

**INSTITUTO NACIONAL DE PESQUISAS DA AMAZÔNIA
PROGRAMA INTEGRADO DE BIOLOGIA TROPICAL E RECURSOS
NATURAIS RENOVÁVEIS**

**Abundância e padrão de distribuição de *Rhinemys rufipes*
(SPIX, 1824), Chelidae, em uma floresta de terra firme na
Amazônia Central**

DIEGO EMANUEL ARRUDA SANCHEZ

**Manaus, Amazonas
Julho de 2008**

DIEGO EMANUEL ARRUDA SANCHEZ

**Abundância e padrão de distribuição de *Rhinemys rufipes*
(SPIX, 1824), Chelidae, em uma floresta de terra firme na
Amazônia Central**

Orientadora: Dra. Claudia Keller

Dissertação apresentada ao Programa Integrado de Pós-Graduação em Biologia Tropical e Recursos Naturais do Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia, como parte dos requisitos para obtenção do título de Mestre em CIÊNCIAS BIOLÓGICAS, área de concentração em Ecologia.

Manaus, Amazonas
Julho de 2008

FICHA CATALOGRÁFICA

S211

Sanchez, Diego Emanuel Arruda
Abundância e padrão de distribuição de *Rhinemys rufipes* Spix (1824),
Chelidae, em uma floresta de terra firme na Amazônia Central / Diego
Emanuel Arruda Sanchez .--- Manaus : [s.n.], 2008.
35 f. : il.

Dissertação (mestrado) --- INPA/UFAM, Manaus, 2008
Orientador : Claudia Keller
Área de concentração : Ecologia

1. Ecologia de quelônios. 2. Quelônios – Distribuição – Reserva Florestal
Adolpho Ducke (Manaus-AM). 3. Quelônios – Populações – Amazônia
Central. I. Título.

CDD 19. ed. 597.92045

Sinopse: Foram estimadas a abundância e a mobilidade entre micro-bacias de riachos de *Rhinemys rufipes* (Chelidae) em uma área de 64km² de floresta de terra firme na Reserva Florestal Adolpho Ducke, Manaus-AM. Tendo em vista o atual processo de isolamento da reserva, estas estimativas visaram avaliar a probabilidade de persistência desta população e fornecer subsídios para o monitoramento dos efeitos do isolamento de hábitat sobre a estrutura desta população.

Palavras-chave: quelônios, *Rhinemys rufipes*, habitat, abundância, Amazônia central

DEDICATÓRIA

*Dedico esta obra
aos meus primeiros e maiores mestres,
aos meus pais.*

AGRADECIMENTOS

Durante estes dois longos anos à ajuda de muitos amigos e parceiros foi essencial para o andamento do projeto, a todos que diretamente ou indiretamente colaboraram sou eternamente grato.

Em especial quero agradecer a minha noiva Kedma C. Yamamoto pela parceria e dedicação durante todo período do projeto. Tanto nos os bons, quanto nos maus, momentos deste trabalho ela sempre foi a minha fonte de paz e inspiração.

Ao mateiro e amigo José T. do Nascimento também sou imensamente grato ao mateiro e amigo José T. do Nascimento, pela sua dedicação e amizade sem as quais seria impossível alcançar os bons resultados deste projeto. A Dra. Claudia Keller por todas as horas de orientação e dedicação, espero ter retribuído na mesma escala por toda a confiança e dedicação destinadas durante estes anos. À todos que dedicam a sua vida ao estudo do mundo natural, em especial aqueles que foram meus amigos durante estes anos: Dany Felix, Juca, Alexandre “Patrick”, Fernanda “Doida”, Ana, Raydson “Barriguinha”, Marlus “Baiano”, “JJ”, Virgínia, Murilo, Will “Catituto”, Boris, Rodrigo, “Abu”.

A os pesquisadores e funcionários do INPA que auxiliaram durante estes dois anos. Em especial quero agradecer a colaboração de William E. Magnusson e Gonçalo Ferraz pelas preciosas críticas e sugestões no durante todo o período do trabalho. À Albertina P. Lima, Celso Morato, Jansen A. S. Zuanon e Tânia Sanaiotti pela avaliação da aula de qualificação. Assim como à Carmem Díaz-Paniagua, Richard C. Vogt, Franco Leandro de Souza pelas valiosas críticas e sugestões ao do plano de trabalho. À Montse Moya, Francesco Caputo e Richard C. Vogt agradeço pelos dados de captura de anos anteriores concedidos. À Marco Zuffi, Carmem Díaz-Paniagua, Carlos Edwar de C. Freitas, Richard C. Vogt pelas críticas e sugestões da dissertação.

Ao Instituto Piagaçu-Purus pelo apoio administrativo na gestão do recurso financeiro. Em especial a Cláudia Pereira de Deus pelo apoio, dedicação, e colaboração. À Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado do Amazonas (FAPEAM) agradeço a bolsa de estudos concedida a mim. Agradeço à Fundação O Boticário de proteção à natureza (contrato nº 0724_20062) e pelo projeto PPI/INPA/MCT (nº PRI. 05.70) pelo financiamento concedido.

RESUMO

Rhinemys rufipes (SPIX, 1824) é um quelônio da família Chelidae, de hábitos crípticos e noturnos, que vive em riachos de floresta de terra firme na Amazônia Ocidental. Durante os anos 90 uma população desta espécie que ocorre na Reserva Florestal Adolpho Ducke – RFAD, uma área de 10000 ha de floresta de terra firme localizada próximo à Manaus (Amazonas, Brasil) – foi alvo de uma série de estudos sobre a biologia deste quelônio. Atualmente a reserva encontra-se em bom estado de conservação, mas sujeita à crescente ocupação antrópica de suas margens, devido ao crescimento urbano de Manaus. As populações animais no interior da reserva tendem a se tornar isoladas de áreas contínuas de floresta. Este estudo teve por objetivo estimar a abundância, o padrão de ocorrência e a capacidade de dispersão de *R. rufipes* na RFAD, uma vez que populações isoladas de organismos de longa vida, são mais sujeitas aos efeitos deletérios do isolamento de habitat. Eu também comparei as minhas estimativas de abundância com estimativas geradas para esta população durante a década de 90. Durante o ano de 2007 realizei quatro sessões de marcação-recaptura em transectos de 5km em quatro riachos diferentes na RFAD. A abundância de indivíduos adultos foi estimada para cada transecto. A partir desses valores eu estimei a abundância de quelônios para a extensão total de riachos na reserva. Eu também avaliei a relação entre cinco variáveis de habitat e os dados de presença-ausência da espécie em 240 pontos de armadilhagem. Houve grande variação na probabilidade de captura entre transectos de amostragem. A abundância estimada variou entre 42 e 57 animais adultos entre transectos. A ocorrência de machos e fêmeas não foi relacionada a nenhuma das variáveis de habitat medidas, mas a ocorrência de fêmeas grávidas foi negativamente relacionada com a largura média do riacho. A estimativa de abundância total para a RFAD variou entre 420 e 1100 indivíduos adultos, bem abaixo da estimativa anterior de 2500 indivíduos estabelecida durante os anos 90.

ABSTRACT

Rhinemys rufipes (SPIX, 1824) is a chelid turtle with cryptic and nightly behavior that lives in small streams in terra-firme rainforests in the Western Amazon. A population of this species occurs in the Adolpho Ducke Forest Reserve - RFAD, a 10000 ha terra-firme forest area near Manaus, Amazonas state, Brazil. In the 1990s a population of this species that occurs in the RFAD was the object of a series of studies about its biology and ecology. Presently the reserve is still in good conservation state, but is becoming increasingly isolated from continuous forest areas due to the urban expansion of Manaus. The scope of this study was to evaluate the abundance, occupancy pattern and dispersal capacity of *R. rufipes* in the RFAD, considering that isolated populations of long-lived organisms such as chelonians are particularly more susceptible to adverse effects due to habitat isolation. I also compared my estimates with estimates generated for this population in the 1990s. Throughout 2007 I carried out four mark-recapture sessions in 5-km transects of four different streams in the RFAD. I estimated adult abundance for each sampled transect, and extrapolated the abundance estimate for all streams in the RFAD. I also evaluated the relation between five habitat variables and presence-absence data of *R. rufipes* at 240 trapping points. There was high heterogeneity in capture probability among transects. Abundance estimates varied between 42 and 57 adult animals among transects. The occurrence of males and females was not related to any habitat variable measured, but the occurrence of gravid females was negatively related to stream width. The number of individuals estimated for the entire reserve varied between 420 and 1100 individuals, well below the abundance estimate of 2500 individuals established in the 1990s.

