



UNIVERSIDADE FEDERAL DO RIO GRANDE DO NORTE
CENTRO DE BIOCÊNCIAS
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIAS BIOLÓGICAS
MESTRADO EM CIÊNCIAS BIOLÓGICAS

BIOLOGIA REPRODUTIVA DE *Eretmochelys imbricata*
(TESTUDINES, CHELONIIDAE) NO LITORAL SUL DO RIO
GRANDE DO NORTE, BRASIL

ARMANDO JOSÉ BARSANTE SANTOS

NATAL / RN

2008

ARMANDO JOSÉ BARSANTE SANTOS

**ASPECTOS DA BIOLOGIA REPRODUTIVA DE *Eretmochelys*
imbricata (TESTUDINES, CHELONIIDAE) NO LITORAL SUL DO
RIO GRANDE DO NORTE, BRASIL**

ORIENTADOR: Prof. Dr. ELIZA MARIA XAVIER FREIRE

CO-ORIENTADOR: Prof. Dr. GILBERTO CORSO

Defesa de Mestrado apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ciências Biológicas do Centro de Biociências, da Universidade Federal do Rio Grande do Norte.

NATAL / RN

Maio de 2008

Agradecimentos

Aos meus pais, pela dedicação, carinho, exemplo e confiança.

Ao Santuário Ecológico de Pipa pela disponibilização do alojamento e apoio incondicional, em especial a David Hasset e Valdenir Andrade pela amizade e prontidão para contribuírem sempre.

Ao Projeto TAMAR/ICMBio, instituição que me acolheu e que considero como uma segunda família. A Alice Grossman pelos valiosos ensinamentos e a Cláudio Bellini pela confiança e apoio.

A Ricardo Feitosa pelo companheirismo.

A Eliza Freire por me aceitar como orientando e cautelosa revisão dos manuscritos. A Gilberto Corso pela paciência, disponibilidade e incalculável contribuição.

A Françoise pelo empréstimo da PEZOLA.

A Jocy Cruz, Pedro Cruz e Eduardo pela presteza na ajuda com assuntos de geoprocessamento.

A todos os estagiários, em especial Daniel Vieira, que ajudaram a manter o ritmo de tartarugada meses a fio, noite após noite, faça chuva ou temporal.

Ao Programa de Pós Graduação em Ciências Biológicas da UFRN por esta oportunidade.

Aos colegas de mestrado pelos bons momentos nesta caminhada.

A Ricardo Azevedo pelo estímulo.

“Um passo a frente e você já não está mais no mesmo lugar”

(Chico Science)

SUMÁRIO

	Página
CAPÍTULO I	7 a 13
-Introdução Geral	7
- Referências Bibliográficas	11
 CAPÍTULO II	 14 a 29
- Loss and recovery of body weight and energy budget of nesting hawksbill turtles (<i>Eretmochelys imbricata</i>) within a nest season.	
- Abstract	14
- Introduction	15
- Material and methods	16-18
- Results	18-19
- Discussion	19-21
- Acknowledgements and References	21-23
- Figures	24-29
 CAPÍTULO III	 30 a 43
Preferências individuais por local de desova em <i>Eretmochelys imbricata</i> (LINNAEUS, 1756), na praia de Pipa	
- Introdução	30-31
- Material de Métodos	31-34
- Resultados	34-40
- Discussão	40-41
- Referências bibliográficas	41-43
 CAPÍTULO IV	
Conclusão final	44

CAPÍTULO I

Introdução Geral

Atualmente são reconhecidas 7 espécies de tartarugas marinhas no mundo, agrupadas em duas famílias: Dermochelyidae e Cheloniidae. Destas, cinco ocorrem no Brasil: *Dermochelys coriacea* (LINNEAUS, 1758; tartaruga-de-couro) da família Dermochelyidae, e *Chelonia mydas* (LINNEAUS, 1758; tartaruga verde), *Lepidochelys olivacea* (ESCHSCHOLTZ, 1829; tartaruga oliva), *Caretta caretta* (LINNEAUS, 1758; tartaruga cabeçuda) e *Eretmochelys imbricata* (LINNEAUS, 1766; tartaruga-de-pente) pertencentes à família Cheloniidae (MARCOVALDI & MARCOVALDI, 1999). No que se refere à distribuição geográfica, embora as espécies sejam encontradas ao longo de toda a costa brasileira e também nas ilhas oceânicas para as áreas de alimentação e refúgio, os sítios reprodutivos se distribuem em função da temperatura, que é essencial para os processos de incubação, estando situados a partir do norte do Estado do Rio de Janeiro até a divisa com a Guiana Francesa (MARCOVALDI & MARCOVALDI, 1985).

Eretmochelys imbricata é conhecida popularmente no Brasil como tartaruga-de-pente, tartaruga-verdadeira ou tartaruga-legítima e, assim como todas as espécies de tartarugas marinhas, apresenta um ciclo de vida complexo, utilizando diferentes ambientes ao longo de sua história de vida, implicando em mudança de hábitos. Embora seja uma espécie marinha, utiliza o ambiente terrestre (praia) para oviposição, garantindo o local adequado à incubação dos ovos e nascimento dos filhotes. Após o nascimento, passa por uma fase pelágica até cerca de 20 cm de comprimento de carapaça; a partir de então, migra para regiões costeiras ou insulares e estabelece uma residência, entrando na fase bentônica, onde se alimenta e se refugia até a maturidade sexual. Os animais adultos cruzam zonas oceânicas durante a migração entre áreas de alimentação e reprodução (CHACÓN, 2004).

Semelhante às demais espécies de tartarugas marinhas, *E. imbricata* pode ser considerada uma espécie de crescimento lento, maturação tardia e vida longa (CHACÓN, 2004). Apesar de não existir um método plenamente confiável para determinação da idade a não ser por marcação e recaptura ou ainda esqueleto-cronologia (BJORNDAL & ZUG, 1995), provavelmente esta espécie requer mais de vinte anos para alcançar a fase adulta e continua a se reproduzir por pelo menos uma década (CHACÓN, 2004).

Em comparação com as outras espécies de tartarugas marinhas, *E. imbricata* coloca ovos pequenos e em grandes quantidades (MILLER et. al, 2003). Ao longo de uma estação reprodutiva, cada fêmea pode desovar de uma a oito vezes (CHAN & LIEW, 1999; DOBBS et. al., 1999). Estimativas muito baixas podem estar relacionadas com esforço insuficiente de cobertura (DOBBS et. al., 1999), mas estudos com esforços meticulosos indicam entre 4 e 5 vezes (RICHARDSON et. al., 2006b), com intervalos que variam de 10 a 20 dias entre uma postura e outra, geralmente com média de 15 dias (MORTIMER & BRESSON, 1999, CHACON, 2004). Para intervalos menores que sete dias é assumida relação com insucesso na oviposição (desova dividida) e superiores a 23 dias assume-se que houve um evento reprodutivo não observado (MORTIMER & BRESSON, 1999).

Em cada ninho, *E. imbricata* usualmente coloca mais de 100 ovos podendo chegar a mais de 200 (PILCHER & ALI, 1999; DOBBS et. al., 1999) e o período de incubação situa-se entre 50 e 60 dias (WITZELL, 1983; CHACON, 2004) . Assim como vários outros répteis, as tartarugas marinhas apresentam determinação sexual dependente da temperatura, com uma proporção de 50:50 sendo produzida em uma específica temperatura pivotal (MROSOVSKY & PIEAU, 1991; WIBBELS et. al., 2003), e há variação desta temperatura específica conforme a população e localidade (FREEDBERG & WADE, 2001). Durante o processo de incubação, o sexo é definido durante o período termo-sensitivo, quando ocorrerá a diferenciação gonadal entre o vigésimo e quadragésimo dia da incubação (MROSOVSKY e PIEAU, 1991; LARIOS, 2000). Com o aumento da temperatura em relação à temperatura pivotal, há o favorecimento da diferenciação da gônada em ovário proporcionalmente ao aumento da temperatura, podendo chegar a produção de 100% de fêmeas. No outro extremo, temperaturas mais amenas levam a razão sexual em favor dos machos. Há um grande interesse nas implicações da determinação sexual dependente da temperatura para a sobrevivência futura das tartarugas marinhas sob cenários de mudança climática global (HAYS, et al., 2003).

Só há dimorfismo sexual a partir da puberdade até a fase adulta (VAM DAM & DIEZ, 1998), com os machos usualmente menores que as fêmeas, e apresentando uma cauda mais longa e preênsil, além de avantajadas garras em formato de gancho que ele utiliza para manter-se preso nas bordas marginais da carapaça das fêmeas durante a cópula (WYNEKEN, 2001). Apesar de haver pouca informação disponível acerca da proporção sexual encontrada na natureza, os resultados indicam uma tendência em favor das fêmeas entre 2:1 e 4:1 (LIMPUS, 1992; LEON & DIEZ, 1999; CARRILLO et. al, 1999).

Como não há cuidado parental, a única forma acessível às fêmeas para maximizar o seu sucesso reprodutivo é escolher um local adequado para a confecção do ninho (KAMEL & MROSOVSKY, 2005), despendendo no mínimo 40 minutos neste processo. Após desovar, a fêmea enterra os ovos e camufla o ninho antes de retornar ao mar.

O invólucro do ovo é uma casca porosa que permite trocas gasosas com o meio externo. Aderido à casca, o córion intermedia as trocas gasosas e ainda, gradualmente, transfere o cálcio da casca para o embrião, importante na formação do esqueleto. A membrana amniótica propicia o ambiente aquático necessário ao desenvolvimento embrionário, que é preenchido por um líquido (albumina). O saco vitelínico garante a reserva de nutrientes para a formação do embrião e a vesícula alantóide armazena os resíduos catabólicos gerados durante o desenvolvimento (LARIOS, 2000).

Em média, entre 50 e 60 dias após a desova, incubados pelo calor do sol, os ovos eclodem. Os filhotes utilizam uma protuberância (carúncula) que funciona como um abridor de latas para romper a casca do ovo que é coriácea. Esta carúncula desaparece logo nas primeiras semanas de vida. Trabalhando em massa, os filhotes sobem em direção à superfície, emergindo geralmente 3 dias após a eclosão e geralmente a noite, quando as temperaturas na superfície são mais amenas. Ao emergirem os filhotes se dirigem diretamente para o mar, respondendo a estímulos como a luminosidade do horizonte na água e o campo magnético (IRWIN et. al., 2004). CARR et. al. (1978) postularam que as tartarugas marinhas voltam ao sítio de nascimento para a reproduzir-se na mesma área (comportamento filopátrico). Estudos genéticos que possibilitam o reconhecimento de cada colônia de reprodução como um estoque genético distinto, corroboram com esta hipótese (BASS, 1999). Durante o trajeto do ninho para o mar, ocorre o *imprinting* de nascimento, quando os filhotes entram em contato com parâmetros físicos e químicos da praia para após a maturidade sexual saberem reconhecer a área do nascimento e orientarem-se, navegando de volta ao sítio natal.

De distribuição tropical, *E. imbricata* é registrada em 110 unidades geopolíticas (ANON., 2003). Tendo em vista esta ampla distribuição geográfica, estudos genéticos têm avaliado a variabilidade das populações. Pesquisas com DNA mitocondrial indicam que as populações desta espécie são unidades distintas que se agregam nos sítios reprodutivos e se dispersam em áreas de alimentação, podendo haver em um mesmo hábitat de forrageio indivíduos de populações diferentes (BASS, 1999; BOWEN et al., 2007). As maiores concentrações de locais de desova estão nas Ilhas Seychelles no Leste da África, a península de Yucatán no México, Ilhas de Mona e Monito em Porto Rico e algumas praias associadas a Grande Barreira de Corais na Austrália (CHACÓN, 2004). Como o mesmo indivíduo

freqüentemente passa sob diversas jurisdições ao longo de sua história de vida, esta espécie é considerada recurso compartilhado entre as nações e requer tratados internacionais multilaterais para a sua conservação (RICHARDSON et. al., 2006a).

Dentre todas as tartarugas marinhas, a tartaruga-de-pente é uma das espécies que mais sofreu com a exploração, não só pela carne e ovos, mas principalmente por causa dos seus escudos de queratina (*bekko*) que recobrem a osteoderme, que sempre foram muito utilizados para artesanato, desde o Egito Antigo, até os modernos Europeus (MEYLAN, 1999). No século 20 o preço desta matéria prima era comparado ao do marfim e chifre de rinoceronte (MACK, et. al. 1979). Em muitas localidades o casco da tartaruga de pente foi ou é um item importante na economia, e, devido a essa demanda por carapaças, as populações enfrentaram drástico declínio (LIMPUS, 1997).

A primeira vez que ela foi listada como uma das espécies em extinção pela IUCN (União Internacional para a Conservação da Natureza e dos Recursos Naturais) foi em 1968, sendo retida na lista em todas as subseqüentes publicações, até 1996, quando seu status foi mudado para Criticamente Ameaçada (BAILLIE & GROOMBRIDGE, 1996). Foi incluída no Apêndice I pelo CITES (Convenção sobre o Comércio Internacional de Espécies Ameaçadas da Fauna e Flora Silvestres), e também listada nos Apêndices I e II da Convenção de Espécies Migratórias (CMS; MEYLAN & DONNELLY, 1999).

Como o Brasil apresenta cerca de 8000 km de litoral situado na faixa tropical, apesar da ausência de registro oficial com informação sobre tartarugas marinhas até o final da década de 70, era notório o potencial para ocorrência de quelônios marinhos devido à extensão costeira e sua localização. Em resposta a uma pressão internacional e ao desafio enfrentado por alguns jovens oceanógrafos, em 1980 foi criado, por iniciativa governamental, o Programa intitulado Centro Brasileiro de Proteção, Manejo e Pesquisa das Tartarugas Marinhas (Projeto TAMAR); originalmente era vinculado ao extinto Instituto Brasileiro de Desenvolvimento Florestal (IBDF), posteriormente denominado Instituto Brasileiro dos Recursos Renováveis e Meio Ambiente (IBAMA) e atualmente, após recente divisão deste último, foi alocado no Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade (ICMBio).

Inicialmente, o TAMAR aplicou questionários pela costa brasileira para a identificação das áreas prioritárias para a conservação das tartarugas marinhas, sendo estabelecidas em 1982 simultaneamente 3 bases: Praia do Forte na Bahia, Pirambu em Sergipe e Regência no Espírito Santo. Nestas 3 localidades ocorre reprodução de todas as cinco espécies registradas para o Brasil.

Os estados brasileiros que detêm o maior número de registros reprodutivos de *E. imbricata* são, respectivamente, a Bahia (LARA-RUIZ et. al., 2006; MARCOVALDI et. al., 2007), o Rio Grande do Norte (MARCOVALDI et. al., 2007) e a Paraíba (MASCARENHAS, et. al. 2004); ocorrências esparsas são registradas para Sergipe e Espírito Santo (MARCOVALDI & MARCOVALDI 1999).

