribuições para a manutenção e a viabilidade de comunidades e ecossistemas como um todo.

Devido ao fato de VORTEX ser um programa de simulações de risco do tipo “Monte Carlo”, torna-se importante salientar que os resultados obtidos são extraídos aleatoriamente, mas

dentro de um intervalo de confiança (BUCKLAND, 1984; LACY, 1993; MILLER; LACY, 2005). Isso indica que a cada simulação rodada para os mesmos dados de entrada, diferentes resultados podem ser obtidos, mesmo que estatisticamente diferentes, mas que ainda encontram-se dentro de um intervalo de confiança (BUCKLAND, 1984; MILLER; LACY, 2005). Esse fato poderia explicar a obtenção de alguns resultados discrepantes, como o aumento no tempo médio para a ocorrência da primeira extinção, diante da diminuição na taxa de mortalidade e também na diminuição das catástrofes no cenário PR (Tabela 9); ou ainda, quando o cenário hipotético foi submetido a um aumento na taxa de mortalidade (Tabela 10). O sorteio aleatório dos possíveis resultados dentro da escala atribuída pelo programa VORTEX deveria estar sempre em uma mesma faixa de erro, para que a comparação entre os resultados pudesse ser feita sem detectar ou amenizar as falhas citadas. Para minimizar esses efeitos, um maior número de interações teria de ser realizado (LACY, 1993; LINDENMAYER et al., 1993a). Por essa e outras razões, Beissinger e Westphal (1998), em uma revisão sobre o uso de modelos demográficos para o manejo de espécies em perigo de extinção, sugerem que modelagens AVP sejam usadas apenas para avaliar taxas relativas e não riscos absolutos de extinção.

6 CONCLUSÕES GERAIS

A técnica de radiografias se mostrou bastante eficiente para a detecção do período reprodutivo da espécie estudada. No entanto, devido à impossibilidade de visualizar ovos ainda não-calcificados, o método de raios-X poderia se tornar ainda mais eficaz se acompanhado por outras técnicas, como ultra-sonografia ou análise dos hormônios sexuais dos indivíduos estudados.

A inclusão de um maior número de fêmeas com 1 e 3 ovos nas análises de regressão, poderia tornar o modelo mais acurado e possibilitar a identificação das faixas de volume de ninhada para cada uma das categorias de fêmeas ovígeras (1, 2 e 3 ovos) e possibilitar a elaboração de uma fórmula para prever o tamanho da ninhada com base em apenas algumas variáveis biométricas das fêmeas, o que poderia ser uma ferramenta útil para estimar o tamanho da ninhada de fêmeas capturadas durante os trabalhos de campo.

Por serem animais longevos, informações a respeito da demografia, sobrevivência e mortalidade dos quelônios só podem ser obtidas com a realização de pesquisas de longa-duração (CHEN; LUE, 2002; GIBBONS, 1997; MARTINS, 2006). Diante dessa informação, a modelagem da viabilidade populacional de *Hydromedusa maximiliani*, inteiramente baseada em dados da dinâmica populacional da espécie, só pôde ser concretizada devido à existência de informações coletadas ao longo de mais de 10 anos de pesquisas desenvolvidas no PECB. No entanto, informações a respeito das taxas de eclosão, sobrevivência e mortalidade de juvenis, depressão por endogamia e área de vida poderiam tornar a modelagem ainda mais próxima da realidade.

A presente dissertação baseou-se no estudo de uma população da espécie *Hydromedusa maximiliani*, com distribuição restrita a um dos biomas mais ameaçados do planeta, a Mata Atlântica. Os resultados obtidos podem auxiliar no entendimento de como a população de *H. maximiliani* do PECB pode responder ao processo de isolamento e fragmentação. Segundo as taxas obtidas, a população apresenta probabilidade de extinção de aproximadamente 30% e poderá persistir por apenas 70 anos. No entanto, uma população não contemplada por uma unidade de conservação, com menor capacidade de recuperação e maiores incidências de catástrofes, poderia apresentar maiores problemas demográficos e de empobrecimento genético, bem como um acentuado risco de extinção (90%) e sobrevivência por apenas 50 anos.

Os testes de sensibilidade puderam revelar que a população real se mostra bastante sensível às mudanças de 10% tanto na taxa de mortalidade como nos valores de catástrofes, uma vez que tais variações alteraram significativamente a persistência da população. Diminuições maiores que 10% na frequência de desmatamento são necessárias para que ocorra um aumento significativo na persistência da população modelada no cenário real. Medidas que assegurem a proteção da área contra catástrofes como desmatamentos e queimadas, devem ser prioridade para essa unidade de conservação.

Estudos que visem analisar a viabilidade de populações podem contribuir de forma eficaz para a conservação de espécies de quelônios e de outras espécies do ecossistema, já que podem prever aspectos que auxiliarão em um manejo adequado da situação encontrada.

REFERÊNCIAS

- AKÇAKAYA, H.R.; SJÖGREN-GULVE, P. Population viability analysis in conservation planning: an overview. **Ecological Bulletins**, Copenhagen, v. 48, p. 9-21, 2000.
- AKÇAKAYA, H.R.; RADELOFF, V.C.; MLADENOFF, D.J.; HE, H.S. Integrating landscape and metapopulation modeling approaches: viability of the sharp-tailed grouse in a dynamic Landscape. **Conservation Biology**, Boston, v. 18, n. 2, p. 526-537, 2004.
- ALVARENGA, C.C.E. **Aspectos da biologia reprodutiva de *Rhinemys rufipes* (Spix, 1824) (Chelidae, Testudines) na Reserva Florestal Adolpho Ducke, Amazonas, Brasil.** 2006. 48 p. Dissertação (Mestrado em Ciências Biológicas) - Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia – Universidade Federal do Amazonas, Manaus, 2006.
- ALVES, L.G.C. **Biologia e interações ecológicas de *Hydromedusa maximiliani* (Mikan, 1820) em trecho de Mata Atlântica de Encosta do Parque Estadual da Serra do Mar, Cubatão, SP.** 2003. 42 p. Monografia (Bacharelado em Ciências Biológicas) - Universidade Metodista de São Paulo, São Bernardo do Campo, 2003.
- ARESCO, M.J. Reproductive Ecology of *Pseudemys floridana* and *Trachemys scripta* (Testudines: Emydidae) in Northwestern Florida. **Journal of Herpetology**, Columbus, v. 38, n. 2, p. 249-256, 2004.
- BAGER, A.; PIEDRAS, S.R.N.; PEREIRA, T.S.M.; HOBUS, Q. Fauna selvagem e atropelamento: diagnóstico do conhecimento científico brasileiro. In: BAGER, A. (Org.). **Áreas Protegidas: repensando as escalas de atuação.** Porto Alegre: Armazém Digital, 2007. chap. 3, p. 49-62.
- BALLOU, J. Small population overview. In: LACY, R.; KREEGER, T. (Ed.). **VORTEX: Users Manual. A Stochastic simulation of the Extinction Process.** Apple Valley: Captive Breeding Specialist Group, 1992. p. 40-49.
- BEISSINGER, S.R. Population viability analysis: past, present and future. In: BEISSINGER, S.R.; WESTPHAL, M.I. (Ed.). **Population viability analysis.** Chicago: University of Chicago Press, 2002. chap. 1 p. 5-17.
- BEISSINGER, S.R.; WESTPHAL, M.I. On the use of demographic models of population viability in endangered species management. **Journal of Wildlife Management**, Bethesda, v. 62, p. 82-841, 1998.
- BERRY, J.F.; SHINE, R. Sexual size and sexual selection in turtles (Order, Testudinata). **Oecologia**, Marburg, n.44, p.185-191, 1980.
- BONACH, K.; PIÑA, C.I.; VERDADE, L.M. Allometry of reproduction of *Podocnemis expansa* in Southern Amazon basin. **Amphibia-Reptilia**, Boston, v. 27, p. 55-61, 2006.