SUMÁRIO

FOLHA DE ROSTO DO ARTIGO.....	1
RESUMO.....	2
INTRODUÇÃO.....	4
MATERIAL E MÉTODOS.....	7
Área de estudo.....	7
<i>Captura dos indivíduos</i>	8
<i>Identificação e medição dos indivíduos</i>	9
<i>Estimativa de abundância</i>	9
<i>Relação com as variáveis de hábitat</i>	12
<i>Mobilidade dentro de e entre micro-bacias</i>	13
RESULTADOS.....	14
<i>Indivíduos capturados</i>	14
<i>Estimativa de abundância</i>	15
<i>Relação com as variáveis ambientais</i>	18
<i>Mobilidade dentro de e entre micro-bacias</i>	19
DISCUSSÃO.....	20
CONCLUSÕES.....	27
AGRADECIMENTOS.....	29
LITERATURA CITADA.....	30
ENDEREÇO DOS AUTORES.....	37

(1) Título do manuscrito:

ABUNDÂNCIA E PADRÃO DE DISTRIBUIÇÃO DE *RHINEMYS RUFIPES* (SPIX, 1824), CHELIDAE, EM UMA FLORESTA DE TERRA FIRME NA AMAZÔNIA CENTRAL

(2) Nome dos autores:

Diego E. A. Sanchez¹, Claudia Keller²

(3) cabeçalho sugerido:

Abundância e distribuição de *Rhinemys rufipes*

(4) Palavras-chave:

quelônios, *Rhinemys rufipes*, habitat, abundância, Amazônia central

(5) Endereço dos autores::

1 - Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia – INPA, Programa de Pós-Graduação em Ecologia, CP 478, 69011-970 Manaus, Amazonas, Brasil; E-mail: biosanchez@yahoo.com.br.

2 - Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia – INPA, Coordenação de Pesquisas em Ecologia – CPEC, CP 478, 69011-970 Manaus, Amazonas, Brasil; E-mail: keller@inpa.gov.br.

Formatação:

Produzido em português para adequar-se ao exigido no Art. 60º do Regimento Interno do PIPG-BTRN (2002). Após tradução ao inglês, esse manuscrito será submetido à publicação no periódico COPEIA. Os itens do artigo seguem as normas de formatação do referido periódico, salvo as ilustrações que foram inseridas no texto para facilitar a leitura.

RESUMO – *Rhinemys rufipes* (SPIX, 1824) é um quelônio da família Chelidae, de hábitos crípticos e noturnos, que vive em riachos de floresta de terra firme na Amazônia Ocidental. Durante os anos 90 uma população desta espécie que ocorre na Reserva Florestal Adolpho Ducke – RFAD, uma área de 10000 ha de floresta de terra firme localizada próximo à Manaus (Amazonas, Brasil), foi alvo de uma série de estudos sobre a biologia deste quelônio. Atualmente a reserva encontra-se em bom estado de conservação, mas sujeita à crescente ocupação antrópica de suas margens, devido ao crescimento urbano de Manaus. As populações animais no interior da reserva tendem a se tornar isoladas de áreas contínuas de floresta. Este estudo teve por objetivo estimar a abundância, o padrão de ocorrência e a capacidade de dispersão de *R. rufipes* na RFAD, uma vez que populações isoladas de organismos de longa vida são mais sujeitas aos efeitos deletérios do isolamento de habitat. Nós também comparamos as nossas estimativas de abundância com estimativas geradas para esta população durante a década de 90. Durante o ano de 2007 foram realizadas quatro sessões de marcação-recaptura em transectos de 5km em quatro riachos diferentes na RFAD. A abundância de indivíduos adultos foi estimada para cada transecto. A partir desses valores nós estimamos a abundância de quelônios para a extensão total de riachos na reserva. Também avaliamos a relação entre cinco variáveis de habitat e os dados de presença-ausência da espécie em 240 pontos de armadilhagem. Houve grande variação na probabilidade de captura entre transectos de amostragem. A abundância estimada variou entre 42 e 57 animais adultos entre transectos. A ocorrência de machos e fêmeas não foi relacionada a nenhuma das variáveis de habitat medidas, mas a ocorrência de fêmeas grávidas foi negativamente relacionada com a largura média do riacho. A estimativa de abundância total para a RFAD variou entre 420 e

1100 indivíduos adultos, bem abaixo da estimativa anterior de 2500 indivíduos estabelecida durante os anos 90.

A idéia de que pequenas populações são vulneráveis à extinção por causa de processos estocásticos tem dominado a teoria e a prática da biologia da conservação nos últimos 30 anos (Lande, 1988; Woodrofee e Ginsberg, 1998). No entanto, a abundância dos indivíduos não é o único parâmetro importante para determinar a probabilidade de persistência de populações em reservas (Magnusson *et al.*, 1997b). Para populações em reservas isoladas, os indivíduos podem migrar ou dispersar além dos limites da área protegida, onde pode haver um maior risco de mortalidade (Dood, 1990; Mattson *et al.*, 1992; Aresco, 2004; Rubin *et al.*, 2004). Portanto, para o manejo e conservação de populações em reservas, é crucial entender como os indivíduos utilizam o espaço e dispersam entre os diferentes habitats existentes na sua área (Lue e Chen, 1999; Milam e Melvin, 2001; Serrano e Tella, 2003). Espécies de longa vida e com áreas de vida amplas e variáveis são especialmente susceptíveis aos efeitos adversos do isolamento de habitat (Congdon *et al.*, 1993; Congdon *et al.* 1994, Milan e Melvin, 2001, Woodrofee e Ginsberg, 1998).

Quelônios têm recebido especial atenção no âmbito conservacionista devido a sua história de vida, caracterizada por baixo recrutamento e idade elevada de maturidade sexual (Congdon *et al.*, 1993; Congdon *et al.*, 1994). Mesmo dentro de áreas protegidas, as espécies de longa vida podem estar sujeitas a mudanças na estrutura demográfica devido a alterações antrópicas das áreas adjacentes e aos efeitos adversos do isolamento de habitat (Browne e Hencnar, 2007; Rubin *et al.* 2004; Wheeler *et al.*, 2003).

A população de *Rhinemys rufipes* que ocorre na Reserva Florestal Adolpho Ducke (RFAD), uma reserva de floresta de terra firme de 10000 ha próxima à cidade de Manaus, Amazonas, Brasil, foi alvo de uma série de estudos sobre dieta, área de

vida, e crescimento durante a década de 90 (Lima *et al.*, 1997; Magnusson *et al.*, 1997a; Magnusson *et al.*, 1997b). Estes estudos permitiram um grande avanço na compreensão da biologia e ecologia desta espécie, que já foi considerada a mais rara e menos conhecida de todas as espécies de quelônios (Pritchard, 1984; Lima *et al.*, 1997; Magnusson *et al.*, 1997a; Magnusson *et al.*, 1997b). No entanto, a RFAD vem sofrendo um contínuo processo de isolamento ao longo dos últimos 30 anos, devido à ocupação antrópica de áreas adjacentes, em consequência do acelerado crescimento urbano de Manaus. Atualmente 50% do entorno da reserva são áreas densamente povoadas e 35% correspondem a áreas de povoamento rural.

Para lograr o adequado manejo desta população de *Rhinemys rufipes* é fundamental entender como os indivíduos se distribuem e se movimentam na área da RFAD. Durante a década de 90 Magnusson *et al.* (1997b) avaliaram a probabilidade de persistência desta população. Com base na alta fidelidade dos indivíduos a pequenas áreas de vida, estimada a partir de dados de recaptura, e em uma abundância de indivíduos estimada em aproximadamente 2500 indivíduos para a reserva toda, eles concluíram que há uma boa chance de persistência em longo prazo da população da reserva. Contudo, o trabalho destes autores foi restrito a menos de 5% da área total da RFAD, cobrindo aproximadamente 5 km da extensão de riachos de uma das cinco pequenas bacias de riachos que nascem no interior da RFAD.

A estimativa de abundância de Magnusson *et al.* (1997b) para *Rhinemys rufipes* na RFAD se baseou na premissa de que as características do habitat e a abundância da espécie são constantes em toda a área da RFAD. No entanto, sabe-se que, para quelônios em geral, a distribuição dos indivíduos pode ser afetada por variações temporais e espaciais na disponibilidade de recursos (e.g. Brown e

Brooks, 1993; Litzgus e Mousseau, 2004); e também pelo comportamento diferenciado de machos, fêmeas e juvenis (e.g. Gibbons *et al.*, 1990; Brown e Brooks, 1993). Estudos recentes demonstraram que, na escala geográfica da RFAD, a heterogeneidade ambiental é suficiente para afetar a distribuição e abundância de diversas espécies ou grupos de espécies (Mendonça *et al.*, 2005; Rodrigues 2006; Kinupp e Magnusson, 2005; Drucker, 2005; Costa *et al.* 2005). A distribuição de espécies da comunidade de peixes nos riachos da RFAD esteve associada, principalmente, à largura dos riachos e as diferenças físico-químicas da água entre os sistemas de drenagem leste e oeste da reserva (Mendonça *et al.*, 2005).