O Estado do Rio Grande do Norte possui aproximadamente 410 km de litoral, situado entre 4° e 6° graus de latitude sul, inserido no cinturão circuntropical do planeta, onde estão situadas as principais áreas de ocorrência reprodutivas de *E. imbricata* do mundo (GROOMBRIDGE & LUXMOORE, 1989). Desde os primeiros levantamentos realizados pelo Projeto TAMAR no litoral brasileiro na década de 80, a costa potiguar já era citada como área de desova, embora as espécies que ocorriam e a magnitude do sítio não eram conhecidas (TAMAR, relatórios não publicados). Em 2000 o TAMAR passou a apoiar a conservação das tartarugas marinhas no litoral sul do Rio Grande do Norte, e a partir de 2003 foi estabelecida uma base em Pipa (Tibau do Sul) de caráter experimental. Para março de 2008 é esperado o reconhecimento nacional da Base Pipa como uma estação permanente.

Diante da necessidade e relevância do aprimoramento dos estudos sobre biologia reprodutiva de *E. imbricata*, contamos com o apoio do Projeto TAMAR e Santuário Ecológico de Pipa para a coleta das informações para este estudo, durante a estação reprodutiva de 2006/2007.

Os dados que compõem esta dissertação, estão organizados em dois capítulos que correspondem a dois artigos científicos a serem submetidos à publicação. O primeiro, “Body weight and energy budget of gravid hawksbill turtles (*Eretmochelys imbricata*) during the nest season” está sendo submetido ao Journal of Herpetology e o segundo intitulado “Preferências individuais por local de desova em *Eretmochelys imbricata* (LINNAEUS, 1756), na Praia de Pipa, Tibau do Sul, RN”.

Referências Bibliográficas

- ANON. 2003 IUCN Red List of threatened species. - <http://redlist.org> 2003.
- BAILLIE, J. e GROOMBRIDGE, B. IUCN Red List of Threatened Animals. Gland, Switzerland:IUCN, 368 pp. 1996.
- BASS, A L. Genetic analysis to elucidate the natural history and behavior of hawksbill turtles (*Eretmochelys imbricata*) in the Wider Caribbean: a review and re-analysis, Chelonian Conservation and Biology. 3(2): 195-199. 1999.
- BJORNDAL, K. A. & ZUG, G. R. “Growth and age of sea turtles”. In: Bjorndal, K. A. (ed). The Biology and Conservation of Sea Turtles, pp.599-600. Washington, D. C., Smithsonian Institution Press. 1995.

BOWEN, B. W., GRANT, W. S., HILLIS-STAR, Z., SHAVER, D. J., BJORNADAL, K., BOLTEN, A. B. & BASS, A. L. 2007. Mixed-stock analysis reveals the migrations of juvenile hawksbill turtles (*Eretmochelys imbricata*) in the Caribbean Sea. *Molecular Ecology*, 16. Páginas 49-60.

CARR, A F.; CARR, M. H.; MEYLAN, A B. The ecology and migration of sea turtles. 7. The west Caribbean green turtle nesting colony. *Bulletin of the American Museum of Natural History*. 162: 1-46. 1978.

CARRILLO, E., WEBB, G. J. W. e MANOLIS, S. C. Hawksbill turtles (*Eretmochelys imbricata*) in Cuba: An assessment of the historical harvest and impacts. *Chelonian Conservation and Biology* 3 (2)264-280. 1999.

CHACÓN, D. La tortuga Carey Del Caribe – Introducción a su biología e estado de conservación. WWF –Programa Regional para América Latina y el Caribe, San José, Costa Rica. 2004.

CHAN, E. H., LIEW, H. C. 1999. Hawksbill turtles, *Eretmochelys imbricata* nesting on Redang Island, Malaysia, from 1993-1997. *Chelonian Conservation and Biology* 3(2):326-329.

DOBBS, K. A., MILLER, J. D., LIMPUS, C. J. AND LANDRY JR., A. M. 1999. *Chelonian Conservation and Biology* 3(2):344-361.

FREEDBERG, S, WADE, M. J. Cultural inheritance as mechanism for population sex-ratio bias in reptiles. *Evolution*, 55, 1049-1055. 2001.

GROOMBRIDGE, B.; LUXMOORE, R. The Green Turtle and Hawksbill (Reptilia: Cheloniidae): World Status, Exploitation and Trade. Lausanne, Switzerland: CITES Secretariat, 601 pp. 1989.

HAYS, G. C., BRODERICK, A. C., GLEN, F. e GODLEY, B. J. Climate change and sea turtles: a 150-year reconstruction of incubation temperatures at a major marine turtle rookery. *Global Change Biology* 9, 642-646, 2003.

IRWIN, W. P., HORNER, A. J. e LOHMANN, K. J. Magnetic field distortions produced by productive cage around sea turtle nests: unintended consequences for orientation and navigation?. *Biological Conservation* 118, 117-120. 2004.

KAMEL, S. J., MROSOVSKY, N. 2005. Repeatability of nesting preferences in the hawksbill turtles, *Eretmochelys imbricata*, and their fitness consequences. *Animal Behaviour*, 70. Páginas 819-828.

LARA-RUIZ, P.; LOPES, G. G.; SANTOS, F. R. & SOARES, L. S. Extensive hybridization in hawksbill turtles (*Eretmochelys imbricata*) nesting in Brazil revealed by mtDNA analyses. *Conservation Genetics*. 2006.

LARIOS, H. M. Determinación del sexo en crías. In: ECKERT, K. L.; BJORNADAL, K. A.; GROBOIS, F. A. A.; DONNELLY, M. (Ed.) *Técnicas de Investigación y Manejo para la Conservación de las Tortugas Marinas*. 4. ed. UICN/CSE Grupo Especialista en Tortugas Marinas, 2000. Cap. 4, p.150-154.

LEON, Y. M e DIEZ, C. E. Population structure of hawksbill turtles on a foraging ground in the Dominican Republic. *Chelonian Conservation and Biology* 3(2):230-236. 1999.

LIMPUS, C. J. The hawksbill turtle, *Eretmochelys imbricata*, in Queensland: Population structure within a southern Great Barrier Reef feeding ground. *Wildlife Research* 19:489-506. 1992.

LIMPUS, C. J. Marine turtle populations of Southeast Asia and the western Pacific region: distribution and status. In: Noor, Y. et. Al. *Proc. Workshop on Marine Turtle Research and Management in Indonesia*. Bogor, Indonesia. Wetlands Int'l. PHP a Environment Australia, pp. 37-73. 1997.

MACK, D., DUPLAIX, N., WELLS, S. The sea turtle: an animal of divisible parts. Internatinal trade in sea turtles products. Washington, DC: TRAFFIC (USA) World Wild Report 1:1-86. 1979.

MARCOVALDI, M. A. & G. G. dei MARCOVALDI. Projeto Tamar: área de desova, ocorrência de distribuição das espécies, época de reprodução, comportamento de postura e técnicas de conservação das tartarugas marinhas no Brasil. Brasília, MA-IBDF, 46p., 1985.

MARCOVALDI, M. A. & G. G. dei MARCOVALDI. Marine Turtles of Brazil: the history and structure of Projeto-Tamar Ibama. Biological Conservation 91: 35-41. 1999.

MARCOVALDI, M. A., LOPEZ, G. G., SANTOS, A. J. B., BELLINI C., BARATA P. C. R. Fifteen years of hawksbill (*Eretmochelys imbricata*) nesting in Brazil: a promising trend. Chelonian Conservation and Biology. 2007

MASCARENHAS, R.; SANTOS, R. D.; SANTOS, A. S. & ZEPPELINI, D. Nesting of hawksbill turtles in Paraíba-Brazil: Avoiding light pollution effects. . Marine Turtle Newsletter, 104: 1-3, 2004.

MEYLAN, A. B. Status of the hawksbill turtle (*Eretmochelys imbricata*) in the Caribbean region, em Chelonian Conservation and Biology 3(2): 177-184, 1999.

MEYLAN, A. B., DONNELLY, M. Status justification for listing the hawksbill turtle (*Eretmochelys imbricata*) as Critically Endangered on the 1996 IUCN Red List of Threatened Animals, em Chelonian Conservation and Biology 3(2): 200-224. 1999.

MILLER, J. D., LIMPUS, C.J., AND GODFREY, M.H. Nest site selection, oviposition, eggs, development, hatching, and emergence of loggerhead turtles. *In* Loggerhead sea turtles. Edited by A.B. Bolton and B.E. Witherington. Smithsonian Institution, Washington, DC, pp.125–143. 2003.

MORTIMER, J. A., & BRESSON, R. 1999. Temporal distribution and periodicity in hawksbill turtles (*Eretmochelys imbricata*) nesting in Cousin Island, Republic of Seychelles, 1971-1997. Chelonian Conservation and Biology 3(2):318-325.

MROSOVSKY, N., PIEAU, C. Transitional range of temperature, pivotal temperatures and thermosensitive stages for sex determination in reptiles. Amphibia-Reptilia, 12, 169-179. 1991.

RICHARDSON, P. B., BRODERICK, A. C., GODLEY, B. J. e RANGER, S. Marine Turtle Fisheries in the UK overseas territories of the Caribbean: Domestic legislation and the requirements of multilateral agreements. Journal of International Wildlife Law and Policy, 9:223-246. 2006a.

RICHARDSON, J. I., HALL, D. B., MASON, P. A., ANDREWS, K. .M., BJORKLAND, R., CAI, Y., BELL, R. Eighteen years of saturation tagging data reveal a significant increase in nesting hawksbill sea turtles (*Eretmochelys imbricata*) on Long Island, Antigua Animal Conservation 9 (3), 302–307. 2006b.

VAM DAM, R. P. & DIEZ, C. E. Caribbean hawksbill turtle morphometrics. Bulletin of marine science. vol. 62, nº1, pp. 145-155. 1998.

WIBBELS, T., HILLIS-STARR, Z. M. e PHILLIPS, B. Critical approaches to sex determination in sea turtles. Páginas 103-134. In: P. L. Lutz, J. A. Musick e J. Wyneken editors. The Biology of Sea Turtles. Volume II. CRC Press, Boca Raton, Florida, USA. 2003.

WITZELL, W. N. Synopsis of biological data on the hawksbill turtle, *Eretmochelys imbricata* (Linnaeus, 1766) FAO Fish. Synop., (137):78p. 1983

WYNEKEN, J. The Anatomy of Sea turtles. U.S. Department of Commerce NOAA Technical Memorandum NMFS-SEFSC-470, 1-172 pp., 2001.

CAPÍTULO II – Manuscrito a ser submetido ao Journal of Herpetology:

Body weight and the energy budget of gravid hawksbill turtles (*Eretmochelys imbricata*) during the nesting season

Armando José Barsante Santos^{1,3}, Eliza Maria Xavier Freire^{2,3}, Claudio Bellini⁴ and Gilberto Corso³

¹Fundação Pro-Tamar, Caixa Postal 50, Fernando de Noronha, PE, 53990-000 Brazil

²Universidade Federal do Rio Grande do Norte, Centro de Biociências, Departamento de Botânica, Ecologia e Zoologia. Campus Universitário, Lagoa Nova, Natal, RN.

59072-970 Brazil ³Universidade Federal do Rio Grande do Norte, Centro de Biociências, Programa de Pós-Graduação em Ciências Biológicas. Campus Universitário, Lagoa Nova, Natal, RN. 59072-970 Brazil

⁴Projeto Tamar – Instituto C.M.C. Bio, Alameda Boldró s/nº, Fernando de Noronha, PE, 53990-000 Brazil

Abstract:

Female hawksbill turtles (*Eretmochelys imbricata*) nesting along the southeast coastline of Rio Grande do Norte State, Brazil (6°13'40"S, 35°03'05"W) were captured and weighed during the 2006/2007 and 2007/2008 egg-laying seasons. The mean value for the first post-oviposition weight was 79.6 kg (range 56.2 – 105.7 kg; SD = 11.3 kg; n = 72 females). Those individuals which were subsequently recaptured showed a mean weight loss of 1.6 kg (range -3.7 – 5.1; SD = 1.43; n = 75 sets of measurements on 36 females) in the interval between two consecutive post-oviposition (i.e. after one internidal interval). In the cases where the female aborted the nesting process, the pre-oviposition weight was measured. The total effective egg-laying investment was found to be 5.46 kg (range 4.3 – 8.2; SD = 1.09; n = 12 sets of measurements). The mean recovery in body weight was found to be 3.2 kg (range 1.8 – 4.6; SD = 1.05; n = 9 sets of measurements). The recovery in body weight was found to be always significantly lower ($p < 0.005$) than the total effective egg-laying investment. This is in agreement with the observed weight loss tendency throughout the breeding season for this species. The weight recovery was analysed using allometric law, converting both loss in body weight and total egg-weight to energy. Using mean body weight of the turtle we calculated that the metabolic maintenance rate of the hawksbill turtle during the nesting period to be $2870 \text{ kJ} \cdot \text{d}^{-1}$ and the energy that the turtles expended in egg-laying to be $1183 \text{ kJ} \cdot \text{d}^{-1}$. The daily net weight loss converted into energy is $4213 \text{ kJ} \cdot \text{d}^{-1}$. The total daily energy consumption (maintenance plus egg production) is of the same magnitude as the daily energy from weight loss. We argue that there is no reason for a significant extra intake of energy during the oviposition period. Hence we conclude that the observed weight recovery is due to rehydration.

Introduction

The most important resource that an animal needs to abstract from its surroundings is energy. For this reason, the study of assimilation, storage and consumption of energy by organisms is an important issue in biology. As with all adult female sea turtles, the hawksbill turtle (*Eretmochelys imbricata*) must build up energy in foraging areas in preparation for reproduction, usually spending several years foraging before migrating to the breeding sites (Bjorndal, 1995). The stored energy is used in both the process of vitellogenesis and the migration to and from the nesting area, frequently hundreds of miles distant (Starbird et al., 1999; Troeng et al., 2005). Despite the dearth of information concerning the hawksbill turtle's energy strategies, it is believed that energy storage mainly occurs through the formation of fat reserves, similar to other sea turtle species (Kwan, 1994; Hamann et al., 2002).

Like most other marine turtles, the hawksbill turtle is iteroparous within each nesting season, being able to lay between one and eight clutches during a single egg-laying period (Chan and Liew, 1999; Dobbs et al., 1999). The low estimates for clutch frequency in the published literature (see, for example, Loop et al., 1995; Al-Merghani, 2000) could possibly reflect faulty coverage by the researcher concerned (Dobbs et al., 1999). Meticulous surveys indicate between four and five clutches per individual during each season (Richardson et al., 2006). According to the literature, the intervals between one successful nesting event and another vary from 10 to 20 days, the average being 15 (Mortimer and Bresson, 1999). Intervals of less than 7 days are taken to signify incomplete oviposition (divided laying) whilst intervals in excess of 23 days are assumed to result from unobserved nesting events (Mortimer and Bresson, 1999). The interval between successive breeding seasons for a determined individual is usually from 2 to 3 years (Richardson et al., 2006), but can vary from nine months (Pilcher and Ali, 1999) to seven years (Mortimer and Bresson, 1999).

Female turtles, as long-lived iteroparous animals, can skip reproduction if they do not have sufficient fat reserves (Broderick et al., 2001; apud. Hatase and Tskamoto, 2008). This leads to longer remigration intervals within a population, in which they continue to feed, allowing them to accumulate fat reserves for a longer period than usual (Hays, 2000; Hatase and Tskamoto, 2008). It is possible that because of this, these individuals have a different nesting investment per breeding season.

