



UNIVERSIDADE ESTADUAL DE SANTA CRUZ
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM
ECOLOGIA E CONSERVAÇÃO DA BIODIVERSIDADE

AMANDA FERNANDES

**TARTARUGA-VERDE (*CHELONIA MYDAS*) NO ATLÂNTICO SUL
OCIDENTAL: ECOLOGIA TRÓFICA E CICLO DE CONTAMINANTES POR
METAIS PESADOS.**

ILHÉUS – BAHIA

2019

AMANDA FERNANDES

**TARTARUGA-VERDE (*CHELONIA MYDAS*) NO ATLÂNTICO SUL OCIDENTAL:
ECOLOGIA TRÓFICA E CICLO DE CONTAMINANTES POR METAIS PESADOS.**

Tese apresentada ao Programa de Pós-Graduação em
Ecologia e Conservação da Biodiversidade da
Universidade Estadual de Santa Cruz como parte dos
requisitos para obtenção do grau de Doutor em Ecologia
e Conservação da Biodiversidade.

Área de concentração: Ecologia e Conservação de
Populações

Orientador: Prof. Dr. Alexandre Schiavetti.

ILHÉUS – BAHIA

2019

F363

Fernandes, Amanda.

Tartaruga-verde (*Chelonia mydas*) no Atlântico Sul Ocidental: ecologia trófica e ciclo de contaminantes por metais pesados / Amanda Fernandes. – Ilhéus, BA: UESC, 2019.

106 f. : il.

Orientador: Alexandre Schiavetti.

Tese (Doutorado) – Universidade Estadual de Santa Cruz. Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Conservação da Biodiversidade.

Inclui referências.

1. Tartaruga-marinha. 2. Isótopos estáveis. 3. Metais pesados – Aspectos ambientais. 4. Poluição marinha.
I. Título.

CDD 579.92

AMANDA FERNANDES

**TARTARUGA-VERDE (*CHELONIA MYDAS*) NO ATLÂNTICO SUL OCIDENTAL:
ECOLOGIA TRÓFICA E CICLO DE CONTAMINANTES POR METAIS PESADOS.**

Ihéus, 30 de julho de 2019.

Dr. Alexandre Schiavetti (orientador)

UESC

Mirco Sole

UESC

Camila Domit

URPR

Gabriela M Velez-Rubio

Centro Universitario Regional del Este, Rocha (Uruguay)

Cleverson Zapelini dos Santos

UESC

Dedico esse trabalho com amor e agradecimento a minha mãe, Sueli, por me inspirar, me apoiar e me fortalecer a cada segundo da minha existência. E à mãe natureza, pelo amor incondicional e por todas suas manifestações de vida e beleza.

AGRADECIMENTOS

Ao Programa de Pós Graduação em Ecologia e Conservação da Biodiversidade, professores, colegas e secretaria.

Agradeço à Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Ensino Superior (CAPES) pela bolsa de doutorado. Agradeço também ao Instituto Chico Mendes para Conservação da Biodiversidade (ICMBio) e ao Parque Nacional Marinho de Fernando de Noronha pela autorização da pesquisa.

Ao CNPq pela Bolsa de Produtividade do Prof. Alexandre Schiavetti.

Ao orientador Alexandre Schiavetti, minha imensa gratidão pelos anos de trabalho compartilhados, pela confiança, paciência e pelas inspirações que meu deu a cada oportunidade de conversa que tivemos juntos. Te admiro, como pesquisador, profissional e, principalmente, pelo excelente ser humano que és.

Ao Projeto TAMAR de Fernando de Noronha, em especial ao Felipe e ao Lourival, pela parceria, pela recepção e por todo auxílio prestado para realização da presente pesquisa.

Ao Instituto Argonauta para Conservação Costeira e Marinha e a todos os funcionários envolvidos nas coletas e armazenamento das amostras para essa pesquisa, gratidão!

Ao Prof. Adalto Bianchini pela parceria feita para análise dos materiais desta pesquisa e pela imensa gentileza, generosidade e atenção. Gratidão por me receber em seu laboratório e permitir dias de muito aprendizado.

Ao Prof. Bugoni pela parceria na análise dos isótopos estáveis e pela atenção com que me recebeu na FURG.

À Carla Beatriz, pela confiança, compreensão e auxílio ao longo de todo o processo da presente pesquisa.

Ao veterinário Denis e sua esposa Mari, por toda generosidade e ajuda na secagem das amostras.

À banca avaliadora pelas valiosas contribuições à tese.

À minha Mãe, por me apoiar a cada passo mesmo passando por momentos tão desafiadores e por me fazer acreditar em mim novamente a cada vez que ficava difícil. Todo meu amor e gratidão!

À Tia Cilene, pelas infinitas ajudas e pela presença em mais ciclo da minha vida. Imensa gratidão!

À Marcela, amiga valiosa que o mestrado me deu de presente e que levarei por toda vida. Gratidão por tornar esse processo muito mais leve e colorido e por me receber sempre com amor em sua casa em todas minhas estadias na Bahia.

À Déia, pela parceria nas coletas em Fernando de Noronha, pela irmandade e por estar ao meu lado todos os dias, mesmo há um oceano de distância. Gratidão minha irmã de alma, por todas as vezes que você me inspirou a continuar com amor e coragem! Você faz parte das minhas melhores memórias.

À Monique, pela amizade, parceria, incentivo e presença em minha vida. Gratidão por dividir essa existência com uma alma livre e salgada como a sua!

Ao Luis, pelo companheirismo, amizade, apoio, amor, paciência e por compreender as longas ausências durante esse ciclo. Gratidão por ser quem você é e por dividir a vida comigo! Com certeza esse processo foi mais leve ao seu lado e ao lado da Flor e do Pinguim.

À Manu, irmã amada que veio de presente com o doutorado! Gratidão pela parceria, pela ajuda nas coletas em Fernando de Noronha e pelo prazer de dividir os dias contigo!

Ao Pedro, por todo o auxílio nas coletas em Fernando de Noronha e pela amizade.

Agradeço a todos os amigos, familiares e anônimos que me incentivaram, me ajudaram e que tornaram esse trabalho possível. Gratidão!

Por fim, agradeço às tartarugas-marinhas que me proporcionam os melhores momentos da minha vida através deste trabalho lindo que é lutar por sua conservação e pela conservação dos Oceanos, meu verdadeiro lar.

Gratidão a todos!

“Os Oceanos nos dão a vida. O mínimo que podemos fazer é retribuir o favor”

Sylvia A. Earle

TARTARUGA-VERDE (*CHELONIA MYDAS*) NO ATLÂNTICO SUL OCIDENTAL: ECOLOGIA TRÓFICA E CICLO DE CONTAMINANTES POR METAIS PESADOS.

RESUMO

A tartaruga-verde (*Chelonia mydas*), assim como as demais espécies de tartarugas-marinhas, exibem um complexo ciclo de vida, realizando extensas migrações entre diferentes habitats que distam entre si centenas ou milhares de quilômetros. Tal complexidade dificulta seu estudo e conservação. O acesso a esses animais através das carcaças encalhadas nas praias em áreas de alimentação (onde o acesso a esses animais em seu habitat é ainda mais difícil) e das fêmeas que sobem às praias para desovar em áreas de nidificação, são alternativas que permitem a realização de estudos com esses animais. Dessa forma, o presente estudo foi realizado com tartarugas-juvenis em área de alimentação no Litoral Norte do Estado de São Paulo e com tartarugas-adultas em área de desova em Fernando de Noronha, Pernambuco. Análises de isótopos estáveis e de concentração de contaminantes foram realizadas para elucidar algumas características ecológicas de tartarugas-verdes juvenis e adultas em águas brasileiras. As análises realizadas com isótopos estáveis ($\delta^{15}\text{N}$ e $\delta^{13}\text{C}$) permitiram verificar a clara diferença de ocupação de nicho trófico entre as tartarugas-verdes juvenis e adultas, reforçando as mudanças na alimentação que se dão ao longo do seu ciclo de vida. Também indicou a diferença de amplitude no nicho trófico entre as tartarugas-verdes juvenis encontradas no Canal de São Sebastião (CSS) e nos outros locais considerados como Mar aberto, devido às características oceanográficas próprias do CSS, sugerindo que locais com características oceanográficas que propiciem maior aporte de nutrientes, devido a sua dinâmica de massas d'água, podem aumentar a amplitude do nicho trófico das tartarugas-verdes que se alimentam no local. O estudo com isótopos revelou que essa espécie possui alta plasticidade na sua dieta alimentar, sendo oportunista a partir da disponibilidade de alimento. As análises feitas com concentrações de metais pesados presentes no tecido de carapaça das tartarugas-verdes juvenis e adultas revelaram maiores concentrações de Pb, Cd e Cu na carapaça das tartarugas-adultas, indicando que esse tecido acumula os metais ao longo do tempo, o que faz com que as tartarugas marinhas, quando expostas aos contaminantes em áreas poluídas, possam dispersá-los nos diferentes habitats que ocupa em seu ciclo de vida. Através do uso de ferramentas de análises químicas aplicadas à tartaruga-verde, foi possível elucidar alguns aspectos sobre ecologia trófica e ciclo de

contaminantes inseridos no contexto das mudanças ontogenéticas presentes na história de vida das tartarugas marinhas. Estas informações poderão auxiliar nas tomadas de decisão para estratégias de conservação da tartaruga-verde e de seus hábitos de alimentação e desova.

Palavras-chave: Mudanças Ontogenéticas, tartaruga-verde, isótopos estáveis, ecologia trófica, metais pesados, poluição marinha.

GREEN TURTLE (CHELONIA MYDAS) IN WESTERN SOUTH ATLANTIC: TROPICAL ECOLOGY AND CYCLE OF CONTAMINANTS BY HEAVY METALS.

ABSTRACT

The green turtle (*Chelonia mydas*), as well as the other sea turtle species, exhibit a complex life cycle, performing extensive migrations between different habitats that are hundreds or thousands of kilometers apart. Such complexity makes its study and conservation difficult. Access to these animals through stranded beach carcasses in feeding areas (where access to these animals in their habitat is even more difficult) and females who go to the beaches to lay eggs in nesting areas, are alternatives that allow them to perform. of studies with these animals. Thus, the present study was conducted with juvenile turtles in a feeding area on the North Coast of São Paulo State and with adult turtles in a nesting area in Fernando de Noronha, Pernambuco. Stable isotope and contaminant concentration analyzes were performed to elucidate some ecological characteristics of juvenile and adult green turtles in Brazilian waters. The analyzes performed with stable isotopes ($\delta^{15}\text{N}$ and $\delta^{13}\text{C}$) allowed to verify the clear difference of trophic niche occupation between juvenile and adult green turtles, reinforcing the changes in feeding that occur during their life cycle. It also indicated the difference in amplitude in the trophic niche between juvenile green turtles found in the São Sebastião Channel (CSS) and other locations considered Open Sea, due to the CSS's own oceanographic characteristics, suggesting that sites with oceanographic characteristics that provide greater nutrient input, due to their dynamics of water bodies, may increase the amplitude of the trophic niche of the green turtles that feed on the site. The study with isotopes revealed that this species has high plasticity in its diet, being opportunistic from the availability of food. Analyzes with concentrations of heavy metals present in the juvenile

and green turtle carapace tissue revealed higher Pb, Cd and Cu concentrations in the adult turtle carapace, indicating that this tissue accumulates the metals over time. It allows sea turtles, when exposed to contaminants in polluted areas, to disperse them in the different habitats they occupy in their life cycle. Through the use of chemical analysis tools applied to the green turtle, it was possible to elucidate some aspects about trophic ecology and contaminant cycle inserted in the context of ontogenetic changes present in the life history of sea turtles. This information may assist in decision-making for conservation strategies for the green turtle and its feeding and nesting habitats.

