

UNIVERSIDADE DE BRASÍLIA
INSTITUTO DE CIÊNCIAS BIOLÓGICAS
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM BIOLOGIA ANIMAL

**Demografia de *Acanthochelys spixii* (Duméril e Bibron, 1835) (Testudines,
Chelidae) no Cerrado do Distrito Federal**

Habib Jorge Fraxe Neto

Brasília – DF

2009

Universidade de Brasília
Instituto de Ciências Biológicas
Programa de Pós-Graduação em Biologia Animal

**Demografia de *Acanthochelys spixii* (Duméril e Bibron, 1835) (Testudines,
Chelidae) no Cerrado do Distrito Federal**

Orientador: Guarino Rinaldi Colli, Ph.D.

Dissertação apresentada ao Instituto de
Ciências Biológicas da Universidade de
Brasília como parte dos requisitos
necessários para a obtenção do título de
Mestre em Biologia Animal.

Brasília – DF

2009

**“Demografia de *Acanthochelys spixii* (Duméril e Bibron, 1835) (Testudines,
Chelidae) no Cerrado do Distrito Federal”**

Habib Jorge Fraxe Neto

Aprovado por:

Dr. Guarino Rinaldi Colli

(Presidente da Banca/ Orientador - UnB)

Dr. Franco Leandro de Souza

(Membro titular externo - UFMS)

Dr. Reuber Albuquerque Brandão

(Membro titular interno - UnB)

Dr. Jader Soares Marinho Filho

(Membro suplente interno - UnB)

AGRADECIMENTOS

Ao Professor Guarino agradeço pela amizade, confiança e oportunidade de me integrar em um grupo científico tão coeso e produtivo como o do Laboratório de Herpetologia da UnB, que assim se mantém por conta de sua liderança, incomparável capacidade de propiciar um ambiente de cooperação e autonomia, além do exemplo de como fazer ciência de qualidade no Brasil. Agradeço ainda a todos os amigos desse Laboratório, que me ajudaram com presteza e absoluto desprendimento nos momentos em que lhes pedi auxílio, em especial Mariana Mira, Daniel Mesquita, Renan Janke, Fabricius Maia, Fernanda Werneck e Mariana Zatz.

Ensaio científico pressupõe elaboração a partir de conhecimento já existente. Nesse sentido, construímos sobre ombros de gigantes, que vieram antes de nós e que, por sua vez, edificaram ciência a partir dos que os antecederam. Os gigantes mais próximos, com os quais tive o privilégio de aprender a ser um biólogo e a amar essa profissão, foram os professores do Instituto de Ciências Biológicas da Universidade de Brasília. A todos eles e aos funcionários do Instituto e do Programa de Pós-Graduação em Biologia Animal, meu sincero agradecimento e admiração, em especial aos professores Antônio Sebben e Reuber Brandão, que primeiro localizaram a população aqui estudada, e aos servidores Vandélio Mendes, Antônio Mendes, Joaquim Ribeiro e Santos Balbino (Santinho), pelo apoio logístico e de transporte.

À equipe do Parque Nacional de Brasília que acompanhou esse projeto, pela imensa ajuda em todos os momentos, agradeço em especial Raquel Milano, Elmo Monteiro da Silva, Marivaldo Santos Santana, Darlan Pádua, Diana Tollstadius, Christiane Horowitz e Maria Helena Reinhardt.

O trabalho de campo foi realizado com o auxílio de Thiago Barros, Gabriel Horta, Marcela Ayub, Guth Berger, Rafael Carvalho, Isabela Ornellas e Mariana Naves,

equipe responsável pela parte mais árdua e crucial desta pesquisa, a quem sinceramente agradeço.

O estudo foi conduzido sob as seguintes licenças e autorizações: Licenças IBAMA n°s 146/2004, 328/2006 e 086/2007; Autorização para atividades com fins científicos SISBIO n°14286-1. A pesquisa foi apoiada pelo “Turtle Conservation Fund”, a quem sou profundamente grato por nos ajudar a estabelecer, sob a coordenação do Prof. Guarino, um grupo de especialistas em quelônios do Cerrado, integrante do Laboratório de Herpetologia da Universidade de Brasília.

Dedico este trabalho, com amor, às mulheres da minha vida. Fátima, que soube inculcar nos filhos o amor à natureza por meio das incríveis histórias que viveu no interior de Roraima. Cristiana, companheira e beleza constante dos meus dias, que me presenteou com a deliciosa aventura de ser pai. Giovana, filha amada, que meu trabalho como biólogo inspire em você o gosto pelo mundo natural. Sigrid, irmã querida e amiga de todas as horas. Elas foram o meu apoio no desafio de conciliar família, trabalho e Mestrado. E ao maior amigo que tenho, ao homem mais formidável que conheço, meu pai Zeca, com carinho.

(...)

Eu quase que nada não sei. Mas desconfio de muita coisa.

(...)

Perto de muita água, tudo é feliz.

**João Guimarães Rosa,
Grande Sertão: Veredas**

ÍNDICE

RESUMO.....	1
ABSTRACT.....	2
INTRODUÇÃO.....	3
MATERIAIS E MÉTODOS.....	9
Área de estudo.....	9
Amostragem dos animais.....	11
Análises demográficas	12
RESULTADOS.....	15
DISCUSSÃO.....	19
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	30
TABELAS.....	34
LEGENDAS DAS FIGURAS.....	36
FIGURAS.....	37
APÊNDICE.....	41

RESUMO

Quelônios de água doce atualmente estão sujeitos a uma crise global de sobrevivência e, ainda que seja fundamental desenvolver estudos que subsidiem estratégias de manejo e conservação, as espécies que habitam o Cerrado não têm sido objeto de investigações sobre demografia. O presente estudo estima parâmetros demográficos para *Acanthochelys spixii*, em uma área de Cerrado do Distrito Federal, com base em modelos de captura e recaptura ao longo de quatro anos, avaliando-se os efeitos de sexo, variação temporal e fatores climáticos sobre a dinâmica populacional. A razão sexual não diferiu significativamente de 1:1. Com base no Critério de Informação de Akaike (AIC), a seleção de modelos candidatos com restrição a partir de variáveis climáticas evidenciou que a interação entre precipitação total e temperatura média do ar no mês anterior, assim como a associação da probabilidade de recaptura (p) a uma base mensal, explicam a quase totalidade da variação nas estimativas, obtendo-se para sobrevivência anual aparente (Φ) um valor constante de 0,814. Taxas de recaptura variaram ao longo do tempo entre 0,01 a 0,19 e, na estação seca, entre 0,01 a 0,04. A média mensal do tamanho populacional foi de 28 indivíduos, com valores entre 9 e 31 indivíduos adultos. Taxas anuais de crescimento populacional resultaram em 0,907 para 2006-2007 e 0,653 para 2007-2008. Considerando os parâmetros estimados e a pressão antrópica exercida sobre essa unidade de conservação, avalia-se a importância do Parque Nacional de Brasília para a conservação da herpetofauna na savana brasileira.

ABSTRACT

Freshwater turtles are under a global survival crisis and, although the development of studies to support conservation strategies is crucial, the species that inhabit the Cerrado biome have not been object of demography investigations. The present study estimates demographic parameters for *Acanthochelys spixii*, in the Cerrado of Distrito Federal,– using capture-recapture models along 4 years of data collection, and by analyzing the effects of sex, temporal variation and climatic factors on population dynamics. Sex ratio did not vary significantly from 1:1. Under Akaike's Information Criteria (AIC), selection of candidate models constrained for climatic variables indicated that the interaction between total rainfall and average air temperature from the previous month, as well as the association of recapture probability (p) in a monthly basis, explain the estimates variation, with a constant annual apparent survival (Φ) value of 0.814. Recapture rates along the study period varied from 0.01 to 0.19 and, during the dry season, from 0.01 to 0.04. Monthly average population size was 28 adult turtles, with values between 9 and 31 adults along the 4 years. Annual population growth rates were 0.907 for the 2006-2007 time interval and 0.653 for 2007-2008. Considering the estimated parameters and the anthropic pressure on this protected area, the study evaluates the importance of Parque Nacional de Brasília for herpetofauna's biodiversity conservation in the Brazilian savanna.

INTRODUÇÃO

Quelônios são animais carismáticos e com valor cultural e econômico para diversos povos. Há mais de 200 milhões de anos, adquiriram sua característica peculiar, o casco, chave do sucesso do grupo em persistir por tanto tempo na história evolutiva dos vertebrados (Pough et al., 2003b). Nas palavras do paleontólogo Alfred Sherwood Romer: “Como são animais que ainda vivem entre nós, consideramos os quelônios objetos familiares. Se estivessem completamente extintos, seus cascos – a mais notável armadura de defesa adotada por um tetrápode – nos causariam enorme admiração”.

A maioria das espécies apresenta grande longevidade, baixas taxas de crescimento, altas taxas de mortalidade juvenil, maturidade sexual tardia e sucesso reprodutivo errático, características que resultam em baixas taxas de substituição e potencialização de riscos de extinção quando mudanças em condições e recursos aumentam a mortalidade de adultos e reduzem o recrutamento (Pough et al., 2003a). A Lista Vermelha das Espécies Ameaçadas, elaborada pela International Union for Conservation of Nature (IUCN, 2000), já listava cerca de 200 dos 460 grupos reconhecidos (espécies e subespécies) como ameaçados, indicando uma crise global de sobrevivência dos quelônios, de acordo com organizações conservacionistas como Conservação Internacional, IUCN, Turtle Survival Alliance (TSA) e Chelonian Research Foundation (CRF). A fragmentação e a destruição de habitats são apontadas como as principais causas do grau de ameaça a que se encontram expostos os quelônios (Fund, 2002). Para entender as causas desse grau de ameaça, convém conhecer a peculiaridade dos ambientes de que dependem esses animais.