Este estudo teve por objetivo avaliar se a população de *Rhinemys rufipes* está, de fato, distribuída homogeneamente nos riachos da RFAD, e fornecer subsídios mais precisos que os de Magnusson *et al.* (1997b) para a estimativa da probabilidade de persistência da população na RFAD. Os objetivos específicos deste estudo foram (1) estimar a abundância de *Rhinemys rufipes* em quatro micro-bacias de riachos da RFAD, (2) avaliar a ocorrência da espécie ao longo dos riachos da RFAD em função de características físicas e bióticas do habitat, (3) avaliar a mobilidade dos indivíduos entre os sistemas de drenagem da RFAD, e (4) avaliar a fidelidade de *Rhinemys rufipes* as áreas de vida registradas durante a década de 90 e em 2003.

MATERIAL E MÉTODOS

Área de estudo. A Reserva Florestal Adolpho Ducke (RFAD) está localizada a 25 km da cidade de Manaus ($02^{\circ} 55'$ e $03^{\circ} 01'$ S; $59^{\circ} 53'$ e $59^{\circ} 59'$ W). O sistema de drenagem da reserva é composto por cinco micro-bacias; a oeste as micro-bacias drenam para o Rio Negro e a leste para o Rio Amazonas (Ribeiro *et al.*, 1999; Pazin, 2004). A largura média dos riachos amostrados foi de 3,5 m, sendo que as nascentes foram classificadas como riachos de 1ª ordem, são de 2ª ordem àqueles formados por dois ou mais riachos de 1ª ordem e de 3ª ordem os formados por dois ou mais riachos de 2ª ordem. Baseado no mapa da reserva (Figura 1), a extensão linear total aproximada dos riachos da RFAD é formada por 56% de riachos de 1º ordem, 34% de 2ª ordem e 10% de 3ª ordem. A nossa área de estudo cobriu aproximadamente 17% da extensão total de riachos da reserva.

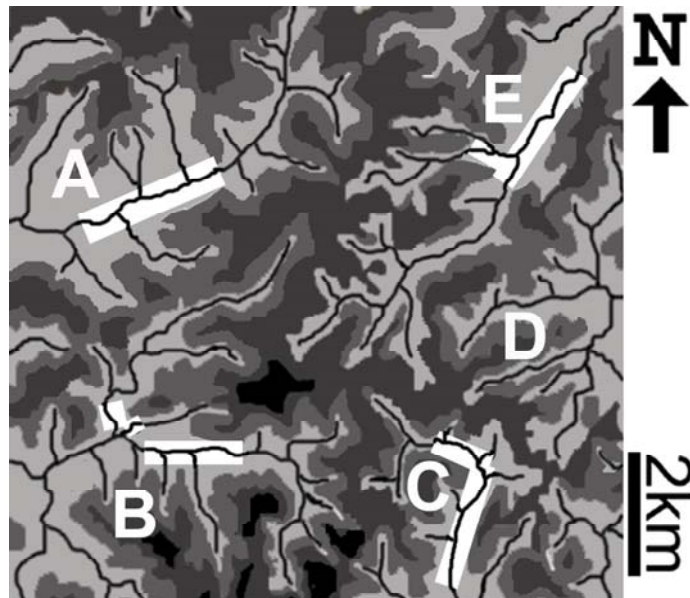


Figura 1. Mapa da Reserva Florestal Adolpho Ducke mostrando as regiões menos elevadas em cinza claro (< de 40m a.n.m.) e os locais mais elevados em negro (> 120m a.n.m.). Os riachos das micro-bacias Acará (A), Bolívia (B), Ipiranga (C), Úbere (D), e Tinga (E) estão representados por linhas negras, sendo que as áreas de amostragem nas micro-bacias do Acará, Bolívia, Ipiranga e Tinga estão indicadas por retângulos brancos.

Captura de indivíduos. _As capturas de *Rhinemys rufipes* foram realizadas em trechos de 5 km em quatro das cinco micro-bacias de riachos da RFAD (Acará, Bolívia, Tinga e Ipiranga) (Figura 1). Cada trecho de 5 km foi medido com trena, seguindo o curso do riacho, e marcado com uma placa metálica de identificação a cada 50 m, resultando em um total de 100 pontos marcados em cada micro-bacia. Cada micro-bacia foi amostrada em quatro ocasiões de captura (OC) ao longo de 2007, com um intervalo de aproximadamente 30 dias entre sucessivas ocasiões de captura na mesma micro-bacia. Uma ocasião de captura em uma micro-bacia consistiu em um dia de instalação de 20 armadilhas e três dias de revisão. Em cada ocasião de captura as 20 armadilhas foram distribuídas homogeneamente ao longo dos 5 km, mantendo 250 m de distância entre armadilhas. A cada nova ocasião de captura as armadilhas foram deslocadas 50 m em relação a sua posição na ocasião anterior, de tal forma que cada local de 50 m foi amostrado apenas uma vez. A 1ª OC foi entre o final da estação chuvosa e o início da estação seca (abril - junho), a 2ª OC foi durante o início da estação seca (junho - agosto), a 3ª OC foi durante o auge da estação seca (agosto - setembro), e a 4ª OC foi ao final da estação seca (setembro - novembro).

As armadilhas utilizadas foram do tipo covó, com quatro aros e duas câmaras, com 80 ou 60 cm de diâmetro de abertura, dependendo da altura da coluna d'água no ponto amostrado. Os covos foram armados em paralelo a uma das margens, com o funil direcionado contra a correnteza, procurando manter o aro de entrada totalmente submerso e assentado sobre o fundo, e a extremidade da última câmara fora da água, para permitir que os animais capturados pudessem respirar (Figura 2). Os covos foram abastecidos com iscas de carne de galinha, mantidas em um recipiente plástico com perfurações e preso na última câmara. As armadilhas foram

revisadas diariamente das 07:00 às 09:30h. Na medida do possível, elas também foram revisadas no início da noite, para minimizar a probabilidade de afogamento dos animais presos na rede do covão abaixo da linha d'água.



Figura 2. Disposição em que foram assentados os covos, à direita (igarapé a jusante) fica o funil de entrada fixado junto ao leito do riacho e a esquerda o segundo compartimento (onde ficam os animais e a isca) fixado à meia-água.

Identificação e medição dos indivíduos.—Todos os animais capturados foram marcados através da perfuração das placas marginais da carapaça, seguindo a metodologia de Cagle (1939) e uma versão modificada de leitura do código de marcação usado por Magnusson *et al.* (1997b). Para cada indivíduo, registramos o comprimento reto da carapaça, o comprimento curvo da carapaça, e o sexo (com base na curvatura do plastrão, na espessura da base da cauda e na distância da cloaca à base da carapaça). As fêmeas grávidas foram identificadas pela palpação da região pélvica. Também foi registrado o local e a data de captura. Todos os animais foram soltos após 24h, no mesmo local de captura.

Estimativa de abundância.—Foram incluídos apenas os dados de indivíduos acima do tamanho de maturidade sexual: machos maiores que 17cm de comprimento reto da carapaça e fêmeas maiores que 18cm (baseado em Magnusson *et al.* 1997a),

para diminuir a heterogeneidade de captura entre jovens e adultos comumente observada em quelônios (Legler, 1960; Crouse *et al.*, 1987; Iverson, 1991, Díaz-Paniagua *et al.*, 2001). Considerando o curto intervalo de tempo entre as ocasiões de captura em relação à expectativa de vida dos adultos e à pequena área de vida dos indivíduos estimada por Magnusson *et al.* (1997b), assumimos que a população foi fechada para ganhos e perdas de indivíduos durante o período de estudo. Além da heterogeneidade entre juvenis e adultos, comumente é observada em quelônios a heterogeneidade na probabilidade de captura entre os sexos (e.g. Legler, 1960; Iverson, 1991); ou no tempo e entre diferentes locais (Gibbons, 1990). Neste sentido os dados foram analisados em conjunto, porém de forma estratificada, para lidar com a variação na probabilidade de recaptura em função dos sexos (machos e fêmeas) e dos riachos de origem (Acará, Bolívia, Ipiranga e Tinga). A probabilidade de recapturar os indivíduos pode ser diferente da probabilidade na primeira captura se os indivíduos que aprendem a gostar (*trap-happy*) ou a evitar (*trap-shy*) as armadilhas, isto é comum em vários grupos animais e pode ser uma importante fonte de desvio na abundância estimada (Pollock *et al.*, 1990; Williams *et al.*, 2002). A premissa de população fechada foi testada no módulo Pradel do programa MARK por meio de *Likelihood ratio test* entre modelos com imigração ou emigração *versus* modelo de população fechada.