Key-words: ontogenetic changes, green turtle, stable isotopes, trophic ecology, heavy metals, marine pollution.

SUMÁRIO

Resumo.....	8
Abstract.....	9
1.INTRODUÇÃO GERAL	13
CAPÍTULO 1: MUDANÇAS ONTOGENÉTICAS EM VERTEBRADOS AQUÁTICOS MARINHOS: OBRIGATÓRIAS OU FACULTATIVAS?	
Resumo.....	18
Introdução.....	19
Discussão.....	21
Conclusão.....	32
Literatura citada.....	33
CAPÍTULO 2: NICHOS TRÓFICOS DE TARTARUGAS-VERDES (<i>CHELONIA MYDAS</i>) JUVENIS E ADULTAS EM ÁREAS DE ALIMENTAÇÃO E DE DESOVA NO BRASIL, ATLÂNTICO SUL OCIDENTAL.....	
Resumo.....	43
Abstract.....	44
Introdução.....	45
Metodologia.....	48
Análise estatística.....	54
Resultados.....	55
Discussão.....	58
Conclusão.....	66
Referências.....	67
CAPÍTULO 3: CONCENTRAÇÃO DE METAIS PESADOS NO TECIDO DA CARAPAÇA DE TARTARUGAS-VERDES (<i>CHELONIA MYDAS</i>) JUVENIS E ADULTAS NO ATLANTICO SUL OCIDENTAL.....	
Resumo.....	77
Introdução.....	78

Metodologia.....	80
Análise de dados.....	87
Resultados.....	87
Discussão.....	90
Conclusão.....	96
Referências.....	97
CONSIDERAÇÕES FINAIS.....	101
Referências.....	103

1. INTRODUÇÃO GERAL

As tartarugas marinhas são componentes antigos da biodiversidade marinha com surgimento há mais de 200 milhões de anos (Pritchard, 1997) e, apesar de terem resistido à drásticas mudanças climáticas, encontram-se ameaçadas devido a diversos fatores como perda de habitats, poluição, coleta de ovos, matança de fêmeas, pesca incidental e doenças (Baptistotte, 2007). Neste contexto, atualmente as sete espécies de tartarugas marinhas viventes são classificadas como ameaçadas de extinção pela IUCN (União Internacional de Conservação da Natureza), com diferentes populações classificadas de ‘Vulneráveis’ à ‘Criticamente Ameaçadas’.

A tartaruga-verde (*Chelonia mydas*) apresenta distribuição circuntropical habitando todos os oceanos do globo. A maioria das populações habita regiões entre 50°N e 40°S de latitude (Formia, 2002). Essa espécie, assim como as demais espécies de tartarugas-marinhas, exibem um complexo ciclo de vida, realizando extensas migrações entre diferentes habitats (Lutz & Musick, 1997; Plotkin, 2003), que distam entre si centenas ou milhares de quilômetros. Tal complexidade do ciclo de vida das tartarugas marinhas, com fases crípticas, ocupação de diferentes habitats, e realização de extensas migrações, dificulta seu estudo e conservação.

Até algum tempo atrás, a maioria dos estudos com esses animais eram realizados apenas nas praias de desova, onde o acesso às fêmeas é mais fácil (Bjorndal, 2000). Atualmente, as observações diretas no habitat marinho, via estudos subaquáticos, monitoramento de pesca e rastreamento por satélite estão sendo crescentemente aplicados para obter-se informações sobre outras fases de vida das tartarugas (Hamann et al., 2010). Porém, algumas lacunas no conhecimento sobre esses animais não podem ser preenchidas apenas através da observação direta. Por exemplo, embora a análise de conteúdo estomacal seja o método mais direto de acessar informações sobre a ecologia alimentar,

ela fornece apenas uma amostra instantânea da dieta e é um método altamente invasivo (Raposo et al., 2019).

A análise de isótopos estáveis (IE) e o estudo sobre contaminação por metais pesados são exemplos de métodos indiretos eficazes que tem contribuído para conservação das tartarugas marinhas. A IE é uma abordagem alternativa para inferir sobre a ecologia alimentar e a estrutura trófica, particularmente em espécies de difícil observação em seu habitat natural, como as tartarugas marinhas. Exige apenas uma pequena amostra de tecido (e.g. pele, sangue, escudos da carapaça), portanto o processamento é muito mais rápido e menos invasivo e, dependendo do *turnover* do tecido amostrado, proporciona uma resposta sobre uma dieta de longo prazo do animal analisado (Raposo et al., 2019). Essa análise tem se tornado uma importante ferramenta em estudos ecológicos, principalmente para determinação de níveis tróficos e identificação de fontes alimentares (e.g. Arthur et al., 2008), onde o valor isotópico do carbono ($\delta^{13}\text{C}$) é um marcador eficaz sobre a fonte de alimento ou habitat do organismo e o valor isotópico do nitrogênio ($\delta^{15}\text{N}$) é geralmente utilizado para avaliar a posição trófica de espécies ou indivíduos dentro de uma comunidade ou população (Bearhop et al., 2004; Layman et al., 2007).

Os isótopos estáveis também têm sido uma ferramenta para investigação de nichos isotópicos, onde os dados são plotados em espaço multivariado (ie $\delta^{13}\text{C}$ versus $\delta^{15}\text{N}$ plot). Este “espaço- δ ” é comparável ao espaço n-dimensional que contém o que os ecologistas chamam de nicho, visto que a composição química do animal é diretamente influenciada pelo que ele consome bem como pelo habitat em que vive (Newsome et al., 2007). Dessa maneira, a análise de isótopos estáveis oferece uma excelente ferramenta para avaliar características ecológicas sobre as quais se baseiam as pesquisas sobre nichos.

Outra ferramenta de análise química que tem contribuído com a ampliação do conhecimento sobre as tartarugas marinhas, sobretudo para sua conservação, é a análise de metais pesados nos tecidos desses animais, visto que várias classes de poluentes de fontes antropogênicas que entram nos ecossistemas marinhos e costeiros também podem afetar esses animais ameaçados de extinção (Andreani et al., 2008). Muitos estudos têm reportado um declínio na população de tartarugas marinhas associado a diversos poluentes, incluindo metais tóxicos (Gordon et al., 1998; Godley et al., 1999; Sakai et al., 2000) que tiveram sua disponibilidade ambiental gradualmente aumentada devido ao crescimento urbano acelerado e o aumento acentuado das atividades industriais (Lam et al., 2004).

Os organismos vivos podem ser contaminados por metais através de ingestão, inalação e/ou absorção, embora diversos autores sugerem que a dieta é a principal fonte de acumulação de metais em tartarugas marinhas (Caurant et al., 1999; Anan et al., 2001), o que faz com que esses animais sejam potenciais bioindicadores de contaminação ambiental (Andreani et al., 2008). No Brasil, o primeiro estudo de contaminação por metais pesados em tartarugas marinhas foi realizado há relativamente pouco tempo atrás (Barbieri, 2009) e posteriormente alguns outros trabalhos foram realizados (Bezerra et al., 2012; Bezerra et al., 2013; Da Silva et al., 2014; Da Silva et al., 2016), porém as informações sobre o tema no Brasil ainda são escassas. Além disso, pouca informação está disponível sobre as concentrações fisiológicas de metais nos tecidos das tartarugas marinhas e sobre os efeitos biológicos causados pela exposição à concentrações elevadas desses metais em todo o mundo (Gardner et al., 2006). Assim, o primeiro passo para avaliação e biomonitoramento dos impactos biológicos dos metais é a determinação de suas concentrações nos tecidos das tartarugas marinhas (Da Silva et al., 2014). Outro relevante aspecto a ser estudado, é de que maneira as tartarugas marinhas podem transferir

contaminantes entre os habitats que ocupa em sua ontogenia, sendo que ao entrar e sair de áreas poluídas, as tartarugas marinhas podem espalhar contaminantes geograficamente, bem como ao longo da cadeia alimentar, e servem como conectores entre o ambiente terrestre e marinho devido a sua história de vida (Aguirre and Tabor, 2004; Aguirre and Lutz, 2004; Tabor and Aguirre, 2004).

Essa tese aborda o uso dessas potenciais análises químicas sob o contexto das mudanças ontogéticas e do complexo ciclo de vida da tartaruga-verde (*Chelonia mydas*), elucidando aspectos sobre ecologia trófica através de isótopos estáveis e sobre as concentrações de metais pesados presentes no tecido da carapaça desses animais, amostrados em áreas de alimentação e de desova.

CAPÍTULO 1

MUDANÇAS ONTOGENÉTICAS EM VERTEBRADOS MARINHOS: OBRIGATÓRIAS OU FACULTATIVAS?

MUDANÇAS ONTOGENÉTICAS EM VERTEBRADOS MARINHOS:
OBRIGATÓRIAS OU FACULTATIVAS?

Amanda Fernandes^{1,2}, Alexandre Schiavetti²

¹Programa de Pós Graduação em Ecologia e Conservação da Biodiversidade,
Universidade Estadual de Santa Cruz – UESC. Av. Itabuna Km 16, 45662-900, Ilhéus
BA, Brasil.

(mandifernandes@gmail.com)

²Laboratório de Etnoconservação e Áreas Protegidas (LECAP), Departamento de
Ciências Agrárias e Ambientais, UESC, Ilhéus, Bahia, Brasil.