The energy budget concept furnishes a standard framework for the comparison of metabolic processes, including weight loss and gain, oviposition and the cycle of energy building and consumption in everyday life. Here, we use the concept to analyze changes in body weight of *E. imbricata* during the nesting period from the perspective of the individual's energy budget. Successive pre-oviposition and post-oviposition weight measurements permitted the calculation of available energy. Moreover, using previous results from literature and weighing eggs, we estimate the energy cost of oviposition and the metabolic rate of the species in order to compare with our results.

The estimate of the energy budget of hawksbills is used in this article to clarify the issue of weight recovery during the oviposition period. Although this species recovers weight between two successive ovipositions, but it is not clear whether there is any energy intake during the period or whether the weight gain is due to rehydration.

In this paper we test the hypothesis that gravid hawksbill turtles do not feed during the nesting period, rather they rely entirely on their energy reserves for their reproductive activity. To do this, we evaluated the energy expenditure using theoretical analyses. If the energy consumption during oviposition is greater than the available stored energy, this would indicate that a turtle must have another source of energy; that is, the turtle would have to eat during the nesting season in order to equilibrate energy input and output.

Material and methods

Characterization of area

The area of beach monitored is approximately 4 km in length, situated on the southern section of the coastline of Tibau do Sul municipality in Rio Grande do Norte state (6° 13' 40"S; 35° 03' 05"W). It consists of Cancela, Minas and Sibauma beaches (Fig. 1). The landscape is composed of cliffs interspersed with dunes, exposing a narrow band of beach. The sand is fine grained with a pale yellow color.

Collection of data

During two nesting seasons in 2006/2007 and 2007/2008, we undertook intensive night-long patrols from 1900 to 0430 hours in order to intercept and mark nesting females with inconel metal tags (# 681 National Band and Tag Company), applied close to the most proximal scale at the axillary region of both front flippers.

The curved carapace length (CCL) of all individuals was measured with a flexible measuring tape to within 0.1 cm of accuracy between the external border of the nuchal scale and the external border of the supracaudal scale (Marcovaldi & Marcovaldi, 1999).

We intercepted and weighed individuals on the beach after the turtle had concluded its nesting attempt (successful or not). We brushed off all sand from the turtle and then placed it on a stretcher that was attached to a digital scale that was suspended from a metal frame. The accuracy of the scales (FILIZOLA, maximum capacity of 500 kg, with a precision of ± 100 grams) was checked by applying objects of known weight, before the start and also during the course of data collection. Although the weighing operation demanded at least three people, coordination of the process and recording of the weight was always undertaken by one of the authors (A. J. B. S.).

The weight of eggs was measured using a PESOLA spring balance (capacity = 50 grams and precision = ± 0.5 grams). The accuracy of the spring balance was checked by applying objects of known weight, before the start and also during the course of the data collection. The eggs were collected in a plastic bag at the moment of laying, avoiding the adhesion of sand debris. A plastic cup, whose weight was subtracted from the total weight, was used to suspend the egg on the scale. This procedure was performed at the end of the 2007/2008 nesting season on 5 nests. All the eggs in one nest were weighed, and an average of 25 eggs in the others selected randomly. After weighing, all eggs were placed into the nest.

Around the forty-fifth day after laying, nests were checked for emergence, manifested by the presence of hatchling tracks or by a depression in the sand above the egg chamber. The nests were excavated 24 hours after emergence to count the clutch size. The clutch size was defined as being the sum of the dead hatchlings with their egg-shells, unopened eggs and empty eggshells, without including abnormally small eggs.

Processing of the data

The weight measurement immediately after laying was termed "post-oviposition weight". In rare cases in which the female crawled up the beach, but did not nest, it was possible to record the weight of the females prior to oviposition; this measurement was termed "pre-oviposition weight". The internidal interval was defined as the number of complete days (24 hours), between the night of laying and the next subsequent night of laying, and the data points whose intervals were in excess of 23 days were excluded from the analyses. When the

interval between two weight measurements was greater than 23 days, it was attributed to unobserved reproductive events.

The difference between a pre-oviposition weight and the related post-oviposition weight (separated by a maximum time interval of three days) was denominated “total effective egg-laying investment” (encompassing clutch weight plus other changes in gross body weight due to alterations in the degree of hydration of the tissues, depletion of fat reserves, etc.). The difference in weight between one post-oviposition and the subsequent pre-oviposition was denominated “weight recovery”. This measurement is typically carried out in an interval comparable to the internidal interval, because even where the turtle did not nest, we assumed that there was a reproductive intention, but the attempt was unsuccessful. In such cases the term “potential internidal interval” was used.

The average egg weight was calculated by taking the mean of all egg weights from the five different females. The average clutch weight for the population was obtained by multiplying the average unit egg weight by the mean clutch size.

The daily weight recovery was calculated as being the difference in weight between one post-oviposition and successive pre-oviposition weight divided by the potential internidal interval. This procedure was done only for females with known pre-oviposition weight. We divided the net weight loss by the average internidal interval in days in order to obtain an estimation of daily net weight loss during the internidal interval. Although the weight loss is mainly just after the egg-laying and not throughout the whole internidal interval, we performed this procedure to derive daily values, to facilitate comparison.

The gross weight loss during the entire nesting season was calculated through the difference between the initial weight (first pre-oviposition weight) and the post-oviposition weight observed in the last laying. In cases in which the first pre-oviposition weight was not observed, was estimated by adding to the first post-oviposition weight the percentage referred to as the total effective laying investment weight. The net weight loss was calculated as the difference between two consecutive post-ovipositions.

Theoretical treatment

There are two main energy consumption demands for a marine turtle during the oviposition period: the energy expended in egg production and the metabolic maintenance energy. The latter includes the energy used in all metabolic processes (breathing, locomotion, excretion, sensing, nest-digging, etc.).

We assume that the energetic value for eggs per gram is the same for loggerhead (*Caretta caretta*) and hawksbill turtles. Bouchard and Bjorndal (2000) presents that each loggerhead egg contain 171.21 kJ of energy. The average wet mass of the loggerhead egg from the precedent citation is 39.8 g, range 31.6 – 49.1 g, SD = 4.4 g, n = 20 (Sarah Bouchard, personal communication). Dividing the energy value by the wet mass we performed the energy value per gram as 4.2 kJ g.

The energy expended in a clutch is derived by using two pieces of data: the egg energy per gram and the egg mass of the clutch. The first quantity is expressed in kJ per gram and the second in grams. As we multiply these two quantities we estimate the total energy content of the clutch in kJ. In order to compare this energy content with the metabolic rate that is expressed in $\text{kJ} \cdot \text{d}^{-1}$ (tax of energy consumption in time) we divide the above result by the mean internidal interval. In other words, we estimate the clutch energy rate consumed during the internidal interval. As was done above, the energy expended in a clutch is mainly concentrated in the egg-laying, but was done on a daily basis for a virtual comparison. It is to be noted that the weight loss (between two post-ovipositions) and the interval of time (internidal interval) are consistent measurements in the sense that both are related to the same period of time.

To estimate the metabolic rate of *E. imbricata* we used allometric reasoning. Under allometric theory, the metabolic rate M is expressed as a function of mass m according to the relation $M = c m^a$, where “ c ” and “ a ” are constants empirically derived from a large set of animals within the same class. We consider two distinct methodologies to estimate this quantity: the basal metabolic rate, BMR, according to Schmidt-Nielsen (1984) and the field metabolic rate, FMR, as reviewed in Nagy (2005). In both cases we use the reptile allometric scale. For the BMR we have the relationship $M = 32.6 m^{0.83}$ and for the FMR case $M = 91.1 m^{0.89}$ (in both equations the mass is expressed in kilograms and the metabolic rate in $\text{kJ} \cdot \text{d}^{-1}$). The BMR measures minimal maintenance energy consumption, while the FMR measures field activity, which takes into account the energy spent in locomotion and other activities, such as digging a nest.

An energy budget is summarized by: energy input - energy output. The input of energy (source) of *E. imbricata* during oviposition is basically due to the consumption of energy reserves (usually fat) plus possible feeding. The output (waste energy) is related to the oviposition and the usual metabolic consumption. We evaluate the used stocked energy through the measured averaged weight loss multiplied by the food energy (in kJ) of fat.

Results

Biometric analysis

We took 182 weight measurements on 76 nesting hawksbill turtles within the study area on the southern coastline of Rio Grande do Norte state during the 2006/2007 and 2007/2008 egg-laying seasons. On first contact the females exhibited an average post-oviposition weight of 79.6 kg (range 56.2 – 105.7 kg; SD = 11.3; $n = 72$ females), with the mass increasing proportionally to CCL (Fig. 2). Those individuals which were subsequently recaptured showed a mean weight loss of 1.6 kg (range -3.7 – 5.1; SD = 1.43; $n = 75$ sets of measurements on 36 females) in the interval between two consecutive post-ovipositions, separated by a maximum time interval of 18 days, indicating an average weight loss of 2.0% (Fig. 3, Tab. I). Note that we observed weight gains in eight measurements and no changes in two measurements. When first pre-oviposition weight was not available, we estimated this value by adding the total effective egg-laying investment (6.9%) to the first post-oviposition weight (Tab. II).

The total effective egg-laying investment, as indicated by the weight reduction between consecutive pre-oviposition and post-oviposition measurements (separated by a maximum time interval of 3 days), was 5.5 kg (range 4.3 – 8.2; SD = 1.09; $n = 12$ sets of measurements), indicating an average weight loss of 6.9% (Fig. 4). This value is significantly higher (t-test, $p < 0.001$) than the loss between two consecutive post-oviposition measurements from the same female. This points to considerable weight recovery, reflecting the development of a new egg mass within the female.

The average body weight recovery, as indicated by the average weight gain between successive post-oviposition and pre-oviposition measurements of the same individual (separated by a time interval of 12 to 18 days), was 3.2 kg (range 1.8 – 4.6; SD = 1.05; $n = 9$ sets of measurements), indicating an average weight recovery of 4.3% during the potential internidal interval (Fig. 4). Although the sample size is small, the recovery in body weight was found to be always significantly lower (t-test, $p < 0.005$) than the total effective egg-laying investment. This finding is in agreement with the observed weight loss tendency throughout the breeding season in this study.

Average clutch size was 143 eggs per nest ($n = 83$, range 41 – 207, $SD = 27.6$ and average egg weight was 29.0 grams (range 19.3 – 32.2; $SD = 2.46$; $n = 251$). The average clutch weight was estimated to be 4147 grams.

The average internidal interval for the 36 individuals weighed more than once was 14.72 days (range 12 - 18; $SD = 1.4$; $n = 75$). Average weight recovery on a daily basis during the potential internidal interval was $0.23 \text{ kg} \cdot \text{d}^{-1}$ (range $0.13 - 0.35 \text{ kg} \cdot \text{d}^{-1}$; $SD = 0.08 \text{ kg} \cdot \text{d}^{-1}$; $n = 9$). Dividing the difference between two consecutive post-oviposition weights by the internidal interval, we have a virtual figure for daily average net weight loss of $0.112 \text{ kg} \cdot \text{d}^{-1}$, (range $-0.264 - 0.392 \text{ kg} \cdot \text{d}^{-1}$; $SD = 0.1 \text{ kg} \cdot \text{d}^{-1}$; $n = 75$).

Theoretical estimations

The average weight loss during two consecutive post-ovipositions is $0.112 \text{ kg} \cdot \text{d}^{-1}$. Considering that the weight loss is due to fat consumption (energetic value $37.6 \text{ kJ} \cdot \text{g}^{-1}$; Schmidt-Nielsen, 1984) the average energy lost during the internidal interval is $4213 \text{ kJ} \cdot \text{d}^{-1}$. The caloric egg content of *E. imbricata* is around $4.2 \text{ kJ} \cdot \text{g}$. Our estimation for the total egg mass in a clutch is 4147 g. Therefore the total energy content of a clutch is 17417.4 kJ. To translate this figure into metabolic rate we divide this energy by the internidal interval, the result is an average egg energy investment of $1183 \text{ kJ} \cdot \text{d}^{-1}$.

Metabolic rate is computed using the average mass $m = 79.6 \text{ kg}$. The results are: BMR $1230 \text{ kJ} \cdot \text{d}^{-1}$ and FMR $4480 \text{ kJ} \cdot \text{d}^{-1}$. The FMR is expected to be 3 to 5 times larger than the BMR. For our theoretical analysis we use the average between the two values, $2870 \text{ kJ} \cdot \text{d}^{-1}$.

An assumption in our calculations is that the observed reduction in mass is due to fat metabolism. However, many vertebrates commonly consume both fat and protein during fasting periods (Knut, 1983). The energy content of protein is $17 \text{ kJ} \cdot \text{g}^{-1}$, and if all the weight loss of the turtle was due to protein metabolism, the metabolic rate would be $1670 \text{ kJ} \cdot \text{d}^{-1}$. Therefore our fat based estimation of $4213 \text{ kJ} \cdot \text{d}^{-1}$ should be considered an upper metabolic rate limit.

Discussion

Few studies have evaluated the change in body weight of sea turtles during the nesting season. As there is a significant difference between pre-oviposition and post-oviposition weights (t-test, $p < 0,0001$), and there is a tendency to lose weight after successive layings, it is imperative that the calculation of the average weight of the population should take into account the reproductive stage in which the turtle was found. The average weight (pre and post-ovipositions) of the nesting hawksbill turtles in the southern coastline of the Rio Grande do Norte is the highest yet reported for this species in the world (Tab. II). As to be expected, the average unit egg weight is also higher than that reported from other regions (e.g. 26.6 g ; Miller, 1996).

The pre-oviposition weight was determined for this species in the Seychelles Islands (Hitchins et. al., 2004) by adding the weight of the eggs to the post-oviposition weight, while our figure was obtained by weighing the gravid female when possible or by adding the total effective laying investment (6.9%), estimated from the gravid females weighed. We emphasize that our total effective egg-laying investment estimate was performed by weighing the females and not by multiplying the number of eggs in the nest by their average unit weight. In this way, our measurements take into account the loss of liquid and nutritional reserves during the oviposition.

We estimate that a reproductive hawksbill turtle that lays three to five clutches, in a season usually will have a gross weight loss between 11.1% to 15.1% from its initial weight

(first pre-oviposition). Hitchins et. al (2004) argues that a nesting hawksbill turtle can lose between 8.5 and 15.4 % from its initial weight (first pre-oviposition) after laying three to five times, but Dobbs et. al. (1999) did not find significant weight loss in this species for females that nested from three to five times within the same season. Eckert et. al. (1989) showed data concerning *Dermochelys coriacea*, indicating that this species maintains practically the same weight after consecutive ovipositions within a season, and suggested that they feed during this period. Myers and Hays (2006) reinforced the foraging hypothesis in *D. coriacea* during the nesting season. Hays et. al. (2002) reckoned the average rate of weight loss in *Chelonia mydas* after successive post-oviposition, as $0.22 \text{ kg} \cdot \text{d}^{-1}$, and, after analysing the stomach contents of four individuals found dead, presumed that they did not feed during the nesting season on Ascension Island. Our result for inter-nesting weight loss is $0.112 \text{ kg} \cdot \text{d}^{-1}$. The average weight of *C. mydas* is 166 kg and of *E. imbricata* is 79.6 kg. The comparison of results is consistent with allometric reasoning: smaller organisms have higher energetic consumption per mass than larger ones. On the other hand Tucker and Read (2001) suggested that between 30 to 50 % of the gravid green turtles fed during nesting season in Australia. For *Lepidochelys olivacea*, preliminary studies also indicate a reduction in body weight during the nesting season (Castilhos and Tiwari, 2006).