Características de ecossistemas aquáticos dulcícolas os tornam extremamente vulneráveis à ação antrópica, a exemplo de impactos como poluição hídrica, alterações na vazão, invasão por espécies exóticas e degradação da vegetação às suas margens. A

combinação desses fatores resulta em acentuada redução na biodiversidade de água doce, cuja conservação torna-se complexa devido à posição desses ambientes na paisagem: córregos, rios e ambientes alagados são sempre receptores dos efluentes gerados nos ambientes terrestres. Ademais, conflitos sobre uso múltiplo das águas, construção de represas e sistemas de irrigação, crescente demanda por água doce e os impactos dessas atividades sobre a biota aquática tornam a proteção da biodiversidade aquática dulcícola um dos maiores desafios na ciência da conservação. Ainda que esses ambientes ocupem apenas 0,8% da superfície da Terra, em torno de 6% das espécies já descritas pertencem a habitats de água doce. Contudo, atualmente essa biodiversidade declina de forma acelerada (David et al., 2006). Quelônios representam componentes importantes desses ameaçados ecossistemas e, dessa maneira, estudos de demografia são de crucial importância para subsidiar a conservação e o manejo das espécies viventes (Crouse et al., 1987).

No Brasil, o conhecimento sobre quelônios não-amazônicos é incipiente, especialmente para o bioma Cerrado, um dos 34 “hotspots” mundiais de biodiversidade (Myers et al., 2005), onde muitas das espécies vivem em ambientes lênticos e outros corpos hídricos como córregos e rios. Em torno de 20% das 278 espécies de quelônios conhecidas ocorrem na América do Sul, constituindo oito famílias. A família Chelidae é a mais rica e de maior amplitude de distribuição geográfica, com 22 espécies, 19 destas registradas no Brasil (Souza, 2005). Seus representantes são animais popularmente conhecidos como cágados e o Cerrado Brasileiro é habitat para 6 destas 19 espécies (Colli et al., 2002): *Chelus fimbriatus* (Schneider, 1783), *Mesoclemmys gibba* (Schweigger, 1812), *Mesoclemmys vanderhaegei* (Bour, 1973), *Phrynops geoffroanus* (Schweigger, 1812) e *Platemys platycephala* (Schneider, 1792) e *Acanthochelys spixii* (Duméril e Bibron, 1835).

Acanthochelys spixii (Figs. 1A e 1B), popularmente conhecida no Brasil como “cágado-preto”, é uma tartaruga semi-aquática de pequeno porte (comprimento máximo da carapaça em torno de 170 mm), encontrada em habitats terrestres e aquáticos dulcícolas associados a alagadiços temporários, ambientes lênticos, corpos hídricos com vegetação densa e córregos (D'amato and Morato, 1991; IUCN, 2007). Animais mantidos em cativeiro apresentam pequena atividade durante as estações mais frias, o que sugere a possibilidade de hibernação em ambiente natural (Molina and Rocha, 1990). A espécie tem ampla distribuição na América do Sul, desde o Uruguai e Argentina, Rio Grande do Sul, Paraná, Santa Catarina, São Paulo, Minas Gerais e – aproximadamente em seu limite setentrional – no Cerrado do Distrito Federal (Rhodin et al., 1984; Brandão et al., 2002). Os registros para o Brasil provêm de áreas temperadas com invernos rigorosos e também de regiões com temperatura média anual em torno de 22°C. Como um padrão biogeográfico, habitats apropriados para a espécie incluem zonas de contato entre áreas abertas, como o Cerrado, e formações fechadas, a exemplo da Mata Atlântica (Souza, 2005). No Uruguai, a espécie foi considerada vulnerável devido à sua classificação como quase ameaçada pela Lista Vermelha da IUCN (International Union for Conservation of Nature), baixa abundância e vulnerabilidade a mudanças no meio ambiente (Estrades et al., 2007). O Decreto Estadual nº 42.838/98, editado com base na "Lista de Espécies Ameaçadas da Fauna do Estado de São Paulo", listou a espécie como vulnerável.

Diante do parco conhecimento acerca dos Chelidae não-amazônicos, estudos sobre histórias de vida realizados em condições naturais ganham importância para subsidiar programas adequados de manejo e conservação (Souza, 2004), em especial porque há uma carência significativa de linhas de pesquisa sobre esses quelônios nas instituições acadêmicas fora da região sudeste (Souza and Molina, 2007). Por outro

lado, em anos recentes realizaram-se importantes estudos sobre demografia e biologia básica de duas espécies de Chelidae endêmicas à Mata Atlântica. Investigação sobre a demografia de *Mesoclemmys hoguei* (Mertens, 1967), animal mais ameaçado entre os quelônios de água doce brasileiros (IUCN, 2007), apontou a importância da preservação do hábitat onde vive a população, restrito a uma porção do rio Carangola (Minas Gerais), e propôs diversas medidas nesse sentido. A pesquisa aponta que a baixa taxa de sobrevivência encontrada estaria relacionada à predação nos estágios iniciais do desenvolvimento dos animais e avalia o efeito da sazonalidade sobre os parâmetros demográficos estimados (Moreira, 2002; IUCN, 2007). Além desse estudo, pesquisas de longa duração com *Hydromedusa maximiliani* (Mikan, 1825) em um parque estadual de São Paulo, realizadas entre 1993 e 2006, indicaram diversos resultados importantes sobre histórias de vida e uma taxa anual de crescimento populacional de 1,012, que – avaliada em conjunto aos demais parâmetros demográficos estimados – indicaria uma população saudável, em decorrência do estado de proteção da área de estudo (Souza, 1995; Souza e Abe, 1997; Souza e Martins, 2006; Martins e Souza, 2009).

Há também estudos importantes sobre demografia de Chelidae australianos, com destaque para recentes experimentos acerca de persistência local à exploração econômica e à predação, por meio da manipulação da densidade de diversas populações da espécie *Chelodina rugosa* Ogilby, 1890, indicando sua resiliência à “colheita” (exploração por aborígenes) de adultos e à predação por porcos, a partir de aumentos no recrutamento de neonatos e nas taxas de sobrevivência até maiores classes de tamanho (Fordham et al., 2008; Fordham et al., 2009).

Se para o Cerrado inexistem estudos de demografia em quelônios, investigações com populações de anfíbios e lagartos desse bioma indicaram, respectivamente, a influência de fatores climáticos sobre os parâmetros demográficos e a existência de

padrões de abundância sazonal similares ao longo dos anos (Wiederhecker et al., 2003; Vasconcellos and Colli, 2009). Para os quelônios que habitam o bioma, o desenvolvimento de estudos sobre dinâmica populacional são fundamentais, considerando: (1) que pelo menos 80% da área total do Cerrado já foram modificados por atividades humanas (Dias, 1994); (2) que até 2008 o Cerrado perdeu cerca de 48% de sua cobertura original e que o bioma tem apenas 2,89% do seu território dedicado a Unidades de Conservação de Proteção Integral, o menor percentual em relação aos demais biomas brasileiros (MMA, 2009); e (3) a crescente degradação de ecossistemas aquáticos no bioma (de Sá et al., 2003).

Parâmetros demográficos são aspectos cruciais da ecologia animal e de suas histórias de vida e conhecer a dinâmica populacional a partir desses parâmetros é uma das principais ferramentas para a conservação da biodiversidade (Zug et al., 2001). Dessa maneira, dados robustos sobre demografia, aspectos da história de vida e ecologia de quelônios são cruciais para manejo e conservação eficazes em populações naturais, especialmente se impactos à sobrevivência das populações, tais como fatores antropogênicos, forem incorporados à análise das informações coletadas (Gibbons et al., 2001). Para o sucesso em manejo, a complexidade associada às características das populações desses animais exige seleção adequada de parâmetros demográficos e também cautela na análise de suas estimativas. De fato, a variedade de modelos populacionais hoje disponíveis implica maior responsabilidade por parte de pesquisadores na realização das comparações e revisões necessárias à seleção dos modelos mais apropriados (Amstrup et al., 2005; Cooch and White, 2008). Ao mesmo tempo, prever abundância ou viabilidade populacional com elevados níveis de precisão é uma tarefa difícil, ainda mais quando inexitem informações suficientes sobre a história de vida da espécie investigada (Huston, 2002). Neste trabalho, estimam-se

parâmetros demográficos e modelam-se os efeitos do sexo e da variação climática em uma população de *A. spixii* no Cerrado no Brasil Central, com base em quatro anos de pesquisa com marcação e recaptura. O objetivo do estudo é produzir dados que possam subsidiar ações de manejo e conservação para a população investigada, que vive em uma das mais importantes áreas protegidas do Distrito Federal, o Parque Nacional de Brasília. Essa população foi objeto de duas dissertações de Mestrado no Programa de Pós-Graduação em Biologia Animal da Universidade de Brasília, respectivamente sobre ecologia alimentar (Brasil, 2008) e movimento e uso do espaço (Horta, 2008).

MATERIAIS E MÉTODOS

Área de estudo

O Parque Nacional de Brasília (PNB), uma Unidade de Conservação federal do grupo de Proteção Integral (Lei 9.985/00 – Sistema Nacional de Unidades de Conservação) representa a maior área totalmente protegida do Distrito Federal (DF), com 42.389 ha. O PNB integra a Zona-Núcleo da Reserva da Biosfera do Cerrado (UNESCO, 2001) e nele predominam paisagens amplas de cerrado *sensu stricto*, campos sujos, campos limpos e matas de galeria às margens de diversos córregos cujas cabeceiras ali se localizam. Há também um reservatório artificial (Lago de Santa Maria), com cerca de 800 ha, e lagoas temporárias, uma delas denominada “Lagoa do Henrique” (15° 41.279’ S, 47° 56.455’ W) onde vive a população objeto do presente estudo. Durante a estação chuvosa, este rico sistema lântico – dada sua diversidade e riqueza de algas, macrófitas, insetos da ordem Odonata e anuros – alcança uma área de aproximadamente quatro ha (Figs. 1C e 1D). Outra população de *A. spixii* foi identificada em uma lagoa a aproximadamente 8 Km da “Lagoa do Henrique”, entretanto a pesquisa de captura-recaptura conduzida nesta lagoa foi interrompida em decorrência do constante furto de armadilhas.