A ser submetido para a revista *Bulletin of Marine Science*

Resumo

Os efeitos da ontogenia com relação à sobrevivência e adaptação ao ambiente durante a história evolutiva dos vertebrados raramente são levados em consideração em estudos ecológicos. No entanto, o rápido crescimento observado durante a ontogenia ou as discretas transições ontogenéticas observadas em organismos com estágios de vida larvais, por exemplo, podem afetar a capacidade de um animal para desempenhar funções ecológicas relevantes, como locomoção e alimentação. Grande parte das pesquisas realizadas sobre mudanças ontogenéticas de habitat indicam que tais mudanças ocorrem principalmente para aumentar a taxa de crescimento das espécies, diminuir os riscos de mortalidade e competição por recursos. A compreensão de que as espécies utilizam a mudança ontogenética como parte de sua história de vida é básica para compreender sua dinâmica populacional e para propor estratégias de conservação funcionais de acordo com tal dinâmica. Nesta revisão, nós exploramos diferentes trajetórias ontogenéticas presentes

entre diferentes grupos de vertebrados marinhos (peixes, répteis e mamíferos) e os diferentes sistemas funcionais em que mudanças ontogenéticas podem ocorrer. Para esse fim, nós revisamos a literatura disponível, descrevendo os fatores que influenciam na mudança ontogenética principalmente de hábitat e alimentação e quando tais mudanças aparentam ser obrigatórias ou facultativas à sobrevivência das espécies estudadas. Desta forma, foi possível levantar a hipótese de que as mudanças ontogenéticas na dieta se apresentam com mais frequência como facultativas aos indivíduos e populações de uma mesma espécie, do que as mudanças ontogenéticas de habitat. Os dados explanados na presente pesquisa são relevantes, pois podem ajudar a elucidar questões sobre histórias de vida polimórficas. Ajudando no entendimento de como tais espécies têm sobrevivido e se adaptado ao ambiente marinho durante sua história evolutiva e auxiliando a direcionar os esforços de conservação para áreas prioritárias a partir dessas informações

INTRODUÇÃO

A Mudança ontogenética no uso de recursos é um fenômeno ecológico generalizado entre os vertebrados, que resulta em interações complexas na teia alimentar. Acredita-se que tais transições ocorram com o aumento do corpo para maximizar a aptidão em que os indivíduos selecionam habitats e dietas que proporcionam melhores taxas de crescimento com menor risco de predação (Dahlgren and Eggleston 2000). Animais com histórias de vida complexas exploram múltiplos habitats ao longo de suas vidas e devido a essa dinâmica, sua dieta também pode variar ontogeneticamente (Gagliano et al. 2007). Compreender os mecanismos que geram tais variações dentro e entre os estágios ontogênicos é fundamental para animais com ciclos de vida complexos, onde os eventos que ocorrem em uma fase de vida podem se propagar através do tempo e apresentam consequências demográficas e genéticas sobre as populações (Beckerman

et al. 2002). Wilbur (1980) atribui o termo “Ciclo de vida Complexo” às histórias de vida que incluem uma abrupta mudança ontogenética na morfologia, fisiologia ou comportamento individual, normalmente associado à mudança de habitat. Os efeitos das mudanças ontogenéticas no aumento da aptidão de habilidades (como locomoção, seleção de habitats e dieta) dos vertebrados raramente são levados em consideração em estudos ecológicos. No entanto, o rápido crescimento observado durante a ontogenia ou as discretas transições ontogenéticas observadas em organismos com estágios de vida larvais, por exemplo, podem afetar a capacidade de um animal para desempenhar funções ecológicas relevantes, como locomoção e alimentação (Herrel and Gibb 2005). Entre os organismos marinhos, as mudanças no habitat e na dieta entre os estágios da vida têm sido observadas na maioria dos principais grupos taxonômicos, muitas vezes se manifestando como uma história de vida bifásica caracterizada por estágios de vida pelágicos e costeiros separados, com exemplos para invertebrados (Moksnes et al. 1998); peixes (Eggleston 1995, Estrada et al. 2006); répteis (Musick e Limpus 1997) e mamíferos (Newsome et al. 2009).

As mudanças ontogenéticas na alimentação podem demonstrar complexas relações intra e interespecíficas que podem afetar não apenas indivíduos, mas também populações e comunidades. A variação da dieta dentro da população, por exemplo, pode alterar a dinâmica de interação e relaxar a competição intra-específica (Takimoto 2003, Kahilainen et al. 2005), sendo que, com maior variabilidade dos itens alimentares disponíveis para uma mesma espécie, menor é a competição pelo recurso alimentar. O uso do recurso alimentar e do habitat geralmente delimitam as transições entre os estágios de vida, mas as variações intraespecíficas no momento dessas transições dificultam a compreensão da história de vida das espécies (Ramirez et al., 2015) e têm sido associadas a um conjunto de fatores ambientais, biológicos e genéticos como por exemplo, o tempo

de eclosão dos ovos, tamanho corporal e crescimento larval (Sponaugle and Cowen 1997, Post 2003, Pechenik 2006).

A variação no tempo dessas transições já foi observada em algumas espécies de peixes (Werner and Hall, 1988; McCormick, 1999) e, mais recentemente em tartarugas marinhas (Hatase et al. 2006, McClellan and Read 2007). Essas espécies parecem tomar decisões instantâneas com relação ao uso de recursos, com base nas condições ecológicas ou individuais, resultando em um polimorfismo comportamental (Ramirez et al., 2015). A consequência dessas respostas facultativas aos estímulos biológicos e ambientais ainda não são bem compreendidas em vertebrados marinhos. Portanto, é importante documentar e compreender os polimorfismos comportamentais e de história da vida e os processos que impulsionam sua variação intraespecífica (Ramirez et al. 2015).

Assim, nesta revisão explorou-se diferentes trajetórias ontogenéticas presentes entre diferentes grupos de vertebrados aquáticos (peixes, mamíferos e répteis) e os diferentes sistemas funcionais em que mudanças ontogenéticas podem ocorrer. Para esse fim, revisou-se a literatura disponível descrevendo os fatores que influenciam na mudança ontogenética principalmente de hábitat e alimentação e quando tais mudanças ocorrem a nível individual, considerando-se que, neste nível, tais mudanças podem se apresentar como estratégia facultativa à sobrevivência de determinada espécie.

Espera-se que este artigo auxilie a elucidar aspectos das mudanças ontogenéticas, principalmente em animais migratórios, e como tais mudanças, apresentando-se como obrigatórias ou facultativas, influenciam na sua sobrevivência e dinâmica populacional.

DISCUSSÃO

Mudanças ontogenéticas de habitat

Embora as mudanças no crescimento e na sobrevivência de indivíduos nos estágios críticos da vida possam, em última instância, afetar o recrutamento e a dinâmica populacional, as consequências das respostas facultativas aos estímulos biológicos e ambientais em grandes vertebrados marinhos, por exemplo, não são bem compreendidas (Heppell et al. 2002). Indivíduos podem mudar de habitat para maximizar as taxas de crescimento, mas o risco de mortalidade nesses habitats também é um importante fator a ser levado em consideração. Frente a tal conflito de escolha, indivíduos podem utilizar habitats subótimos nutricionalmente para evitar riscos de predação até que um tamanho corporal apropriado seja atingido, momento em que ocorre a mudança ontogenética de habitat (Werner et al. 1983, Werner and Hall 1988, Dahlgren and Eggleston 2000).

Werner et al. (1983) observaram que (*Lepomis macrochirus*) pode mudar de habitat em sua ontogenia devido à pressão de predadores, porém tal mudança pode ser facultativa. Quando os predadores estão ausentes, os juvenis dessa espécie ocupam o habitat que lhes permite a maior taxa de crescimento (ou forrageamento). Quando os predadores estão presentes, os juvenis perdem as altas taxas de crescimento e residem em habitat mais seguros, com vegetação. No entanto, os indivíduos adultos, que são relativamente invulneráveis à predação, permanecem no melhor habitat de forrageamento. Já alguns salmonídeos selecionam o habitat de acordo com as condições iniciais de crescimento. Juvenis de crescimento mais rápido residem em um rio ao longo de suas vidas, enquanto outros migram do rio para o oceano ou para lagos (Olsson et al. 2006), o que indica que mudanças ontogenéticas também podem ocorrer a nível individual.

Dahlgren e Eggleston (2000) descreveram esse *trade-off* para as Garoupas-Nassau juvenis (*Epinephelus striatus*), que possuem menores taxas de crescimento, porém menor risco de predação em habitats de macroalgas onde nascem do que em habitats posteriores.

Além disso, a razão entre mortalidade e crescimento foi menor nos habitats de macroalgas para os indivíduos juvenis pequenos, mas significativamente menor nos habitats pós-algais para indivíduos médios e grandes. Esses resultados fornecem evidências de que essa espécie enfrenta uma escolha para maximizar as taxas de crescimento e minimizar as taxas de predação no momento da mudança do habitat.

Uma mudança ontogenética de habitat também foi descrita por Near et al. (2003) para o bacalhau-da-Antártida (*Dissostichus mawsoni*), devido a mudanças em sua flutuabilidade ao longo do seu ciclo de vida, mas relacionadas também às taxas de crescimento e menor risco de predação. Em comparação com os peixes adultos, os indivíduos juvenis dessa espécie apresentaram menor flutuabilidade (maior peso na água) e, gradualmente, adquirem maior flutuabilidade com o aumento de tamanho até atingirem uma flutuabilidade neutra (>81cm). O trabalho levanta a hipótese de que a mudança ontogênica para águas profundas oferece mais habitat na coluna de água para explorar (aumentando a disponibilidade de recursos), enquanto porções ainda mais profundas podem fornecer um refúgio contra predadores, evidenciando que a mudança ontogenética na flutuabilidade pode ser um fator que ocasiona variação ecológica no uso de habitat e na dieta das espécies.

O recente estudo realizado por Galaiduk et al. (2017) indica que as seis espécies de peixes alvos de sua pesquisa possuem padrões espaciais diferentes de acordo com seus comprimentos corporais. Destacando a importância dos processos ontogenéticos e suas variações serem considerados no gerenciamento espacial marinho, visto que mapear as principais áreas da paisagem marinha que são importantes para espécies-chave, pode ser de particular interesse para realização de uma gestão espacial eficaz para tais espécies e, conseqüentemente, para sua conservação.

As tartarugas marinhas são um exemplo icônico da mudança ontogenética de habitats. Realizam extensas migrações transoceânicas em sua ontogenia que há muito acreditava-se que culminava em uma residência permanente em habitats neríticos após uma fase oceânica para a maioria das espécies (Musick and Limpus 1997, Plotkin 2003). No entanto, evidências crescentes sugerem que a história de vida das tartarugas pode ser polimórfica, assim como mudanças de habitat e dieta podem ser facultativas em algumas espécies e populações (Hatase et al. 2002, 2006, Hawkes et al. 2006). Pensava-se, por exemplo, que as fêmeas adultas de tartarugas-verdes (*Chelonia mydas*) e cabeçudas (*Caretta caretta*) eram obrigatoriamente bentívoras em habitats neríticos, mas recentes estudos têm revelado que alguns indivíduos forrageiam presas planctônicas em habitats oceânicos, como fazem as juvenis (Hatase et al. 2002, 2006, 2007, Hawkes et al. 2006, Seminoff et al. 2008, Reich et al. 2010). Este fenômeno pode ser observado como uma mudança facultativa de habitat durante a ontogenia das tartarugas marinhas (Hatase et al. 2010).

A compreensão das mudanças ontogenéticas e suas variações nas espécies de tartarugas-marinhas é de grande relevância pois, devido a sua ameaça de extinção, tais espécies possuem implicações, por exemplo, para a regulamentação de diversas artes pesqueiras que podem impactá-las. Quanto maior a duração da fase pelágica da tartaruga-cabeçuda, por exemplo, mais tempo essa espécie encontra-se vulnerável à pesca de espinhel, que ocorre nesse ambiente. Já nos habitats costeiros, a mesma espécie é vulnerável a outros tipos de pesca como arrasto, rede de emalhe e pesca artesanal (Nichols et al., 2000; Gardner and Nichols, 2001; NMFS, 2001).