As estimativas de abundância foram realizadas no módulo Huggins de populações fechadas do programa MARK (Cooch e White, 2006). Foram comparados 23 modelos com combinações entre três parâmetros: probabilidade da captura (p), probabilidade de recaptura (c), e abundância (N). Nos modelos do módulo Huggins o parâmetro N é estimado separadamente para uma estimativa mais precisa do número de animais nunca capturados, ou seja, N é condicionado

fora da *likelihood ratio* (Cooch e White, 2006). Foram comparados modelos onde a probabilidade de captura variou entre os riachos e no tempo, entre riachos, no tempo, ou foi constante no tempo e entre riachos; e onde o parâmetro probabilidade de recaptura variou entre os sexos e os riachos, entre sexos, entre riachos, no tempo, ou foi constante no tempo, entre riachos e sexos. O modelo de melhor ajuste foi avaliado por meio do critério de Akaike, que está associado à noção de parcimônia, *i.e.* que entre modelos com nível de ajuste semelhante, deve ser dada preferência àquele com menor número de parâmetros (Lebreton *et al.*, 1992; Cooch e White, 2006).

Para estimar o tamanho da população total de *Rhinemys rufipes* na RFAD a partir da abundância estimada para os trechos amostrados, foi estimada a extensão total de riachos em todas as micro-bacias da RFAD usando o mapa da Figura 1. A partir dessa estimativa foi feita uma extrapolação do número total de animais na reserva, com base em dois cenários possíveis: (a) considerando uma densidade única de quelônios e similar à dos trechos amostrados para todo o resto dos riachos da reserva, *i.e.* densidade média amostrada multiplicada pelo número total de quilômetros de riachos na RFAD; e (b) considerando que não ocorrem quelônios nos riachos de 1ª ordem, *i.e.* densidade média amostrada multiplicada pelo número total de riachos de 2ª e 3ª ordem na RFAD. O cálculo da densidade de cada trecho de riacho amostrado foi feito de duas formas: o número de indivíduos estimados para cada riacho foi (ind/ha) dividido pela área do canal; ou, então, o peso médio de machos e fêmeas multiplicado pelo número de indivíduos de cada sexo para cada riacho (kg/ha) foi dividido pela área do canal. A área do canal foi calculada pela largura média de cada riacho multiplicada por 6,2 km de extensão de área efetiva de

amostragem (5 km da área de estudo + 1,2 km referentes a um *efeito de área extra-grid*, veja Williams *et al.* 2002).

Relação com variáveis de habitat. A relação entre a presença-ausência de *Rhinemys rufipes* em cada local de captura e um conjunto de variáveis de habitat foi avaliada através de uma regressão logística múltipla (Braak e Looman, 1995). Foram medidas as seguintes variáveis de habitat (medidas nos 50 m de riacho à jusante do ponto de localização da armadilha): (a) profundidade média do riacho (média dos valores da altura da coluna d'água em quatro pontos equidistantes sobre uma linha transversal ao curso do riacho em três pontos - a 0 m, 20 m e 40 m a jusante da armadilha); (b) largura média do riacho (média dos valores da distância perpendicular ao curso do riacho de uma margem a outra em três pontos - a 0 m, 20 m e 40 m a jusante da armadilha); (c) velocidade média de correnteza (média de seis valores do tempo que uma bola plástica levou para percorrer 1m de distância no meio do canal do riacho – três valores a 0 m e três a 20 m da armadilha, registrados com um cronômetro digital); (d) disponibilidade de palmeiras frutificando, tendo em vista que os frutos de palmeiras são um importante item da dieta desta espécie (e.g. Lima *et al.* 1997) (número de indivíduos de *Oenocarpus bacaba*, *Oenocarpus bataua*, *Euterpe precatori*, *Oenocarpus bacaba* e *Mauritia flexuosa* frutificando em uma faixa de 4 m ao longo de cada margem do riacho); e (e) disponibilidade de refúgio (proporção da área de 50 m de riacho ocupado por trocos e galhos submersos e bancos de raízes projetando das margens). Micro-bacia e ocasião de captura foram utilizadas, respectivamente, como fator fixo e aleatório na análise. A independência entre as variáveis de habitat medidas foi testada através de correlação simples e também de regressão linear múltipla.

As análises foram realizadas incluindo e não incluindo os dados da primeira ocasião de captura no riacho Bolívia, porque esta ocasião diferiu das outras ocasiões nas condições de captura (houve uma chuva intensa e ininterrupta durante o período de exposição das armadilhas e as entradas das armadilhas foram modificadas após esta primeira ocasião, diminuindo a fiação transversal, para minimizar a probabilidade de que algum animal pudesse se enredar na fiação de sustentação). Para avaliar possíveis diferenças na distribuição dos indivíduos em função de sexo e estado reprodutivo (no caso das fêmeas) os dados de machos, fêmeas e fêmeas grávidas também foram analisados separadamente. As análises estatísticas foram realizadas no programa Systat 10.0.

Mobilidade dentro de e entre micro-bacias. Para avaliar a mobilidade em curto prazo de *Rhinemys rufipes* nos riachos amostrados, foram analisadas as medidas de distância entre localizações de duas capturas sucessivas de 35 indivíduos adultos. A distância linear percorrida por cada indivíduo foi medida a partir da localização das capturas em relação às placas enumeradas dispostas na área de estudo. Os deslocamentos individuais foram comparados entre sexos por meio de um teste Kruskal-Wallis.

Para avaliar a fidelidade de *Rhinemys rufipes* à área de vida em longo e médio prazo, nós contamos com dados de capturas realizadas no riacho Acará durante a década de 90 (por Magnusson *et al.* 1997b) e no riacho Bolívia em 2002 e 2003 (por Francesco Caputo, Montserrat Moya e Richard Vogt, dados não publicados). Em todos os casos, os trechos de amostragem foram menores que 2-3 km e se encontravam dentro da área de amostragem do presente estudo.

RESULTADOS

Indivíduos capturados. Foram capturados 144 indivíduos de *Rhinemys rufipes* (Figura 3), sendo 78 fêmeas, 55 machos e 11 juvenis. Treze fêmeas grávidas foram detectadas por palpação de região pélvica entre o início de abril e o início de julho. Ao todo foram capturados 27 indivíduos no riacho Acará, 41 no riacho Bolívia, 41 no riacho Ipiranga e 35 no riacho Tinga.



Figura 3. Macho adulto de *Rhinemys rufipes* capturado na Reserva Florestal Adolpho Ducke.

Considerando-se animais marcados e não marcados, em todas as ocasiões de captura, exceto a primeira, foram capturadas mais fêmeas do que machos (razão sexual 1:1 na 1ª ocasião; 1:1,9 na 2ª ocasião; 1:1,3 na 3ª ocasião e 1:1,8 na 4ª ocasião), e em todas as micro-bacias. Durante a primeira ocasião, um macho e uma fêmea adultos morreram afogados nas armadilhas no riacho Bolívia. A taxa de recaptura geral (considerando as quatro micro-bacias) esteve próxima de 50% ao final do estudo, porém foi maior no Ipiranga (80%) do que no Tinga (50%), Bolívia (40%) e Acará (40%). O número de recapturas foi menor no riacho Acará ($n = 7$),

seguido pelo Tinga (n = 16), Bolívia (n = 18), e Ipiranga (n = 34). Para os dados em conjunto, 35% das fêmeas e 26% dos machos capturados foram recapturados ao menos uma vez (Tabela 1).

Tabela 1. Dados de captura-recaptura de adultos de *Rhinemys rufipes* na RFAD em 2007, separados por micro-bacia para a primeira, segunda, terceira e quarta ocasiões de captura (1ªOC, 2ªOC, 3ªOC, 4ªOC; respectivamente). $R_{(i)}$ = número de indivíduos marcados na ocasião i; $m_{(ij)}$ = número de indivíduos marcados em i recapturados em j; $r_{(i)}$ = número total de recapturas de indivíduos em i. O asterisco (*) ressalta os dois animais mortos em captura.