If there were no weight recovery during the internidal interval, we estimate that a female that nests from 3 to 5 times, would lose from 20.7% to 34.5% of its initial pre-oviposition weight. Making a similar presumption, Hitchins et. al (2004) estimate that *E. imbricata* would lose more than 36% of its initial weight, although they do not provide actual figures for the recovery.

Assuming that the internidal period follows a Gaussian distribution the probability of a turtle having an internidal period three times the standard deviation (4.05 days) is less than one in a hundred and four times the standard deviation (5.4 days) is one in a thousand (Meyer, 1997). In this way, for simplicity, we assume that individuals showing an internidal interval greater than 23 days lost weight equivalent to two ovipositions, and, greater than 38 days equivalent to 3 ovipositions.

Our energy budget figure does not take into account the energy allocation associated with migration. Wallace et. al. (2006) estimated the energy expenditure for nesting leatherback turtles from the Eastern Pacific and North Atlantic populations during migration to be more than 4 times greater than the total energy cost associated with nesting, metabolic maintenance and egg production.

In order to compare the theoretical consumption estimation with the field data we sum the metabolic rate $2870 \text{ kJ} \cdot \text{d}^{-1}$ with the oviposition energy investment $1183 \text{ kJ} \cdot \text{d}^{-1}$, yielding a figure of $4053 \text{ kJ} \cdot \text{d}^{-1}$. This result is quite close to the observed weight-loss energy consumption of $4213 \text{ kJ} \cdot \text{d}^{-1}$. The difference between the two values could reflect opportunistic feeding. Indeed, we observed 8 individual turtles that did not lose weight between nesting events, and one that actually gained weight after successive nesting events. However, these were exceptional. Even with these exceptions, from the first available weight to the last, all studied turtles always lost mass considering the entire nesting season. Therefore, we suggest that there is normally no significant extra intake of energy takes place during the oviposition period, but rather the weight recovery is due to rehydration. This conclusion is consistent with the view that this and other sea turtles species fast during oviposition.

During the internesting period of the breeding hawksbill turtle, the food availability close to the nesting area of the southern coastline of Rio Grande do Norte is unknown. Intrapopulation variation on food preferences has been described for the loggerhead turtle, in association with the size class and feeding area of a nesting female (Hatase and Tskamoto, 2008), however, it is also assumed that the turtles fast during nesting period. Indeed, different

individual behaviours regarding food intake could be found within a population. The next step will be to carry out a study in the field to check food availability and take successive blood samples within the same individual during the course of a nesting season to provide biochemical analyses that might indicate food consumption or fat metabolism.

Acknowledgements

This study was conducted with support provided by the Pipa Ecological Sanctuary and Projeto TAMAR, a Brazilian Ministry of the Environment conservation program, affiliated with ICMBio (Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade), which is co-managed by Fundação Pró-TAMAR and officially sponsored by Petrobras. We would also like to thank the following for their help: David Hassett, Paulo Barata, Ricardo Feitosa, Alice Grossman, all field volunteers, Sarah Bouchard, Karen Bjorndal, Matthew Godfrey, Daphne Wrobel, Roberto Herculano, Valdenir Andrade, Karin Kurkjian and Ricardo Azevedo. The authors also gratefully acknowledge the financial support of Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq), Brazil.

References

- Al-Merghani, M., Miller, J.D., Al-Mansi, A., Khushaim, O. and Pilcher, N. 1996. The marine turtles of the Arabian Gulf. NCWCD studies 1991-1994. Pp 351-359. In: A Marine Wildlife Sanctuary for the Arabian Gulf Environmental Research and Conservation following the 1991 Gulf Oil War. (F. Krupp, A. Abusnada, and I. Nader, eds.) NCWCD, Riyadh, and Senckenberg Research Institute, Frankfurt.
- Al-Merghani, M., Miller, J.D., Pilcher, N. and Al-Mansi, A. 2000. The green and hawksbill marine turtles in the Kingdom of Saudi Arabia: synopsis of nesting studies 1986-1997. *Fauna of Arabia* 18:369-384.
- Beggs, J. A., Horrocks, J. A. and Krueger, B. H. 2007. Increase in hawksbill sea turtle *E. imbricata* nesting in Barbados, West Indies. *Endangered Species Research* 3: 159-168
- Bjorndal, K. A. 1995. The consequences of herbivory for the life history pattern of the Caribbean green turtle, *Chelonia mydas*. In *Biology and conservation of sea turtles*. Revised ed. *Edited by* K. A. Bjorndal. Smithsonian Institution Press, Washington, D.C. pp. 111-116.
- Bouchard, S. S., Bjorndal, K. A. 2000. Sea turtles as biological transporters of nutrients and energy from marine to terrestrial ecosystems. *Ecology* (81)8: 2305-2313.
- Broderick, A. C., Godley, B. J., Hays, G. C. 2001. Trophic status drives interannual variability in nesting numbers of marine turtles. *Proc. R. Soc. Lond. B Biol. Sci.* 268: 1481:1587.
- Castilhos, J.C., Tiwari, M. 2006. Preliminary data and observations from na increasing olive ridley population in Sergipe, Brasil. *Marine Turtle Newsletter*. 113: 6-7.
- Chacon, D. 2004. La tortuga carey Del Caribe – Introducción a su biología e estado de conservación. WWF – Programa Regional para América Latina y el Caribe, San José, Costa Rica.
- Chan, E. H., Liew, H. C. 1999. Hawksbill turtles, *Eretmochelys imbricata* nesting on Redang Island, Malaysia, from 1993-1997. *Chelonian Conservation and Biology* 3(2):326-329.
- David M. Gates,. 2003. *Biophysical Ecology*, Dover publications, New York.
- Dobbs, K. A., Miller, J. D., Limpus, C. J. And Landry Jr., A. M. 1999. Hawksbill turtle, *Eretmochelys imbricata*, Nesting at Milman Island, Northern Great Barrier Reef, Australia. *Chelonian Conservation and Biology* 3(2):344-361.

- Eckert, S. A., Eckert, K. L., Ponganis, P. E Kooyman, G. L. 1989. Diving and foraging behaviour of leatherback sea turtles (*Dermochelys coriacea*). Canadian Journal of Zoology. 67: 2834-2840
- Hamann, M; Limpus, C. J.; and Whittier, J. M. 2002. Patterns of lipid storage and mobilisation in the female green sea turtle (*Chelonia mydas*). J. Comp. Physiol. B. 172:485-493.
- Hatase, H., Tsukamoto, K. 2008. Smaller longer, larger shorter: energy budget calculations explain intrapopulation variation in remigration intervals for loggerhead sea turtles (*Caretta caretta*). Can. J. Zool. 86: 595-600.
- Hays, G. C. 2000. The implications of variable remigration intervals for assesment of population size on marine turtles. J. Theor. Biol. 206: 221-227.
- Hays, G. C., Broderick, A. C., Glen, F. E Godley, B. J. 2002. Change in body mass associated with long-term fasting in marine reptile: the case of green turtles (*Chelonia mydas*) at Ascencion Island. Canadian Journal of Zoology. 80: 1299-1302.
- Hirth, A. and Carr, A. 1970. The green turtle in the Gulf of Aden and the Seychelles Islands. Verh. K. Ned. Akad. Wet., 58(5):1-94
- Hitchins, P.M., Bourquin, O., Hitchins, S. and Piper, S.E. 2004. Biometric data on hawksbill turtles (*Eretmochelys imbricata*) nesting at Cousine Island, Seychelles. Journal of Zoology 264: 383-89.
- Kenneth A. Nagy. 2005. Field metabolic rate and body size, The Journal of Experimental Biology, 208 1621-1625.
- Kwan, D. 1994. Fat reserves and reproduction in the green turtle, *Chelonia mydas*. Wildl. Res. 21:257-66.
- Limpus, C. 1980. Observations on the hawksbill turtles (*Eretmochelys imbricata*) nesting along the Great Barrier Reef. Herpetologica, 36(3):265-71.
- Limpus, C.J., Miller, J.D., Baker, V. and McLachlan, E. 1983. The hawksbill turtle, *Eretmochelys imbricata* (L.) in North-eastern Australia: The Campbell Island Rookery. Australian Wildlife Research 10 (1): 185-197.
- Limpus, C.J., Miller, J.D., Guinea, M. and Whiting, S. 1997. Australian hawksbill turtle population dynamics project. The International Workshop on the Management of Marine Turtles. Bali.
- Loop, K. A., Miller, J. D. and Limpus, C. J. 1995. Hawksbill turtle (*Eretmochelys imbricata*) nesting on Milman Island, Great Barrier Reef, Australia. Wildlife Research 1995 22:241-252.
- Marcovaldi, M. A. and Marcovaldi, G. G.. 1999. Marine Turtles of Brazil: the history and structure of Projeto-Tamar Ibama. Biological Conservation 91: 35-41.
- McKeown, A. 1977. Marine turtles of Solomon Islands. Honiara, Ministry of Natural Resources, Fisheries Division, 47 p.
- Miller, J.D. 1989. Marine Turtles. Vol. I. An assessment of the conservation status of marine turtles in the Kingdom of Saudi Arabia. M.E.P.A. Coastal and Marine Management Series, Technical Report 9, p 1-209.
- Miller, J. D. 1996. Reproduction in sea turtles. In The Biology of Sea Turtles. Edited by Peter L. Lutz and John A. Musick. CRC Press. pp. 51-81.
- Mortimer, J. A., & Bresson, R. 1999. Temporal distribution and periodicity in hawksbill turtles (*Eretmochelys imbricata*) nesting in Cousin Island, Republic of Seychelles, 1971-1997. Chelonian Conservation and Biology 3(2):318-325.
- Myers, A. E., and Hays, G. C. 2006. Do leatherback turtles *Dermochelys coriacea* forage during the breeding season? A combination of data-logging devices provide new insights. Marine Ecology Progress Series 322:259-267.

- Nagy, K. A. 2005. Field metabolic rate and body size. *The Journal of Experimental Biology*, 208 1621-1625.
- Nietschmann, B. 1971. The exploitation of hawksbill turtles, east coast of Nicaragua: results and Recommendations from a preliminary study. Report to Department Recursos Naturales Renovables, Ministerio Agricultura Ganaderia, Managua, Nicaragua, 10 p.
- Pilcher, N. 1999. The hawksbill turtle, *Eretmochelys imbricata*, in the Arabian Gulf. *Chelonian Conservation and Biology* 3(2):312-317.
- Pilcher, N. J. and Ali, L. 1999. Reproductive biology of the hawksbill turtle, *Eretmochelys imbricata*, in Sabah Malaysia. *Chelonian Conservation and Biology* 3(2):330-336.
- Richardson, J. I., Hall, D. B., Mason, P. A., Andrews, K. M., Bjorkland, R., Cai, Y., Bell, R. 2006. Eighteen years of saturation tagging data reveal a significant increase in nesting hawksbill sea turtles (*Eretmochelys imbricata*) on Long Island, Antigua. *Animal Conservation* 9 (3), 302–307.
- Schmidt-Nielsen, K. 1983. *Animal Physiology, Adaptation and Environment* (ed 3). Cambridge University Press.
- Schmidt-Nielsen, K. 1984. *Scaling – Why is animal size so important*, Cambridge University Press, Cambridge. 256 pp.
- Starbird, C.H., Hillis-Starr, Z., Harvey, J.T., Eckert, S.A. 1999. Interneting movements and behaviour of hawksbill turtles (*Eretmochelys imbricata*) around Buck Island Reef National Monument, St. Croix, US Virgin Islands. *Chelonian Conservation and Biology* 3(2):237-243.
- Troeng, S., Dutton, P.H., and Evans, D. 2005. Migration of hawksbill turtles *Eretmochelys imbricata* from Tortuguero, Costa Rica. *Ecography* 28(3): 394-402.
- Thurston, J. and Wiewandt, T. 1976. Management of sea turtles at Mona Island. Appendix 1. Mona Island Management Plan. San Juan, Puerto Rico, Commonwealth of Puerto Rico, Department of Natural Resources, 20 p.
- Tucker, A. D., and Read, M. A. 2001. Frequency of foraging by gravid green turtles (*Chelonia mydas*) at Raine Island, Great Barrier Reef. *Journal of Herpetology*. 35:500-503.
- Vaughan, P. 1981. *Marine turtles: a review of their status and management in the Solomon Islands*. Honiara, Ministry of Natural Resources, Fisheries Division, 70 p.
- Wallace, B. P., Kilham, S. S., Paladino, F. V., Spotilla, J. R. 2006. Energy budget calculations indicate resource limitation in Easter Pacific leatherback turtles. *Marine Ecology Progress Series*. 318: 263-270
- Witzell, W. N. 1983. Synopsis of biological data on the hawksbill turtle, *Eretmochelys imbricata* (Linnaeus, 1766) *FAO Fish. Synop.*, (137):78p.

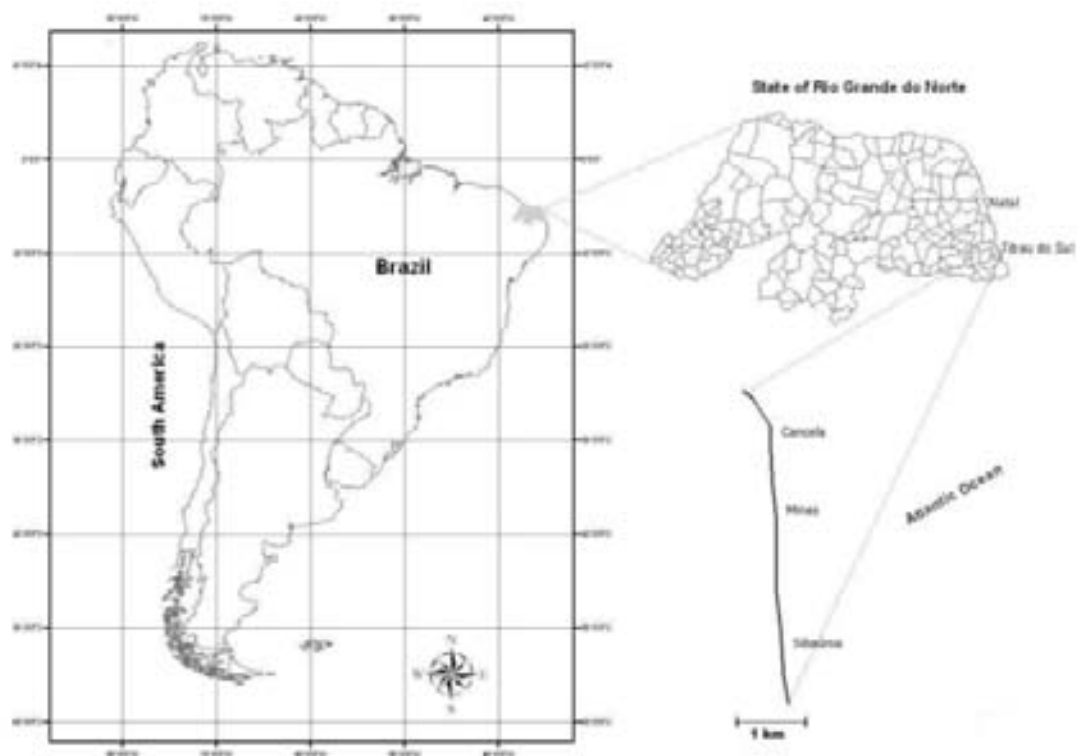


Fig. 1. Location of the study site at Tibau do Sul municipality, Northeastern Brazil ($6^{\circ} 13' 40''\text{S}$; $35^{\circ} 03' 05''\text{W}$).