Passados 46 anos da criação do PNB, a unidade de conservação sofre forte pressão antrópica associada ao acelerado processo de urbanização desde a mudança da capital para Brasília: de 1954 a 1998, perderam-se 73% dos ambientes de Cerrado no Distrito Federal (UNESCO, 2001), em um processo de conversão de paisagens naturais em áreas urbanas que perdura até o presente. Hoje, o PNB encontra-se consideravelmente ilhado por uma matriz urbana (Fig. 2A) e, junto aos seus limites depositam-se – de maneira absolutamente inadequada e sem o devido licenciamento exigido pela legislação ambiental – todos os resíduos sólidos não processados pelas

estações de tratamento de resíduos do Governo do Distrito Federal (Horowitz, 2003), no local denominado “Lixão da Estrutural” (Fig. 2B). Este depósito a céu aberto, que opera sem quaisquer técnicas exigidas para aterros controlados ou sanitários, será desmobilizado pelo governo local nos próximos anos. Contudo, atualmente, além dos impactos negativos associados à contaminação do solo e da água – inclusive de mananciais de cursos d’água que drenam para o interior do PNB, a exemplo do córrego Acampamento – o “Lixão da Estrutural” representa um grande foco de aves predadoras como o urubu-preto (*Coragyps atratus*) e o carcará (*Polyborus plancus*), o último uma presença constante no local onde se conduziram os estudos demográficos. Além disso, na Rodovia DF-001, próxima ao local de estudo, há registro constante de atropelamento de animais silvestres que transitam entre o PNB e as unidades de conservação adjacentes (Horowitz, 2003), cujas carcaças constituem outro foco de atração para carcarás. No Brasil, 38% dos Parques Nacionais e Refúgios de Vida Silvestre federais – Unidades de Conservação do Tipo Proteção Integral previstas pelo Sistema Nacional de Unidades de Conservação – são classificados como altamente vulneráveis devido a problemas como dificuldades na manutenção, monitoramento e fiscalização, assim como baixos níveis de aplicação da legislação ambiental (WWF e Ibama, 2007). O PNB enquadra-se nessa vulnerabilidade que, em seu caso concreto, é potencializada pela pressão antrópica decorrente da matriz urbana imediata a seus limites.

A despeito desses problemas, o PNB tem elevada importância na preservação de amostras representativas da biota do Cerrado, na proteção de mananciais e reservatórios artificiais cujas águas são totalmente dedicadas ao abastecimento da população da capital da República, em atividades de educação ambiental a escolas e visitantes e no desenvolvimento de pesquisas científicas para contrapor a carência de conhecimento científico sobre a biota do Parque. A ampliação dos limites dessa unidade de

conservação, por meio da Lei Federal nº 11.285/06, incluiu importantes áreas ainda não amostradas para quelônios no Cerrado do Distrito Federal, na região das bacias hidrográficas do rio da Palma e do ribeirão Dois Irmãos.

O clima na área é acentuadamente sazonal. A estação chuvosa, que dura de outubro a abril, concentra praticamente toda a precipitação anual (cerca de 1500-2000 mm); o período mais chuvoso corresponde aos meses de novembro a janeiro. De maio a setembro, a estação seca, com alguns meses registrando absoluta ausência de chuvas. Temperaturas anuais são relativamente constantes, com uma média entre 20 e 22°C. O clima é tropical semi-úmido e quente (Niemer, 1989).

Amostragem dos animais

As tartarugas foram capturadas com a ajuda de armadilhas aquáticas de funil (Fig. 1E) iscadas com latas de sardinha perfuradas, de forma a se evitar a ingestão do conteúdo pelos animais. Para cada indivíduo, registraram-se massa (com o auxílio de um dinamômetro – precisão de 5 g), comprimento medial da carapaça, largura máxima da carapaça e altura do plastrão (com a ajuda de um paquímetro digital Mitutoyo® - precisão de 0,01 mm – Fig. 1F), sexo, sinais de tentativa de predação e presença de parasitas (sanguessugas). Cada animal capturado foi marcado com chanfraduras nos escudos marginais (Fig. 1G) – sistema de marcação que não causa efeitos adversos (Cagle, 1939) – e solto no mesmo local da captura. A determinação do sexo foi feita com base nas características do plastrão posterior e da cloaca (Molina and Rocha, 1990; Métrailler, 2005). Todos os animais capturados, à exceção de um juvenil – excluído das análises demográficas – foram considerados adultos. Mediram-se os níveis de variação da coluna d'água (com o auxílio de uma régua posicionada no interior da lagoa – precisão de 0,1 cm), para investigar sua associação com o total de precipitação no mês

anterior. Ao longo do período de estudo, a área amostrada e o esforço de captura permaneceram constantes. As armadilhas foram revisadas duas vezes por semana e as iscas substituídas a cada 15 dias. O estudo foi conduzido de 01/01/2005 a 31/12/2008 (48 meses), totalizando um esforço de captura equivalente a 400 dias.

Análises demográficas

Dados de marcação e recaptura baseados em histórias de captura mensal para cada indivíduo foram utilizados para estimar parâmetros demográficos por meio do Programa MARK, versão 5.1, que também permite a análise da influência de covariáveis (tais como fatores climáticos) e grupo (por exemplo, sexo) sobre as estimativas de parâmetros (White and Burnham, 1999). O Programa MARK também propicia seleção de modelos com base no critério de informação de Akaike (AIC), uma ferramenta da teoria da informação utilizada para otimizar estimativas de aderência de modelos – com base em análises de verossimilhança – assim como sua precisão (Cooch and White, 2008). Cada modelo é ajustado aos dados coletados com base na seguinte equação, em que K representa o número de parâmetros estimados e L a máxima verossimilhança (MV) do modelo – método de análise de dados que produz as estimativas que melhor explicam a estrutura de probabilidades inerente às histórias de recaptura observadas:

$$AIC = - 2 \ln (L) + 2K$$

Sobrevivência aparente (Φ) e probabilidade de recaptura (p) foram estimados sob o modelo padrão de Cormack-Jolly-Seber (CJS) para populações abertas – em que mudanças como acréscimos (reprodução *in situ* e imigração) e decréscimos (morte e emigração) podem ocorrer. O modelo CJS fundamenta-se em recapturas de animais previamente marcados e em 4 premissas: (1) captura homogênea: todo animal marcado

em um determinado período de tempo tem a mesma probabilidade de ser recapturado; (2) homogeneidade da sobrevivência: animais marcados têm a mesma chance de sobrevivência de um determinado período até o período subsequente; (3) as marcações são corretamente realizadas e não se perdem nem se apagam; (4) períodos amostrais são instantâneos e indivíduos são soltos imediatamente após a amostragem (Amstrup et al., 2005). Considerando que as premissas 3 e 4 não foram violadas, testaram-se as premissas 1 e 2 por meio de testes de aderência para o modelo global, utilizando o programa U-CARE, versão 2.3 (Choquet et al., 2002). O modelo com mais parâmetros – em que a sobrevivência aparente (Φ) e a probabilidade de recaptura (p) variaram com o sexo (s) e o tempo (t) – foi usado como um modelo global geral ($\Phi(s*t) p(s*t)$) para o teste de aderência. Após confirmação das premissas 1 e 2 do modelo CJS por meio dos testes de aderência, realizaram-se procedimentos de construção e seleção de modelos, progressivamente ajustando modelos cada vez mais simples (Lebreton et al., 1992) até se chegar aos modelos mais parcimoniosos, aqueles que explicam a variação dos dados com base no menor número de parâmetros necessários para se obter as melhores estimativas de sobrevivência e taxas de recaptura (Cooch and White, 2008). A seleção de modelos fundamentou-se no Critério de Informação de Akaike (AIC) ajustado para pequenos tamanhos amostrais (AICc), com base na seguinte fórmula, em que K corresponde ao número de parâmetros e n ao número de histórias de captura:

$$AICc = AIC + \frac{2K(K+1)}{(n-K-1)}$$

O modelo com maior poder para explicar os dados coletados de histórias de recaptura é o que apresenta o menor valor de AICc e o maior peso (WAICc). A diferença de AICc entre os modelos ($\Delta AICc$) também foi usada para indicar o respectivo peso do modelo em explicar os dados: quando $\Delta AICc < 2$ entre os modelos, conclui-se que ambos têm semelhante poder de explicação; se $2 < \Delta AICc < 7$, existe apoio

considerável para uma diferença entre os modelos; e caso $\Delta AICc > 7$, há forte evidência de diferenças entre os modelos (Cooch and White, 2008). Para verificar a significância dos parâmetros, construíram-se modelos candidatos, testando-se os efeitos do sexo e do tempo sobre a sobrevivência aparente e a probabilidade de recaptura, e também os efeitos de fatores climáticos (precipitação e temperatura média), tanto no mês atual quanto no mês anterior à estimativa do respectivo parâmetro. Dados climáticos foram obtidos da Estação Meteorológica do IBGE, que fica a 30 km do local de estudo. Para restringir os modelos, adicionaram-se a eles dados de precipitação mensal e temperatura média como funções lineares da probabilidade de recaptura (Burnham and Anderson, 2002). Para estimar a dispersão dos dados, calculou-se o fator de inflação da variação (\hat{c}) do modelo global que, se >1 , requer ajustes nos valores de AICc.

A variação mensal do tamanho populacional (N) foi estimada pelo modelo de Jolly-Seber (JS) para populações abertas, implementado pelo módulo POPAN do Programa MARK (White and Burnham, 1999). O modelo JS possibilita o cálculo de parâmetros de abundância a partir de estimativas de animais marcados, em comparação com não marcados, com base em abordagem de máxima verossimilhança (MV). Todos os estimadores fundamentam-se no tamanho da população marcada; por exemplo, parâmetros de sobrevivência são calculados considerando a razão entre animais marcados no tempo $j + 1$ e animais marcados no tempo j . Para as estimativas de sobrevivência, se não há distinção entre perdas decorrentes de morte ou de emigração permanente, o estimador é denominado “sobrevivência aparente”, uma denominação aqui adotada para os modelos CJS e JS. Além das quatro premissas exigidas para o modelo CJS, modelos JS também pressupõem que toda a emigração seja permanente e que a área de estudo se mantenha constante (Amstrup et al., 2005).