Alguns outros fatores podem ter um impacto considerável no uso de hábitat para as espécies. Espécies costeiras, por exemplo, podem ser influenciadas pelas mudanças periódicas e recorrentes na profundidade da água devido ao fluxo das marés, levando as

espécies a selecionar determinados habitats (Bellquist et al. 2008) a fim de evitar predadores (Wetherbee et al. 2007) e aproveitar oportunidades de forrageamento (Ackerman et al. 2000). Em ecossistemas de recifes de corais, a maioria dos peixes possui uma história de vida que consiste em um estágio larval pelágico seguido por um estágio juvenil e adulto relativamente sedentário. A mortalidade é alta durante e imediatamente após o período de assentamento, com mangues, bancos de algas e estuários tipicamente oferecendo habitats atrativos que promovem a sobrevivência e crescimento para o período pós-larval e desenvolvimento dos juvenis. No entanto, com o crescimento individual, a morfologia e comportamento dos peixes modificam e, em última análise, quando os peixes não podem mais obter os recursos que necessitam para os processos de vida eles se movem para novos locais que suportem tais processos (Vignon 2012). Dessa maneira, muitos peixes recifais exibem uma história de vida bipartida caracterizada por uma mudança ontogenética no uso de hábitat (Nagelkerken et al. 2002, Gillanders et al. 2003, Moura et al. 2001), que também aparenta ser facultativa visto que depende das características individuais para que de fato ocorra.

Talvez, não tão importante quanto evitar predadores, diferenças no movimento e no uso de habitat entre classes de idade dos juvenis de (*Carcharhinus*) *amboinensis* também podem agir como um mecanismo para reduzir a competição intraespecífica (Knip et al. 2011). Permanecer em habitats mais rasos permite que juvenis recentes evitem indivíduos mais velhos que utilizam águas mais profundas e que, provavelmente, competiriam por recursos similares (Knip et al. 2011). A mesma mudança de habitat por segregação de classes de idade também foi registrada com (*Carcharhinus*) *leucas* em águas da Flórida, onde os juvenis mais novos permanecem acima do rio enquanto juvenis mais velhos utilizam águas do rio mais próximas à costa (Simpfendorfer et al. 2005). Esses autores sugerem que os juvenis mais novos utilizam diferentes habitats dos juvenis

mais velhos para diminuir os riscos de predação, mas também para diminuir a competição associada com indivíduos maiores. Porém, a pesquisa não avaliou se há variação dessa mudança de habitat entre os indivíduos da mesma classe de idade. Talvez, se houver diferentes taxas de crescimento entre os indivíduos juvenis, os que possuem maior crescimento corporal possam ocupar os habitats nas águas do rio próximas à costa, junto aos indivíduos mais velhos.

Para L'Abée-Lund et al. (1993) existe pelos menos dois motivos de mudança ontogenética de habitat para os peixes. Primeiro, o tamanho das presas preferenciais que geralmente aumenta com o aumento do tamanho dos predadores e, portanto, os predadores podem mudar de habitat a medida em que crescem para se alimentar de itens maiores (Wankowski and Thorpe 1979, Werner 1986). Em segundo lugar, potenciais organismos de presas tornam-se menos vulneráveis à predação com o aumento do tamanho corporal e podem explorar ambientes mais ricos, porém de riscos mais elevados durante a vida adulta (Dill 1983). Experimentalmente, Werner e Hall (1988) demonstraram que o tamanho na mudança de habitat do *bluegill* (*Lepomis macrochirus*) foi positivamente correlacionado com a abundância de potenciais predadores. Entretanto, fatores abióticos como a turbidez da água também influenciaram no experimento já que as presas parecem ser menos vulneráveis à predação em águas turvas do que em águas claras, pois a possibilidade do predador detectá-los diminui com a diminuição da visibilidade.

A segregação sexual também pode ocasionar mudança ontogenética de habitat e de ocupação de nichos. Em muitas espécies, a ecologia dos machos e das fêmeas difere significativamente, e os dois sexos ocupam diferentes nichos e desempenham diferentes papéis e funções em seu ecossistema (Clutton-Brock and Guinness 1982, Ruckstuhl and Neuhaus 2005). Adultos do lobo-marinho-antártico (*Arctocephalus gazela*) exibem forte

diferenciação de nicho entre os sexos (Staniland and Robinson 2008, Kernaléguen et al. 2012). Machos e fêmeas separam-se espacialmente, com machos tipicamente forrageando em águas mais profundas e mais distantes das colônias de reprodução do que as fêmeas (Kernaléguen et al. 2012). Além disso, quando se alimentam nas mesmas massas de água, eles diferem em sua dieta, com machos se alimentando em um nível trófico mais alto do que as fêmeas (Cherel et al. 2007, Kernaléguen et al. 2012). A segregação sexual também foi descrita para o golfinho-de-commerson (*Cephalorhynchus commersonii*) que, em determinadas épocas do ano, após o período reprodutivo, fêmeas e filhotes alimentam-se em mar aberto ou em áreas costeiras longe dos machos e juvenis (Pedraza 2008). Tais estudos sobre a variação da mudança ontogenética entre os sexos não avaliaram se também houve diferença entre os indivíduos, para que fosse possível verificar se tal variação entre machos e fêmeas apresenta-se a nível individual e facultativo.

A partir dos exemplos descritos acima, torna-se evidente que o entendimento das mudanças ontogenéticas e suas variações com relação à dinâmica espacial dos vertebrados marinhos é um passo vital e fundamental para o sucesso da gestão da paisagem marinha e da conservação de tais espécies.

Mudanças ontogenéticas na alimentação

Muitas vezes, as mudanças ontogenéticas de habitat de determinadas espécies ocasionam também uma mudança na sua alimentação, podendo modificar o nicho ecológico ocupado em diferentes fases de vida por determinadas espécies. Diversas pesquisas mostram que a mudança na alimentação ocorre principalmente na transição entre a fase juvenil e adulta (Bjorndal 1997; Graham et al. 2007; Riccialdelli et al., 2013, Spina 2000). Mudanças ontogenéticas de nicho podem dividir uma população em habitats, estágios ou classes de tamanho distintos e os indivíduos podem ocupar diferentes

posições tróficas entre si. Como consequência, a mudança de nicho ontogenético possui impactos demográficos distribuídos espacialmente (Nakazawa, 2010).

As tartarugas-verdes (*C. mydas*) têm uma história de vida única e complexa durante a qual exibem períodos de migração extensiva, seguidos por períodos prolongados em áreas de vida relativamente pequenas. Tal mudança de habitat é acompanhada por uma mudança em seu comportamento alimentar, que implica na alteração de uma dieta onívora de material neustônico para uma predominante herbívora, constituída por macroalgas, grama marinha e material de mangue (Bjorndal 1997, Limpus and Limpus 2000, Bolten 2003). Porém, essa espécie têm se mostrado um exemplo de variação intraespecífica, apesar de ter sido tratada como obrigatoriamente herbívora em habitat nerítico, estudos demonstraram que alguns indivíduos também utilizam áreas oceânicas como locais alternativos de alimentação (Hatase et al., 2006). Nem todos os indivíduos dentro de uma população são uniformes no tempo de suas mudanças no nicho ontogenético (Miller & Rudolf 2011), portanto, compreender o potencial de heterogeneidade em tais mudanças em diferentes estágios da vida dentro das populações é uma meta importante da ecologia, pois, variações no tempo dessas mudanças podem se manifestar como padrões alternativos de história de vida, especialmente para espécies que exibem plasticidade em seus padrões de migração, uso de habitat e dieta (Schluter et al., 1991; Moura et al. 2015; Nakazawa 2015).

Estudos realizados com as orcas (*Orcinus orca*) também têm revelado uma clara preferência alimentar entre indivíduos e entre grupos desses animais, indicando que variações nas mudanças ontogenéticas na alimentação podem ocorrer a nível individual. Dois principais grupos têm sido caracterizados e denominados “ecotipos”: um que compõem indivíduos residentes e outro que compõem indivíduos transitórios (Newsome et al., 2009). Os ecotipos geralmente diferem na distribuição geográfica e sazonal, com

os indivíduos do ecotipo residente habitando áreas relativamente pequenas e previsíveis durante os meses de verão e os indivíduos do ecotipo transitório sendo geralmente menos previsíveis e conhecidos por migrarem grandes distâncias em busca de presas (Newsome et al., 2009). O comportamento alimentar também difere entre os grupos, os indivíduos residentes primariamente consomem peixes e são importantes predadores de espécies de salmão do Pacífico (*Orcorhynchus spp.*) (Matkin et al. 2007). Os indivíduos transitórios demonstram ser especialistas em presas de mamíferos marinhos como pinípedes, pequenos odontocetos e grandes mysticetos (Baird & Stacey 1988, Heimlich-Boran 1988, Baird & Dill 1995, Saulitis et al. 2000, Ford et al. 2005, Matkin et al. 2007). Através de sua pesquisa com isótopos estáveis Newsome et al. (2009) encontraram diferença isotópica nas taxas de carbono e nitrogênio das orcas dentro dos dois ecotipos, revelando uma individualidade na preferência alimentar. Uma das hipóteses apresentada pelos autores para esse resultado é que, na ausência de suas presas principais, alguns indivíduos se especializam em outros tipos de presa. Outra hipótese é que alguns indivíduos, com relação ao ecotipo transitório, permaneçam durante períodos diferentes em locais que possuem razões isotópicas distintas para as mesmas espécies de presas.

Em outro estudo com uma espécie diferente de odontoceto, Riccialdelli et al. (2013) verificaram diferença nos itens alimentares entre classes de tamanho do golfinho-de-commerson (*Cephalorhynchus commersonii commersonii*), sendo que a relativa contribuição de presas bento-pelágicas diferiu de juvenis para adultos. Os autores relacionam tal diferença com o aumento do forrageamento e capacidade de mergulho, que possibilita maior acesso ao habitats bentônicos para os indivíduos mais velhos. A compreensão dessa plasticidade existente no comportamento de algumas espécies, com relação ao padrão migratório, uso de habitat e dieta, é de extrema relevância para sua conservação, pois o mapeamento desses padrões permite uma real avaliação das ameaças

associadas à espécie e ao seu habitat, que podem ser diferentes daquelas já conhecidas anteriormente, sem que fossem levadas em consideração a existência de tal polimorfismo comportamental.

Graham et al. (2007) descreveram também uma mudança significativa na dieta do atum (*Thunnus albacares*) quando ele atinge entre 40 e 50cm de comprimento. As menores classes de tamanho se alimentavam de organismos planctônicos na camada mais superficial da água (principalmente crustáceos e decápodes), enquanto os atuns maiores se alimentavam de teleósteos e da espécie de camarão *Oplophorus gracilirostris*. Os autores propõem que um limite de massa crítica seja alcançado em torno de 45 cm de comprimento, permitindo uma capacidade endotérmica suficiente que possibilita ao atum acessar presas que habitam águas mais profundas e mais frias. Tal mudança ontogenética na área de forrageamento do atum e a mudança em sua dieta podem afetar diretamente essa espécie em sua vulnerabilidade às pressões de pesca (Graham et al. 2007).

Variações em mudanças ontogenéticas também foram identificadas na alimentação de diferentes espécies de tubarões (Medved et al. 1985, Cortés and Gruber 1990, Stillwell and Kohler 1982, Wetherbee et al. 1990). Em uma pesquisa realizada no Hawaii com tubarões-tigre, Lowe et al. (1996) identificaram uma mudança na alimentação entre indivíduos maiores e menores que 200 cm, sendo que os tubarões menores se alimentaram em menor quantidade e de presas menores do que os tubarões maiores. Houve um aumento no percentual de ocorrência de aves, crustáceos, tartarugas e mamíferos marinhos com o aumento na classe de tamanho dos tubarões. Os autores atribuem tal mudança ontogenética a alguns principais fatores: tubarões maiores conseguem obter presas maiores, tubarões com diferentes tamanhos podem ocupar diferentes habitats e tubarões maiores podem ser predadores mais eficientes e capazes de capturar presas mais rapidamente.