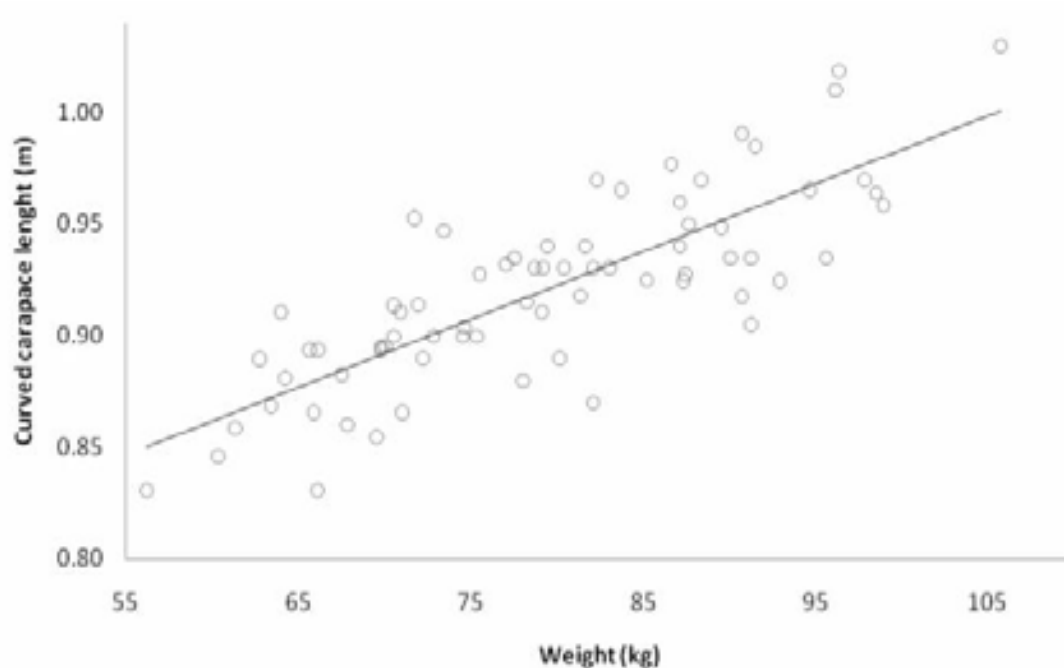


Fig 2. Relationship between the first post-oviposition weight of hawkbill turtles (*Eretmochelys imbricata*) and their curved carapace length (CCL) on the southeast coast of Rio Grande do Norte State, Brazil (n = 71 females, post-oviposition weight: range 56.2 – 105.3 kg, SD = 11.1 kg; CCL: range 0.83 – 1.03 m, SD = 0.04 m). *One turtle was excluded of the sample because its carapace was missing all of the posterior terminal part, included the supracaudal scales, probably caused by shark interaction.

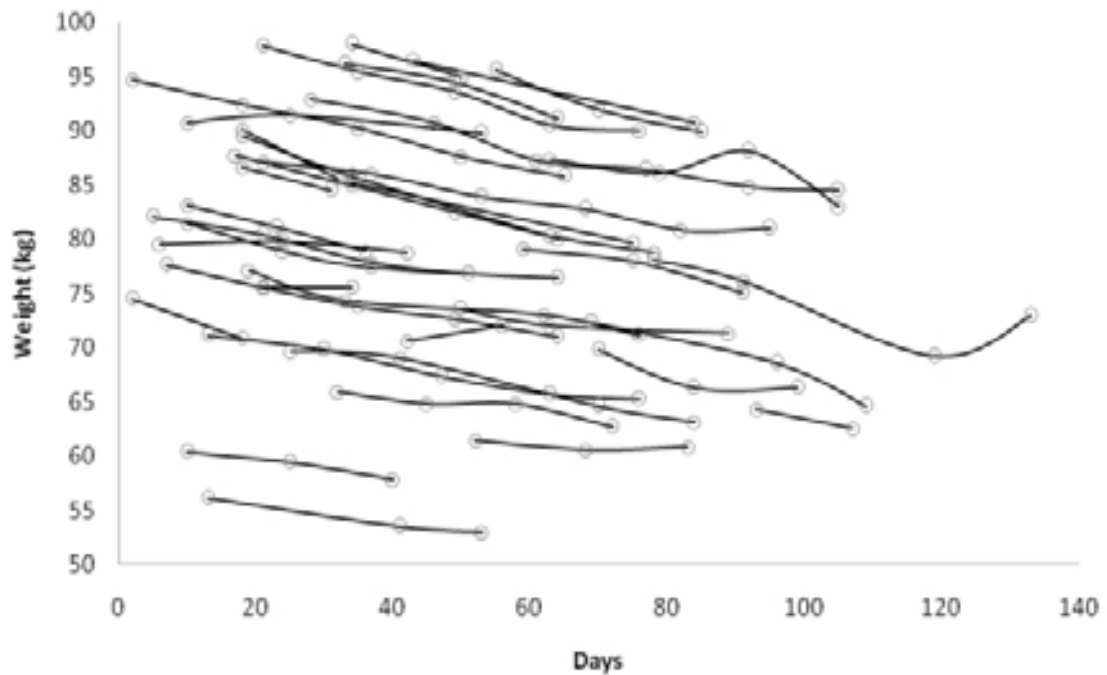


Fig 3. Post-oviposition weight for thirty six nesting hawksbill turtles, weighed more than once on the southeast coast of Rio Grande do Norte State, Brazil. Each line joining the post-oviposition weights represents the net weight loss for the same individual (range 53.0 – 98.0 kg, SD = 10.8 kg, n = 122 sets of measurements). The Day 0 in the x-axis for the 2006/2007 and 2007/2008 nesting seasons was respectively January 15 and December 12, both in 2007.

Tab. I. Difference between post-oviposition weights (net weight changes) for two to five consecutive ovipositions of the thirty six nesting hawksbill turtles weighed more than once during 2006/2007 and 2007/2008 nesting seasons, on the southeast coast of Rio Grande do Norte State, Brazil. Negative values indicate weight gain.

Nests between	Mean (kg)	SD (kg)	n	Range (kg)	%
two consecutives	1.6	1.4	75	-3.7 - 5.1	2.0%
first and third	3.4	1.8	21	-0.8 - 5.7	4.2%
first and fourth	5.4	2.2	20	0.9 - 9.5	6.6%
first and fifth	6.8	1.6	11	5.0 - 8.9	8.2%
first and sixtieth	7.2	1.4	2	6.1 – 8.4	8.0%

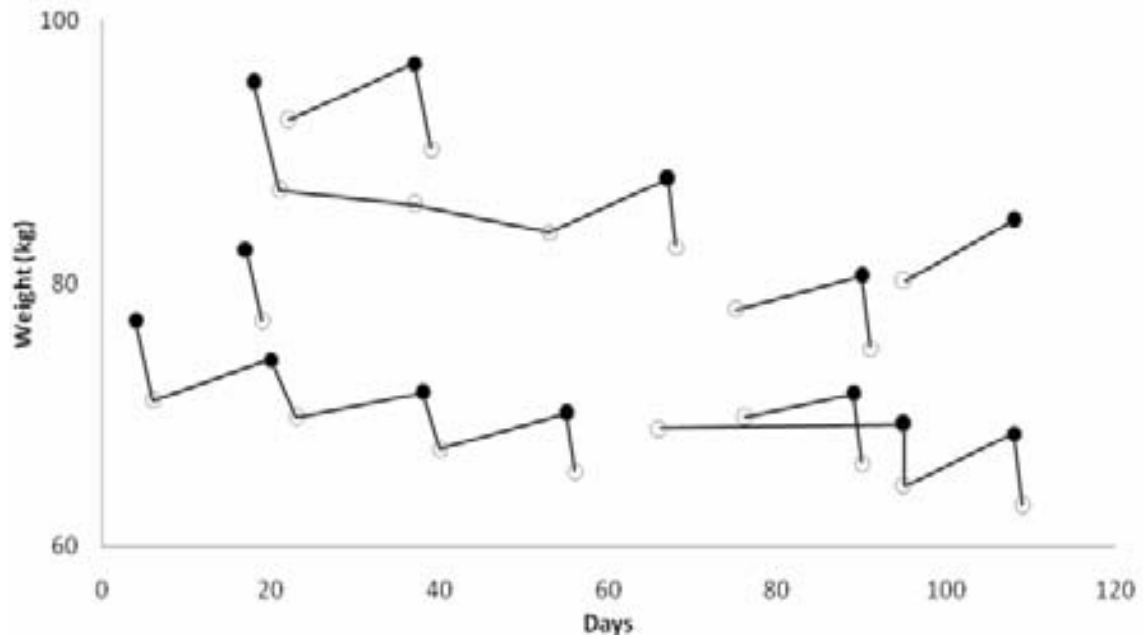


Fig 4. Loss and/or recovery of body weight for eight nesting hawksbill turtles on the southeast coast of Rio Grande do Norte State, Brazil. Open circles represent the post-oviposition weight and the full circles represent the pre-oviposition weight. Each line joins weights for the same individual. The total effective laying investment in kg (weight loss) is represented by the line joining pre-oviposition weight to the successive post-oviposition weight (range 4.3 – 8.2; SD = 1.09; n = 12 sets of measurements). The gain in weight (weight recovery) during the (potential) internidal interval is represented by the lines joining post-oviposition weight to the successive pre-oviposition weight (range 1.8 – 4.6; SD = 1.05; n = 9 sets of measurements). The abrupt weight loss is due to oviposition, the slow gain corresponds to hydration in the internidal interval. The Day 0 in the x-axis for the 2006/2007 and 2007/2008 nesting seasons was respectively January 22 and December 11, both in 2007.

Tab II- Available information concerning body weight of nesting hawksbill turtles.

Location	Mean (kg)	Range (kg)	n	SD (kg)	Stage	Source
Atlantic Ocean						
Nicaragua	54.2	27.2-86.2	32	-	-	*Nietschmann, 1972
Puerto Rico	68.4	60.5-76.3	2	-	-	*Thurston and Wiewandt, 1976
Barbados	68.2	44-92	68	8.8	post-oviposition	Beggs et. al., 2007
Pipa, Brazil	86.0	60.1-112.2	75	11.8	first pre-oviposition	This work
Pipa, Brazil	79.6	56.2-105.7	72	11.3	first post-oviposition	This work
Pacific Ocean						
Solomon Islands	66.3	41.8-77.3	40	-	-	*McKeown, 1977
Solomon Islands	57.8	36.0-72.5	43	-	-	*Vaughan, 1981
Australia	49.5	45.5-55.0	8	-	-	*Limpus, 1980
Campbell Island, Australia	51.6	38.5-68.0	38	8.22	post-oviposition	Limpus et. al., 1983
Milman Island, Australia	50.1	40.0-68.0	84	6.47	post-oviposition	Limpus et. al., 2000
Milman Island, Australia	50.4	32.0-72.0	582	6.45	post-oviposition	Dobbs et. al., 1999
Indian Ocean						
Democratic Yemen	43.2	35.3-50.0	15	-	-	*Hirth and Carr, 1970
Seychelles	65.6	51.2-83	75	8.11	first pre-oviposition	Hitchins et. al., 2004
Seychelles	60.9	48.0-79.0	74	7.89	first post-oviposition	Hitchins et. al., 2004
Islands of persian Gulf	39.2	10.0-64.0	123	6.7	-	Pilcher, 1999
Kingdon of Saudi Arabia	38.2	26.0-64.0	245	5.96	post-oviposition	Al-Merghani, et. al. 2000
Arabian Gulf	39.1	26.0-64.0	175	6.32	post-oviposition	Al-Merghani, et. al. 1996
Saudi Arabia	38.4	30.5-40.0	-	-	-	Miller, 1989

- = Were not available.

* = reported in Witzell, 1983.

CAPÍTULO III – Manuscrito em preparação a ser submetido à revista *Conservation Biology*.

**LOCAIS DE DESOVA UTILIZADOS POR *Eretmochelys imbricata*
(TESTUDINES, CHELONIIDAE) EM PRAIAS DO LITORAL SUL DO
RIO GRANDE DO NORTE: IMPLICAÇÕES DE MANEJO**

INTRODUÇÃO

As tartarugas marinhas passam a maior parte do tempo na água, mas, como todo réptil ovíparo, necessita depositar os ovos no ambiente terrestre para a garantia das condições essenciais aos processos de incubação. Como o cuidado parental se limita à confecção do ninho e camuflagem deste, a única alternativa para as fêmeas maximizarem seu sucesso reprodutivo é através da seleção do local da desova (Resetarits, 1996). A posição do ninho na praia influencia sua temperatura (Wood & Bjorndal, 2000; Kamel & Mrosovsky., 2006), que por sua vez determina o sexo do filhote (Wibbels, 2003). Além da temperatura durante o processo de incubação, o ninho também recebe influência das características físicas e químicas da praia, que variam conforme sua localização (Wood & Bjorndal, 2000), e são relevantes no processo de emergência dos filhotes e ainda para a robustez da prole (Hewavisenthi & Parmenter, 2002).

Duas forças seletivas em extremos opostos são observadas quanto à localização da desova: muito próximo da linha do mar, apesar de colocar os filhotes que emergirem em uma posição privilegiada por estarem próximo do mar diminuindo o risco de desorientação, aumenta a susceptibilidade de inundação pela ação do mar (Eckert, 1987; Hilterman, 2001; Hilterman & Gorverse, 2002). No extremo oposto, ninhos situados muito acima da linha do mar, apesar de estarem salvos do risco de inundação, raízes podem destruir os ovos (Wood & Bjorndal, 2000), e ainda a longa distância e o caminho que os filhotes necessitam percorrer até chegarem ao mar aumentam significativamente a chance de predação e desorientação, podendo acarretar em insucesso.

A presença da vegetação associada ao ambiente do ninho pode interferir na razão sexual (Morreale et. al., 1982) e no sucesso de eclosão (Karavas et. al., 2005). Segundo Ackerman (1997), uma distância de 50 cm ao redor do centro do ninho influencia o ambiente de incubação dos ovos.