Micro-bacia	1ªOC	$R_{(i)}$	$m_{(ij)}$			$r_{(i)}$
			2ªOC	3ªOC	4ªOC	
Bolívia	1ªOC	2*	0	0	0	0
	2ªOC	13		7	5	12
	3ªOC	14			6	6
Tinga	1ªOC	15	3	3	1	7
	2ªOC	11		2	3	5
	3ªOC	5			4	4
Ipiranga	1ªOC	18	10	5	4	19
	2ªOC	12		8	3	11
	3ªOC	4			1	1
Acará	1ªOC	4	1	1	0	2
	2ªOC	10		1	4	5
	3ªOC	5			0	0
Total		113	14	27	31	72

Estimativa de abundância. O modelo que obteve o melhor ajuste segundo o critério de Akaike (AICc) foi o modelo com efeito do riacho e do tempo sobre a probabilidade de captura, mas sem resposta comportamental negativa ou positiva dos indivíduos após a 1ª captura. Após este modelo, apresentaram melhor ajuste os

modelos com heterogeneidade comportamental que assumem o efeito do riacho sobre a probabilidade de captura (Tabela 2). De tal forma que, em geral, os modelos heterogeneidade na probabilidade de captura dos indivíduos explicaram melhor a variação dos dados. Os modelos com imigração ou emigração não se ajustaram melhor aos dados do que modelos de população fechada, de tal forma que o conjunto dos dados atendeu bem ao teste de população fechada.

A abundância de indivíduos adultos de *Rhinemys rufipes* estimada foi de 42 no Ipiranga, 57 no Acará, 55 no Bolívia e 54 no Tinga (Tabela 3). A densidade estimada para cada trecho amostrado foi de 22,6 ind/ha no Acará, 26,6 ind/ha no Bolívia, 24,5 ind/ha no Ipiranga e 22,5 ind/ha no Tinga. A estimativa de abundância para toda a extensão de riachos da RFAD variou de 1092 adultos no cenário (a) (238,4 indivíduos adultos na micro-bacia do Acará, 361,6 na micro-bacia do Bolívia, 96,9 na micro-bacia do Ipiranga, 225,3 na micro-bacia do Tinga e 169,3 na micro-bacia do Uberê) a 419 adultos no cenário (b) (86,5 indivíduos adultos na micro-bacia do Acará, 125,8 na micro-bacia do Bolívia, 44,5 na micro-bacia do Ipiranga, 110 na micro-bacia do Tinga e 52,2 na micro-bacia do Uberê).

Tabela 2. Ordenamento dos doze modelos com melhor ajuste segundo o critério de Akaike (AICc). As siglas “p” e “c” nos modelos significam probabilidade de captura e probabilidade de recaptura, respectivamente.

Modelo	AICc	Verossimilhança do modelo	Núm. de Parâmetros	Desvio
p (tempo*riacho)	0,823	1,000	11	601
p(riacho)c(riacho)	0,047	0,057	8	613
p(riacho)c(tempo)	0,034	0,042	7	616
p(riacho)c(constante)	0,024	0,029	5	621
p(riacho}	0,024	0,029	4	623
p(riacho)c(sexo)	0,011	0,013	6	620
p(constante)c(riacho)	0,010	0,012	5	623
p(tempo)	0,008	0,009	3	627
p(constante)c(tempo)	0,007	0,008	4	625
p(constante)c(constante)	0,005	0,006	2	630
p(constante)c(sexo)	0,002	0,003	3	630
p(tempo)c(riacho)	0,002	0,002	7	622

Tabela 3. Estimativas do número de machos e fêmeas adultos nos trechos amostrados de 5 km de cada micro-bacia, segundo o modelo “*p(tempo*riacho)*”.

Micro-bacia	Sexo	Abundância Estimada	Erro padrão	Intervalo de confiança 95%
Acará	Fêmeas	30,47	10,42	19,28 – 65,33
	Machos	26,12	9,17	16,41 – 57,16
Bolívia	Fêmeas	37,14	6,49	29,55 – 57,43
	Machos	17,83	3,77	13,83 – 30,56
Ipiranga	Fêmeas	23,80	2,61	21,12 – 32,84
	Machos	17,85	2,16	15,76 – 25,68
Tinga	Fêmeas	29,56	6,45	22,16 – 50,07
	Machos	24,63	5,62	18,34 – 42,81
N Total		207,4	---	156,5 – 362,9

Relação com as variáveis de habitat. O teste de correlação simples entre as variáveis de habitat mostrou uma forte correlação positiva entre largura e profundidade do riacho. Da mesma forma, a regressão múltipla também mostrou forte relação entre largura e profundidade do riacho, e entre largura e velocidade da correnteza do riacho. Por isto, nas análises subseqüentes, utilizamos apenas largura do riacho, juntamente com disponibilidade de palmeiras frutificando nas margens, disponibilidade de refúgio, ocasião de captura e micro-bacia de riacho como variáveis preditoras.

Os resultados da regressão logística mostraram resultados discrepantes para a análise quando considerada, ou não, a primeira ocasião de captura no riacho Bolívia. Quando esta ocasião de captura foi considerada, os dados de presença-ausência de animais adultos indicaram relação com o conjunto das variáveis preditoras (RHO = 0,066, P = 0,007), porém a mesma regressão não foi significativa quando esta ocasião foi eliminada das análises (RHO = 0,040, P = 0,126). Em ambos os casos, apenas o parcial da variável largura de riacho esteve negativamente associado à ocorrência dos indivíduos. Pelos motivos já expostos em Material e Métodos, a primeira ocasião de captura no Bolívia foi eliminada das análises a seguir. O conjunto de dados só mostrou relação significativa em regressões logísticas de modelos reduzidos com apenas a largura do riacho como variável preditoras (RHO = 0,018, P = 0,018). Não houve diferenças significativas na distribuição de machos (RHO = 0,056, P = 0,524) ou fêmeas (RHO = 0,060, P = 0,285), quando analisados separadamente. No início da estação seca a ocorrência de fêmeas grávidas variou significativamente entre os locais de captura (RHO = 0,315, P = 0,002), sendo fortemente associada aos locais com menor largura média do riacho (P parcial =

0,023). Neste período, a ocorrência de fêmeas em geral também mostrou associação significativa com as variáveis de habitat (RHO = 0,98, P = 0,020), embora a ocorrência de machos não tenha mostrado relação significativa com as variáveis de habitat (RHO = 0,118, P = 0,106).

Mobilidade dentro de e entre micro-bacias. Durante os seis meses de duração deste estudo, o deslocamento médio entre localizações sucessivas de 35 indivíduos adultos foi de 806m (SD = 1047,7). Houve variação significativa entre a movimentação de machos (n = 14) e fêmeas (n = 21) (p = 0,003, n = 35, df = 1), sendo que as fêmeas (média = 561,9, SD = 877,8) se movimentaram, em média, menos do que os machos (média = 1339,3, SD = 1137,8).

Dos 49 animais que haviam sido capturados no riacho Bolívia em 2002 e 2003, 24 animais foram recapturados durante este estudo. Contudo, foi possível calcular o deslocamento entre anos de apenas 8 animais, porque a informação registrada na captura inicial não permitiu a identificação do local da captura inicial ou faltou o registro no banco de dados do local de captura para estes indivíduos. O deslocamento médio foi de 1031 m (mín. = 100 m, máx. = 2300 m). Dos 93 animais marcados no riacho Acará durante a década de 90, nenhum foi recapturado dentro da micro-bacia do Acará em 2007. No entanto, dois machos adultos (um com 17,6 cm e o outro com 20,2 cm de CRC), capturados em 1985 e 1994, foram recapturados nas micro-bacias do Tinga e Ipiranga, respectivamente.

DISCUSSÃO

Os nossos resultados demonstram que *Rhinemys rufipes* é abundante em toda a RFAD, com uma densidade média de 22,6 kg/ha. Esse valor é similar à densidade mínima de 20,5 kg/ha estimada para a espécie na RFAD por Magnusson *et al.* (1997b), e está dentro da ampla margem esperada para um quelônio aquático (Iverson, 1982). Entre 54 e 57 indivíduos adultos foram estimados nos trechos de amostragem dos riachos Acará, Bolívia e Tinga, e 42 indivíduos no Ipiranga. A probabilidade de captura de *Rhinemys rufipes* apresentou grande variação entre os riachos e no tempo, sendo que um ou mais fatores bióticos, abióticos ou do método de amostragem podem ter contribuído para esta heterogeneidade. Apesar da pequena diferença na abundância entre os riachos e dos pequenos intervalos de confiança sugerirem uma abundância homogênea para a RFAD, não é possível determinar se a abundância é homogênea até que se obtenha uma melhor compreensão dos fatores por trás desta heterogeneidade na probabilidade de capturas. Contudo, até o momento, assumir uma abundância homogênea é a melhor alternativa possível para se estimar o tamanho populacional de *Rhinemys rufipes* para toda a área da RFAD.