A falta de habilidade de forrageamento pode fazer com que indivíduos juvenis sejam competidores mais pobres, especialmente quando competem com adultos de outras espécies que são de tamanho similar, o que pode afetar negativamente o sucesso de forrageamento dos juvenis em situações competitivas (Jeglinsk et al. 2012). Este pode ser um dos principais fatores que contribuem com a mudança ontogenética da alimentação em diversas espécies, considerando que o desenvolvimento morfológico incompleto pode dificultar a captura de presas maiores (Brito 2004, La Croix et al. 2011) ou a digestão de presas específicas (Munn and Dawson 2006), reduzindo assim a escolha de presas mais adequadas.

Hatase et al. (2006) em sua pesquisa realizada nas ilhas de Ogasawara, no Japão, encontraram que 69% das fêmeas adultas de tartarugas-verdes (*C. mydas*) estudadas em área de desova utilizaram principalmente habitat nerítico e 31% permaneceram utilizando habitat oceânico, sendo que algumas fêmeas apresentaram alimentação nerítica herbívora e outras apresentaram alimentação oceânica planctívora. Diferentemente do encontrado por Hatase et al. (2002) para tartarugas-cabeçudas (*C. caretta*), a mudança na alimentação não foi correlacionada com o tamanho dos indivíduos. Tais resultados sugerem que a mudança ontogenética de hábitat pode ser facultativa também para essa espécie.

Muitos organismos marinhos crescem em tamanho em diversas magnitudes, a medida em que crescem de ovos ou larvas para o tamanho adulto ao longo de sua história de vida. Dessa forma, ciclos de vida complexos envolvendo mudanças de habitat e alimentação são comuns (Werner and Gilliam 1984, McCormick 1998, Dahlgren and Eggleston, 2000). Grande parte das pesquisas realizadas sobre mudanças ontogenéticas de habitat indica que tais mudanças ocorrem principalmente para aumentar a taxa de crescimento das espécies, diminuir os riscos de mortalidade (evitando predadores) e competição por recursos. Apesar de raros trabalhos avaliarem tais mudanças

individualmente, é possível sugerir, através da literatura disponível, que essas mudanças não são obrigatórias aos indivíduos de determinadas espécies, mas facultativas. Visto que, se as necessidades de um indivíduo não são atendidas em um habitat ou dieta ele pode migrar de locais e variar os itens alimentares visando garantir sua sobrevivência e melhor desempenho. A especialização dietética individual está sendo cada vez mais reconhecida como um componente importante dos padrões e dinâmicas da teia alimentar, que têm implicações significativas para os processos ecológicos e evolutivos em nível comunitário (Bolnick et al. 2003).

CONCLUSÃO

Diversos fatores podem influenciar na mudança ontogenética de habitat e dieta e suas variações. A maioria dos processos ecológicos discutidos influencia o *trade-off* entre taxas de crescimento e risco de mortalidade, e esses processos variam de acordo com a condição individual, população e fatores ambientais. A compreensão de que as espécies utilizam tal mudança como parte de sua história de vida é básica para compreender sua dinâmica populacional e para propor estratégias de conservação funcionais de acordo com tal dinâmica.

A partir das pesquisas discutidas neste trabalho, pode-se afirmar que diversas espécies possuem comportamentos intraespecíficos distintos com relação aos padrões espaciais de uso de hábitat e dieta, indicando a importância de estudos que mapeiem as principais áreas marinhas utilizadas por tais espécies, considerando os polimorfismos de seus comportamentos, que levam a uma variação nos padrões das mudanças ontogenéticas. Ressalta-se também a relevância de pesquisas que comparem habitats mais impactados antropicamente e outros mais preservados, com o objetivo de avaliar a possível alteração nos padrões de mudanças ontogenéticas no habitat e na dieta, devido a tais impactos.

Muitas espécies que apresentam tal comportamento polimórfico entre os indivíduos, estão ameaçadas de extinção e tais aspectos podem interferir diretamente em sua conservação. Sendo assim, faz-se necessário incorporar as pesquisas recentes sobre mudanças ontogenéticas em espécies marinhas, com foco principalmente nas possíveis mudanças facultativas entre populações e entre indivíduos, nas estratégias de conservação para que tais comportamentos polimórficos na escolha de habitat e alimentação possam ser levadas em consideração nas diretrizes e ações conservacionistas para as espécies.

Através desse trabalho, é possível levantar a hipótese de que as mudanças ontogenéticas na dieta se apresentam com mais frequência como facultativas aos indivíduos e populações de uma mesma espécie, do que as mudanças ontogenéticas de habitat.

AGRADECIMENTOS

À Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de nível Superior (CAPES) pela concessão da bolsa e ao Programa de Ecologia e Conservação de Biodiversidade – UESC e ao CNPq pela bolsa de produtividade do segundo autor.

LITERATURA CITADA

Ackerman JT, Kondratieff MC, Matern SA, Cech JJ Jr. 2000. Tidal influence on spatial dynamics of leopard sharks, *Triakis semifasciata*, in Tomales Bay, California. *Environ Biol Fishes* 58:33–43.

Baird, R.W. and Stacey, P.J. 1988. Foraging and feeding behavior of transient killer whales. *J Am Cetacean Soc* 22:11–15.

Baird, R.W. and Dill, L.M. 1995. Occurrence and behavior of transient killer whales: seasonal and pod-specific variability, foraging behavior, and prey handling. *Can J Zool* 73: 1300–1311.

Bellquist LF, Lowe CG, Caselle JE. 2008. Fine-scale movement patterns, site fidelity, and habitat selection of ocean whitefish (*Caulolatilus princeps*). *Fish Res* 91:325–335

Bolnick DI, Svanback RA, Fordyce JA, Yang LH, Davis JM, Hulsey CD and Forister ML. 2003. The ecology of individuals: incidence and implications of individual specialization *American Naturalist* 161:1–28.

Brito JC. 2004. Feeding ecology of *Vipera la tastei* in northern Portugal: ontogenetic shifts, prey size and seasonal variations. *J Herpetol* 14: 13–19.

Carravieri, A., Weimerskirch, H., Bustamante, P., Cherel, Y. 2018. Progressive ontogenetic niche shift over the prolonged immaturity period of wandering albatrosses. *Royal Society Open Science* 4: 171039.

Cherel Y, Hobson KA, Guinet C and Vanpe C. 2007. Stable isotopes document seasonal changes in trophic niches and winter foraging individual specialization in diving predators from the Southern Ocean. *Journal of Animal Ecology* 76: 826–836.

Clutton-Brock T H and Guinness FE. Red deer: behavior and ecology of two sexes. University of Chicago Press, 1982.

commersonii commersonii) off Tierra del Fuego. *Polar Biology* 36. ISSN 0722-4060.

Cortks E. and Gruber, SH. 1990. Diet, feeding habits, and estimates of daily ration of young lemon sharks *Negaprion brevirostris*. *Copeia*: 204-218.

Daunt, F., Afanasyev, V., Adam, A., Croxall, J.P., Wanless, S. 2007 From cradle to early grave: juvenile mortality in European shags *Phalacrocorax aristotelis* results from inadequate development of foraging proficiency. *Biol. Lett.* 3, 371–374.

Dill LM. 1983. Adaptive flexibility in the foraging behaviour of fishes. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 40: 398-408.

Eggleston D. B. 1995. Recruitment in Nassau grouper *Epinephelus striatus*: post-settlement abundance, microhabitat features, and ontogenetic habitat shifts. *Marine Ecology Progress Series* 124:9–22.

Estrada JA, Rice AN, Natanson LJ and Skomal, GB. 2006. Use of isotopic analysis of vertebrae in reconstructing ontogenetic feeding ecology in white sharks. *Ecology* 87:829–834.

Evans, R. D., S. K. Wilson, and S. N. Field. 2014. Importance of macroalgal fields as coral reef fish nursery habitat in north-west Australia. *Marine Biology* 161:599–607.

Ford, J.K.B., Ellis, G.A., Matkin, D.R., Balcomb, K.C., Briggs, D., Morton, A.B. 2005. Killer whale attacks on minke whales: prey capture and antipredator tactics. *Mar Mamm Sci* 21: 603–618.

Galaiduk, R., Radford, B. T., Saunders, B. J., Newman, S. J., Harvey, E. S. Characterizing ontogenetic habitat shifts in marine fishes: advancing nascent methods for marine spatial management. *Ecological Applications* 27:1776 -1788.

Gardner, S. C. and W. J. Nichols. 2001. Assessment of sea turtle mortality rates in the Baja Magdalena region, Baja California Sur, Mexico. *Chelonian Conservation and Biology* 4: 197–199.

Gillanders BM, Able KW, Brown JA, Eggleston DB, Sheridan PF. 2003. Evidence of connectivity between juvenile and adult habitats for mobile marine fauna: an important component of nurseries. *Marine Ecology Progress Series* 247: 281-295.

Graham BS, Grubbs D, Holland K, Popp BN. 2007. A rapid ontogenetic shift in the diet of juvenile yellowfin tuna from Hawaii. *Mar Biol* 150:647–658.

Hatase H, Omuta K, Tsukamoto K. 2007. Bottom or midwater: alternative foraging behaviours in adult female loggerhead sea turtles. *J Zool* 273:46–55.

Hatase H, Sato K, Yamaguchi M, Takahashi K, Tsukamoto K. 2006. Individual variation in feeding habitat use by adult female green sea turtles (*Chelonia mydas*): Are they obligate neritic herbivores? *Oecologia* 149:52–64.

Hatase H, Takai N, Matsuzawa Y, Sakamoto W, Omuta K, Goto K, Arai N, Fujiwara T. 2002. Size-related differences in feeding habitat use of adult female loggerhead turtles *Caretta caretta* around Japan determined by stable isotope analyses and satellite telemetry. *Mar Ecol Prog Ser* 233:273–281.

Hawkes LA, Broderick AC, Coyne MS, Godfrey MH, Lopez-Jurado L-F, Lopez-Suarez P, Merino SE, Varo-Cruz N, Godley BJ. 2006. Phenotypically linked dichotomy in sea turtle foraging requires multiple conservation approaches. *Curr Biol* 16:990–995.

Heimlich-Boran, J.R. 1988. Behavioral ecology of killer whales (*Orcinus orca*) in the Pacific Northwest. *Can J Zool* 66: 565–578.

Jeglinskil JWE, Werner C, Robinson PW, Costa DP, Trillmich F. 2012. Age, body mass and environmental variation shape the foraging ontogeny of Galapagos sea lions. *Mar Ecol Prog Ser* 453: 279-296.

Kahilainen K, Alajärvi E, Lehtonen H. 2005. Planktivory and diet-overlap of densely rakered whitefish (*Coregonus lavaretus* (L.)) in a subarctic lake. *Ecology of Freshwater Fish*, 14, 50–58.