Em praias de Guadaloupe, Índias Ocidentais Francesas, Kamel & Mrosovsky (2005) descreveram um comportamento de repetibilidade de escolha do local de desova exibidos por indivíduos de *E. imbricata*. Repetibilidade frequentemente é associada com características

herdáveis (Kamel & Mrosovsky, 2005; Mrosovsky, 2006) e podem levar à seleção de comportamentos que se apresentam mais vantajosa, e a variabilidade inter-individual (polimorfismo) leva à capacidade de adaptação da população frente às mudanças ambientais.

Um melhor entendimento acerca da biologia reprodutiva das tartarugas marinhas e especificamente sobre as preferências individuais na escolha do local de postura poderá auxiliar na identificação de pressões seletivas e ainda contribuir para maior eficiência no emprego de estratégias de conservação e manejo (Mrosovsky, 2006).

Neste trabalho procurou-se identificar fatores que possam influenciar no comportamento de escolha do local da desova e suas consequências, comparando os comportamentos exibidos inter e intra-individualmente.

MATERIAL E MÉTODOS

Área de Estudo

A área de estudo está situada a 6° 13' 40"S e 35° 03' 05"W, no vilarejo de Pipa, Município de Tibau do Sul, Estado do Rio Grande do Norte (Fig. 1). O trecho monitorado inclui três praias (Cancela, Minas e Sibaúma) e apresenta ao todo 4,2 km de extensão, sendo compostas por estreita faixa de praia cercada por falésias e intercaladas por dunas. Como o mesmo indivíduo utiliza qualquer uma dessas praias, e devido à proximidade entre elas (o final de uma marca o início da outra), nos referimos a todas as praias simplesmente como Pipa. A areia é de granulometria fina com uma coloração clara amarelada. Dentre as espécies de vegetação mais comuns nessas praias estão o brejo *Blutaparon portulacoides* (Amarantaceae), a salsa da praia *Ipomoea pes-caprae* (Convolvulaceae), o guajiru *Chrysobalanus iaco* (Chrysobalanaceae), o cardeiro *Pilocereus* sp (Cactaceae), *Bulbostylis* sp (Cyperaceae) e ainda alguns poucos coqueiros *Cocus mucifera* (Palmacea).

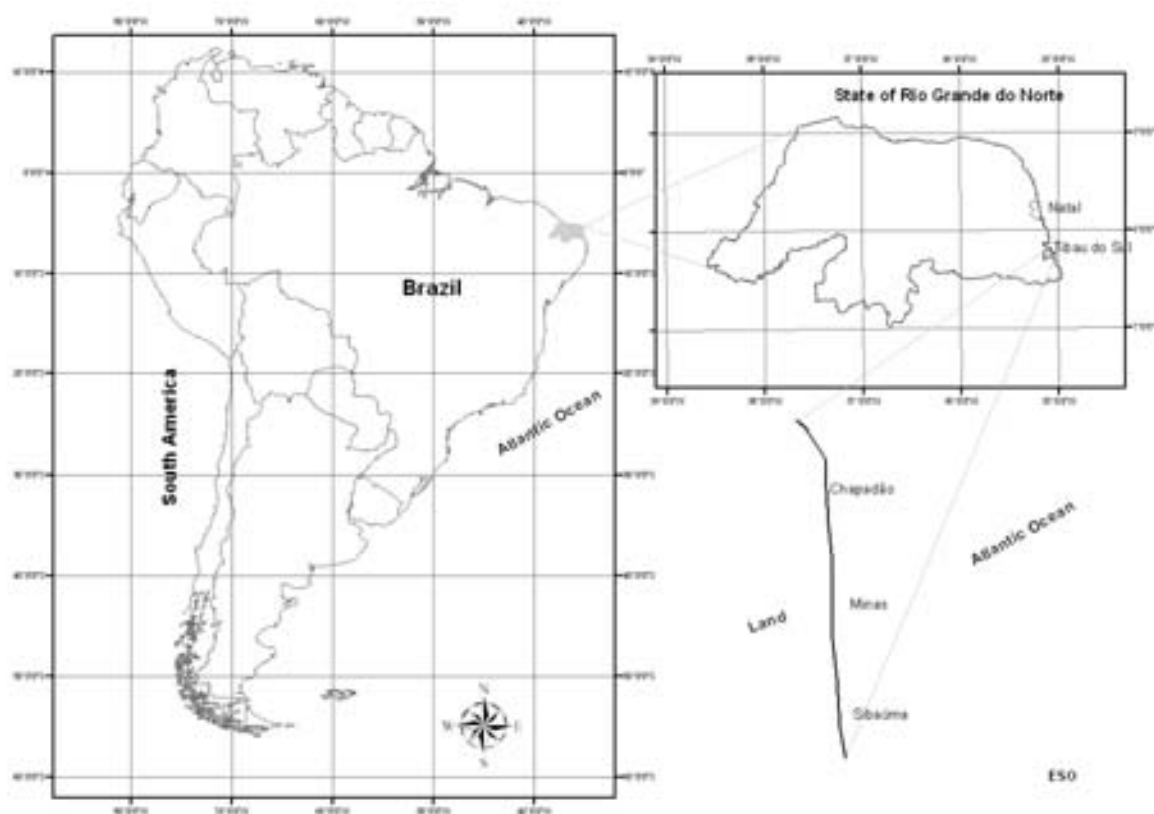


Fig. 1 – Área de estudo situada no município de Tibau do Sul, Rio Grande do Norte, Brasil.

Coleta de dados

O monitoramento diurno das praias, realizado diariamente das 4:30 às 6:30 horas da manhã por um “tartarugueiro” contratado pelo Projeto Tamar, iniciou-se no dia 15 de setembro de 2006. O trabalho do tartarugueiro consiste em identificar as desovas através dos rastros para o posterior acompanhamento pela equipe técnica.

O monitoramento noturno, realizado pela equipe técnica, foi iniciado 13 dias após o registro do primeiro ninho (observado pelo tartarugueiro) e encerrado após 13 dias consecutivos sem nenhuma atividade reprodutiva. Durante o período de trabalho em campo, nos dias 25 e 31 de dezembro não houve monitoramento. As atividades se iniciaram às 19:00 e terminaram às 4:30 da manhã. A praia foi dividida em trechos que variam de 1 a 4, dependendo da quantidade de colaboradores disponíveis na noite, com o objetivo de cobrir a pé toda a extensão a cada 40 minutos.

As fêmeas foram identificadas com grampos marcadores de liga metálica inonel (# 681 National Band and Tag Company) aplicados junto à primeira escama proximal na região da axila em ambas as nadadeiras anteriores.

O comprimento curvilíneo do casco (CCC) foi medido com fita métrica flexível, com precisão de 0,1 cm, sendo a medida obtida entre a borda externa do escudo nugal até a borda externa do escudo supracaudal (MARCOVALDI & MARCOVALDI, 1999).

Com trena flexível de 50 m e precisão de 1 cm, sempre em linha reta e perpendicularmente, foram medidas as seguintes distâncias em relação ao ninho:

- (i) maré do momento, ou seja, linha d'água no momento de avistamento da tartaruga na praia;
- (ii) maior maré de sizígia (linha de deixa);
- (iii) vegetação;
- (iv) limite máximo de área disponível à desova na praia, podendo ser falésia, estrada ou vegetação densa.

No momento em que a tartaruga era avistada, anotava-se o horário e marcava-se o ponto de início do rastro de ascensão à praia colocando uma estaca de madeira de 1,20 m de altura. Após a constatação de que a tartaruga iniciou ou concluiu a oviposição, foi realizada a biometria (CCC). Em seguida, era efetuada a medição da distância em linha reta entre o ninho e a linha paralela ao mar no nível do ponto da estaca colocada marcando o início do rastro de ascensão à praia. Após a tartaruga finalizar a desova e descer rumo ao mar, o ninho era escavado para certificação do local onde os ovos foram depositados. A marcação do ninho era feita com uma estaca de madeira de cerca de 30 cm de altura, onde era anotado o número do ninho e data do registro. A estaca era enterrada a 50 cm do ninho em sentido oposto ao mar. Uma linha de nylon com um pedaço de casca de coco amarrado na ponta, liga a câmara dos ovos à estaca, servindo como uma espécie de âncora para a estaca. Adicionalmente, o local do ninho era marcado com GPS (sempre com precisão de 10 m).

No dia seguinte, na presença da luz solar, o ninho é categorizado quanto ao tipo de local e são medidas as distâncias em relação à vegetação, à linha de maré de sizígia e do limite máximo de área disponível à oviposição (início da falésia, estrada ou vegetação densa). Todas as medidas são efetuadas perpendicularmente ao mar.

Quando o ninho estava situado dentro da vegetação, o valor da medida era negativo. A linha de maré de sizígia era reconhecida através dos detritos que são depositados pelo mar, formando uma linha destacada ou ainda pelo pronunciado “barranco”, observados nos trechos mais severamente afetados pela erosão costeira. Os ninhos situados abaixo da linha de maré de sizígia têm medida negativa, e acima positiva. Para a medida do limite máximo disponível à desova, usa-se o ponto onde termina a areia e começa a rocha (no caso da falésia), ou o ponto onde começa a cerca (caso estrada) ou ainda o ponto onde inicia a vegetação densa de guajiru *Chrysobalanus iaco* (Chrysobalanaceae), formando uma barreira praticamente

impenetrável (caso vegetação densa). Nenhuma tartaruga desovou ou sequer circulou acima destes pontos durante o período deste estudo.

Para a categorização quanto ao tipo de local foi estabelecido que as observações seriam realizadas em um raio de 50 cm em relação a um ponto central no ninho. Quando notadamente havia vegetação no local onde a tartaruga desovou, mas o processo de escavação retirou completamente a vegetação, a área foi considerada vegetada.

Quatro categorias foram estabelecidas: vegetação, se local da desova apresentasse qualquer cobertura vegetal; areia aberta, quando o ninho foi escavado em local com ausência de vegetação; borda da vegetação, para ninhos situados na transição de vegetação para areia aberta; e barranco, para ninhos que, apesar de estarem situados na areia aberta, foi inacessível para a fêmea desovar acima da barreira de areia com íngreme inclinação.

As posições geográficas de cada flagrante foram marcadas com GPS Garmim Etrex utilizando o sistema SAD69, no próprio ninho ou no ponto mais alto do rastro em relação ao mar, para as emergências que não resultaram em ninho. Para a análise da extensão da área em que o mesmo indivíduo foi observado, uma cerca perpendicular ao mar (barreira contra o tráfego de veículos) situada na extremidade sul da área monitorada, foi estabelecida como marco zero. A distância em linha reta entre o ponto de cada flagrante até o marco zero foram determinadas para cada emergência, utilizando o programa TrackMaker versão Freeware, considerando apenas as latitudes. Para calcular a área de uso de cada indivíduo foi feita a subtração entre o ponto mais ao norte e o ponto mais ao sul de suas emergências.

RESULTADOS

Foram registradas as localizações para 106 ninhos de *Eretmochelys imbricata* na área de estudo (35% em vegetação, 26% em areia aberta, 6% borda da vegetação e 33% em barranco; n = 106). Excluindo a categoria barranco, por potencialmente representar uma barreira contra a manifestação do comportamento de escolha do local, 39% dos ninhos foram situados na areia aberta, 9% na borda da vegetação e 52% na vegetação. Em 48% da extensão monitorada foi constatada a presença de barranco, isto é, uma formação geológica associada à orsoão costeira que se caracteriza por uma íngreme inclinação que define a linha de sizígia.

No caso das desovas sentenciadas, para evitar o risco de inundação ou erosão, 9 ninhos foram transferidos do local de origem para um local mais seguro na praia. Para a análise do percentual de eclosão e tempo de incubação por categorias quanto ao tipo de local, foram

excluídos da amostra os ninhos transferidos. A tabela I apresenta as médias para o percentual de eclosão e tempo de incubação para os ninhos não transferidos em cada uma das categorias. O percentual de eclosão foi significativamente diferente entre os locais de postura (ANOVA, $F_{3,37} = 3,49$; $p = 0,00335$). O mesmo ocorreu com o tempo de incubação (ANOVA, $F_{3,72} = 3,31$; $p = 0,0301$).

Os ninhos transferidos foram analisados separadamente e apresentaram um percentual médio de eclosão de 40,8% ($n = 8$, range 2,5 - 73,8, SD = 27,3) e tempo médio de incubação de 55 dias ($n = 2$, range 54 - 56, SD = 1,4). De uma forma geral, para os ninhos não transferidos, o percentual médio de eclosão foi de 57,6% ($n = 76$, range 0,0 - 97,4, SD = 31,0) e o tempo médio de incubação de 58 dias ($n = 41$, range 51 - 66, SD = 3). Não houve diferença significativa entre as médias de percentual de eclosão (ANOVA, $F_{1,82} = 5,22$, $p = 0,059$) e tempo de incubação (ANOVA, $F_{1,41} = 5,41$, $p = 0,14832$) de ninhos transferidos e não transferidos.

Tabela I – Médias para o percentual de eclosão e tempo de incubação em dias para os ninhos não transferidos em relação ao tipo de local.

Tipo de local	% eclosão	Tempo de incubação
vegetação	57,3 (n=31, range 0,0-94,4, SD=29,2)	57 (n=17, range 54-60, SD=2)
areia aberta	38,7 (n=15, range 0,0-92,9, SD=33,6)	58 (n=9, range 55-64, SD=2,5)
borda veget	66,4 (n=4, range 9,8-97,4, SD=40,4)	55 (n=3, range 55-57, SD=3,5)
barranco	67,5 (n=27, range 0,8-96,8, SD=25,3)	60 (n=12, 58-66, SD=2,4)

Se analisarmos todo o conjunto de dados incluindo os ninhos na categoria barranco ($n=106$), ou seja, os ninhos em que não foi disponível à fêmea desovar acima da linha de maré de sizígia, observamos que 48% dos ninhos foram situados abaixo da linha de maré e 52% da linha de maré de sizígia para cima. Se excluirmos da amostra os 35 ninhos localizados na categoria barranco, ou seja, se considerarmos apenas os ninhos em que foi possível à fêmea escolher áreas tanto abaixo quanto acima da linha de maré de sizígia ($n=71$), observamos que em 77% dos casos os ninhos estavam situados em cima ou acima da linha, enquanto 23% estavam localizados abaixo da linha.

A média do percentual de eclosão e tempo de incubação foram calculadas para ninhos situados da linha de maré de sizígia para cima, respectivamente 48,9% ($n = 45$, range 0,0-97,4, SD = 33,0) e 56 dias ($n = 24$, range 51-60, SD = 2). Para os ninhos situados abaixo da linha de maré de sizígia o percentual de eclosão e tempo de incubação apresentaram médias

respectivamente de 64,8% (n = 38, range 0,8-96,8, SD = 26,1) e 60 dias (n = 19, range 57-66, SD = 2,3). As médias diferiram significativamente tanto para o percentual de eclosão (ANOVA, $F_{1,81} = 5,22$; $p = 0,0183$) como para o tempo de incubação (ANOVA, $F_{1,41} = 5,41$; $p = 0,000036$).

Dentre os 109 ninhos registrados, em 85% dos casos a fêmea foi flagrada em atividade reprodutiva, sendo identificados 47 indivíduos (42 marcados pela primeira vez e 5 remigrantes). Desse total, 21 tartarugas foram observadas desovando pelo menos 2 vezes, totalizando 71 ninhos; 26 fêmeas desovaram apenas uma vez.