BOX, G.E.P.; COX, D.R. An analysis of transformations, **Journal of the Royal Statistical Society**, Serie B, Statistical Methodology, Oxford, v. 26, n. 21, p. 1-243, 1964.

BOYCE, M.S. Population Viability Analysis. **Annual Review of Ecology and Systematics**, California, v. 23, p. 481-506, 1992.

BRITO, D. **Conservação e manejo do marsupial *Micoureus demerarae* em fragmentos de Mata Atlântica**. 2002. 70 p. Dissertação (Mestrado em Ecologia) – Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2002.

BRITO, D.; FERNANDEZ, F.A.S. Dealing with extinction is forever: understanding the risks faced by small populations. **Ciência e Cultura Journal of the Brazilian Association for the Advanced of Science**, São Paulo, v. 52, n. 3, p. 161-170. 2000a.

BRITO, D.; FERNANDEZ, F.A.S. Metapopulation viability of the marsupial *Micoureus demerarae* in small Atlantic Forest fragments in south-eastern Brazil. **Animal Conservation**, Cambridge, v. 3, n. 3, p. 201-209, 2000b.

BRITO, D.; FERNANDEZ, F.A.S. Patch relative importance to metapopulation viability: the neotropical marsupial *Micoureus demerarae* as a case study. **Animal Conservation**, Cambridge, v. 5, p. 45–51, 2002.

BRITO, D.; FONSECA, G.A.B. Evaluation of minimum viable population size and conservation status of the long-furred woolly mouse opossum *Micoureus paraguayanus*: an endemic marsupial of the Atlantic Forest. **Biodiversity and Conservation**, London, v. 15, p. 1713–1728, 2006.

BRITO, D.; FIGUEIREDO, M.S.L. Minimum viable population and conservation status of the Atlantic Forest spiny rat *Trinomys eliasi*. **Biological Conservation**, Essex, v. 112, p. 153-158, 2003.

BRITO, D.; GRELLE, C.E.V. Effectiveness of a reserve network for the conservation of the endemic marsupial *Micoureus travassosi* in Atlantic Forest remnants in southeastern Brazil. **Biodiversity and Conservation**, London, v. 13, p. 2519–2536, 2004.

BROOK, B.W. Pessimistic and optimistic bias in population viability analysis. **Conservation Biology**, Boston, v. 14, p. 564–566, 2000.

BROOKS, T.M.; MITTERMEIER, R.A.; MITTERMEIER, C.G.; FONSECA, G.A.B.D.; RYLANDS, A.B.; KONSTANT, W.R.; FLICK, P.; PILGRIM, J.; OLDFIELD, S.; MAGIN, G.; HILTON-TAYLOR, C. Habitat Loss and Extinction in the Hotspots of Biodiversity. **Conservation Biology**, Boston, v. 16, n. 4, p. 909-923, 2002.

BROWN, M.; SOLOMON, H.; STEPHENS, M.A. Monte carlo simulation of the renewal function. **Journal of Applied Probability**, Sheffield, v. 18, n. 2, p. 426-434, Jun. 1981.

BUCKLAND, T. Monte carlo confidence intervals. **Biometrics**, Washington, v. 40, n. 3, p. 811-817, 1984.

BUJES, S.C. Atividade de nidificação de *Phrynops hilarii* Duméril & Bibron (Testudines, Chelidae) na Reserva Biológica do Lami, Rio Grande do Sul, Brasil. **Revista Brasileira de Zoologia**, Curitiba, v. 15, n. 4, p. 921-928, 1998.

BUJES, C.S. **Biologia e conservação de quelônios do delta do rio Jacuí – RS: aspectos da história natural de espécies em ambientes alterados pelo homem**. 2008. 248 p. Tese (Doutorado em Biologia Animal) – Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2008.

BURKE, V.J.; GIBBONS, J.W. Terrestrial buffer zones and wetland conservation: a case study of freshwater turtles in a Carolina Bay. **Conservation Biology**, Boston, v. 9, n. 6, p. 1365-1369, 1995.

CAGLE, F.R. A system of marking turtles for future identification. **Copeia**, New York, n. 3, p. 170-173, 1939.

CAGLE, F.R. The Life History of the Slider Turtle, *Pseudemys scripta troostii* (Holbrook). **Ecological Monographs**, Lawrence, v. 20, n. 1, p. 31-54, 1950.

CAMARGO, J.C.G.; PINTO, S.A.F.; TROPMAIR, H. Estudo fitogeográfico e ecológico da Bacia Hidrográfica Paulista do Rio da Ribeira. **Biogeografia**, São Paulo, v. 5, p. 1-32. 1972.

CANTARELLI, V.H. **Alometria reprodutiva da tartaruga-da-amazônia (*Podocnemis expansa*): bases biológicas para manejo**. 2006. 116 p. Tese (Doutorado em Ecologia de Agroecossistemas) – Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2006.

CARVALHO, M.P.; CEZARE, C.H.G.; COSTA, C.G.; CUNHA, R.G.T.D.A.; DORNELLES, S.S.; FIALHO, M.S.; GUIX, J.C.; HERNÁNDEZ, A.; LAZARIN, P.C.; LLORENS, L.; MARTÍN, M.; MATEOS, E.; MIQUEL, C.; PETRONI, L.M.; PINTO, B.S.; CAMARGO, J.C.G.; PINTO, S.A.F.; TROPMAIR, H. Estudo fitogeográfico e ecológico da Bacia Hidrográfica Paulista do Rio da Ribeira. **Biogeografia**, São Paulo, v. 5, p. 1-32. 1972.

CHEN, T.H.; LUE, K.Y. Growth patterns of the yellow-margined box turtle (*Cuora flavomarginata*) in northern Taiwan. **Journal of Herpetology**, Columbus, v. 36, p. 201-208, 2002.

CHINEN, S., LISBOA, C.S.; MOLINA, F.B. Biologia reprodutiva de *Hydromedusa tectifera* em cativeiro (Testudines, Chelidae). **Arquivos do Instituto Biológico**, São Paulo, v. 71, p. 401-403, 2004.

CLARK, J.P.; EWERT, A.M.; NELSON, E.C. Physical apertures as constraints on egg size and shape in the common musk turtle, *Sternotherus odoratus*. **Functional Ecology**, New York, v. 15, p. 70-77, 2001.