Kernaléguen L, Cazelles B, Arnould JPY, Richard P, Guinet C, Cherel Y. 2012. Long-term species, sexual and individual variations in foraging strategies of fur seals revealed by stable isotopes in whiskers. *Plos One* 7: e32916.

Knip DM, Heupel MR, Simpfendorfer CA, Tobin AJ, Moloney J. 2011. Ontogenetic shifts in movement and habitat use of juvenile pigeye sharks *Carcharhinus amboinensis* in a tropical nearshore region. *Marine Ecology Progress Series* 425: 233–246.

L'abee-Lund JH, Langeland A, Jonsson B, Ugedali O. 1993. Spatial segregation by age and size in Arctic charr: a trade-off between feeding possibility and risk of predation. *Journal of Animal Ecology* 62: 160-168.

La Croix S, Zelditch ML, Shivik JA, Lundrigan BL, Holekamp KE. 2011. Ontogeny of feeding performance and biomechanics in coyotes. *J Zool* 285:301–315.

Lowe CG, Wetherbee BM, Crow GL, Tester AL. 1996. Ontogenetic dietary shifts and feeding behavior of the tiger shark, *Galeocerdo cuvier*, in Hawaiian waters. *Environmental Biology of Fishes* 47: 203-211.

Matkin C.O., Barrett-Lennard, L.G., Yurk, H., Ellifrit, D., Trites, A.W. 2007. Ecotypic variation and predatory behavior among killer whales (*Orcinus orca*) off the eastern Aleutian Islands, Alaska. *Fish Bull* 105:74–87

McCann KS. 2012. *Food webs*. Princeton University Press, Princeton.

McCormick, M. I. 1999. Delayed metamorphosis of a tropical reef fish (*Acanthurus triostegus*): a field experiment. *Marine Ecology Progress Series* 176:25–38

Medved RJ, Stillwell CE and Casey, JG. 1985. Stomach contents of young sandbar sharks, *Carcharhinus plumbeus*, in Chincoteague Bay, Virginia . U.S . Fish. Bull 83 : 395-402 .

Moksnes PO, Pihl L and Van Montfrans J. 1998. Predation on postlarvae and juveniles of the shore crab *Carcinus maenas*: importance of shelter, size and cannibalism. *Marine Ecology Progress Series* 166:211–225.

Moura, A.E., Kenny, J.G., Chaudhuri, R.R., Hughes, M.A., Reisinger, R.R., de Bruyn, P.J.N., Dahlheim, M.E., Hall, N. & Hoelzel, A.R. 2015 Phylogenomics of the killer whale indicates ecotype divergence in sympatry. *Heredity* 114: 48–55.

Munday, P. L. 2004. Habitat loss, resource specialization, and extinction on coral reefs. *Global Change Biology* 10:1642–1647.

Munn AJ, Dawson TJ. 2006. Forage fibre digestion, rates of feed passage and gut fill in juvenile and adult red kangaroos *Macropus rufus* Desmarest: why body size matters. *J Exp Biol* 209: 1535–1547.

Musick JA and Limpus CJ. 1997. Habitat utilization and migration in juvenile sea turtles. Pages 137–164 in P. L. Lutz and J. A. Musick, editors. *The biology of sea turtles*. CRC Press, Boca Raton, Florida, USA.

Nakazawa, T. 2015. Ontogenetic niche shifts matter in community ecology: a review and future perspectives. *Population Ecology* 57: 347–354.

Near TJ, Russo SE, Jones CD, DeVries AL. 2003. Ontogenetic shift in buoyancy and habitat in the Antarctic toothfish, I (Perciformes: Nototheniidae). *Polar Biol* 26: 124–128.

Newsome S, Etnier M, Monson D and Fogel M. 2009. Retrospective characterization of ontogenetic shifts in killer whale diets via $\delta^{13}\text{C}$ and $\delta^{15}\text{N}$ analysis of teeth. *Marine Ecology Progress Series* 374:229–242.

Nichols, W. J., A. Resendiz, J. A. Seminoff, and B. Resendiz. 2000. Transpacific migration of a loggerhead turtle monitored by satellite telemetry. *Bulletin of Marine Science* 67: 937–947.

NMFS (National Marine Fisheries Service). 2001. Stock assessments of loggerhead and leatherback sea turtles and an assessment of the impact of the pelagic longline fishery on the loggerhead and leatherback sea turtles of the western North

Atlantic. U.S. Department of Commerce. NOAA Tech. Memo. NMFSSEFSC-455. P. 343.

Olsson IC, Greenberg LA, Bergman E, Wysujack K. 2006. Environmentally induced migration: the importance of food. *Ecol Lett* 9:645–651.

Pechenik JA. 2006. Larval experience and latent effects: metamorphosis is not a new beginning. *Integrative and Comparative Biology* 46:323–333.

Pedraza SN. 2008. Ecología de la tonina overa (*Cephalorhynchus commersonii*) en el litoral patagónico. PhD Dissertation, Universidad de Buenos Aires, Argentina (in Spanish).

Post DM. 2003. Individual variation in the timing of ontogenetic niche shifts in largemouth bass. *Ecology* 84:1298–1310.

Ramirez, M. D., L. Avens, J. A. Seminoff, L. R. Goshe, and S. S. Heppell. 2015. Patterns of loggerhead turtle ontogenetic shifts revealed through isotopic analysis of annual skeletal growth increments. *Ecosphere* 6(11):244.

Reich KJ, Bjørndal KA, Frick MG, Witherington BE, Johnson C, Bolten AB. 2010. Polymodal foraging in adult female loggerheads (*Caretta caretta*). *Mar Biol* 157:113–121.

Riccialdelli L, Newsome AD, Dellabianca NA, Bastida R, Fogel ML, Goodall RNP. 2013. Ontogenetic diet shift in Commerson's dolphin (*Cephalorhynchus commersonii commersonii*) off Tierra del Fuego. *Polar Biology* 36: 617-627.

Ruckstuhl K. and Neuhaus P. Sexual segregation in vertebrates Ecology of the two sexes. Cambridge University Press, 2005.

Saulitis, E., Matkin, C.O., Barrett-Lennard, L.G., Heise, K.A., Ellis, G.M. 2000. Foraging strategies of sympatric killer whale (*Orcinus orca*) populations in Prince William Sound, Alaska. *Mar Mamm Sci* 16:94–109.

Schluter, D., Price, T.D. & Rowe, L. 1991. Conflicting selection pressures and life history trade-offs. *Proceedings of the Royal Society B*, 246: 11–17.

Seminoff JA, Benson SR, Arthur KE, Tomoharu Eguchi PH, Dutton RF, Tapilatu MNP. 2012. Stable Isotope Tracking of Endangered Sea Turtles: Validation with Satellite Telemetry and $\delta^{15}\text{N}$ Analysis of Amino Acids. *Journal Plos One* 7: e37403.

Simpfendorfer CA, Freitas GF, Wiley TR, Heupel MR. 2005. Distribution and habitat partitioning of immature bull sharks (*Carcharhinus leucas*) in a Southwest Florida Estuary. *Estuaries* 28:78–85.

Skulason S and Smith TB. 1995. Resource polymorphisms in vertebrates. *Trends in Ecology and Evolution* 10:366–370

Snover, M.L. 2008. Ontogenetic habitats shifts in marine organisms: influencing factors and the impact of climate variability. *Bulletin of Marine Science* 83 (1).

Sponaugle, S., and R. K. Cowen. 1997. Early life history traits and recruitment patterns of Caribbean Wrasses (Labridae). *Ecological Monographs* 67:177–202.

Staniland IJ and Robinson SL. 2008. Segregation between the sexes: Antarctic fur seals, *Arctocephalus gazella*, foraging at South Georgia. *Animal Behaviour* 75, 1581–1590.

Stillwell CE and Kohler, NE. 1982. Food, feeding habits, and estimates of daily ration of the shortfin mako (*Isurus oxyrinchus*) in the northwest Atlantic. *Can J Fish Aquat Sci* 39: 407-414.

Takimoto G.. 2003. Adaptive plasticity in ontogenetic niche shifts stabilizes consumer resource dynamics. *American Naturalist* 162: 93-109.

Tomaszewicz, CNT., Seminoff, J. A., Peckham, SH., Avens, L., Kurle, CM. Intrapopulation variability in the timing of ontogenetic habitat shifts in sea turtles

revealed using $\delta^{15}\text{N}$ values from bone growth rings. *Journal of Animal Ecology* 86, 694-704.

Wankowski, JWJ. and Thorpe JE. 1979. The role of food particle size in the growth of juvenile Atlantic salmon (*Salmo salar* L.). *Journal of Fish Biology*, 14, 351-370.

Werner, E. E., and D. J. Hall. 1988. Ontogenetic habitat shifts in bluegill: the foraging rate-predation risk trade-off. *Ecology* 69:1352–1366.

Werner EE and Gilliam JF. 1984. The ontogenetic niche and species interactions in size-structured populations. *Annu Rev Ecol Syst* 15:393–425.

Werner EE. 1986. Species interactions in freshwater fish communities. *Community Ecology* (eds J. Diamond & T.J. Case), pp. 344-357. Harper & Row Publishers, New York.

Werner EE., Gilliam JF, Hall DJ and Mittelbach GG. 1983. An experimental test of the effects of predation risk on habitat use in fish. *Ecology* 64:1540-1548.

Wetherbee BM, Gruber SH, Rosa RS. 2007. Movement patterns of juvenile lemon sharks *Negaprion brevirostris* within Atol das Rocas, Brazil: a nursery characterized by tidal extremes. *Mar Ecol Prog Ser* 343:283–293.

Wetherbee BM, Lowe CG and Crow GL. 1994 . A review of shark control in Hawaii with recommendations for future research. *Pac Sci* 48 : 95-115 .

Wilbur HM and Collins JP. 1973. Ecological aspects of amphibian metamorphosis. *Science* 182:1305–1314.

CAPÍTULO 2

**NICHOS TRÓFICOS DE TARTARUGAS-VERDES (*CHELONIA MYDAS*)
JUVENIS E ADULTAS EM ÁREAS DE ALIMENTAÇÃO E DE DESOVA NO
BRASIL, ATLÂNTICO SUL OCIDENTAL.**

Artigo a ser submetido ao periódico *PlosOne*

NICHOS TRÓFICOS DE TARTARUGAS-VERDES (*CHELONIA MYDAS*)
JUVENIS E ADULTAS EM ÁREAS DE ALIMENTAÇÃO E DE DESOVA NO
BRASIL, ATLÂNTICO SUL OCIDENTAL.

Amanda Fernandes^{1,3}, Adalto Bianchini², Leandro Bugoni³, Alexandre
Schiavetti⁴

¹Programa de Pós Graduação em Ecologia e Conservação da Biodiversidade,
Universidade Estadual de Santa Cruz – UESC. Av. Itabuna Km 16, 45662-900, Ilhéus –
BA, Brasil (mandifernandes@gmail.com)

²Instituto de Ciências Biológicas, Universidade Federal do Rio Grande – FURG. Av.
Itália Km 8, 96203-900, Rio Grande – RS, Brasil.