Para estimar a taxa de crescimento populacional realizada (λ) ao longo de 4 anos, utilizou-se o modelo de Pradel, implementado pelo Programa MARK, em que a sobrevivência aparente (Φ) e a probabilidade de recaptura (p) são calculadas conjuntamente a λ . O modelo de Pradel é uma extensão do modelo JS e considera a história de capturas em ordem temporal inversa, para inferir o processo de recrutamento e seu reflexo proporcional em λ . Neste caso, é crucial ter em mente que λ necessariamente não equivale à taxa de crescimento de toda a população, e sim ao crescimento realizado da amostra a partir da qual foram geradas as histórias de vida. Essa é uma consideração importante, já que a incerteza dos resultados recomenda cautela na sua interpretação para subsidiar estratégias de conservação (Cooch and White, 2008). A seleção de modelos baseou-se no Critério de Informação de Akaike ajustado para pequenas amostras (AICc), tal como descrito para as estimativas no modelo CJS. A premissa de que a área amostrada permaneça constante também se aplica no modelo de tempo reverso de Pradel. Finalmente, nesse modelo não se podem estimar os valores de λ para o primeiro e último intervalos de tempo, um fator que impõe limites em eventuais conclusões sobre a estabilidade da população com base em um período de pesquisa restrito a apenas quatro anos (Cooch and White, 2008; Williams et al., 2002).

RESULTADOS

Durante os 48 meses da pesquisa demográfica, 62 cães adultos (29 fêmeas) foram individualmente marcados e recapturados 174 vezes. A razão sexual entre os animais marcados foi ligeiramente desviada em favor dos machos, no valor de 1,33:1, entretanto, não diferiu estatisticamente de 1:1 ($\chi^2_{[1]} = 1,143$; $p = 0,350$). Capturou-se apenas um indivíduo juvenil, que não foi incluído nas análises demográficas. Antes do início da pesquisa, três cães dessa população foram encontrados mortos, com sinais

de predação por aves. Um deles, predado por um carcará, era uma fêmea grávida no interior da qual restaram quatro ovos intactos. Ao longo do período de estudo, três fêmeas e um macho marcados foram encontrados mortos junto às margens da lagoa. É possível que esses animais também tenham sido predados por aves, já que fiscais do PNB testemunharam – em ao menos duas ocasiões – carcarás alimentando-se de cágados dessa população. Além disso, uma fêmea marcada morreu afogada por ter ficado presa na parte submersa de uma armadilha e uma fêmea não marcada foi encontrada morta, junto à margem da lagoa, com restos de ovos no interior de seu casco. Os seis cágados marcados foram retirados das análises demográficas. Os cascos de todos os animais mortos e a fêmea que morreu afogada foram depositados na Coleção Herpetológica da Universidade de Brasília. Considerando os períodos antes e durante o tempo da pesquisa, registraram-se nove animais mortos, seis deles sendo fêmeas. Ao longo dos 174 eventos de recaptura, sanguessugas (*Batracobdella* sp.) foram encontradas em diferentes partes do corpo dos animais em 102 ocasiões; um macho foi capturado com 38 sanguessugas presas ao seu corpo (Fig. 1H).

O nível da água variou em até 116,0 cm e constatou-se uma associação positiva entre esse nível e o total de precipitação no mês anterior, com base em uma análise de correlação pelo coeficiente de Spearman ($r=0,66$; $p < 0,001$).

O teste de aderência completo (soma dos testes) não detectou desvios significativos em relação ao modelo global [$\Phi(s^*t) p(s^*t)$] para o modelo CJS ($\chi^2_{[81]} = 25,38$; $p > 0,99$). Assim, esse modelo pôde ser utilizado para análise dos dados. Os testes específicos para a premissa de homogeneidade de captura do modelo CJS não apontaram evidências de dependência de armadilhas para machos (Test 2.Ct; $\chi^2_{[14]} = 9,11$; $p = 0,82$) ou fêmeas (Test 2.Ct; $\chi^2_{[8]} = 1,24$; $p = 0,99$). Da mesma maneira, testes específicos para a premissa de sobrevivência homogênea não apontaram indícios da

presença de transientes (Test 3.Sr) entre machos (Test 3.Sr; $\chi^2_{[11]} = 6,50$; $p = 0,84$) ou fêmeas (Test 3.Sr; $\chi^2_{[4]} = 0$; $p > 0,99$). Essa premissa também não foi violada com base no Teste 3.Sm – que avalia diferenças no tempo de recaptura entre animais recém-marcados e os demais – tanto para machos (Test 3.Sm; $\chi^2_{[6]} = 1,64$; $p = 0,95$) quanto para fêmeas (Test 3.Sm; $\chi^2_{[5]} = 0,63$; $p = 0,99$). Considerando que o valor de dispersão (\hat{c}) – calculado como o χ^2 do modelo geral dividido pelo seu número de graus de liberdade – foi de 0,31, adotou-se o valor de \hat{c} igual a 1,00 (sem necessidade de ajustes em AICc) e processaram-se os modelos.

A análise do modelo CJS indicou que os três melhores modelos têm um peso semelhante em explicar os dados de história de capturas, já que $\Delta\text{AICc} < 2$ entre eles (Cooch and White, 2008). Esses modelos responderam por 92% do peso de Akaike e assumiram um valor constante para sobrevivência aparente, portanto sem variação com o tempo ou o sexo (Tabela 1). Levando-se em consideração os padrões de variabilidade para os fatores ambientais observados no Cerrado entre diferentes anos (Fig. 3), modelos com probabilidade de captura dependente da interação entre a precipitação total e a temperatura média do mês anterior – incorporados como modelos restringidos (“constrained models”) – representaram 67% do peso de Akaike (modelos 1 e 2). Além disso, ao se restringir a variação da probabilidade de recaptura ao longo do tempo em uma base mensal (ou seja, considerando probabilidades de recaptura iguais para um determinado mês, independente do ano, em vez de assumir uma variação temporal representada por 48 meses) aumentou-se a aderência do modelo conforme indicado pelos modelos 1, 3 e 4. Evidencia-se assim um padrão recorrente de probabilidades de recaptura, associado com o mesmo mês em diferentes anos. Os modelos 1 a 4 representam 99% do peso de Akaike e, portanto, são os que melhor explicam os dados com base nas variáveis aqui apresentadas. A fim de incorporar a incerteza na estimativa

dos parâmetros, calculou-se Φ e p por meio da média dos modelos (“model averaging”), que consiste em realizar a média dos parâmetros estimados pelos modelos candidatos de acordo com o peso de cada um deles, representado pelos valores de AICc. A média dos modelos para a sobrevivência aparente mensal (Φ) foi de 0,983, um valor constante tanto para machos quanto para fêmeas (95% CI = 0,968-0,991; SE = 0,006). A probabilidade anual de sobrevivência, calculada com base na estimativa de sobrevivência mensal elevada à 12ª potência, resultou no valor de 0,814. A probabilidade de recaptura (p) estimada foi bastante baixa e variou entre 0,01 a 0,19, com padrões semelhantes ao longo dos anos. De maio a setembro de cada ano – um período de tempo que coincide com a estação seca – raramente capturou-se um cágado e, durante esses meses, p variou entre 0,01 e 0,04 (Fig. 4A).

Estimativas de tamanho populacional com fundamento no modelo de Jolly-Seber (JS) no módulo POPAN do Programa MARK – que assume apenas uma coorte – apontaram maior aderência dos dados ao modelo que considerou a sobrevivência como constante e a probabilidade de captura como dependente do tempo $\Phi(.) p(t)$. Levando-se em conta que restringir a probabilidade de entrada de novos indivíduos (pent) – por meio de imigração ou recrutamento *in situ* – não faz sentido sob o ponto de vista biológico, assumiu-se que esse parâmetro do modelo JS variou livremente ao longo do tempo. A média mensal do tamanho populacional foi de 28 indivíduos, com valores variando entre 9 e 31 cágados adultos (Fig. 4B).

Taxas anuais de crescimento populacional estimadas a partir da média dos modelos ordenados por AICc sob o modelo de Pradel resultaram em 2 valores: 0,907 (SE = 0,282; 95% CI = 0,014-0,999) para o intervalo 2006-2007 e 0,653 (SE = 0,245; 95% CI = 0,185-0,940) para 2007-2008. O modelo com maior poder de explicação incorporou a sobrevivência variando com o tempo e o sexo, além de probabilidade de

recaptação e taxa de crescimento populacional com variação temporal – $\Phi(s^*t) p(t) \lambda(t)$ – representando 59% do peso de Akaike (Tabela 2).