CONGDON, J.D.; GIBBONS, J.W. Morphological constraint on egg size: a challenge to optimal egg size theory. **Proceeding of the National Academy of Sciences of the USA**, Washington, v. 84, p. 4145-4147, 1987.

CONGDON, J.D.; TINKLE, D.W. Reproductive energetics of the painted turtle (*Chrysemys picta*). **Herpetologica**, Lafayette, v. 38, n. 1, p. 228-237, 1982.

CONVERSE, S.J.; IVERSON, J.B.; SAVIDGE, J.A. Activity, reproduction and overwintering behavior of ornate box turtles (*Terrapene ornata ornata*) in the Nebraska Sandhills. **American Midland Naturalist**, Notre Dame, v. 148, p. 416-422, 2002.

DEAN, W. A Ferro e Fogo: **A história e a devastação da Mata Atlântica brasileira.**, São Paulo, Companhia das Letras, 1997. 484 p.

DIAS, A.C. Estrutura e diversidade do componente arbóreo e a regeneração do palmito (*Euterpe edulis*) em um trecho de mata secundária, no Parque Estadual de Carlos Botelho, SP. 1993. 126 p. Dissertação (Mestrado em Recursos Florestais) – Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 1993.

DIAS, A.C.; CUSTÓDIO-FILHO, A.; FRANCO, G.A.D.C.; COUTO, H.T.Z. Estrutura do componente arbóreo em um trecho de floresta pluvial atlântica secundária – Parque Estadual Carlos Botelho. **Revista do Instituto Florestal**, São Paulo, v. 7, n. 2, p. 125-155, 1995.

DOAK, D.; KAREIVA, P.; KLEPETKA, B. Modeling population viability for the desert tortoise in the Western Mojave Desert. **Ecological Applications**, Tempe, v. 4, n. 3, p. 446-460, 1994.

DOMINGUES, E.N.; SILVA, D.A. Geomorfologia do Parque Estadual de Carlos Botelho - SP. **Boletim Técnico do Instituto Florestal**, São Paulo, v. 42, p. 71-105. 1988.

DOODY, J.S.; GEORGES, A.; YOUNG, J.E. Twice every second year: reproduction in the pig-nosed turtle, *Carettochelys insculpta*, in the wet-dry tropics of Australia. **Journal of Zoology London**, London, v. 259, p. 179-188, 2003.

ERNST, C.H.; BARBOUR, R.W. **Turtles of the World**. Washington D.C.: Smithsonian Institution Press, 1989. 313 p.

EWERT, M.A. The embryo and its egg: development and natural history. In: HARLESS, M.; MORLOCK, H. (Ed.). **Turtles, perspectives and research**. New York: Wiley Interscience, 1979. chap. 17 p. 333-413.

FABENS, A.J. Properties and fitting the von Bertalanffy growth curve. **Growth**, Lakeland, v. 29, p. 265-289, 1965.

FAGAN, W.F.; HOLMES, E.E. Quantifying the extinction vortex, **Ecology Letters**, Malden, v. 9, p. 51-60, 2006.

FAGUNDES, C.K.; BAGER, A. Ecologia reprodutiva de *Hydromedusa tectifera* (Testudines: Chelidae) no sul do Brasil. **Biota Neotropica**, São Paulo, v. 7, n. 2, p. 179-184, 2007.

FAMELLI, S. **Relações ecológicas, comportamento e biologia do cágado *Hydromedusa maximiliani* (Mikan, 1820) (Testudines, Chelidae) no Parque Estadual da Serra do Mar – Núcleo Cubatão, SP.** 2005. 93 p. Monografia (Bacharelado em Ciências Biológicas) - Universidade Metodista de São Paulo, São Bernardo do Campo, 2005.

FERRAZ, L.P.M.; VARJABEDIAN, R. Evolução histórica da implantação e síntese das informações disponíveis sobre o Parque Estadual Carlos Botelho. SMA/CINP/IF/DRPE/PECB. Mimeo, 1999. 80 p.

FERRENBURG, A.M.; SWENDSEN, R.H. Optimized Monte Carlo Data Analysis. **Physical Review Letters**, New York, v. 63, n. 12, p. 1195-1198, 1989.

FOLEY, P. Small Population genetic variability at loci under stabilizing selection. **Evolution**, Hoboken, v. 46, n. 3, p.763-774, 1992.

FRAZER, N.B.; GIBBONS, J.W.; GREENE, J.L. Life tables of a slider turtle population. In: GIBBONS, J.W. (Ed.). Washington, DC: Life history and ecology of the slider turtle. Smithsonian Institutions Press. 1990. chap. 15, p. 183-200.

FRAZER, N.B.; GIBBONS, J.W.; GREENE, J.L. Growth, survivorship and longevity of painted turtles *Chrysemys picta* in a southwestern Michigan in a Southwestern Michigan Marsh. **American Midland Naturalist**, Notre Dame, v. 125, p. 245-258, 1991.

FUNDAÇÃO S.O.S. MATA ATLÂNTICA & INPE. **Atlas dos Remanescentes Florestais da Mata Atlântica.** Período 1995-2000. São Paulo, 2002.

GALINDO-LEAL, C.; CÂMARA, I.B. The Atlantic Forest hotspot status: an overview. In: _____ . **The Atlantic Forest of South America: biodiversity status, threats, and outlook.** Washington, DC: Island Press, 2003. chap. 1 p. 3-26.

GALINDO-LEAL, C.; JACOBSEN, T.R.; LANGHAMMER, P.F.; OLIVIERI, S. State of the hotspots: the dynamics of biodiversity loss. In: GALINDO-LEAL, C.; CÂMARA, I.B. **The Atlantic Forest of South America: biodiversity status, threats, and outlook.** Washington, DC: Island Press, 2003. chap. 1 p. 3-26.

GAYON, J. History of the concept of allometry. **American Zoologist**, Cary, v. 40, p. 748-758, 2000.

GEORGES, A. Reproduction of the Australian freshwater turtle *Emydura krefftii* (Chelonia: Chelidae). **Journal of Zoology London**, London, v. 201, p. 331-350, 1983.

GIBBONS, J.W. Sex ratios and their significance among turtle population. In: GIBBONS, J.W. (Ed.). **Life History and Ecology of the Slider Turtle.** Washington: Smithsonian Intitution Press. D.C, 1990. p. 171-182.