As localizações dos ninhos de fêmeas que desovaram mais de uma vez foram analisadas individualmente tomando como base a linha de maré de sizígia (Fig. 2; ANOVA, $F_{20,50} = 1,99$; $p = 0,21769$). A categoria barranco foi destacada. Excluindo os ninhos na categoria barranco, restam 17 indivíduos com no mínimo 2 posturas (Fig. 3; ANOVA, $F_{16,29} = 2,3$; $p = 0,10646$).

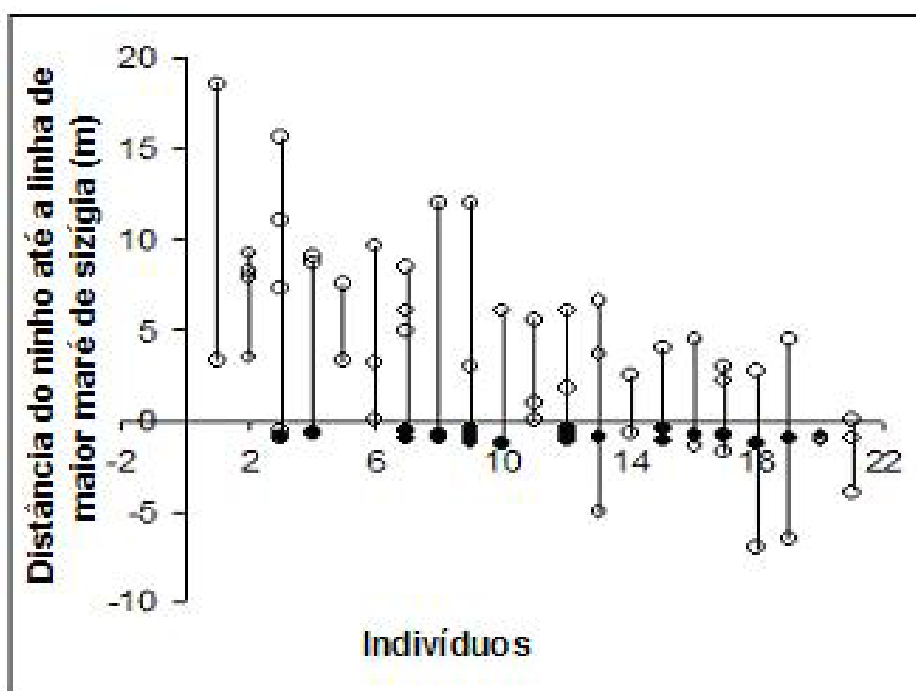


Fig 2- Localização dos ninhos de *E. imbricata* em relação à linha de maior maré de sizígia do ano para cada um dos 21 indivíduos observados mais de uma vez. Os pontos destacados em negrito representam os ninhos situados no barranco. As linhas ligam os ninhos do mesmo indivíduo.

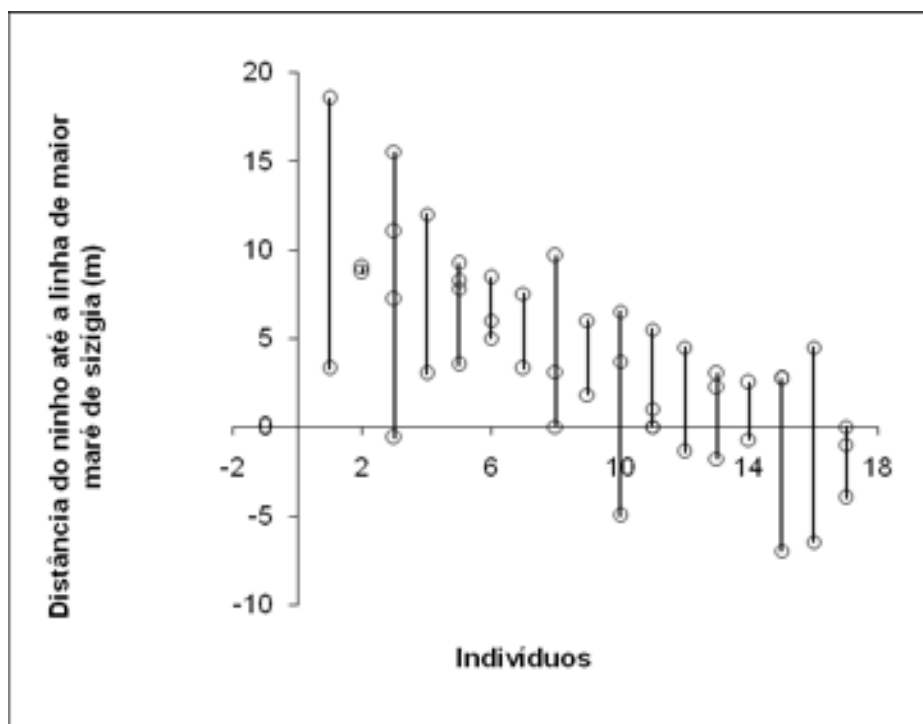


Fig. 3- Localização dos ninhos em relação à linha de maior maré de sizígia do ano para 17 indivíduos, excluindo ninhos na categoria barranco. As linhas ligam os ninhos do mesmo indivíduo.

Para os 20 indivíduos que desovaram mais de uma vez e que a distância do ninho em relação à maré do momento estava disponível, foram plotados em um gráfico as distâncias para cada um (Fig. 4; ANOVA, $F_{19,47}$; $p = 0,03237$). Ao excluir os ninhos na categoria barranco, restam 14 indivíduos que desovaram pelo menos duas vezes (Fig. 5; ANOVA, $F_{13,26}$; $p = 0,009021$).

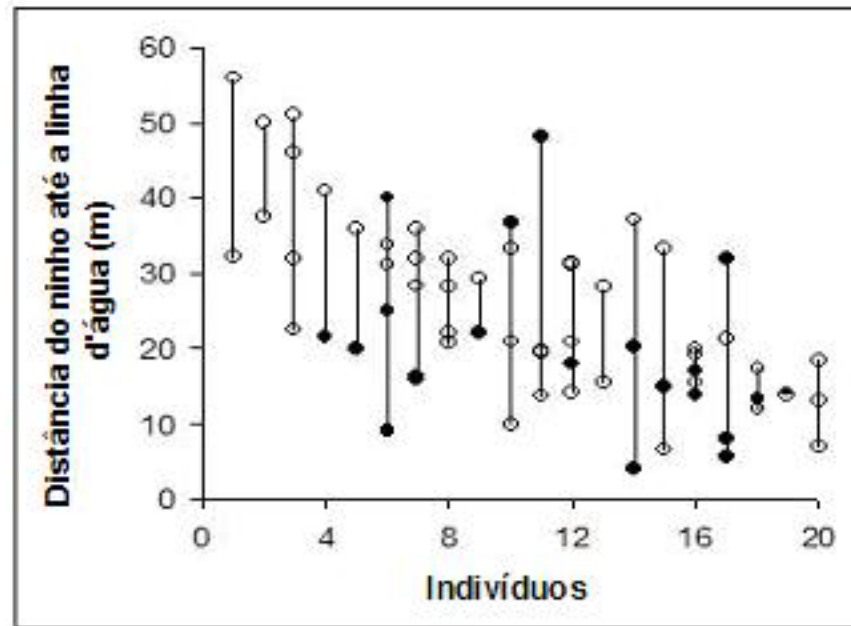


Fig. 4 – Distância do ninho até a altura da maré no momento (linha d'água) da avistagem para 20 indivíduos. Os pontos destacados em negrito representam os ninhos situados no barranco. As linhas ligam os ninhos do mesmo indivíduo.

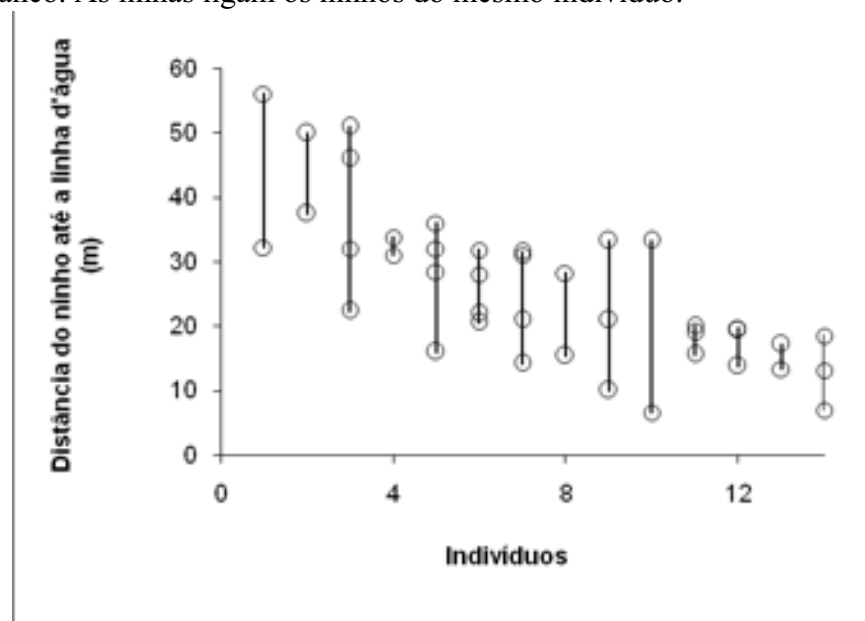


Fig. 5 - Distância do ninho até a altura da maré (linha d'água) no momento da avistagem para 14 indivíduos, excluindo a categoria barranco. As linhas ligam os ninhos do mesmo indivíduo.

As distâncias do ninho até a vegetação foram analisadas para 21 indivíduos com a categoria barranco (Fig. 6; ANOVA, $F_{20,47}$; $p = 0,137777$), e para 16 indivíduos excluindo esta categoria (Fig 7; ANOVA, $F_{15,26}$; $p = 0,122171$).

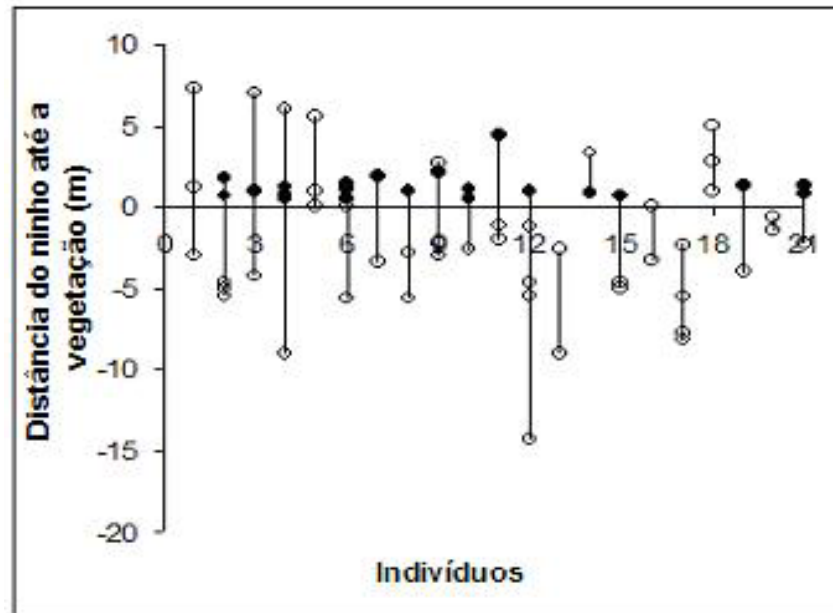


Fig. 6 – Distância do ninho até a vegetação para 21 indivíduos. Os pontos destacados em negrito representam os ninhos situados no barranco. As linhas ligam os ninhos do mesmo indivíduo.

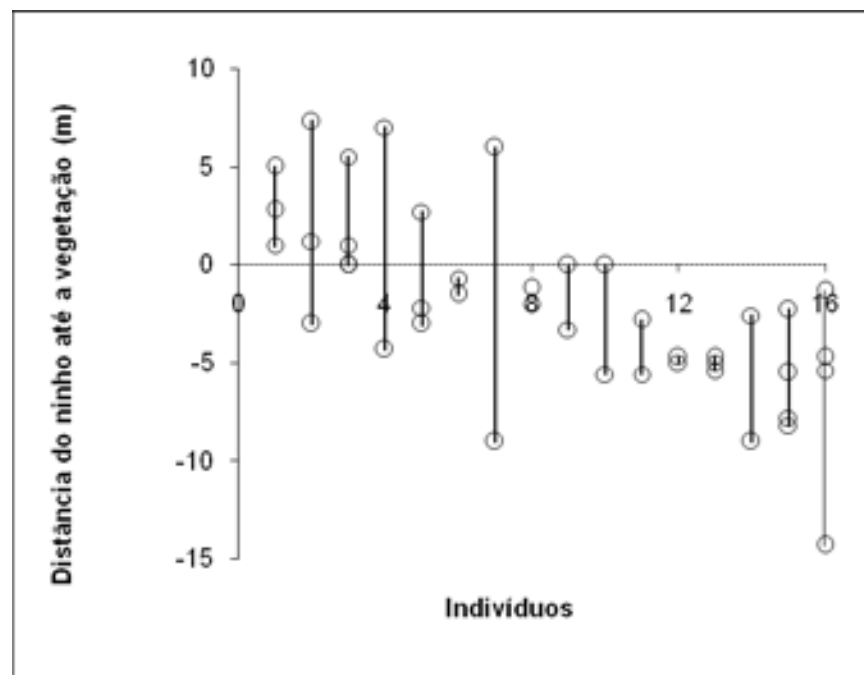


Fig. 7 – Distância do ninho até a vegetação para 16 indivíduos. As linhas ligam os ninhos do mesmo indivíduo.

As fêmeas utilizaram em média uma extensão de praia de 1848 m ($n = 21$, range 3439 – 488 m, SD = 855 m) (Fig 8; ANOVA, $F_{20,66}$; $p = 0,021043256$).

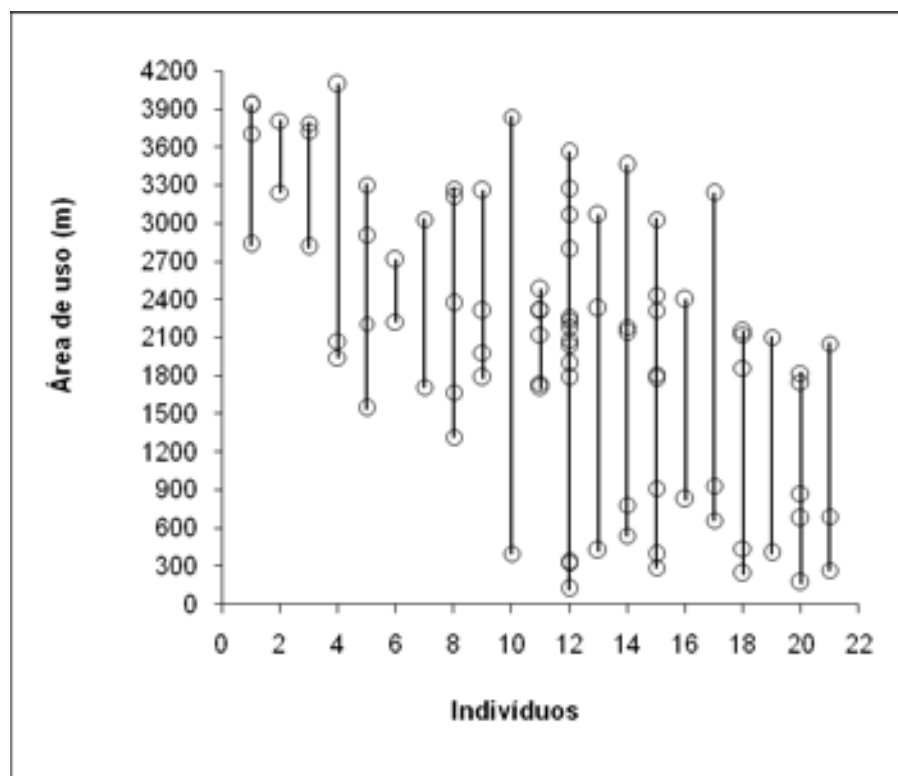


Fig 8- Extensão de praia utilizada por cada um dos 21 indivíduos vistos mais de uma vez. Os círculos representam os pontos em que a fêmea emergiu na área de estudo de aproximadamente 4200 m de extensão com intenção reprodutiva (bem sucedida ou não). Cada linha liga localizações para um mesmo indivíduo.