DISCUSSÃO

A razão sexual de animais adultos representa um parâmetro demográfico fundamental, já que a proporção entre os sexos pode afetar a dinâmica populacional. Razões sexuais desviadas são registradas para muitas populações silvestres de quelônios e desvios de amostragem associados à época de captura e à metodologia no uso de armadilhas têm sido relatados (Gibbons, 1990). Ainda que a determinação de sexo dependente da temperatura (“temperature-dependent sex determination” - TSD) possa influenciar razões sexuais em quelônios, as espécies de Chelidae são descritas na literatura como tendo o sexo determinado por influência genética (“genotypic sex determination” - GSD). Interpretar as causas das razões sexuais estimadas em quelônios adultos é um processo complexo e conclusões acerca de padrões consistentes de variação – por exemplo, se há uma tendência filogenética – depende da existência de dados populacionais suficientes e robustos. Contudo, informações demográficas dessa natureza só existem para algumas poucas espécies de tartarugas (Gibbons, 1990). Em populações naturais de Chelidae australianos da espécie *Emydura macquarii emmottii*, as razões sexuais de animais adultos foram fortemente desviadas em favor de machos em nove dentre dez populações com taxas desequilibradas (desviadas). Nesse estudo, mesmo um ajuste da análise com coortes combinadas foi insuficiente para explicar o forte desvio masculino na razão sexual em cinco das nove populações. A mesma pesquisa apontou a dificuldade em incorporar aspectos como mortalidade diferencial e dispersão ao longo de múltiplos corpos d’água como causas diretas da variação na razão sexual, além de recomendar cautela na interpretação de resultados sobre razão sexual

como parâmetro demográfico (Georges et al., 2006). Quanto aos Chelidae brasileiros, registrou-se para quelônios endêmicos à Mata Atlântica – o outro “hotspot” entre os biomas brasileiros, além do Cerrado – uma razão desviada em favor de fêmeas no valor aproximado de 1:2 ($\chi^2_{1993-1994+2003-2006} = 10,22; p < 0,01$), recentemente descrita para *Hydromedusa maximiliani*. Nesse estudo demográfico, que é o de mais longo prazo realizado no Brasil para essa família, propõe-se a hipótese de mortalidade diferencial e/ou fatores naturais ainda não conhecidos como indutores da razão sexual encontrada (Martins and Souza, 2009). Para *Mesoclemmys hogei*, relatou-se uma razão sexual que também não variou significativamente de 1:1 (Moreira, 2002). Em relação a quelônios do bioma Cerrado, não se encontraram dados publicados sobre demografia. O presente estudo aponta uma razão sexual que não difere significativamente de 1:1, o que seria esperado para répteis cuja determinação sexual seja genética (Zug et al., 2001). Essa estimativa muito provavelmente não esteve sujeita a desvios que poderiam comprometer os resultados, como a concentração da amostragem em uma só estação ou a metodologia de capturas (Gibbons, 1990), já que a pesquisa foi realizada continuamente ao longo das estações e os testes de aderência para dependência de armadilhas não foram significativos tanto em machos quanto em fêmeas. Contudo, levando-se em conta que a razão sexual também pode variar ao longo dos anos (Gibbons, 1990), seria importante manter os esforços de campo para elucidar eventuais alterações para essa população, especialmente considerando seu pequeno número e os registros de seis fêmeas mortas durante o período de estudo, número que representa 25% das 24 fêmeas marcadas que, espera-se, estejam ainda vivas. Esses animais mortos foram encontrados devido ao intensivo esforço de campo ao longo dos quatro anos.

Os modelos restringidos (“constrained models”) CJS 1 e 2 (Tabela 1), que respondem por 67% do peso de Akaike, assumem probabilidade de recapturas

dependente da interação entre precipitação total e média da temperatura do ar no mês anterior. Além disso, entre os quatro melhores modelos, três deles consideram a probabilidade de recapturas em uma base de variação mensal. Esse recorrente padrão mensal em p – assim como o maior poder de explicação dos modelos baseados nos dados climáticos – pode estar relacionado a padrões meteorológicos regulares ao longo dos anos. De fato, o Cerrado apresenta a maior homogeneidade climática regional entre os biomas brasileiros, em decorrência de sua baixa variabilidade anual na precipitação (Niemer, 1989). De maneira geral, condições climáticas estão fortemente associadas a padrões de atividade em tartarugas e precipitação, assim como temperatura do ar, são fatores que afetam o comportamento das espécies (Souza, 2004). Os valores mais elevados de taxas de captura durante a estação chuvosa estão provavelmente relacionados com o crescente nível da coluna d'água. Existe uma forte correlação entre esse nível e a precipitação no mês anterior e, conforme observado nos quatro anos da pesquisa, à medida que a lagoa enche ao longo dos períodos chuvosos, proporcionalmente aumenta a abundância e a riqueza de espécies de Odonata, que são as presas mais abundantes e com maior volume e importância na dieta dessa população (Brasil, 2008). Nossos resultados podem subsidiar decisões sobre esforços de captura e é razoável defender que, durante o período da seca – quando a probabilidade de recaptura é literalmente zero – a pesquisa poderia ser direcionada para coleta de dados que não envolvam montagem e conferência de armadilhas. Os baixos valores de p nas estimativas podem ser o resultado de emigração, de hibernação, de características populacionais dessa espécie ou de uma interação entre esses três aspectos. Levando-se em consideração a possibilidade de migração, avalia-se que a área onde estão posicionadas as armadilhas restringe-se à lagoa. Entretanto, os limites espaciais de uma população são, em geral, vagos e de difícil definição (Williams et al., 2002). Presume-se

que os indivíduos possam utilizar uma porção de hábitat mais extensa que esse hábitat aquático e que os cágados migram por meio terrestre até outros ambientes aquáticos próximos, tal como já registrado para *A. spixii* (Souza, 2004; Horta, 2008). Há observações que corroboram a ocorrência de migração: 1) a população vive em uma lagoa temporária, que esteve completamente seca imediatamente antes do período chuvoso de 2003; 2) foi comum observar que cágados soltos após as medições buscaram refúgio escondendo-se na vegetação terrestre às margens da lagoa em vez de dirigir-se diretamente à água, onde foram inicialmente capturados; 3) ocasionalmente, encontraram-se animais distantes até 500 m da lagoa. Outra hipótese seria a possibilidade de hibernação durante os meses mais frios – que no Cerrado ocorrem durante o período da seca – já que há estudos indicando essa possibilidade (Molina and Rocha, 1990). Para confirmar as hipóteses de que as baixas taxas de captura podem estar associadas à utilização mais extensa de hábitat por meio de migração ou à hibernação, o uso de rádio-telemetria será incorporado às pesquisas com essa população, com o objetivo de aprofundar investigações sobre padrões de uso do espaço e atividade, dados cruciais para manejo e conservação (Harless et al., 2009). Outra possível explicação estaria associada a características de populações de quelônios no bioma Cerrado. Abundância e facilidade de captura são descritos para tartarugas em outros biomas brasileiros, tais como a Mata Atlântica (Martins and Souza, 2009) e a Floresta Amazônica (Fachín-Terán et al., 2003). Contudo, abundância não parece ser uma característica desses animais no Cerrado. De fato, pesquisadores que investigam quelônios do bioma costumam encontrar dificuldades em localizar populações que tenham número suficiente para propiciar estimativas demográficas robustas (Souza, com. pessoal). Ademais, cágados do Cerrado são em sua grande maioria animais de pequeno ou médio porte sem importância econômica como alimento ou recurso natural

e, assim, torna-se ainda mais difícil obter informações sobre populações desses animais. Em relação a taxas de captura registradas, para *Mesoclemmys hoguei* na Mata Atlântica de Minas Gerais, o número de animais capturados de 2000 a 2002 foi significativamente maior na estação seca em comparação com o período chuvoso (Moreira, 2002), ao contrário do observado no presente estudo. Taxas de captura para *Hydromedusa maximiliani* em São Paulo mostraram-se mais elevadas para fêmeas – provavelmente devido à sua maior abundância – e variaram, de 1993 a 2005 – entre 0,10 e 0,53 para machos e entre 0,12 e 0,53 para fêmeas (Martins and Souza, 2009).

Os melhores modelos CJS consideraram um valor constante para a sobrevivência aparente (Φ) e a média dos modelos para as estimativas anuais desse parâmetro resultou no valor de 0,814, sem variação associada ao sexo durante o tempo de estudo. Altos níveis de sobrevivência para adultos são uma tendência comum prevista para ocorrer em estratégias de manejo que lidam com espécies cujas histórias de vida as tornam mais vulneráveis à superexploração, devido ao aumento na mortalidade de adultos e a resultante menor probabilidade de sucesso reprodutivo (Heppell, 1998). Taxas elevadas de sobrevivência em adultos também são fundamentais para a persistência e longevidade de algumas espécies de quelônios e planos de manejo devem concentrar-se na conservação de indivíduos maduros (Congdon et al., 1993; Converse et al., 2005). Contudo, um estudo sobre respostas dependentes da densidade conduzido com populações da espécie *Chelodina rugosa* critica a generalidade dessa afirmação, argumentando que a diferenciação na vulnerabilidade à exploração deveria ser avaliada para cada espécie (Fordham et al., 2009). Nessa pesquisa, os autores propõem que *C. rugosa* – uma espécie de rápido crescimento, maturidade adiantada e alta fecundidade, sujeita ao consumo por aborígenes e à predação por porcos – pode compensar baixas taxas de sobrevivência para adultos por meio do aumento na

sobrevivência de neonatos, menores tamanhos de maturação em fêmeas e maior crescimento de fêmeas após a maturidade. Assim, o estudo defende que as taxas de sobrevivência em quelônios poderiam ser avaliadas a nível de cada espécie, de forma que aquelas com “rápidas” histórias de vida possibilitassem a “colheita” de adultos (Fordham et al., 2009). Os melhores modelos CJS em nosso estudo com *A. spixii* não associam os fatores climáticos à sobrevivência, ao contrário do observado em uma população norte-americana de *Terrapene ornata ornata*, que também habita uma área protegida. Entretanto, se para as populações norte-americanas dessa espécie há poucos estudos que rigorosamente estimam taxas de sobrevivência (Converse et al., 2005), para o Cerrado não há absolutamente nenhum dado nesse sentido. Nesse estudo, realizado em Nebraska, a média das estimativas de sobrevivência anual para adultos foi de 0,883 em machos e 0,932 em fêmeas, e as conclusões da pesquisa indicam que taxas altas de sobrevivência são necessárias para que a espécie alcance a longevidade observada de 30+ anos (Converse et al., 2005). Contrariamente ao proposto por Fordham et al. (2009) para *Chelodina rugosa*, seria temerário afirmar que a população de *A. spixii* tem uma história de vida “rápida”, especialmente considerando o pequeno tamanho da ninhada, de um a quatro ovos (Molina and Rocha, 1990), e a ausência de informações sobre taxa de crescimento corporal, tamanho na maturidade, sobrevivência de neonatos e outros aspectos, tais como dados reprodutivos. *Acanthochelys spixii*, em contraste com os animais amazônicos, por exemplo, não estaria comumente sujeita à exploração econômica. Entretanto, ainda que não haja necessidade de se prevenir o consumo por humanos, observou-se – como será descrito adiante – que aves predadoras alimentam-se desses cágados. Dessa maneira, recomenda-se que as afirmações generalistas sobre a importância de altas taxas de sobrevivência em adultos (Iverson, 1991; Congdon et al., 1993; Heppell, 1998) sejam aplicáveis para a garantia da persistência desta população.