- GIBBONS, J.W. Terrestrial activity and the population dynamics of aquatic turtles. **The American Midland Naturalist**, Notre Dame, v.83, n.2, p. 405-414, 1970.
- GIBBONS, J.W. Measuring declines and natural variation in turtle populations: spatial lessons from long-term studies. In: ABBEMA, J.V. (Ed.). INTERNATIONAL CONFERENCE ON CONSERVATION, RESTORATION, AND MANAGEMENT OF TORTOISES AND TURTLES. 1997. New York. **Anais...** Turtle and Tortoise Society. 1997. p. 243-246.
- GIBBONS, J.W.; TINKLE, D.W. Reproductive variation between turtle populations in a single geographic area. **Ecology**, Washington, v. 50, n. 2, p. 340-341, 1969.
- GIBBONS, J.W.; GREENE, J.L. X-ray photography: a technique to determine reproductive patterns of freshwater turtles. **Herpetologica**, Lafayette, v.35, p.86-89, 1979.
- GIBBONS, J.W.; SCOTT, D.E.; RYAN, T.J.; BUHLMANN, K.A.; TUBERVILLE, T.D.; METTS, B.S.; GREENE, J.; MILLS, T.; LEIDEN, Y.; POPPY, S.; WINNE, C.T. The global decline of reptiles, déjà vu amphibians. **BioScience**, Washington, v. 50, p. 653-666, 2000.
- GIBBS, J. P.; SHRIVER, W.G. Estimating the effects of road mortality on turtle populations. **Conservation Biology**, Boston, v. 16, n. 6, p. 1647–1652, 2002.
- GIBBS, J. P.; STEEN, D.A. Trends in sex ratio of turtles in the United States: applications of road mortality. **Conservation Biology**, Boston, v. 19, n. 2, p. 552–556, 2005.
- GILPIN; M.E.; SOULÉ, M.E. Minimum viable populations : process of species extinction. In: SOULÉ, M.E. (Ed.). **Conservation biology: the science of scarcity and diversity**. Sunderland, Massachusetts: Sinauer Associates, 1986. p. 19-34.
- GODFRAY; H.C.J.; PARTRIDGE; L.; HARVEY, P.H. Clutch size. **Annual Reviews Ecology**, California, v. 22, p. 409-429, 1991.
- GOULD, S. J. 1966. Allometry and size in ontogeny and phylogeny. **Biological Reviews of the Cambridge Philosophical Society**, Cambridge, v. 41, p. 587-640, 1966.
- GUIX, J.C. Introduction and objectives. In: MATEOS, E.; GUIX, J.C.; SERRA, A.; PISCIOTTA, K. (Ed.). **Censuses of vertebrates in a Brazilian Atlantic rainforest area: the Paranaipacaba fragment**. Barcelona: Centre de Recursos de Biodiversitat Animal. Universitat de Barcelona, 2002. chap 1, p. 3-18.
- GUIX, J.C.; MIRANDA, J.R.; NUNES, V.S. Observaciones sobre la ecología de *Hydromedusa maximiliani*. **Boletín de la Asociación Herpetológica Española**, Logroño, n. 3, p. 23-25, 1992.
- HALLER, E.C.P.; RODRIGUES, M.T. Reproductive Biology of the six-tubercled amazon river turtle *Podocnemis sextuberculata* (Testudines: Podocnemididae), in the Biological Reserve of Rio Trombetas, Pará, Brazil. **Chelonian Conservation and Biology**, Leominster, v. 5, n. 2, p. 280–284, 2006.

HAXTON, T. Road Mortality of Snapping Turtles, *Chelydra serpentina*, in Central Ontario During their Nesting. **Canadian Field-Naturalist**, Ottawa, v. 114, n. 11, p. 106-110, 2000.

HEDRICK, P. W. Purging inbreeding depression and the probability of extinction: full-sib mating. **Heredity**, London, v. 73, p. 363-372, 1994.

IUCN. INTERNATIONAL UNION FOR CONSERVATION OF NATURE AND NATURAL RESOURCES – IUCN. **IUCN Red List of Threatened Species**. 2006. Disponível em www.iucnredlist.org . Acesso em 14 de setembro de 2008.

IVERSON; J.R.; EWERT, M.A. Physical characteristics of reptilian eggs and a comparison with avian eggs. In: DEEMING, D.C.; FERGUSON, M.W. J. (Ed.). *Egg Incubation: Its Effects on Embryonic Development in Birds and Reptiles*. Cambridge University Press, 1991. chap. 7, p. 87-100.

IVERSON, J.B.; BALGOOYEN, C.P.; BYRD, K.K.; LYDDAN, K.K. Latitudinal variation in egg and clutch size in turtles. **Canadian Journal of Zoology**, Ottawa, v. 71, p. 2448-2461, 1993.

JACOB, A.A.; RUDRAN, R. Radiotelemetria em estudos populacionais. In: CULLEN JÚNIOR, L.; RUDRAN, R.; VALLADARES-PADUA, C. (Org.). **Métodos de estudos em biologia da conservação & manejo da vida silvestre**. Paraná: Editora da Universidade Federal do Paraná, 2003. chap. 2, p. 285-239.

KAPLAN, R.H.; SALTHER, S.N. The Allometry of Reproduction: An Empirical View in Salamanders. **The American Naturalist**, Chicago, v. 113, n. 5, p. 671-689, 1979.

KENNETT, R. Reproduction of two species of freshwater turtle, *Chelodina rugosa* and *Elseya dentata*, from the wet-dry tropics of northern Australia. **Journal of Zoology London**, London, v. 247, p. 457-473, 1999.

KÉRY, M.; SPILLMANN, J.H.; TRUONG, C.; HOLDEREGGER, R. How biased are estimates of extinction probability in revisitation studies? **Journal of Ecology**, Indianapolis, v. 94, p. 980-986, 2006.

KUCHLING, G. Assessment of ovarian follicles and oviductal eggs by ultra-sound scanning in live freshwater turtles, *Chelodina oblonga*. **Herpetologica**, Lafayette, v. 45, n. 1, p. 89-94, 1989.

LACY, R.C. The effects of inbreeding on isolated populations: Are minimum viable population sizes predictable? In: FIEDLER, P.L.; JAIN, S.K. (Ed.). **Conservation biology: the theory and practice of nature conservation, preservation and management**. New York: Chapman and Hall, 1992. p. 277-296.

LACY, R.C. VORTEX: A computer simulation model for population viability analysis. **Wildlife Research**, Victoria, v. 20, p. 45-65, 1993.

LACY, R.C. What is population (and habitat) Viability Analysis? **Primate Conservation**, Arlington, v. 14, n. 15, p. 27-33, 1993-1994.

LACY, R.C. Should we select genetic alleles in our conservation breeding programs? **Zoo Biology**, Malden, v. 19. p. 279-282, 2000.

LACY, R.C.; CLARK, T.W. Population viability assessment of the eastern barred bandicoot in Victoria. In: CLARK, T.W.; SEEBECK, J.H. (Ed.). **Management and conservation of small populations**. Brookfield, Illinois: Chicago Zoological Society. 1990. p. 131-146.

LACY, R.C.; CLARK, T.W. Simulation Modeling of American Marten (*Martes Americana*) Populations: Vulnerability to Extinction, **Great Basin Naturalist**, Provo, v. 53, n. 3, p. 282-292, 1993.

LARRIERA, A.; PIÑA, C.I.; SIROSKI, P.; VERDADE, L.M. Allometry of Reproduction in Wild Broad-Snouted Caimans (*Caiman latirostris*). **Journal of Herpetology**, Columbus, v. 38, n. 2, p. 301-304, 2004.

LEITÃO-FILHO, H.F. Aspectos taxonômicos das florestas do Estado de São Paulo. **Silvicultura em São Paulo**, São Paulo, v. 16, n. 1, p. 197-204, 1982.

LICHT, P. Reproductive endocrinology of reptiles and amphibians gonadotropins. **Annual Reviews Physiology**, California, v. 1, p. 337-51, 1970.