O principal fator responsável por esta heterogeneidade nas probabilidades de capturas dos indivíduos parece ser a diferença entre os trechos amostrados na utilização do habitat pelos indivíduos, com os indivíduos ocorrendo mais nos riachos de 2ª ordem. Embora a regressão logística para o conjunto de dados não tenha mostrado relação significativa com as variáveis de habitat, o parcial da largura de riacho foi significativo no modelo com todas as variáveis de habitat e a regressão foi significativa para o conjunto de dados quando considerada apenas a variável largura

do riacho. A maior ocorrência dos indivíduos em riachos de 2ª ordem também explicaria porque as probabilidades de capturas foram maiores para os trechos dos riachos Bolívia (0,29) e Ipiranga (0,40) - compostos por 93,75% e 100% de riachos de 2ª ordem, respectivamente - e menor nos trechos dos riachos Acará (0,14) e Tinga (0,23) - compostos por 61,3% e 63% de riachos de 3ª ordem, respectivamente. Ao menos para o riacho Acará, a menor probabilidade de captura pode ter sido influenciada por alguma variável de habitat não medida como a composição do leito do riacho (rochoso em parte do Acará e arenoso nos outros). Magnusson *et al.* (1997b), em 10 anos de recapturas nesta área, observaram uma taxa de recaptura 7,5 vezes maior nos extremos da área de estudo. É provável que a área de vida dos animais esteja mais concentrada nos limites desta área de estudo. Se no riacho Acará os indivíduos realmente ocorrerem mais nos limites da área de estudo, esta sub-população pode estar mais sujeita a uma quebra da premissa de população fechada do que as sub-populações nas outras áreas de estudo.

Outro fator que pode explicar a heterogeneidade na probabilidade de captura está relacionado ao comportamento reprodutivo dos indivíduos. É possível que a probabilidade de captura seja afetada por variações sazonais na taxa de atividade ou por deslocamentos sazonais dos indivíduos entre os riachos de 2ª e 3ª ordens. Nos meses de maio e junho, a ocorrência de fêmeas grávidas e fêmeas em geral de *Rhinemys rufipes* estiveram fortemente associadas aos riachos mais estreitos. A relação das fêmeas com os riachos mais estreitos durante o início da estação seca pode estar associada à busca de locais apropriados para nidificação, uma vez que estes locais são menos susceptíveis a alagamentos esporádicos das margens, que poderiam causar mortalidade de embriões (e.g. Tucker *et al.*, 1997). Provavelmente grande parte das fêmeas classificadas como não grávidas também estavam grávidas

durante este período, pois o método de palpação subestima a frequência de fêmeas grávidas (Keller, 1998). Quatro animais realizaram deslocamentos notavelmente maiores em um curto intervalo de tempo: uma fêmea, possivelmente grávida (perdeu 95 g entre o início de junho e o início de agosto), se deslocou 4,2 km riacho acima; e três machos se deslocaram distâncias superiores a 3 km, sendo que um deles subiu 4 km de riacho na primeira metade da estação seca (maio-julho) e depois retornou, durante a segunda metade da estação seca (agosto-outubro). O longo deslocamento desta fêmea é consistente com a idéia de que as fêmeas buscam as zonas mais altas das bacias de drenagem para nidificação. Embora até hoje não tenham sido descritos os ninhos de *Rhinemys rufipes*, estes deslocamentos são condizentes com migrações relacionadas à atividade reprodutiva registrados também para outra espécie de quelônio (Gibbons *et al.*, 1990; Brown e Brooks, 1993; Milan e Melvin, 2001; Litzgus e Mousseau; 2004).

Além destes fatores, a eficiência das armadilhas pode ter contribuído para a heterogeneidade se houver variação em função da largura do canal ou condições climáticas. A eficiência das armadilhas pode ser maior em pontos onde o diâmetro da abertura da armadilha cubra maior parte da largura do canal, isto explicaria a tendência do parcial para a variável largura do riacho se manter significativa em todos os modelos (mesmo os não significativos). No entanto, dados de telemetria indicam que animais podem simplesmente rodar pela margem se não querem entrar na armadilha, mesmo que a armadilha feche completamente o canal (W. Magnusson, com. pessoal). Além disto, o efeito da largura sobre a ocorrência de fêmeas no início da estação seca parece realmente ser o efeito de uma maior ocupação destas áreas, pois não houve relação semelhante para os machos no mesmo período ou para as fêmeas no meio e final da estação seca. Condições

climáticas extremas, como a chuva intensa durante a 1ª ocasião de captura no Bolívia, também podem ter sido responsáveis por variações na probabilidade de captura dos indivíduos. Períodos de chuvas intensas afetam um conjunto de variáveis ambientais (largura média do riacho, velocidade da correnteza, turbidez da água) que podem ser importantes nas estratégias de atividade e forrageio dos indivíduos, e desta forma, podem ter conseqüências sobre a probabilidade de captura/detecção dos indivíduos. Relacionar dados de presença-ausência com medidas de habitat através de regressão logística é uma abordagem comumente utilizada por ecólogos para identificar variáveis-chave do habitat. Contudo, estes modelos são sensíveis até mesmo a pequenos níveis de não-detecção em dados de ocupação, porque a regressão logística não discrimina probabilidade de ocupação e probabilidade de detecção (MacKenzie *et al.* 2006). De tal forma que, sem poder distinguir entre ocupação e probabilidade de detecção fica difícil discriminar entre os efeitos da ocupação ou da detectabilidade em função do método de amostragem.

Mesmo a estimativa de abundância de *Rhinemys rufipes* para toda a RFAD mais conservadora, que considerou a abundância em riachos de primeira ordem semelhante à de riachos de ordens superiores (1100 indivíduos adultos), ainda corresponde a menos que a metade do valor estimado por Magnusson *et al.* (1997b) (2500 indivíduos adultos). A maior abundância estimada por Magnusson *et al.* (1997b) pode ter sido fruto do método empregado, que envolveu múltiplas ocasiões de captura distribuídas em um extenso período de tempo, o que aumenta as chances de super-estimativa da abundância pela quebra da premissa de uma população fechada (Williams *et al.*, 2002). O registro de deslocamentos maiores que 4 km em um curto intervalo de tempo reforça a idéia de que são grandes as chances de se super-estimar a abundância mesmo em estudos de curta duração. A

abundância real pode ser muito menor (420 indivíduos), segundo o cenário que supõe que *R. rufipes* não ocorre em riachos de 1ª ordem. Apesar dos riachos de 1ª ordem representarem 56% da extensão total de riachos da RFAD, grande parte deles se mostrou rasa demais durante a maior parte do ano para comportar indivíduos adultos da *Rhinemys rufipes*. Apenas dois indivíduos foram capturados em riachos de 1ª ordem, mas apenas 1,5% dos riachos de 1ª ordem foram amostrados, de tal forma que não foi possível avaliar com confiança a ocupação dessa classe de riachos. Neste sentido, é importante que próximos estudos procurem avaliar com maior representatividade a ocorrência da espécie nos riachos de 1ª ordem.

O registro de deslocamentos maiores que 4 km e a recaptura de apenas 2 dos 93 animais marcados no Acará entre 1985 e 1995, ambos em outras micro-bacias, sugerem que talvez a espécie seja menos filopátrica do que se imaginava e demonstra que existe certo grau de troca de indivíduos entre as micro-bacias de riachos da RFAD. Estimativas de sobrevivência adulta para outras espécies de quelônio de água doce variam entre 0,82 e 0,97 (e.g. Doroff e Keith, 1990; Litzgus, 2006; Fonnesebeck e Dood, 2003; Bowen *et al.* 2004). Considerando uma taxa de sobrevivência adulta anual média de 0,9 e considerando o intervalo de 12 anos entre o final das capturas de Magnusson *et al.* (1997) e nosso estudo, se esperaria que aproximadamente 20 a 30 daqueles 93 animais ainda estivessem disponíveis para recaptura atualmente. Migrações entre corpos d'água em espécies de quelônios neotropicais foram observadas em *Acanthochelys spixii*, no sul do Brasil, e *Batrachemys tuberculata*, no nordeste do Brasil (Lema e Ferreira, 1990; Vanzolini *et al.*, 1980). Deslocamentos similares a estes já foram registrados nesta população por Magnusson *et al.* (1997b), que registraram um longo deslocamento (4 km em linha

reta) de uma fêmea jovem e de um macho adulto da sua área de estudo no Acará, do riacho principal para um tributário distante. Assim como Magnusson *et al.* (1997b) acreditamos que a rota mais provável para estes deslocamentos é seguindo o curso dos riachos até as cabeceiras das micro-bacias, de onde os animais teriam cruzado por terra o platô que divide as nascentes. As outras duas rotas alternativas são pouco prováveis, uma vez que a menor distância por terra entre os pontos de captura é de aproximadamente 9 km; e a menor distância seguindo o curso dos igarapés correnteza abaixo envolveria nadar mais de 50 km pela micro-bacia, passando por áreas muito alteradas fora dos limites da RFAD.