Além disso, apenas um cágado juvenil foi encontrado e a absoluta ausência de outras coortes nas análises demográficas impõe restrições às conclusões sobre a viabilidade da população. A fim de superar essa limitação, a continuidade do trabalho de campo incorporará armadilhas ajustadas para capturar cágados de coortes não-adultas.

A curva de variação do tamanho populacional mensal (Fig. 4B) estabilizou-se em torno de agosto de 2005 e manteve-se em torno da média de 28 indivíduos. Em comparação com dois estudos sobre Chelidae endêmicos à Mata Atlântica, os resultados indicam que a população é pequena. Em São Paulo, a abundância estimada em *H. maximiliani* foi de 235 animais (95% CI: 92-1.016) de 1993-1994 e 318 animais (95% CI: 101-1.842) de 2003-2006 (Martins and Souza, 2009). Em Minas Gerais, a demografia de *Mesoclemmys hoguei* estimou um tamanho populacional que variou entre 6 e 132 tartarugas de abril de 2001 a março de 2002 (Moreira, 2002). Contrastar os números desses resultados de tamanho populacional com estimativas de estudos demográficos em espécies amazônicas indica a importância em se localizar e investigar populações de Chelidae nos biomas brasileiros, considerando sua pequena abundância. A título de comparação, uma pesquisa conduzida na Reserva de Desenvolvimento Sustentável Mamirauá, na Floresta Amazônica, registrou 2.458 capturas de adultos da espécie *Podocnemis sextuberculata* de setembro de 1996 a agosto de 1998 (Fachín-Terán et al., 2003).

Os dois valores estimados para o crescimento populacional – 0,907 para 2006-2007 e 0,653 para 2007-2008 – devem ser avaliados com cautela, levando-se em conta o curto período de intervalos de tempo estimáveis. Contudo, considerando o pequeno tamanho da população, essas estimativas de λ causam-nos preocupação acerca da persistência dessa população e a continuação da pesquisa demográfica deveria manter análises das estimativas de tamanho e crescimento populacional. Mantido o esforço de

campo, ao longo de um período mais extenso as análises de crescimento populacional incorporarão maiores intervalos de tempo, conferindo robustez às estimativas, inclusive com a possibilidade de se avaliar a variação temporal em λ (Converse et al., 2005; Martins and Souza, 2009). Entre muitos efeitos associados a pequenas populações, tais como menor variabilidade genética, destacam-se a depressão endogâmica e a aceleração de taxas evolutivas por meio de deriva genética (Pough et al., 2003a). Contudo, a esta altura da pesquisa, não se advoga a adoção de técnicas de manejo como criação em cativeiro ou reintroduções (Zug et al., 2001) mas considera-se que a população ou persiste em pequena abundância ou declina em números. Com base em resultados colhidos a partir da extensão da presente investigação, esforços para reduzir a probabilidade de extinção local – tais como as mencionadas técnicas de manejo – podem vir a ser necessários no futuro (Williams et al., 2002).

Componentes dessa extensão incluiriam genética populacional, a fim de elucidar, entre outros aspectos, relações evolutivas e a eventual existência de uma metapopulação no interior do Parque Nacional de Brasília. Com este propósito, planeja-se localizar outras populações por meio da amostragem nos demais habitats aquáticos dessa unidade de conservação. Estudos sobre padrões de movimentação e uso do espaço serão realizados com o auxílio de rádio-telemetria. Com este equipamento, pretende-se também monitorar fêmeas grávidas e, assim, incorporar o aspecto reprodutivo de história de vida nas investigações. Considerando os registros da presença de sanguessugas em 58% dos cágados recapturados, outra linha de pesquisa seria elucidar se infestações por esses parasitas poderiam provocar anemia ou infecções por bactérias e fungos (Brites and Rantin, 2004). Finalmente, propõe-se a realização de estudos sobre histórias de vida que incluam informações sobre recrutamento de neonatos e suas taxas de sobrevivência até classes maiores, tamanho para maturidade reprodutiva sexual e

taxas de crescimento em fêmeas, a fim de avaliar a influência dessas características sobre as taxas de sobrevivência estimadas (Fordham et al., 2009).

Previsões sobre estimativas demográficas sempre se vincularão ao estado dos habitats onde vivem as populações, já que o tamanho e as características ambientais e ecológicas de fragmentos de habitat podem influenciar parâmetros populacionais (Huston, 2002). O Parque Nacional de Brasília encontra-se consideravelmente ilhado por uma matriz urbana e as pressões antrópicas sobre essa área protegida incluem até mesmo um “lixão” a céu aberto junto a seus limites, destino da quase totalidade dos resíduos sólidos gerados na capital da República, e hoje um ponto de atração para urubus e carcarás. Outro foco é a Rodovia DF-001, próxima ao local de estudo, onde com frequência ocorrem atropelamentos de animais silvestres, e suas carcaças também atraem aves predadoras. E essas aves, cuja crescente abundância no interior do Parque Nacional de Brasília é evidente, rondam o local de estudo e provavelmente estiveram associadas à predação, desde 2004, de pelo menos seis fêmeas e dois machos adultos da população investigada. Para que uma ação de manejo influencie a dinâmica populacional, ela deve abordar os quatro processos ecológicos fundamentais associados com alterações na abundância: reprodução, imigração, mortalidade e emigração. O fenômeno de predação observado afeta diretamente as taxas de mortalidade e pode influenciar significativamente a emigração e a reprodução nessa população (Williams et al., 2002). Um maior número de fêmeas predadas em comparação com machos está provavelmente relacionado com movimentos durante os períodos reprodutivos (Aresco, 2005). Em populações australianas de Chelidae das espécies *C. rugosa* e *Emydura macquarii* que encontram-se sujeitas, respectivamente, à predação por porcos ferais e por raposas, taxas mais elevadas de sobrevivência em adultos de *E. macquarii* não contrapõem a tendência de declínio a longo prazo. Essa tendência associa-se a

características de história de vida que dificultam a compensação no decréscimo populacional causada pela predação de adultos (Fordham et al., 2006). Para a população de *A. spixii*, não há dados suficientes sobre essas características, tais como taxas de recrutamento de neonatos e subadultos e tamanho da maturação sexual em fêmeas. Ainda assim, como já mencionado, acredita-se que a predação observada pode comprometer a persistência dessa população, em especial considerando sua baixa abundância.

Outro aspecto a ser considerado é que a dieta dessa população é altamente dependente do rico hábitat lântico onde se posicionaram as armadilhas (Brasil, 2008), um ambiente aquático único na área. De fato, as duas lagoas onde se registraram populações de *A. spixii* são sistemas ricos em comparação com o restante dos habitats aquáticos do PNB, basicamente compostos por cabeceiras de córregos – portanto, ambientes oligotróficos –, onde se verificam índices menores de diversidade de espécies, produtividade e biomassa em comparação com porções mais a jusante desses cursos d'água (Aquino et al., 2009).

Portanto, a preservação dos ecossistemas naturais onde vivem as populações de *Chelidae* no interior do PNB é de crucial importância para sua sobrevivência. Além disso, a desmobilização do “Lixão da Estrutural” e a recuperação dos impactos negativos causados ao solo e aos recursos hídricos – decorrentes de sua inadequação ambiental – é medida urgente que se impõe para a persistência da fauna nativa que vive no interior dessa unidade de conservação. Outra medida importante a ser adotada é a implantação de mecanismos que atenuem o elevado número de atropelamentos de animais silvestres na Rodovia DF-001, que fica próxima ao local de estudo, já que as carcaças dos animais mortos também atraem essas aves. Também é razoável presumir

que, assim como os cágados, outros pequenos vertebrados podem estar sendo predados dessa maneira.

Os impactos observados corroboram resultados de um estudo desenvolvido para avaliar o risco a que estão sujeitas 86 Unidades de Conservação federais de Proteção Integral, com base no respectivo nível de implementação combinado com a vulnerabilidade da área. O PNB foi classificado no bloco de “risco alto”, avaliando-se que ações para sua proteção deveriam minimizar os efeitos da vulnerabilidade no seu interior e na região do seu entorno (de Sá e Ferreira, 2000).