LICHT, P., BREITENBACH, G. L., CONGDON, J. D. Seasonal cycles in testicular activity, gonadotropin, and thyroxine in the painted turtle *Chrysemys picta*, under natural conditions. **General and Comparative Endocrinology**, Missouri, v. 59, p. 130-139, 1985.

LINDENMAYER, D.B.; CLARK, T.W.; LACY, R.C.; THOMAS, V.C. Population viability analysis as a tool in wildlife management: a review with reference to Australia. **Environmental Management**, Berkeley, v. 17, p. 745-758, 1993a.

LINDENMAYER, D.B.; LACY, R.C. A Simulation study of the impacts of population subdivision on the Mountain Brushtail Possum *Trichosurus Caninus Ogilby* (*Phalangeridae: Marsupialia*) in South-Eastern Australia. **Biological Conservation**, Essex, n. 73, p. 119-129, 1995.

LINDENMAYER, D.B.; BURGMAN, M.A.; AKÇAKAYA, H.R.; LACY, R.C.; POSSINGHAM, H.P. A review of the generic computer programs ALEX, RAMAS/space and VORTEX for modelling the viability of wildlife metapopulations. **Ecological Modelling**, Amsterdam, v. 82, p. 161-174, 1995.

LINDENMAYER, D.B.; LACY, R.C.; THOMAS, V.C.; CLARK, T.W. Predictions of the impacts of changes in population size and of environmental variability on Leadbeater's Possum, *Gymnobelideus leadbeateri* McCoy (Marsupialia: Petauridae) using Population Viability Analysis: an application of the computer program VORTEX. **Wildlife Research**, Collingwood, v. 20, p. 67-86, 1993b.

LITZGUS, J.D.; BROOKS, R.J. Growth in a cold environment: body size and sexual maturity in a northern population of spotted turtles, *Clemmys guttata*. **Canadian Journal of Zoology**, Ottawa, v. 76, p. 773-782, 1998.

LITZGUS, J.D.; MOUSSEAU, T.A. Multiple clutching in southern spotted turtles, *Clemmys guttata*. **Journal of Herpetology**, Columbus, v. 37, n. 1, p. 17-23, 2003.

LITZGUS, J.D.; MOUSSEAU, T.A. Geographic variation in reproduction in a freshwater turtle (*Clemmys gutata*). **Herpetologica**, Lafayette, v. 62, n. 2, p. 132-140, 2006.

LOEHR, V.J.T.; HENEN, B.T.; HOFMEYR, M.D. Reproduction of the smallest tortoise, the namaqualand speckled padloper *Homopus signatus signatus*. **Herpetologica**, Lafayette, v. 60, n. 4, p.444-454, 2004.

LYNCH, M. The Genetic interpretation of inbreeding depression and outbreeding depression. **Evolution**, Hoboken, v. 45, n. 3, p. 622-629, 1991.

MACARTHUR, R.H. Comparisons of Temperate and Tropics. In: _____. **Geographical Ecology: Patterns in the Distribution of Species**. New Jersey: Princeton University Press, 1984. chap. 8, p. 199-227.

MACE, G.M.; BAILLIE, J.M.; BEISSINGER, S.R.; REDFORD, K.H. Assessment and management of species at risk. In: SOULÉ, M.E.; ORIAN, G.H. (Ed.). **Conservation biology: research priorities for the next decade**. Washington: Island Press, 2001. chap. 2, p. 11-29.

MACHADO, M.; CADEMARTORI, C.V.; BARROS, R.C. Extinções em massa e a crise atual da biodiversidade: lições do tempo profundo. **Diálogos**, Canoas, n. 9, p. 37-68, 2006.

MAHMOUD, I.Y.; LICHT, P. Seasonal changes in gonadal activity and the effects of stress on reproductive hormones in the common snapping turtle, *Chelydra serpentina*. **General and Comparative Endocrinology**, San Diego, v. 107, p. 359-372, 1997.

MAMEDE, M.C., CORDEIRO, I., ROSSI, L., MELO, M.M.R.F. e OLIVEIRA, R.J. Mata Atlântica. In: MARQUES, O.A.V.; DULEBA, W. (Org.). **Estação ecológica Juréia-Itatins: ambiente físico, flora e fauna**. Ribeirão Preto: Holos, 2004. p. 115-132.

MARINHO, M.A. **Conflitos e possíveis diálogos entre unidades de conservação e populações camponesas: uma análise do Parque Estadual Intervales e o Bairro do Guapiruvu (Vale do Ribeira/SP)**. 2006. 97 p. Dissertação (Mestrado em Geografia Física) – Universidade de São Paulo. Faculdade de Filosofia, Letras e Ciências Humanas, Departamento de Geografia. 2006.

MARTINS, F.I. Crescimento corpóreo e dinâmica populacional de *Hydromedusa maximiliani* (Testudines, Chelidae) no Parque Estadual de Carlos Botelho, São Paulo. Dissertação 2006. 49 p. (Mestrado em Ecologia e Conservação) – Instituto de Biociências, Universidade Federal do Mato Grosso do Sul, 2006.

- MARTINS, F.I.; SOUZA, F.L. Estimates of Growth of the Atlantic Rain Forest Freshwater Turtle *Hydromedusa maximiliani* (Chelidae). **Journal of Herpetology**, Columbus, v.41, n.1, p. 54-60, 2008.
- MARTINS, F.I.; SOUZA, F.L. Demographic Parameters of the Neotropical freshwater turtle *Hydromedusa maximiliani* (Chelidae). **Herpetologica**, Lafayette, v. 65 n. 1, p. 82–91, 2009.
- MCCARTHY, M.A.; BURGMAN, M.A.; FERSON, S. Sensibility Analysis for Models of Population Viability. **Biological Conservation**, Essex, v. 73, p. 93-100, 1995.
- MEFFE, G.K.; CARROL, C.R. Habitat fragmentation. In: _____. **Principles of conservation biology**. Sunderland: Sinauer Associates ., 1997. chap. 9 p. 269-304.
- MILLER, J.D.; DINKELACKER, S.A. Reproductive structures and strategies of turtles. In: WYNEKEN, J.; GODFREY, M.H.; BELS, VINCENT. (Ed.). **Biology of turtles: from structures to strategies of life**. Florida: CRC Press, 2007. chap. 10 p. 225-278.
- MILLER, P.S.; LACY, R.C. **VORTEX: A stochastic simulation of the extinction process**. Version 9.92 User's Manual. Apple Valley: Conservation Breeding Specialist Group (SSC/IUCN). 2005. 149 p.
- MILLER, P.S. Preliminary population viability assessment for the Gopher Tortoise (*Gopherus polyphemus*) in Florida. Apple Valley: Conservation Breeding Specialist Group, 2001. 45p.
- MILLS, L.S.; LINDBERG, M.S. Sensitivity Analysis to Evaluate the Consequences of Conservation Actions. In: BEISSINGER, S.R.; MCCULLOUGH, D.R. **Population Viability Analysis**. University of Chicago Press, 2002. chap. 16, p. 338-366.
- MINITAB STATISTICAL SOFTWARE. **Minitab 15 Statistical Software**. State College, Pennsylvania, 2007. Disponível em: <<http://www.minitab.com>>. Acesso em: 18 dezembro 2008.
- MITTERMEIER, R.A.; MYERS, N.; MITTERMEIER, C.G. **Hotspots – Earth's Biologically Richest and Most Endangered Terrestrial Ecoregions**. Cidade do México: CEMEX, 1999. 431 p.
- MOLINA, F.B. **Observações sobre a biologia e o comportamento de *Phrynops geoffroanus* (Schweigger, 1812) em cativeiro (Reptilia, Testudines, Chelidae)**. 1989. 185 p. Dissertação (Mestrado em Ciências Biológicas) – Instituto de Biociências, Universidade de São Paulo, São Paulo, 1989.
- MOLINA, F.B. Biologia e comportamento reprodutivo de quelônios. **Anais de Etologia**, São Paulo, v. 14, p. 211-221, 1996.
- MOLL, E.O. Reproductive cycles and adaptations. In: HARLESS, M.; MORLOCK, H. (Ed.). **Turtles, perspectives and research**. New York: Wiley Interscience, 1979. chap. 16 p. 305-331.