A estimativa menos conservadora de abundância total de 420 indivíduos adultos na RFAD (2º cenário), com sub-populações da ordem de 45 a 126 indivíduos adultos por micro-bacia, pode representar risco moderado de extinção em longo prazo por processos estocásticos. Estocasticidade genética pode operar em populações menores que 500 indivíduos adultos, enquanto a estocasticidade demográfica é considerada a maior componente quando a população é da ordem de 100 indivíduos adultos ou menor (Lande *et al.*, 2003; Soulé e Wilcox, 1980). Mesmo sem efeito direto externo, estas populações são vulneráveis a eventos estocásticos de origem demográfica ou genética por causa do seu pequeno tamanho (Dood, 1990; Lande, 1988; Browne e Hecnar, 2007). No entanto, a detecção de deslocamentos entre micro-bacias da reserva demonstra que as sub-populações possuem algum grau de conexão. Isto deve ser suficiente para: evitar os efeitos adversos da depressão gênica por endogamia (Falconer, 1981; Wright, 1977); proporcionar o efeito resgate, aumentando a chance de persistência de sub-populações deterioradas (Allee, 1954); e possibilitar a re-colonização de áreas onde sub-populações se extinguiram (MacArthur e Wilson, 1967), aumentando a chance de persistência de *Rhinemys*

rufipes na RFAD. Mas, ao mesmo tempo, a capacidade de dispersão também pode significar desvantagens em curto prazo; porque alguns indivíduos podem se mover para além dos limites da reserva, onde podem ser expostos a maiores taxas de mortalidade (Aresco, 2004; Dood, 1990).

CONCLUSÕES

A estimativa de abundância total de indivíduos adultos de *Rhinemys rufipes* para a RFAD variou entre 420 e 1100 indivíduos, bem abaixo da abundância de 2500 indivíduos estimada por Magnusson *et al.* (1997b) na década de 90. A diferença provavelmente é devida a diferenças nos métodos de análise utilizados nos dois estudos, a abundância total para a reserva estimada por Magnusson *et al.* (1997b) provavelmente é uma super-estimativa. A longa duração do estudo de Magnusson *et al.* (1997b) aumenta a chance de superestimar a população que ocorre além da área de estudo, principalmente se deslocamentos maiores que 2 km forem mais freqüentes do que se supõe. A abundância real pode ser muito pequena se os indivíduos ocorrerem em riachos de 1º ordem com menor densidade. Esforços futuros devem ser voltados para amostragens que objetivem quantificar a ocorrência da espécie nos riachos de 1º ordem, o que possibilitaria estimativas mais precisas da abundância de *Rhinemys rufipes* na RFAD.

A ocorrência de machos e fêmeas em conjunto não variou em relação a nenhuma das variáveis de habitat medidas. Apenas durante o início da estação seca a ocorrência das fêmeas esteve significativamente associada aos locais com menor largura média do riacho, o que pode estar associado ao comportamento de nidificação dessa espécie na RFAD. Possivelmente porque esses locais estão a maior altitude e estão menos sujeitos ao alagamento das margens dos riachos. Porém, a probabilidade de captura dos indivíduos pode ter sido afetada por diferenças nas condições climáticas entre as ocasiões (e.g. como períodos de chuva mais intensa) ou diferenças na largura dos riachos e, sem distinguir entre ocupação

e probabilidade de detecção, as regressões logísticas não permitiram discriminar entre os efeitos da abundância ou do método de amostragem.

Apesar da maioria dos indivíduos ter se deslocado de modo consistente com áreas de vida de 1-2 km de riacho, o registro de deslocamentos maiores que 4 km em um curto intervalo de tempo e a ausência de recapturas no Acará dos indivíduos capturados inicialmente na década de 90, indicam que a espécie pode ser menos filopátrica do que se supunha. Os dados de recaptura dos anos 90 e entre 2002-2003 e 2007 indicam que ocorrem deslocamentos de indivíduos entre micro-bacias, mas que estes movimentos de dispersão são pouco freqüentes. Esta capacidade de dispersão entre micro-bacias torna maior a chance de persistência de *Rhinemys rufipes* na RFAD em longo prazo, porque pode evitar os efeitos adversos da estocasticidade demográfica e genética. Em conjunto, estes dados reforçam a necessidade de melhores estimativas da área de vida destes organismos e de uma melhor compreensão dos fatores que afetam a distribuição espacial e temporal dos indivíduos de *Rhinemys rufipes*.

AGRADECIMENTOS

Este estudo foi financiado pela Fundação O Boticário de Proteção à Natureza (contrato nº 0724_20062) e pelo projeto PPI/INPA/MCT (nº PRI. 05.70). D.E.A.S. recebeu uma bolsa de estudos da Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado do Amazonas (FAPEAM). Agradeço à M. Moya, F. Caputo e R. Vogt pelos dados de captura de anos anteriores concedidos. Em especial gostaríamos de agradecer pela colaboração de W. Magnusson, G. Ferraz, A. Lima, K. Yamamoto, A. Tourinho e J. do Nascimento. As capturas de *Rhinemys rufipes* foram realizadas com autorização da licença nº 02005.001827/06-67 do Instituto Brasileiro de Meio Ambiente – IBAMA.

LITERATURA CITADA

Allee, W.C. 1954. Principles of animal Ecology. *In: The distribution and abundance of animals* (Ed. Andrewartha, H.G. e L.C. Birch) University of Chicago Press, Chicago.

Aresco, M.J. 2004. The effect of sex-specific terrestrial movements and roads on the sex ratio of freshwater turtles. *Biological Conservation* 2005(123):37-44.

Bowen, K.D., P.L. Colbert, F.J. Janzen. 2004. Survival and recruitment in a human-impacted population of Ornate Box Turtle, *Terrapene ornate*, with recommendations for conservation and management. *Journal of Herpetology* 38(4):562-568.

Braak C.J.F., C.W.N. Looman. 1995. Chapter 3: Regression. *In: Data analysis in community and landscape ecology.* Edited by R.H.G.Jongman, C.W.N. Looman and O.F.R. van Tongeren, second edition.

Brown, G.P., R.J. Brooks. 1993. Sexual and seasonal differences in activity in a northern population of Snapping Turtles, *Chelydra serpentina*. *Herpetologica*, 49(3):311-318.

Browne, C.L., S.J. Hecnar. 2007. Species loss and shifting population structure of freshwater turtle despite of habitat protection. *Biological Conservation* 2007(138):421-429.

Cagle, F.R. 1939. A system of marking turtles for future identification. *Copeia* 1939(3):170-173.

Congdon, J.D., A.E. Dunham, R.C. Van Loben Sels. 1993. Delayed sexual maturity and demographics of Blanding's Turtle (*Emydoidea blandingii*): Implications

for conservation and management of long-lived organisms. *Conservation Biology* 7(4):826-833.

Congdon, J.D., A.E. Dunham, R.C. Van Loben Sels. 1994. Demographics of Common Snapping Turtles (*Chelydra serpentina*): Implications for conservation and management of Long-lived organisms. *American Zoology* 34(1994):397-408.

Cooch, E., G. White. 2006. Program Mark: A gentle introduction. Edited by Cooch and White, fifth edition.

Costa, F.R.C., Magnusson, W.E. & Luizão, R.C. 2005. Mesoscale distribution patterns of Amazonian understory herbs in relation to topography, soil and watersheds. *Journal of Ecology* 93:863-878.

Crouse, D.T., L.B. Crowder, H. Caswell. 1987. A stage-based population model for loggerhead sea turtles and implications for conservation. *Ecology* 68: 1412-1423.

Díaz-Paniagua, C., C. Keller, A.C. Andreu. 2001. Long-term demographic fluctuations of the spur-tighed tortoise *Testudo graeca* in SW Spain. *Ecography* (Copenhagen) 24, 707-721.

Dood, C.K., Jr. 1990. Effects of habitat fragmentation on a stream-dwelling species, the Flattened Musk Turtle *Sternotherus depressus*. *Biological Conservation* 1990(54):33-45.

Doroff, A.M., L.B. Keith. 1990. Demography and ecology of an Ornate Box Turtle (*Terrapene ornata*) population in South-Central Wisconsin. *Copeia* 1990:387-399.

Drucker, D.P. 2005. Variação na composição da comunidade herbácea em áreas ripárias da Amazônia central. Tese de Mestrado, Instituto Nacional de

Pesquisas da Amazônia/Universidade Federal do Amazonas, Manaus, Amazonas.
68 pp.