Se uma das premissas da atividade científica é responder às necessidades da sociedade, o conhecimento acerca do hábitat e da biota do PNB deveria ser usado a fim de promover a persistência das populações naturais ali existentes (Huston, 2002). Acredito que esse conhecimento não deva ficar restrito a especialistas nos assuntos aqui tratados e, com este propósito em mente, a informação produzida nesta pesquisa será disponibilizada – em linguagem acessível – a estudantes e ao público leigo que regularmente visita o PNB. Caso inexistisse esse parque nacional, possivelmente estaria extinta a população objeto deste estudo, já que a urbanização tem ocupado considerável porção dos seus limites. Afinal, assim como miríades de fragmentos isolados hoje distribuídos ao longo de vastas porções do bioma Cerrado – resultado de sua acelerada conversão em áreas destinadas à agricultura e aos núcleos urbanos – o Parque Nacional de Brasília é também uma ilha de biodiversidade, e sua herpetofauna possivelmente reflete as comunidades originais que existiam nessa região (Rodrigues, 2005). Dar continuidade aos estudos, promovendo ainda sua expansão conforme aqui delineado, assim como tornar esse conhecimento disponível à sociedade, certamente contribuirá com o esforço pela perpetuação da elevada biodiversidade registrada na savana brasileira e com a proteção da herpetofauna do Parque Nacional de Brasília.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- AMSTRUP, S., L. MACDONALD, and B. MANLY. 2005. Handbook of Capture-Recapture Analysis. Princeton University Press, New Jersey.
- AQUINO, P. P. U., M. SCHNEIDER, M. J. M. SILVA, C. P. FONSECA, H. B. ARAKAWA, and D. R. CAVALCANTI. 2009. Ictiofauna dos córregos do Parque Nacional de Brasília, bacia do Alto Rio Paraná, Distrito Federal, Brasil Central. *Biota Neotropica* 9:217-230.
- ARESCO, M. J. 2005. The effect of sex-specific terrestrial movements and roads on the sex ratio of freshwater turtles. *Biological Conservation* 123:37-44.
- BRANDÃO, R. A., G. J. ZERBINI, A. SEBEN, and F. B. MOLINA. 2002. Notes on distribution and habitats of *Acanthochelys spixii* and *Phrynops vanderhaegei* (Testudines, Chelidae) in Central Brazil. *Boletín de la Asociación Herpetológica Española* 13:11 - 15.
- BRASIL, M. A. 2008. Ecologia alimentar de *Acanthochelys spixii* (Testudines, Chelidae) no Parque Nacional de Brasília, Distrito Federal. Dissertação de Mestrado não publicada. Programa de Pós-Graduação em Biologia Animal. Universidade de Brasília.
- BRITES, V. L. D., and F. T. RANTIN. 2004. The influence of agricultural and urban contamination on leech infestation of freshwater turtles, *Phrynops geoffroanus*, taken from two areas of the Uberabinha River. *Environmental Monitoring and Assessment* 96:273-281.
- BURNHAM, K. P., and D. R. ANDERSON. 2002. Model Selection and Multi-Model Inference (2nd Edition). Springer-Verlag, New York, NY.
- CAGLE, F. R. 1939. A system of marking turtles for future identification. *Copeia* 3:170 - 173.
- CHOQUET, R., A. M. REBOULET, R. PRADEL, O. GIMENEZ, and J. D. LEBRETON. 2002. U-CARE 2.2: User's Manual. CEFÉ, Montpellier, France.
- COLLI, G. R., R. P. BASTOS, and A. F. B. ARAÚJO. 2002. The character and dynamics of the Cerrado herpetofauna. In: Oliveira, P.S. and Marquis, R.J. (Eds.). *The Cerrados of Brazil: Ecology and Natural History of a Neotropical Savanna*. New York: Columbia University Press, pp. 223-241.
- CONGDON, J. D., A. E. DUNHAM, and R. C. V. SELS. 1993. Delayed Sexual Maturity and Demographics of Blanding Turtles (*Emydoidea blandingii*) - Implications for Conservation and Management of Long-Lived Organisms. *Conservation Biology*. 7:826-833.
- CONVERSE, S. J., J. B. IVERSON, and J. A. SAVIDGE. 2005. Demographics of an ornate box turtle population experiencing minimal human-induced disturbances. *Ecological Applications*. 15:2171-2179.
- COOCH, E., and G. C. WHITE. 2008. Program MARK - A Gentle Introduction. 6th Edition. <http://www.phidot.org/software/mark/docs/book>.
- CROUSE, D. T., L. B. CROWDER, and H. CASWELL. 1987. A Stage-Based Population-Model for Loggerhead Sea-Turtles and Implications for Conservation. *Ecology* 68:1412-1423.
- D'AMATO, A. F., and S. A. A. MORATO. 1991. Notas biológicas e localidades de registro de *Platemys spixii* (Duméril e Bibron, 1835) (Testudines, Chelidae) para o estado do Paraná. *Acta Biológica Leopoldensia* 13:119 - 130.
- DAVID, D., H. A. ANGELA, O. G. MARK, K. ZEN-ICHIRO, J. K. DUNCAN, L. CHRISTIAN, J. N. ROBERT, P.-R. ANNE-HÉLÈNE, S. DORIS, L. J. S. MELANIE, and A. S.

- CAROLINE. 2006. Freshwater biodiversity: importance, threats, status and conservation challenges. *Biological Reviews* 81:163-182.
- DE SÁ, M. F. P., N. FENERICH-VERANI, and E. N. FRAGOSO. 2003. Peixes do Cerrado em perigo. *Revista Ciência Hoje - Sociedade Brasileira para o Progresso da Ciência (SBPC)* 34:68-71.
- DE SÁ, R. M. L., and L. FERREIRA. 2000. Áreas Protegidas ou Espaços Ameaçados: O Grau de Implementação e a Vulnerabilidade das Unidades de Conservação Federais Brasileiras de Uso Indireto. WWF Brasil, Brasília, 32 pp.
- DIAS, B. F. S. 1994. Conservação da natureza no Cerrado Brasileiro. *In Cerrado: Caracterização, ocupação e perspectivas – 2a. Edição* (org. by M.N. Pinto) pp. 607-663. Editora Universidade de Brasília, Brasília. :M.N. Pinto (org.). 2a edição, Editora Universidade de Brasília, Brasília-DF, pp. 607-663.
- ESTRADES, A., S. CARREIRA, and F. ACHAVAL. 2007. Estado de conservación de la fauna de tortugas (Reptilia, Testudines) de Uruguay. *Bol. Soc. Zool. Uruguay* 16:20-25.
- FACHÍN-TERÁN, A., R. C. VOGT, and J. B. THORBJARNARSON. 2003. Estrutura populacional, razão sexual e abundância de *Podocnemis sextuberculata* (Testudines, Podocnemididae) na Reserva de Desenvolvimento Sustentável Mamirauá, Amazonas, Brasil. *Phyllomedusa* 2:43-63.
- FORDHAM, D., A. GEORGES, B. COREY, and B. W. BROOK. 2006. Feral pig predation threatens the local persistence of snake-necked indigenous harvest and turtles in northern Australia. *Biological Conservation* 133:379-388.
- FORDHAM, D. A., A. GEORGES, and B. W. BROOK. 2008. Indigenous harvest, exotic pig predation and local persistence of a long-lived vertebrate: managing a tropical freshwater turtle for sustainability and conservation. *Journal of Applied Ecology* 45:52-62.
- . 2009. Experimental evidence for density-dependent responses to mortality of snake-necked turtles. *Oecologia* 159:271-281.
- FUND, T. C. 2002. A Global Action Plan for Conservation of Tortoises and Freshwater Turtles. Strategy and Funding. Prospectus 2002–2007. Washington, DC: Conservation International and Chelonian Research Foundation, 30 pp.
- GEORGES, A., F. GUARINO, and M. WHITE. 2006. Sex-ratio bias across populations of a freshwater turtle (Testudines, Chelidae) with genotypic sex determination. *Wildlife Research* 33:475-480.
- GIBBONS, J. W. 1990. Sex ratios and their significance among turtle populations. In: Gibbons, J.W. (Ed.). *Life History and Ecology of the Slider Turtle*. Washington: Smithsonian Institution Press, pp. 171-182.
- GIBBONS, J. W., J. E. LOVICH, A. D. TUCKER, N. N. FITZSIMMONS, and J. L. GREENE. 2001. Demographic and ecological factors affecting conservation and management of the Diamondback Terrapin (*Malaclemys terrapin*) in South Carolina. *Chelonian Conservation and Biology* 4:66-74.
- HARLESS, M. L., A. D. WALDE, D. K. DELANEY, L. L. PATER, and W. K. HAYES. 2009. Home Range, Spatial Overlap, and Burrow Use of the Desert Tortoise in the West Mojave Desert. *Copeia*:378-389.
- HEPPELL, S. S. 1998. Application of life-history theory and population model analysis to turtle conservation. *Copeia*:367-375.
- HOROWITZ, C. 2003. A sustentabilidade da biodiversidade em unidades de conservação de proteção integral: Parque Nacional de Brasília. Tese de Doutorado não publicada. Centro de Desenvolvimento Sustentável, Universidade de Brasília. .

- HORTA, G. F. 2008. Movimentação e uso do espaço por *Acanthochelys spixii* (Testudines, Chelidae) no Parque Nacional de Brasília, Distrito Federal. Dissertação de Mestrado não publicada. Programa de Pós-Graduação em Biologia Animal. Universidade de Brasília.
- HUSTON, M. A. 2002. Critical Issues for Improving Predictions. *In*: Scott, J.M., Heglund, P.J., Morrison, M.L. (Eds.). Predicting Species Occurrence: Issues of Accuracy and Scale. Washington: Island Press, pp. 7-25.
- IUCN. 2007. Tortoise & Freshwater Turtle Specialist Group 1996. *In*: IUCN 2007. 2007 IUCN Red List of Threatened Species. .
- IVERSON, J. B. 1991. Life-History and Demography of the Yellow Mud Turtle, *Kinosternon flavescens*. *Herpetologica* 47:373-395.
- LEBRETON, J. D., K. P. BURNHAM, J. CLOBERT, and D. R. ANDERSON. 1992. Modeling Survival and Testing Biological Hypotheses Using Marked Animals - a Unified Approach with Case-Studies. *Ecological Monographs* 62:67-118.
- MARTINS, F. I., and F. L. SOUZA. 2009. Demographic Parameters of the Neotropical Freshwater Turtle *Hydromedusa maximiliani* (Chelidae). *Herpetologica* 65:82-91.
- MÉTRAILLER, S. 2005. Note sur des durées d'incubation records pour *Acanthochelys spixii* (Duméril e Bibron, 1835) *Manouria* 8:7 - 11.
- MMA. 2009. Nota Retificadora sobre o Monitoramento do Desmatamento no bioma Cerrado. Centro de Sensoriamento Remoto – CSR do Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis – IBAMA. Ministério do Meio Ambiente - MMA. Brasília-DF.
- MOLINA, F. B., and M. B. ROCHA. 1990. Reproductive biology of *Acanthochelys spixii* (Testudines: Chelidae) in captivity. *Tortoises & Turtles- IUCN Tortoise and Freshwater Specialist Group* 5:15.
- MOREIRA, G. M. 2002. Distribuição, status populacional e conservação do cágado *Phrynops hoguei* Mertens, 1967 (Testudines, Chelidae) no rio Carangola. Dissertação de Mestrado não publicada. Universidade Federal de Minas Gerais, Brasil.
- MYERS, N., R. A. MITTERMEIER, C. G. MITTERMEIER, and P. R. GIL. 2005. Hotspots Revisited: Earth's Biologically Richest and Most Endangered Terrestrial Ecoregions. University of Chicago Press.
- NIEMER, E. 1989. Climatologia do Brasil. IBGE, Departamento de Recursos Naturais e Estudos Ambientais Rio de Janeiro, Brasil.
- POUGH, F. H., R. M. ANDREWS, J. E. CADLE, M. L. CRUMP, A. H. SAVITZKY, and K. D. WELLS. 2003a. *Herpetology*, 3th Edition. . Benjamin/Cummings Publishing Co., San Francisco.
- POUGH, F. H., C. M. JANIS, and J. B. HEISER. 2003b. *A Vida dos Vertebrados*. Atheneu, São Paulo.
- RHODIN, A. G. J., R. D. SILVA, and R. A. MITTERMEIER. 1984. Distribution of the South-American Chelid Turtles *Platemys radiolata* and *Platemys spixii*. *Copeia*:780-786.
- RODRIGUES, M. T. 2005. Conservação dos répteis brasileiros: os desafios de um país megadiverso. *Megadiversidade* 1:88-94.
- SOUZA, F. L. 1995. Natural history notes. *Hydromedusa maximiliani* (Maximilian's Snake-necked Turtle). Juvenile Morphology. *Herpetological Review*. 26:34.
- . 2004. Uma revisão sobre padrões de atividade, reprodução e alimentação de cágados brasileiros (Testudines, Chelidae). *Phyllomedusa* 3:15 - 27.