MORELLATO, L.P.C.; HADDAD, C.F.B. Introduction: The Brazilian atlantic forest. **Biotropica**, Washington, v. 32, n. 4b, p. 786-792, 2000.

MYERS, N.; MITTERMEIER, R.A.; MITTERMEIER, C.G.; FONSECA, G.A.B.; KENT, J. Biodiversity hotspots for conservation priorities. **Nature**, London, n. 403, p. 853-858, 2000.

NEGREIROS, O.C.; CUSTÓDIO-FILHO, A.; DIAS, A.C.; FRANCO, G.A.D.C.; COUTO, H.T.Z.; VIEIRA, M.G.L.; MOURA-NETTO, B.V. Análise estrutural de um trecho de Floresta Pluvial Tropical, Parque Estadual Carlos Botelho, Núcleo Sete Barras (SP – Brasil). **Revista do Instituto Florestal**, São Paulo, v.7, n.1, p. 1-22, 1995.

NOVELLI, I.A.; SOUSA, B.M. Análise descritiva do comportamento de corte e cópula de *Hydromedusa maximiliani* (Mikan, 1820) (Testudines, Chelidae) em laboratório. **Revista Brasileira de Zoociências**, Juiz de Fora, v. 9, n. 1, p. 49-56, 2007.

OLIVEIRA-FILHO, A.T.; FONTES, M.A.L. Patterns of floristic differentiation among Atlantic Forest in southeastern Brazil and the influence of climate. **Biotropica**, Washington, v. 32, n. 4b, 793-810, 2000.

PAGLIA, A.P.; FERNANDEZ, A.S.; MARCO-JUNIOR, P. Efeitos da fragmentação de habitats: quantas espécies, quantas populações, quantos indivíduos, e serão eles suficientes?. In: ROCHA, C.F.D; BERGALLO, H.G.; VAN SLUYS, M.; ALVES, M.A.S. (Ed). **Biologia da Conservação: essências**. São Carlos, SP: Rima Ed. 2006. chap. 12 p. 281-316.

PAIVA, M.P. **Conservação da Fauna Brasileira**. Rio de Janeiro: Interciência, 1999. 260 p.

PFEIFER, R.M.; CARVALHO, W.A.; SILVA, D.A.; ROSSI, M.; MENDICINO, L.F. Levantamento semidetalhado dos solos do Parque Estadual de Carlos Botelho, SP. **Boletim Técnico do Instituto Florestal**, São Paulo, v. 40, p. 75-109, 1986.

PIANCA, C.C. **A caça e seus efeitos sobre a ocorrência de mamíferos de médio e grande porte em áreas preservadas de Mata Atlântica na Serra de Paranapiacaba, SP**. Dissertação (Mestrado) – Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”. Universidade de São Paulo. Piracicaba. 2004.

PIKE, D.A. Movement patterns, habitat use, and growth of hatchling tortoises, *Gopherus polyphemus*. **Copeia**, New York, v. 2006, p. 68-76, 2006.

PINTO, L.P. **Avaliação e Identificação de áreas e ações prioritárias para conservação, utilização sustentável e repartição de benefícios da biodiversidade brasileira**. In: MAURY, C.M. (Organizador). Ministério do Meio Ambiente. Secretaria de Biodiversidade e Florestas. Brasília – DF, 2002.

PRESTON; K.A.; ACKERLY, D.D. The evolution of allometry in modular organisms. In: PIGLIUCCI, M.; PRESTON, K.A. Phenotypic Integration: Studying the Ecology and Evolution of Complex Phenotypes. Oxford University Press USA, 2004. chap. 4, p. 80-106.

- PRIMACK, R.B. **Essentials of conservation biology**. Sunderland, MA: Sinauer Associates, 1998. 660 pp.
- PRIMACK, R.B.; RODRIGUES, E. **Biologia da Conservação**. Londrina: Vida, 2002.
- PRITCHARD, P. C. H. E P. TREBBAU. **The Turtles of Venezuela**. Oxford, Ohio: Society for the Study of Amphibians and Reptiles. 1984. 414 p.
- PRITCHARD, P.C.H. **Encyclopedia of Turtles**. New Jersey: T. F. H. Publications, 1979.
- PURVIS, A.; JONES, K.E.; MACE, G.M. Extinction, **BioEssays**, Malden, MA, v. 22, p. 1123-1133, 2000.
- R DEVELOPMENT CORE TEAM. **R: A Language and Environment for Statistical Computing. R Foundation for Statistical Computing**. Vienna, Austria, 2007. Disponível em: <<http://www.Rproject.org>>. Acesso em: 04 outubro 2008.
- RAMÍREZ-BAUTISTA, A.; GUTIÉRREZ-MAYE, G. Reproductive ecology of *Sceloporus utiformis* (Sauria: Phrynosomatidae) from a tropical dry forest of México. **Journal of Herpetology**, Columbus, v. 37, n. 1, p. 1-10, 2003.
- REISS, M.J. The allometry of growth and reproduction. Cambridge University Press, 1991. 200 p.
- RHODIN, A.G.J.; MITTERMEIER, R.A.; MCMORRIS, R. *Platemys macrocephala*, a new species of chelid turtle from Central Bolivia and the Pantanal region of Brazil. **Herpetologica**, Lafayette, v. 40, p. 38-46, 1984.
- RIBAS, E.R.; MONTEIRO-FILHO, E.L.A. Distribuição e habitat das tartarugas de água-doce (Testudines, Chelidae) do Estado do Paraná, Brasil. **Biociências**, Porto Alegre, v. 10, n. 2, p. 15-32, 2002.
- RIVERA, C. A. ; FERNANDEZ, A. C. A management plan for the European pond turtle (*Emys orbicularis*) populations of the Louro river basin (Northwest Spain). **Biologia (Bratislava)**, Bratislava, v. 14, p. 161-171, 2004.
- RODRIGUES, M.T. Conservação dos répteis brasileiros: os desafios para um país megadiverso. **Megadiversidade**, Belo Horizonte, v. 1, n. 1, 2005.
- ROSA, A.O.; MAUHS, J. Atropelamento de animais silvestres na rodovia RS - 040. **Caderno de Pesquisa Série Biologia**, Santa Cruz do Sul, v. 16, n. 1, p. 35-42, 2004.
- RYAN, K.M.; LINDEMAN, P.V. Reproductive Allometry in the Common Map Turtle, *Graptemys geographica*. **American Midland Naturalist**, Notre Dame, v. 158, p. 49-59, 2007.
- SCHMIDT-NIELSEN, K. Scaling, why is animal size so important?. New York: Cambridge University Press, 1984. 241 p.