³Instituto de Ciências Biológicas, Laboratório de Aves Aquáticas e Tartarugas
Marinhas, Universidade Federal do Rio Grande – FURG. Av. Itália Km 8, 96203-900,
Rio Grande – RS, Brasil.

⁴Laboratório de Etnoconservação e Áreas Protegidas (LECAP), Departamento de
Ciências Agrárias e Ambientais, UESC, Ilhéus, Bahia, Brasil.

Resumo

A tartaruga-verde *Chelonia mydas* é uma espécie migratória em perigo de extinção e que passa seus primeiros anos de vida em mar aberto, sendo recrutadas às áreas de alimentação em sua fase juvenil. A análise de isótopos estáveis é uma abordagem que permite inferir a ecologia alimentar e estrutura trófica, particularmente em espécies

diffíceis de observar em seu habitat natural, como as tartarugas marinhas. Nesse estudo, nós caracterizamos o nicho isotópico de indivíduos juvenis e adultos dessa espécie, em área de alimentação e de desova, com o objetivo de verificar as possíveis diferenças entre eles e quais fatores podem influenciá-los. Nós encontramos que as características oceanográficas podem exercer forte influência sobre o nicho isotópico dos indivíduos juvenis e que existe clara segregação entre os nichos ecológicos dos indivíduos juvenis e adultos amostrados no presente estudo, onde os resultados sugeriram que os adultos são predominantemente herbívoros e mais generalistas e os juvenis, onívoros, porém mais especialistas. Ressaltamos que locais como o Canal de São Sebastião, que possuem características próprias devido à dinâmica de correntes oceanográficas, podem ser locais-chave para alimentação de tartarugas-juvenis. A identificação desses locais e de suas contribuições ao desenvolvimento das tartarugas marinhas é de relevante importância para a conservação desses animais ameaçados.

Palavras-chave: Tartarugas-marinhas, isótopos estáveis, nicho isotópico, mudanças ontogenéticas.

Abstract

The green turtle *Chelonia mydas* is a migratory species in danger of extinction that spends its first years of life in the open sea, being recruited to the areas of feeding in its juvenile phase. Stable isotope analysis is an approach that allows inferring the food ecology and trophic structure, particularly in species difficult to observe in their natural habitat, such as sea turtles. In this study, we characterize the isotopic niche of juvenile and adult individuals of this species, in the feeding and breeding area, in order to verify the possible differences between them and which factors may influence them. We found that oceanographic features may exert a strong influence on the isotopic niche of juvenile

individuals and that there is clear segregation between the ecological niches of the juvenile and adult individuals sampled in the present study, where the results suggested that adults are predominantly herbivorous and more generalist and the juveniles, omnivores, but more specialists. We emphasize that sites such as the São Sebastião Canal, which have their own characteristics due to the dynamics of oceanographic currents, can be key-habitats for feeding juvenile turtles. The identification of these sites and their contributions to the development of sea turtles is of relevant importance for the conservation of these endangered animals.

Keywords: Sea turtles, stable isotopes, isotopic niche, ontogenetic changes.

1. Introdução

Mudanças ontogenéticas na dieta são frequentes em vertebrados aquáticos, tais mudanças podem estar relacionadas a fatores intrínsecos, como fisiologia digestiva e comportamentos, e fatores extrínsecos como abundância, distribuição e qualidade do recurso (Whelan & Schmidt, 2007). Como consequência, algumas espécies podem ocupar diferentes nichos tróficos durante seu ciclo de vida o que resulta em cadeias alimentares mais complexas do que o esperado (McCann, 2012).

A história de vida da tartaruga-verde (*Chelonia mydas*) é um exemplo icônico de mudança ontogenética na dieta e uso de habitat, pois esses animais apresentam um padrão de desenvolvimento nerítico-oceânico (Bolten, 2003). Pesquisas sugerem que as tartarugas-verdes mudam de uma dieta onívora (fase oceânica) para uma dieta principalmente herbívora quando possuem de 3-6 anos e são recrutadas aos habitats neríticos (Bjorndal 1985, 1997; Seminoff et al., 2002). No entanto, pesquisas recentes têm revelado diferenças regionais no tempo desse processo (Cardona et al., 2010; Velez et al., 2016), com altos níveis de onivoria depois do recrutamento (Cardona et al., 2009;

Gozalet Carman et al., 2013; Velez-Rubio et al., 2016) e persistência de uma dieta carnívora em adultos (Hatase et al., 2006).

Entre as principais metodologias para compreensão dessa dinâmica em animais migratórios, a análise de conteúdo estomacal fornece informações diretas sobre a composição da dieta, embora represente apenas um curto espaço de tempo (dias ou semanas), o que usualmente resulta numa descrição incompleta da dieta de um animal (Hyslop 1980; Burkholder et al. 2011; Gonzalez Carman et al. 2013). Por outro lado, a metodologia de análise de isótopos estáveis em tecidos com baixas taxas de substituição integra informações da dieta durante longos períodos (Hobson, 1999; Dalerum & Angerbjörn, 2005), e tem sido utilizada para examinar a dieta das tartarugas marinhas através dos diferentes estágios de vida (Reich et al. 2007), bem como o uso de áreas de alimentação (Hatase et al. 2002, 2006, Zbinden et al. 2011, Ceriani et al. 2012, Eder et al. 2012, Pajuelo et al. 2012, Seminoff et al. 2012, Tucker et al. 2014, Vander Zanden et al. 2014). Através de tais análises, os isótopos de nitrogênio são usados para determinar a posição trófica, e, em habitat marinhos, os isótopos de carbono podem distinguir usos de habitats oceânicos e neríticos (Reich et al., 2007). Van Zanden et al. (2015) validaram, através de seus resultados, que os gradientes isotópicos encontrados nos tecidos das tartarugas marinhas podem ser usados para rastrear o movimento desses animais entre áreas de reprodução e alimentação.

A análise de isótopos estáveis é uma abordagem que permite inferir a ecologia alimentar e estrutura trófica, particularmente em espécies difíceis de observar em seu habitat natural, como as tartarugas marinhas. Requer apenas uma pequena amostra de tecido (por exemplo, pele, sangue, escudos da carapaça), portanto o processamento é mais rápido e menos invasivo comparado a outras metodologias e, dependendo da rotatividade, o tecido isotópico oferece uma resposta mais duradoura sobre a dieta de um animal

(Raposo et al., 2019). Uma vantagem adicional deste método de rastreamento através dos isótopos estáveis é que ele não requer uma marcação inicial dos indivíduos e, portanto, cada captura (animal amostrado) fornece informações sobre habitats previamente ocupados (Seminnof et al., 2012).

Arthur et al. (2008) e Reich et al. (2007) encontraram um padrão de enriquecimento de $\delta^{13}\text{C}$ associado à transição de habitats oceânicos a neríticos e uma depleção de $\delta^{15}\text{N}$ devido à mudança de uma dieta onívora (fase epipelágica) a uma predominantemente herbívora (fase bentônica). A análise de isótopos estáveis também permite avaliar o nicho isotópico de uma espécie e suas possíveis variações. O nicho isotópico tem sido representado através de dados plotados em um espaço multivariado ($\delta^{15}\text{N}$ versus $\delta^{13}\text{C}$), onde tal espaço é comparável ao que os cientistas referem-se como nicho ecológico, visto que a composição química de um animal é diretamente influenciada pelo que ele consome, bem como pelo habitat em que ele vive (Newsome et al., 2007), e isso é assimilado através de seus tecidos. A composição isotópica de carbono e nitrogênio no tecido dos consumidores é, portanto, uma função de: $\delta^{15}\text{N}$ e $\delta^{13}\text{C}$ de cada espécie de presa; as proporções relativas de cada espécie de presa assimilada; o fracionamento isotópico associado com a conversão do tecido da presa no tecido do consumidor e, em certos casos, a localização do forrageamento (Bearhop et al., 2004).

Combinadas, essas qualidades tornam a análise de isótopos estáveis uma poderosa ferramenta para estudos de dieta. No entanto, até hoje relativamente poucos estudos têm pensado na variação associada à assinatura isotópica média (por exemplo, Genner et al. 1999; Bearhop et al. 1999) que, quando combinadas com a avaliação convencional da dieta, propõe-se que tenha o potencial de ser uma poderosa medida integrativa da amplitude do nicho trófico (Bearhop et al., 2004).

Compreender a ecologia alimentar das espécies é fundamental para sua conservação, pois a aquisição de alimentos está diretamente relacionada à sobrevivência, taxa de crescimento e sucesso reprodutivo (Bjorndal, 1985; Balazs, 1995). Além disso, mudanças nas estratégias de forrageamento causadas por processos locais e regionais podem aumentar as ameaças antrópicas às tartarugas de acordo com o uso de habitat (Santos et al., 2015). Dessa maneira, o presente trabalho teve como objetivo principal analisar o nicho trófico de tartarugas-verdes juvenis e adultas em áreas de alimentação e de desova do Atlântico Sul Ocidental através da análise dos isótopos estáveis de carbono e nitrogênio.

2. Metodologia

2.1. Local de estudo

O Arquipélago de Fernando de Noronha ($03^{\circ}50'S$, $32^{\circ}4'W$) (Figura 1), onde foram coletados os dados das tartarugas-verdes adultas, situado a 215 milhas da costa do Nordeste do Brasil, é composto por uma ilha principal e 20 ilhas menores, todas de origem vulcânica, com uma área total de 26 km² (Almeida, 1958). Cerca de 70% da ilha principal e o litoral da costa para a isóbata de 50 m constituem uma área marinha protegida (AMP) desde 1988. A pesca é proibida nesta área, e o tráfego de barcos e mergulho são fortemente regulamentados. Uma grande área, incluindo a parte restante da ilha principal para a isóbata de 50 m, é uma área de proteção ambiental (APA) de uso sustentável. O clima é tropical com uma temperatura média do ar de 25.4°C. A temperatura média da água é 26-27°C e a salinidade média é 36‰ (Maida e Ferreira 1997).

Localizado na região denominada de Zona de Convergência Intertropical (ZCIT), Fernando de Noronha é caracterizado por baixa pressão atmosférica e constantes ventos alísios (Tchernia, 1980). Entre abril e outubro predominam ventos dos quadrantes leste a sudeste que atingem o lado sudeste do arquipélago conhecido como Mar de Fora, gerando

ondas com forte arrebentação e condições de mar agitadas e, na fase nordeste do arquipélago chamada de Mar de Dentro, as condições do mar permanecem calmas. Entre novembro e março passam a predominar ventos dos quadrantes oeste a sudoeste que provocam fortes ondulações no Mar de Dentro e de calma no Mar de Fora. (Tchernia, 1980; Linsker, 2003).