- . 2005. Geographical distribution patterns of South American side-necked turtles (Chelidae), with emphasis on Brazilian species. *Rev. Esp. Herpetol.* 19:33-46.
- SOUZA, F. L., and A. S. ABE. 1997. Population structure, activity and conservation of the Neotropical freshwater turtle, *Hydromedusa maximiliani*, in Brazil. *Chelonian Conservation and Biology* 2:521-525.
- SOUZA, F. L., and F. I. MARTINS. 2006. Body temperature of free-living freshwater turtles, *Hydromedusa maximiliani* (Testudines, Chelidae). *Amphibia-Reptilia* 27:464-468.
- SOUZA, F. L., and F. B. MOLINA. 2007. Estado atual do conhecimento de quelônios no Brasil, com ênfase para as espécies não amazônicas. *In: Herpetologia no Brasil II. Sociedade Brasileira de Herpetologia, Belo Horizonte.*
- UNESCO. 2001. *Vegetação do Distrito Federal – tempo e espaço.* UNESCO Brasil, Brasília.
- VASCONCELLOS, M. M., and G. R. COLLI. 2009. Factors Affecting the Population Dynamics of Two Toads (Anura: Bufonidae) in a Seasonal Neotropical Savanna. *Copeia*:266-276.
- WHITE, G. C., and K. P. BURNHAM. 1999. Program MARK: Survival estimation from populations of marked animals. *Bird Study* 46:120-138.
- WIEDERHECKER, H. C., A. C. S. PINTO, M. S. PAIVA, and G. R. COLLI. 2003. The demography of the lizard *Tropidurus torquatus* (Squamata, Tropiduridae) in a highly seasonal Neotropical savanna. *Phyllomedusa* 2:9-19.
- WILLIAMS, K., J. NICHOLS, and M. CONROY. 2002. *Analysis and Management of Animal Populations* Academic Press, San Diego.
- WWF, and IBAMA. 2007. *Efetividade de gestão das unidades de conservação federais do Brasil.* Brasília: Ibama, 96 pp.
- ZUG, G. R., L. J. VITT, and J. P. CALDWELL. 2001. *Herpetology. An Introductory Biology of Amphibians and Reptiles.* Academic Press, San Diego.

Tabela 1. Modelos CJS candidatos para as estimativas de sobrevivência aparente (Φ) e probabilidades de recaptura (p) em *Acanthochelys spixii*. AICc = Critério de Informação de Akaike para pequenas amostras (valor menores indicam maior ajuste do modelo); Δ AICc = diferença entre o AICc do modelo atual e o melhor modelo (modelo 1); WAICc = peso do ajuste para cada modelo, também denominado peso de Akaike; K = número de parâmetros estimados. Subscritos: (s) variação de sexo (macho, fêmea); (t), variação ao longo do tempo; ($s*t$), variação de ambos; ($pluv$) e ($temp$), variação explicada pela precipitação e temperatura média do mês atual; ($pluv -1$) e ($temp-1$), variação devido à precipitação e temperatura média do mês anterior; ($mês$), variação explicada pelo mês; e (\cdot), o parâmetro é constante.

Modelo	AICc	Δ AICc	WAICc	K	Desvio-padrão
1. $\Phi(\cdot) p(pluv-1 * temp-1 - mês)$	686.12	0.00	0.358	5	575.22
2. $\Phi(\cdot) p(pluv-1 * temp-1 - t)$	686.40	0.28	0.312	5	575.50
3. $\Phi(\cdot) p(mês)$	686.84	0.72	0.250	13	557.35
4. $\Phi(s) p(mês)$	689.31	3.19	0.073	14	557.32
5. $\Phi(\cdot) p(temp-1 - mês)$	696.47	10.35	0.002	3	589.85
6. $\Phi(\cdot) p(temp-1 - t)$	697.77	11.64	0.001	3	591.15
7. $\Phi(\cdot) p(pluv - mês)$	698.89	11.77	0.000	3	591.28
8. $\Phi(\cdot) p(pluv - t)$	698.76	12.64	0.000	3	592.14
9. $\Phi(\cdot) p(pluv + temp - t)$	699.19	13.07	0.000	4	590.45
10. $\Phi(\cdot) p(pluv + temp - mês)$	699.75	13.62	0.000	4	591.00
11. $\Phi(\cdot) p(pluv-1 + temp-1 - t)$	699.83	13.70	0.000	4	591.08
12. $\Phi(s) p(pluv - mês)$	699.98	13.86	0.000	4	591.24
13. $\Phi(\cdot) p(pluv * temp - mês)$	700.06	13.94	0.000	5	589.16
14. $\Phi(\cdot) p(pluv + temp - t)$	701.28	15.16	0.000	5	590.38
15. $\Phi(s) p(pluv + temp - mês)$	701.87	15.75	0.000	5	590.97
16. $\Phi(s) p(pluv * temp - mês)$	702.22	16.10	0.000	6	589.12
17. $\Phi(\cdot) p(s*mês)$	704.36	18.23	0.000	25	541.78
18. $\Phi(s) p(s*mês)$	707.45	21.33	0.000	26	541.77

Tabela 2. Modelos candidatos para as estimativas de taxa de crescimento populacional (λ) com base na análise do modelo de Pradel para *Acanthochelys spixii*. AICc = Critério de Informação de Akaike para pequenas amostras (valor menores indicam maior ajuste do modelo); $\Delta AICc$ = diferença entre o AICc do modelo atual e o melhor modelo (modelo 1); WAICc = peso do ajuste para cada modelo, também denominado peso de Akaike; K = número de parâmetros estimados. Subscritos: (s) variação de sexo (macho, fêmea); (t), variação ao longo do tempo; (s*t), variação de ambos; e (.), o parâmetro é constante.

Modelo	AICc	$\Delta AICc$	WAICc	K
1. $\Phi(s^*t) p(t) \lambda(t)$	185.25	0.00	0.59	13
2. $\Phi(t) p(t) \lambda(t)$	188.43	3.18	0.12	5
3. $\Phi(t) p(s^*t) \lambda(t)$	188.93	3.68	0.09	14
4. $\Phi(s) p(s^*t) \lambda(t)$	189.67	4.41	0.06	13
5. $\Phi(t) p(s) \lambda(t)$	190.64	5.38	0.03	8
6. $\Phi(s) p(s) \lambda(t)$	191.73	6.47	0.02	7
7. $\Phi(s) p(.) \lambda(t)$	191.76	6.51	0.02	5
8. $\Phi(s^*t) p(.) \lambda(t)$	192.06	6.81	0.02	10
9. $\Phi(.) p(.) \lambda(t)$	192.59	7.38	0.02	5
10. $\Phi(s^*t) p(s) \lambda(t)$	194.61	9.36	0.00	11
11. $\Phi(s) p(t) \lambda(t)$	195.38	10.13	0.00	9
12. $\Phi(t) p(.) \lambda(t)$	197.02	11.77	0.00	7
13. $\Phi(s^*t) p(s^*t) \lambda(t)$	198.00	12.75	0.00	17
14. $\Phi(t) p(s) \lambda(t)$	201.12	15.86	0.00	10

LEGENDAS DAS FIGURAS

Fig. 1. A) Indivíduos de *A. spixii* em ambiente terrestre (Foto: Gabriel Horta) e B) no hábitat lântico, evidenciando-se a abundante vegetação aquática no local (Foto: Thiago Barros); C) Lagoa do Henrique em período chuvoso e D) durante a estiagem (Fotos: Gabriel Horta); E) Checagem de armadilhas, F) medições do casco e G) marcação com chanfraduras nos escudos marginais (Fotos: Gabriel Horta); H) Cágado macho infestado com 38 sanguessugas (Foto: Thiago Barros).

Fig. 2. A) Imagem de satélite do Parque Nacional de Brasília, fornecida pelo software Google Earth, com indicação do local de estudo, do “Lixão da Estrutural”, de trecho da rodovia próxima onde ocorrem atropelamentos de animais silvestres e da matriz urbana que cerca essa unidade de conservação. Destaca-se a porção original da área do Parque – sem incluir os novos limites, que incorporaram a região do rio da Palma e do ribeirão Dois Irmãos, a noroeste da imagem – a fim de evidenciar a pressão antrópica exercida sobre essa unidade de conservação ; B) Imagem de satélite Google Earth com detalhe do “Lixão da Estrutural”, que ocupa uma área aproximada de 70 ha junto aos limites do PNB.

Fig. 3. Total de precipitação mensal (linha pontilhada) e média da temperatura mensal (linha contínua) no Distrito Federal entre janeiro de 2005 e dezembro de 2008, com os períodos de estiagem indicados por uma área acinzentada (Fonte: Estação Meteorológica do IBGE).

Fig. 4. A) Estimativas, com respectivos desvios-padrão, de tamanho populacional mensal e B) probabilidade de recaptura em *A. spixii* de janeiro de 2005 a dezembro de 2008.