DISCUSSÃO

O perfil de praia da área de estudo durante o período de coleta de dados apresentou-se determinante no comportamento de seleção do local de desova, exibido por *E. imbricata*. Como a metade da extensão monitorada apresentava barranco e esta formação limita o comportamento das fêmeas de exibirem suas preferências em potencial, uma vez que não está disponível a elas utilizarem outros setores da praia situados mais acima. Os ninhos localizados na categoria barranco foram escavados o mais acima da linha d'água quanto foi possível, mesmo assim ficaram abaixo da linha de maior maré de sizígia. Praticamente a metade das desovas estava situada abaixo da maré de sizígia para o conjunto completo de dados. Ao excluir os ninhos da categoria barranco, menos de $\frac{1}{4}$ foi situada abaixo da maré de sizígia.

Os ninhos de *E. imbricata*, durante este estudo estiveram freqüentemente associados a locais com cobertura vegetal, confirmando o padrão observado em outras localidades (Witzell, 1983; Horrocks & Scott, 1991; Kamel & Mrosovsky, 2005, 2006; Serafini, 2007).

Os ninhos situados abaixo da linha de maior maré de sizígia e que foram lavados pelo mar apresentaram taxas de eclosão superiores às demais localizações. Além disso, o tempo de incubação apresentou-se mais longo. Este resultado confronta com os estudos que não encontraram relação entre zonas de praias e percentual de eclosão (Garmestani et. al. 2000; Kamel & Mrosovsky, 2005), e, mais ainda, com o trabalho de Horrocks & Scott (1991) os quais afirmam que o percentual de eclosão para *E. imbricata* aumenta em relação à distância do mar.

Na Praia do Forte (Bahia, Brasil), os ninhos de *E. imbricata* que apresentam tempo de incubação mais longos também apresentam taxas de eclosão mais altas (Gustave Lopez, comunicação pessoal). Se os ninhos que incubam mais lentamente apresentam melhores taxas de eclosão, é possível que os ninhos lavados pelo mar estejam se resfriando ao entrar em contato com a água, proporcionando uma incubação mais lenta. O tempo de incubação é freqüentemente associado com a proporção sexual, ou seja, ninhos com períodos de incubação mais extensos são relacionados à proporção sexual em favor de machos (Kamel & Mrosovsky, 2006). Marigatolius (2006) questionou a transferência de desovas que estão susceptíveis a serem lavados pela maré, argumentando que apesar do percentual de eclosão diminuir, a proporção sexual em favor dos machos (sexo raro; Limpus, 1992; Leon & Diez, 1999; Carrillo et. al. 1999) aumenta. Diante do cenário atual de aquecimento global e tendência de maximização de fêmeas sendo produzidas, qualquer input no sexo raro pode aumentar o fitness do indivíduo.

A continuada transferência sistemática de desovas em risco de inundação para locais mais acima na praia, prática freqüentemente adotada por programas de conservação de tartarugas marinhas no mundo inteiro, pode potencialmente alterar o pool genético da população (Mrosovsky, 2006).

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ACKERMAN, R. A. 1997. The nest environment and the embryonic development of sea turtles. In: Lutz, P. L., Musick, J. A. (Eds.), *The Biology of Sea Turtles*. CRC Marine Science Series, Boca Raton, pp. 83-108.

BAPTISTOTE, C., SCALFONI, J. T., MOROSOVSKY, N. 1999. Male-producing thermal ecology of a southern loggerhead turtle nesting beach in Brazil: implications for conservation. *Animal Conservation* 2:9-13.

CARRILLO, E., WEBB, G. J. W. e MANOLIS, S. C. Hawksbill turtles (*Eretmochelys imbricata*) in Cuba: An assessment of the historical harvest and impacts. *Chelonian Conservation and Biology* 3 (2)264-280. 1999.

ECKERT, K. L. 1987. Enviromental unpredictability and leatherback sea turtle (*Dermochelys coriacea*) nest loss. *Herpetologica*, 43, 315-323.

DUQUE, V. M., PAEZ, V. P. & PALATINO, J. A. 2000. Nesting ecology and conservation of the leatherback turtle, *Dermochelys coriacea*, at LA Playona, Chocoan Gulf of Uraba, Columbia, in 1998. *Actual Biology*, 22, 37-53.

GARMESTANI, A. S., PERCIVAL, H. F., PORTIER, K. M., RICE, K. G., 2000. Nest-site selection by the loggerhead sea turtle in Florida's Ten Thousand Islands. *Journal of Herpetology* 34(4), 504-510.

HILTERMAN, M. L. 2001. The sea turtles of Suriname, 2001. Amsterdam: Biotopic Foundation.

HILTERMAN, M. L. & GOVERSE, E. 2002. Aspescts of nesting and nesting success of the leatherback turtle (*Dermochelys coriacea*) in Suriname, 2001. Amsterdam: Biotopic Foundation.

HORROCKS, J. A. & SCOTT, N. McA. 1991. Nest site location and nest success in the hawksbill turtle *Eretmochelys imbricata* in Barbados, West Indies. *Marine Ecology Progress Series* 69, 1-8.

KAMEL, S. J., MROSOVSKY, N. 2005. Repeatability of nesting preferences in the hawksbill turtles, *Eretmochelys imbricata*, and their fitness consequences. *Animal Behaviour*, 70. Paginas 819-828.

KAMEL, S. J., MROSOVSKY, N. 2006. Deforastation: risk of sex ratio distortion in hawksbill turtles. *Ecological Applications* 16 (3), pp.923 931.

LIMPUS, C. J. The hawksbill turtle, *Eretmochelys imbricata*, in Queensland: Population structure within a southern Great Barrier Reef feeding ground. *Wildlife Research* 19:489-506. 1992.

LEON, Y. M & DIEZ, C. E. Population structure of hawksbill turtles on a foraging ground in the Dominican Republic. *Chelonian Conservation and Biology* 3(2):230:236. 1999.

KARAVAS, N., GEORGHIOU, K., ARIANOUTSOU, M., DIMOPOULOS, D. 2005. Vegetation and sand characteristcs influencing nesting activity of *Caretta caretta* in Sekania beach. *Biological conservation*, 121, 177-188.

WIBBELS, T., HILLIS-STARR, Z. M. e PHILLIPS, B. 2003. Critical approaches to sex determination in sea turtles. Páginas 103-134. In: P. L. Lutz, J. A. Musick e J. Wyneken editors. *The Biology of Sea Turtles*. Volume II. CRC Press, Boca Raton, Florida, USA.

HAYS, G. C. & SPEAKMAN, J. R. 1993. Nest placement by loggerheads turtles, *Caretta caretta*. *Animal Behaviour*, 45. páginas 47-53.

WOOD, D. W. & BJORN DAL, K. A. 2000. Relation of temperature, moisture, salinity and slope to nest site selection in loggerhead sea turtles. *Copeia*, 1985 . Paginas 119-128

HEWAVISENTHI, S. & PARMENTER, C. J. 2002. Incubation environment and nest success of the flatback turtle (*Natator depressus*) from a natural nesting beach. *Copeia* (2). Paginas 302-312.

MARIGATOLIUS, D., REES, A. F. 2006. Nest inundation by sea water: a threat to mitigate or a natural “masculinising” factor? In Proceedings of the Twenty-third Annual Symposium on Sea Turtle Conservation and Biology, NOAA Tech. Memo. NMFS-SEFSC.

MROSOVSKY, N. 2006. Distorting gene pools by conservation: assessing the case of doomed turtle eggs. *Environ Manage*, 38. 523-531.

MROSOVSKY, N., DUTTON, P. H., WHITMORE, C. P. 1984. Sex ratios of two species of sea turtle nesting in Suriname. *Canadian Journal of Zoology* 62:2227-2239.

MARCOVALDI M. A. & G. G. dei MARCOVALDI. 1999. Marine Turtles of Brazil: the history and structure of Projeto-Tamar Ibama. *Biological Conservation* 91: 35-41.

MORREALE, S. J., RUIZ, G. J., SPOTILA, J. R., STANDORA, E. A. 1982. Temperature-dependent sex determination: current practices threaten conservation of sea turtles. *Science*, 216, 1245-1247.

RESETARITS, W. J., Jr. 1996. Oviposition site choice and life history evolution. *American Zoologist*, 36, 205-215.

SERAFINI, T. Z. 2007. Seleção do local de desova das tartarugas marinhas *Eretmochelys imbricata* e *Caretta caretta* na praia de Arembepe, Bahia, Brasil: conseqüências sobre o sucesso de eclosão e para o manejo das desovas. Dissertação de Mestrado. Universidade Federal da Bahia. 50 pp.

WHITEMORE, C. P., DUTTON, P. H. 1985. Infertility, embryonic mortality and nest site selection in leatherback and green sea turtle in Suriname. *Biological Conservation* 34:251:272.

WITZELL, W. N. Synopsis of biological data on the hawksbill turtle, *Eretmochelys imbricata* (Linnaeus, 1766) *FAO Fish. Synop.*, (137):78p. 1983

CAPÍTULO IV

Conclusão Geral

A área de estudo apresentou a maior proporção de ninhos de *E. imbricata* em relação a extensão de praias já reportadas no litoral brasileiro. Como esta espécie é categorizada como criticamente ameaçada pela IUCN (União Internacional para Conservação da Natureza), é importante que sejam adotadas políticas de proteção visando a preservação da tartaruga-de-pente que ocorre na área estudada. Apesar do estudo ter sido focado em um trecho de costa do Município de Tibau do Sul, o Projeto TAMAR dispõe de informação em seu banco de dados que de Tibau do Sul até a divisa com o Estado da Paraíba seja área de desova de *E. imbricata*. Nas demais áreas do litoral potiguar a informação é indisponível.

Uma vez que o litoral sul do Estado do Rio Grande do Norte apresenta esta peculiaridade, e é crescente a ocupação da orla e exploração da indústria do turismo, é importante garantir a existência das condições adequadas à reprodução da tartarugas-de-pente. Não sobrepôr a ocupação à área de desova, manter a ausência de luzes artificiais durante a noite, proibir o tráfego de veículos e animais domésticos nas praias, e campanhas de educação ambiental são medidas que podem contribuir com a garantia das condições adequadas.

Entre as diversas populações de *E. imbricata* espalhadas pela faixa tropical do globo, existe uma grande variação no que se refere ao tamanho médio do corpo desses animais, o que acarreta em implicações ecológicas. Por apresentar indivíduos de maior porte, o fluxo de energia intermediado pelos indivíduos da população em estudo é proporcionalmente maior. Uma vez sendo identificado a área de alimentação de um dado indivíduo em estudo, este poderá servir de ferramenta bio-indicadora da qualidade do habitat de forrageio através do acompanhamento da alocação de energia expendida durante o processo reprodutivo.

A transferência de desova de um local supostamente inadequado para um local mais seguro na praia deve ser adotada com extrema cautela, uma vez que existe o potencial de alteração da proporção sexual com consequências desconhecidas.

Resumo apresentado no 28º International Sea Turtle Symposium, de 19 a 26 de janeiro de 2008, em Loreto, Baja Califórnia Sur, México.

ABSTRACT

CHANGE IN THE BODY WEIGHT OF ADULT FEMALE HAWKSBILL TURTLES DURING THE 2006/2007 NESTING SEASON, ON THE SOUTHEAST COAST OF RIO GRANDE DO NORTE STATE, BRAZIL

Armando José Barsante Santos, Eliza Maria Xavier Freire, Gilberto Corso and Claudio Bellini

armando@tamar.org.br

Female hawksbill turtles (*Eretmochelys imbricata*) nesting along the southeast coastline of Rio Grande do Norte State, Brazil (6°13'40"S, 35°03'05"W) were captured and weighed during the four months from January to April 2007, in the course of the annual egg-laying season, which extended from 06 rd November 2006 to 30 rd May 2007. In all, 99 weight measurements were performed. On first contact the females exhibited an average post-oviposition weight of 79.1 kg (range 56.2-98.9 kg, SD = 10.9 kg, n = 44 females). Those individuals which were subsequently recaptured showed a mean weight loss of 1.7 kg (range -0.7-4.5 kg, SD = 1.0 kg, n = 39 sets of measurements on 20 females) in the interval between two consecutive post-ovipositions, separated by a maximum time interval of 17 days. In the cases where the female aborted the nesting process, the pre-oviposition weight was measured. The clutch weight, that is to say, the weight loss between consecutive pre-oviposition and post-oviposition measurements (separated by a maximum time interval of 3 days), was found to be 5.2 kg (range 4.3-6.0 kg, SD = 0.9 kg, n = 6 sets of measurements). This value is significantly higher (t-test, $p < 0.001$) than the loss between two consecutive post-oviposition measurements with the same female. The mean recovery in body weight, that is to say, the average gain in weight between successive post-oviposition and pre-oviposition captures of the same individual (separated by a time interval of 12 to 17 days), was found to be 3.0 kg (range 1.9-4.3 kg, SD = 1.0 kg, n = 4 sets of measurements) Although the small sample size makes it unwise to generalise, the recovery in body weight was found to be always significantly lower (t-test, $p < 0.005$) than the clutch weight. This fact is in agreement with the observed weight loss tendency throughout the breeding season for this species. Considering the clutch weight and the internidal recovery in body weight we found that the total weight loss of the adult hawksbill females after three to five nesting events varied from 10.4% (range 8.7-11.9%, SD = 1.6%, n = 3) to 14.1% (range 11.8-15.4%, SD = 1.3%, n = 6) in relation to their initial pre-oviposition weight. If there were no body weight recovery during the internesting interval we estimate that a female that nests three to five times in the course of the season would lose from 19% to 31% of its initial weight. We emphasise that our clutch weight estimate was performed by weighing the females and not by multiplying the number of eggs in the nest by their average unit weight. In this way, our measurements take into account the loss of liquid during the oviposition. Despite the unequivocal evidence of body weight recovery during the internidal interval, it is not clear if the cause of this process is rehydration or feeding.