Falconer, D.S. 1981. Introduction to quantitative genetics. Longman (2^oEd.),
Londres.

Fonnesbeck, C.J., C.K. Jr Dood. 2003. Estimation of Flattene Musk Turtle
(*Sternotherus depressus*) survival, recapture, and recovery rate during and after a
disease outbreak. Journal of Herpetology 37(3):602-607.

Frazer, N. B. 1992. Sea Turtle Conservation and Halfway Technology.
Conservation Biology 6(2):179-184.

Gibbons, J.W. 1990. Chapter 14: Sex ratios and their significance among
turtle populations. p. 171-182. *In: Life History and Ecology of the Slider Turtle*, J.
Whitfield Gibbons (ed.) Smithsonian Institution Press. Washington, D.C.

Gibbons, J.W., J.L. Greene, J.D. Congdon. 1990. Chapter 16: Temporal and
spatial movement patterns of Slider and others Turtles. p. 201-215. *In: Life History
and Ecology of the Slider Turtle*, J. Whitfield Gibbons (ed.) Smithsonian Institution
Press. Washington, D.C.

Iverson, J.B. 1982. Biomass in turtles populations: a neglected subject.
Oecologia 55:69-76.

Iverson, J.B. 1991. Patterns of survivorship in turtles (order Testudines).
Canadian Journal of Zoology 69:385-391.

Keller, C. 1998. Assessment of reproductive state in the turtle *Mauremys
leprosa*: a comparison between inguinal palpation and radiography. Wildlife Research
25, 527-531.

Kinupp, V.F., Magnusson, W.E. 2005. Spatial patterns in the understory shrub genus *Psychotria* in central Amazonia: effects of distance and topography. *Journal of Tropical Ecology* 21:363-374.

Lamar, W.W., F. Medem. 1982. Notes on the Chelid turtle *Phrynops rufipes* in Colombia. *Salamandra* 18:305-321.

Lande, R. 1988. Genetics and demography in biological conservation. *Science* 241(4872):1455-1460.

Lande, R, S. Engen, B.E. Saether. 2003. Stochastic population dynamics in ecology and conservation. Oxford University Press, Oxford, UK.

Lebreton, J.D., K.P. Burnham, J. Clobert, D.R. Anderson. 1992. Modeling survival and testing biological hypotheses using marked animals: A unified approach with case studies. *Ecological Monographs* 62(1):67-118.

Legler, J.M. 1960. Natural history of the Ornate Box turtle, *Terrapene ornata ornata* Agassiz. University of Kansas Publications Museum of Natural History 11: 527-669.

Lema, T., M.T.S. Ferreira. 1990. Contribuição ao conhecimento dos Testudines do Rio Grande do Sul (Brasil): lista sistemática comentada (Reptilia). *Acta Biológica Leopoldensia* 12:125–164.

Litzgus, D.L. 2006. Sex Differences in Longevity in the Spotted Turtle (*Clemmys guttata*). *Copeia* 2006(2):281-288.

Lima, A.C. de, W.E. Magnusson, V.L. da Costa. 1997. Diet of the turtle *Phrynops rufipes* in central Amazonia. *Copeia* 1997:216:219.

Litzgus, D.L., T.A. Mousseau. 2004. Home range and seasonal activity of southern Spotted Turtles (*Clemmys guttata*): Implications for management. *Copeia* 2004(2):804-817.

Lue, K-Y., T-H. Chen. 1999. Activity, movement patterns, and home range of the Yellow-margined Box Turtle (*Cuora flavomarginata*) in Northern Taiwan. *Journal of Herpetology* 33(4):590-600.

MacArthur, R.H., E.O. Wilson. 1967. The theory of island biogeography (Princeton University Press). *In: Dynamics of extinction* (Ed. Elliot, D.K.). Wiley, New York, 1987.

Magnusson, W.E., A.C. de Lima, V.L. da Costa, O.P. de Lima. 1997a. Growth of the turtle, *Phrynops rufipes*, in Central Amazonia, Brazil. *Chelonian Conservation and Biology* 2(4):576-581.

Magnusson, W.E., A.C. de Lima, V.L. da Costa, R.C. Vogt. 1997b. Home range of the turtle, *Phrynops rufipes*, in an isolated reserve in Central Amazonia, Brazil. *Chelonian Conservation and Biology* 2(4):494-49.

MacKenzie, D.I., J.D. Nichols, J.A. Royle, K.A. Pollock, L.L. Bailey, J.E. Hines. 2006. Occupancy in ecological investigations. *In: Occupancy estimation and modeling: inferring patterns and dynamics of species occurrence.* Academic Press, 25-51.

Mattson, D.J., B.M. Blanchard, R.R. Knight. 1992. Yellowstone Grizzly Bear mortality, human habituation, and Whitebark Pine seed crops. *Journal of Wildlife Management* 55:432-442.

Mendonça, F.P., W.E. Magnusson, J. Zuanon. 2005. Relationships between habitat characteristics and fish assemblages in small streams of central Amazonia. *Copeia* 2005:750-763.

Milam, J.C., S.M. Melvin. 2001. Density, habitat use, movements, and conservation of Spotted Turtles (*Clemmys guttata*) in Massachusetts. *Journal of Herpetology* 35 (3):418-427.

Pazin, V.F.V. 2004. Assembléias de peixes em poças temporárias marginais a riachos de terra-firme, Amazônia Central. Dissertação de mestrado. Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia/Universidade do Amazonas. 42 pp.

Pollock, K.H., J.D. Nichols, C. Brownie e J.E. Hines. 1990. Chapter 3. Closed population models. *In*: Statistical inference for capture-recapture experiments. Wildlife Monographs, 107(Janeiro 1990):11-15.

Pritchard, P.C.H. 1979. Encyclopedia of Turtles. TFH publication, Neptune, New Jersey, 895 pp.

Ribeiro, J.E.L. da S. et al. 1999. Flora da reserva Ducke: Guia de identificação das plantas vasculares de uma floresta de terra-firme na Amazônia Central. INPA. Manaus, Brasil.

Rodrigues, D.J. 2006. Influência de fatores bióticos e abióticos na distribuição temporal e espacial de girinos de comunidades de poças temporárias em 64 km² de floresta de terra firme na Amazônia central. Tese de Mestrado, Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia/Universidade Federal do Amazonas, Manaus, Amazonas. 68 pp.

Rubin, C.S., R.E. Warner, D.R. Ludwig, R. Thiel. 2004. Survival and population structure of Blanding's turtle (*Emydoidea blandingii*) in two suburban Chicago forest preserves. Natural Areas Journal 24, 44-48.

Serrano, D., J.L. Tella. 2003. Dispersal within a spatially structured population of Lesser Kestrels: the role of spatial isolation and conspecific attraction. Journal of Animal Ecology 72:400-410.

Soulé, M.E., B.A. Wilcox. 1980. Conservation Biology, an evolutionary-ecological perspective. Sinauer, Sunderland, MA.

Tucker, J.K., F.J. Janzen, G.L. Paukstis. 1997. Response of embryos of the red-eared turtle (*Trachemys scripta elegans*) to experimental exposure to water-saturated substrates. *Chelonian Conservation and Biology* (2):338–344.

Vanzolini, P. E., A. M. M. Ramos-Costa, L. J. Vitt. 1980. Répteis das Caatingas. Rio de Janeiro. Academia Brasileira de Ciências. 161 pp.

Wheeler, B.A., E. Prosen, A. Mathis, R.F. Wilkinson. 2003. Population declines of long-lived salamander: a 20+-year study of hellbenders, *Cryptobranchus alleganiensis*. *Biological Conservation* 109, 151-156.

Williams, B.K., J.D. Nichols, M.J. Conroy. 2002. Estimating abundance for closed populations with mark-recapture methods. *In: Analysis and management of animal populations.* Academic Press, 290-231.

Wright, S. 1977. Evolution of genetics of populations: Experimental results and evolutionary deductions. University of Chicago Press, vol. 3.

Woodroffe, R., J.R. Ginsberg. 1998. Edge Effects and the Extinction of Populations Inside Protected Areas. *Science* 280(5372):2126-2128.

ENDEREÇO DOS AUTORES

Diego Emanuel Arruda Sanchez - Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia – INPA, Programa de Pós-Graduação em Ecologia, CP 478, 69011-970 Manaus, Amazonas, Brasil; E-mail: biosanchez@yahoo.com.br.

Claudia Keller - Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia – INPA, Coordenação de Pesquisas em Ecologia – CPEC, CP 478, 69011-970 Manaus, Amazonas, Brasil; E-mail: keller@inpa.gov.br.