SCHWARTZ, M.W.; IVERSON, L.R.; PRASAD, A.M.; MATTHEWS, S.N.; O'CONNOR, R.J. Predicting Extinctions as a Result of Climate Change. **Ecology**, Washington, v. 87, n. 7, p. 1611-1615, 2006.

SCRIBNER, K.T.; MEFFE, G.K.; GROOM, M.J. **Conservation genetics**: the use and importance of genetic information. In: Groom, M.J.; Meffe, G.K.; Carroll, C.R. (Eds.). **Principles of conservation biology**. Sunderland: Sinauer Associates Inc., 2006. chap. 11, p. 375-415.

SETZER, J. **Contribuição para o estudo do clima do Estado de São Paulo**. Escolas Profissionais Salesianas, São Paulo, 1946.

SHAFFER, M.L. Minimum Population Sizes for Species Conservation. **BioScience**, Washington, v. 31, n. 2, p. 131-134, 1981.

SHELBY, J.A.; MENDONÇA, M.T.; HORNE, B.D.; SEIGEL, R.A. Seasonal Variation in Reproductive Steroids of Male and Female Yellow-Blotched Map Turtles, *Graptemys flavimaculata*. **General and Comparative Endocrinology**, Missouri, v. 119, p. 43-51, 2000.

SIMÕES, L.L.; LINO, C.F. **Sustentável Mata Atlântica**: a exploração de seus recursos florestais. São Paulo: Senac, 2002. 215 p.

SMITH, C.C.; FRETWELL, S.D. The optimal balance between size and number of offspring. **American Naturalist**, Manhattan, v. 108, n. 962, p. 499-506. 1974.

SOULÉ, M.E. Heterozygosity and Developmental Stability Source. **Evolution**, Hoboken, v. 33, n. 1, p. 396-401, 1979.

SOUZA, F.L. **História natural do cágado *Hydromedusa maximiliani* (Mikan, 1820) no Parque Estadual de Carlos Botelho, SP, região de Mata Atlântica (Testudines, Chelidae)**. 1995. 78 p. Dissertação (Mestrado em Ciências Biológicas) – Instituto de Biociências, Universidade Estadual Paulista “Júlio de Mesquita Filho”, Rio Claro, 1995a.

SOUZA, F.L. *Hydromedusa maximiliani* (Maximilian's Snake-necked Turtle). Juvenile morphology. **Herpetological Review**, v.26, n.1, p. 34-35. 1995b.

SOUZA, F.L. **Ecologia do cágado *Phrynops geoffroanus* (Schweigger, 1812) em ambiente urbano poluído (Reptilia, Testudines, Chelidae)**. 1999. 52 p. Tese (Doutorado em Ciências Biológicas) – Instituto de Biociências, Universidade Estadual Paulista “Júlio de Mesquita Filho”, Rio Claro, 1999.

SOUZA, F.L. Uma revisão sobre padrões de atividade, reprodução e alimentação de cágados brasileiros (Testudines, Chelidae). **Phyllomedusa**, Belo Horizonte, v.3, n.1, p. 15-27. 2004.

SOUZA, F.L. The Brazilian Snake-necked Turtle, *Hydromedusa maximiliani*. **Reptilia**, London, v. 40, p. 47-51, 2005a.

SOUZA, F.L. Geographical distribution patterns of South American side-necked turtles (Chelidae), with emphasis on Brazilian species. **Revista Española de Herpetología**, Madrid, v. 19, p. 33-46, 2005b.

SOUZA, F.L.; ABE, A.S. Observations on feeding habits of *Hydromedusa maximiliani* (Testudines: Chelidae) in southeastern Brazil. **Chelonian Conservation and Biology**, Leominster, v. 1, p. 320-322, 1995.

SOUZA, F.L.; ABE, A.S. Population structure, activity, and conservation of the neotropical freshwater turtle, *Hydromedusa maximiliani*, in Brazil. **Chelonian Conservation and Biology**, v. 2, p. 521-525, 1997a.

SOUZA, F.L.; ABE, A.S. Seasonal variation in the feeding habits of *Hydromedusa maximiliani* (Testudines, Chelidae). **Boletín de La Asociación Herpetológica Española**, Logroño, v. 8, p. 17-20, 1997b.

SOUZA, F.L.; ABE, A.S. Resource partitioning by the Neotropical freshwater turtle, *Hydromedusa maximiliani*. **Journal of Herpetology**, Columbus, n.32, p. 106-112, 1998.

SOUZA, F.L., CUNHA. A.F., OLIVEIRA, M.A., PEREIRA, G.A.G., PINHEIRO, H.P.; REIS, S.F. Partitioning of molecular variation at local spatial scales in the vulnerable neotropical freshwater turtle, *Hydromedusa maximiliani* (Testudines, Chelidae): implications for the conservation of aquatic organisms in natural hierarchical systems. **Biological Conservation**, Essex, n.104, p. 119-126. 2002a.

SOUZA, F.L., CUNHA. A.F., OLIVEIRA, M. A., PEREIRA, G.A.G.; REIS, S.F. Estimating dispersal and gene flow in the neotropical freshwater turtle *Hydromedusa maximiliani* (Chelidae) by combining ecological and genetic methods. **Genetics and Molecular Biology**, v.25, n.2, p. 151-155. 2002b.

SOUZA, F.L., CUNHA. A.F., OLIVEIRA, M.A., PEREIRA, G.A.G.; REIS, S.F. Preliminary phylogeographic analysis of the neotropical freshwater turtle *Hydromedusa maximiliani* (Chelidae). **Journal of Herpetology**, Columbus, v.37, n.2, p. 427-433. 2003.

SOUZA, F.L.; GIRALDELLI, G.R.; MARTINS, T.A. Reproductive aspects of Brazilian side-necked-turtles (Chelidae). **Boletín de La Asociación Herpetológica Española**, Logroño, v. 17, n. 1, p. 28-34, 2006.

SOUZA, F.L.; MARTINS, F.I. Body temperature of free-living freshwater turtles, *Hydromedusa maximiliani* (Testudines, Chelidae). **Amphibia-Reptilia**, Leiden, v. 27, p. 464-468, 2006.

SPECIESLINK. **Sistema de Informação Distribuído para Coleções Biológicas**: a integração do Species Analyst e do SinBiota (FAPESP). Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de São Paulo. São Paulo, 2001. Disponível em: <<http://splink.cria.org.br>>. Acesso em: 12 janeiro 2009.

STATISTICA STATSOFT, INC. **Data analysis software system, version 6.0**. Tulsa, Oklahoma, 2001. Disponível em: <<http://www.statsoft.com>>. Acesso em: 11 novembro 2008.

STEEN, D.A.; GIBBS, J.P. Effects of Roads on the Structure of Freshwater Turtle Populations. **Conservation Biology**, Boston, v. 18, n. 4, p. 1143–1148, 2004.

TABARELLI, M.; PINTO, L.P.; SILVA, J.M.C.; HIROTA, M.M.; BEDÊ, L.C. Desafios e oportunidades para a conservação da biodiversidade na Mata Atlântica brasileira. **Megadiversidade**, Belo Horizonte, v. 1, n. 1, 2005.

TIEPOLO, L.M. **Levantamento populacional e conservação do cervo-do-pantanal *Blastocerus dichotomus* (Illiger, 1815) (Mammalia, Cervidae) no Parque Nacional e Ilha Grande (PR/MS)**. Dissertação (Mestrado em Ciências Florestais) – Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2002.

TIEPOLO, L.M.; FERNANDEZ, F.A.S.; TOMAS, W.M. A conservação da população de cervo-do-pantanal *Blastocerus dichotomus* (Illiger, 1815) (Mammalia, Cervidae) no Parque Nacional de Ilha Grande e entorno (PR/MS). **Natureza & Conservação**, Curitiba, v. 2, n. 1, p. 57-67, 2004.

TINKLE, D.W. Geographic variation in reproduction, size, sex ratio and maturity of *Sternotherus odoratus* (Testudinata: Chelydridae). **Ecology**, Washington, v. 42, n. 1, p. 68-76, 1961.

TRAKIMAS, G.; SIDARAVIČIUS, J. Road mortality threatens small northern populations of the European pond turtle, *Emys orbicularis*. **Acta Herpetologica**, Pisa, v. 3, n. 2, p. 161-166, 2008.

VANZOLINI, P.E. A brief biometrical note on the reproductive biology of some South American *Podocnemis* (Testudines, Pelomedusidae). **Papéis Avulsos de Zoologia**, São Paulo, v. 31, p. 73-102, 1977.

VELOSO, H.P. Sistema fitogeográfico. In: IBGE. **Manual técnico da vegetação brasileira**. Rio de Janeiro: Série Manuais Técnico em Geociências, v.1, 1992.

VELOSO, H.P.; GÓES-FILHO, L. **Fitogeografia brasileira - classificação fisionômico-ecológica da vegetação neotropical**. Boletim Técnico do Projeto RadamBrasil, Série Vegetação, v. 1, p. 1-80. 1982.

VERDADE, L. M. Regression equations between body and head measurements in the broad-snouted Caiman (*Caiman latirostris*). **Revista Brasileira de Biologia**, Rio de Janeiro, v. 60, n. 3, p. 469-482, 2000.

VERMEIJ, G.J. Ecological avalanches and the two kinds of extinction. **Evolutionary Ecology Research**, Tucson, v. 6, p. 315–337, 2004.

VIANA, V.M.; PINHEIRO, L.A.F.V. Conservação da biodiversidade em fragmentos florestais. **Série Técnica Instituto de Pesquisas Florestais**, ESALQ/USP: Piracicaba, SP, v. 12, n. 32, p. 25-42, 1998.

WEDEKIND, C. Pathogen-driven sexual selection for “good genes” versus genetic variability in small populations. In: FESTA-BIANCHET, M.; APOLLONIO, M. (Eds.). **Animal behavior and wildlife conservation**. Washington: Island Press, 2003. chap. 14, p. 229-242.

WILKINSON, L.R.; GIBBONS, J.W. Patterns of Reproductive Allocation: Clutch and Egg Size Variation in Three Freshwater Turtles. **Copeia**, New York, v. 4, p. 868–879, 2005.

WILSON, D.S. Tracking small animals with tread bobbins. **Herpetological Review**, Salt Lake City, v. 25, n. 1, p. 13-14, 1994.

WILSON, D.S.; TRACY, C.R.; TRACY, R. Estimating age of turtles from growth rings: a critical evaluation of the technique. **Herpetologica**, Lafayette, v. 59, n. 2, 2003.

WOODROFFE, R. Dispersal and Conservation: a behavioral perspective on metapopulation persistence. In: FESTA-BIANCHET, M.; APOLLONIO, M. (Ed.). **Animal behavior and wildlife conservation**. Washington: Island Press, 2003. chap. 3, p. 33-48.

YAMASHITA, C. Natural History Notes. *Hydromedusa maximiliani*. Ecology. **Herpetological Review**, Lawrence, Kan., USA, v. 21, n. 1, p. 19, 1990.

ZAÚ, A.S. Fragmentação da Mata Atlântica: aspectos teóricos. **Floresta e Ambiente**, Rio de Janeiro, v. 5, n. 1, p. 160-170, 1998.

ZUFFI, M.A.L.; ODETTI, F.; MEOZZI, P. Body size and clutch size in the European pond turtle (*Emys orbicularis*) from central Italy. **Journal of Zoology London**, London, v. 247, p. 139-143, 1999.

Livros Grátis

(<http://www.livrosgratis.com.br>)

Milhares de Livros para Download:

[Baixar livros de Administração](#)

[Baixar livros de Agronomia](#)

[Baixar livros de Arquitetura](#)

[Baixar livros de Artes](#)

[Baixar livros de Astronomia](#)

[Baixar livros de Biologia Geral](#)

[Baixar livros de Ciência da Computação](#)

[Baixar livros de Ciência da Informação](#)

[Baixar livros de Ciência Política](#)

[Baixar livros de Ciências da Saúde](#)

[Baixar livros de Comunicação](#)

[Baixar livros do Conselho Nacional de Educação - CNE](#)

[Baixar livros de Defesa civil](#)

[Baixar livros de Direito](#)

[Baixar livros de Direitos humanos](#)

[Baixar livros de Economia](#)

[Baixar livros de Economia Doméstica](#)

[Baixar livros de Educação](#)

[Baixar livros de Educação - Trânsito](#)

[Baixar livros de Educação Física](#)

[Baixar livros de Engenharia Aeroespacial](#)

[Baixar livros de Farmácia](#)

[Baixar livros de Filosofia](#)

[Baixar livros de Física](#)

[Baixar livros de Geociências](#)

[Baixar livros de Geografia](#)

[Baixar livros de História](#)

[Baixar livros de Línguas](#)

[Baixar livros de Literatura](#)
[Baixar livros de Literatura de Cordel](#)
[Baixar livros de Literatura Infantil](#)
[Baixar livros de Matemática](#)
[Baixar livros de Medicina](#)
[Baixar livros de Medicina Veterinária](#)
[Baixar livros de Meio Ambiente](#)
[Baixar livros de Meteorologia](#)
[Baixar Monografias e TCC](#)
[Baixar livros Multidisciplinar](#)
[Baixar livros de Música](#)
[Baixar livros de Psicologia](#)
[Baixar livros de Química](#)
[Baixar livros de Saúde Coletiva](#)
[Baixar livros de Serviço Social](#)
[Baixar livros de Sociologia](#)
[Baixar livros de Teologia](#)
[Baixar livros de Trabalho](#)
[Baixar livros de Turismo](#)