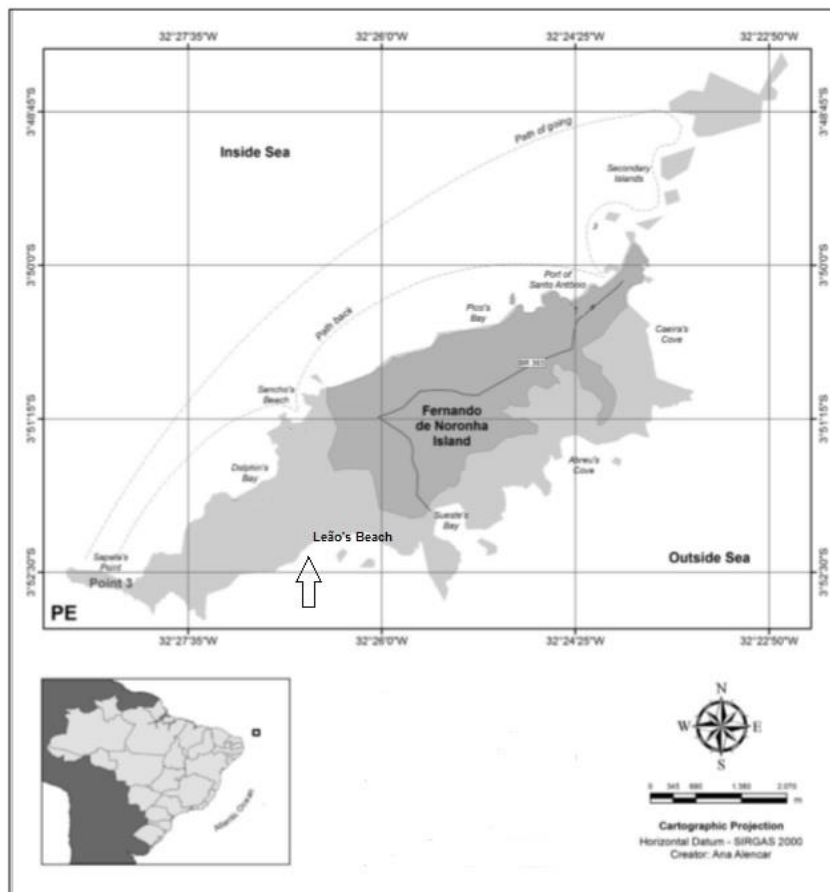


Figura 1: Arquipélago de Fernando de Noronha.

O Arquipélago é uma das principais áreas de desova da tartaruga-verde no Brasil (Bellini & Sanches, 1996) e em 2001 foi declarado Patrimônio da Humanidade pela UNESCO (Organização das Nações Unidas para a Educação, a Ciência e a Cultura), devido à sua importância para as aves marinhas tropicais, cetáceos, tubarões, peixes e tartarugas marinhas (UNESCO, 2014).

O Litoral Norte do Estado de São Paulo (Figura 2), onde foram coletados os dados das tartarugas-verdes juvenis, está localizado na região central da Plataforma Continental Sudeste Brasileira e é descrito como uma importante área de alimentação para esses animais, embora os dados existentes sejam provenientes apenas dos municípios de Ilhabela (Fernandes, 2017) e Ubatuba (Gallo et al., 2006), sendo que a região compreende ainda os municípios de Caraguatatuba e São Sebastião. Nesta metodologia dividiu-se a região de estudo em duas grandes áreas: a região do ‘Canal de São Sebastião’ (CSS), compreendido entre os municípios de Ilhabela e São Sebastião, e a região de ‘Mar aberto’, compreendendo as demais regiões da área de estudo, devido às características oceanográficas presentes nesses dois “ecossistemas”.

Toda a região do Litoral Norte do Estado de São Paulo encontra-se sob o domínio de três massas de água: Água Costeira (AC), Água Central do Atlântico Sul (ACAS) e Água Tropical (AT) (tabela 1), tal regime oceanográfico causam mudanças sazonais marcantes no ambiente (Castro e Miranda, 1998). A AC e a AT são superficiais e apresentam características oligotróficas. Sazonalmente, ambas são enriquecidas pela ACAS, a partir do fundo, resultando em um aumento da biomassa fitoplanctônica e das taxas de produção primária, através da entrada de novos nutrientes para a camada de mistura (Aidar & Mesquita, 1993). Durante o verão a ACAS, rica em nutriente, se desloca para perto da costa e é frequentemente encontrada na porção central e externa da plataforma continental (20-100m), enquanto a AC é encontrada em uma estreita faixa costeira. No inverno, quando a ACAS é restrita para fora da plataforma continental, os gradientes térmicos horizontais e verticais são reduzidos e quase nenhuma estratificação é observada (Castro Filho et al., 1987).

O CSS ($23^{\circ}41' - 23^{\circ}53.5' S$, $45^{\circ}19' - 45^{\circ}30' W$) fica paralelo à costa, separa o continente da Ilha de São Sebastião e funciona como barreira para o mar aberto adjacente, atuando como um túnel para ventos, uma vez que mudanças na direção e velocidade de correntes marinhas e nos padrões de sedimentação têm sido frequentemente observados (Castro Filho, 1990). Possui 24 Km de comprimento e tem 5.8 e 6.4 Km de largura em suas entradas norte e sul, respectivamente. Com uma área total de 150 Km² e uma profundidade média de 28 m na entrada norte e 20 m na entrada sul (Furtado, 1995). No CSS, embora as correntes marinhas na plataforma do sul do Brasil sejam variáveis no espaço e no tempo, elas movem-se principalmente para o NE (Castro Filho, 1990), exceto no verão (Fontes, 1995), quando um fluxo de água oposto de duas camadas se estabelece dirigindo-se para o SW e o fluxo profundo segue em direção ao NE. A corrente de fundo não é influenciada pelo vento, mas pode estar associada à intrusão da ACAS. Para o restante do ano a massa d'água predominante é a AC (Castro Filho et al., 1987). Esses movimentos de água resultam em uma estratificação vertical com uma forte termoclina em uma profundidade média (Castro Filho et al., 1987). Tal dinâmica faz com que a biodiversidade associada a cada massa d'água aumente a biodiversidade total do CSS adicionando complexidade à cadeia alimentar local (Oliveira and Marques, 2007), devido a tais características oceanográficas a região de estudo foi dividida em dois ambientes principais, descritos anteriormente, e as estações do ano foram classificadas como Inverno e Verão.

Tabela 1: Características oceanográficas do Litoral Norte

	Temperature	Salinity
Coastal waters(CW)	T>20°C	~34,5‰

Tropical waters(TW)	$T > 22^{\circ}\text{C}$	$> 35,0\text{‰}$
South Atlantic Central waters (SACW)	$T < 18^{\circ}\text{C}$	$35,0\text{‰}$
South Coastalwaters (SCW)	$T < 21^{\circ}\text{C}$	$< 34\text{‰}$

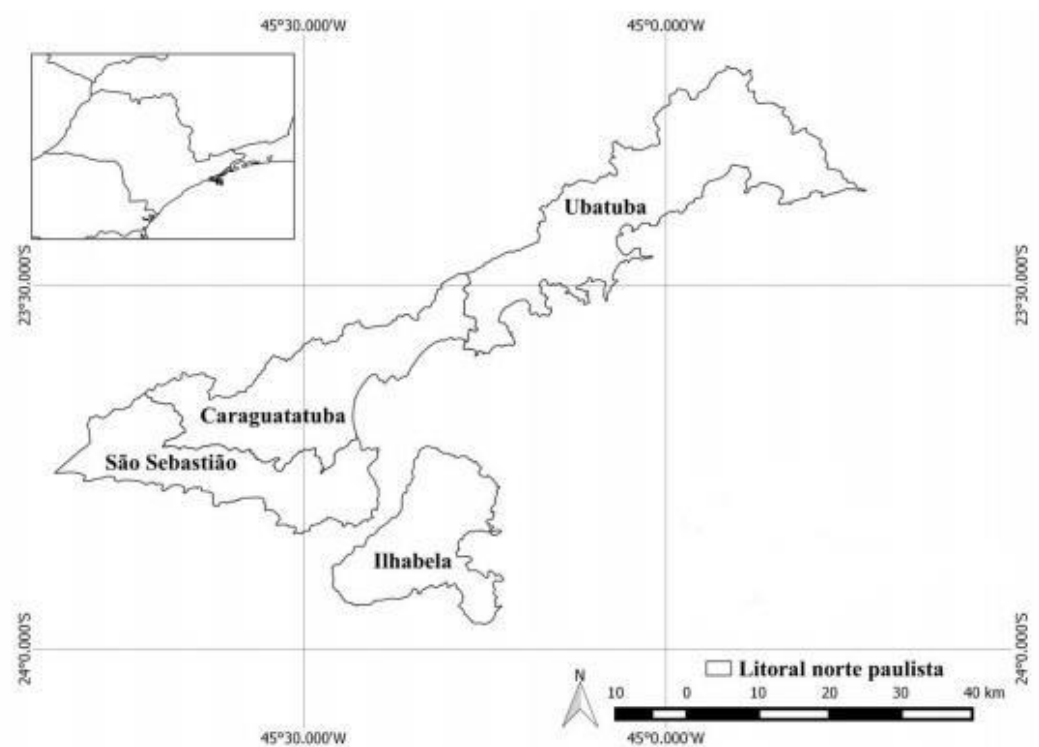


Figura 2: Mapa da Região Litoral Norte do Estado de São Paulo

2.2. Amostragem das tartarugas

Em Fernando de Noronha, em parceria com o projeto TAMAR, 21 amostras da carapaça de tartarugas-verdes adultas foram coletadas em sua temporada reprodutiva nos meses de abril e março dos anos de 2017 e 2018, respectivamente, durante a desova das fêmeas. Com material estéril de punção para biópsia, 6mm de amostra do escudo posterior (mais antigo) da carapaça e da porção anterior (mais novo) no segundo escudo lateral

foram coletados (Figura 3) (Adaptado de Reich et al., 2007), armazenados em NaCl e posteriormente refrigerados.

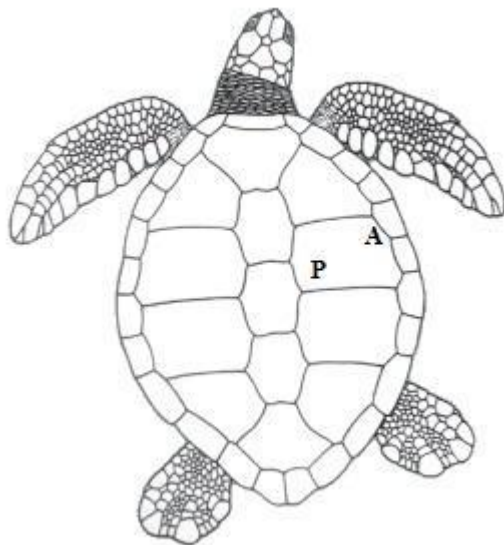


Figura 3: Indicação dos locais de coleta das amostras, na porção anterior e posterior da segunda placa lateral da carapaça (adaptado de Reich et al., 2007).

No Litoral Norte de São Paulo as amostras foram recolhidas das carcaças de 60 tartarugas-verdes encalhadas nas praias durante o ano de 2017. Foram amostrados indivíduos menores e maiores que 40 cm de comprimento curvilíneo da carapaça (CCC), assumindo que são tartarugas recém-recrutadas e recrutadas a mais tempo às áreas de alimentação (Bjorndal and Bolten 1988; Limpus et al. 1994; Reich et al., 2007). O segundo escudo lateral da carapaça de cada indivíduo foi coletado e armazenado em local seco, posteriormente, o escudo foi escovado e realizou-se o mesmo procedimento de coleta das tartarugas da área de desova. Acredita-se que os valores isotópicos em 50- μm de espessura da camada mais interna dos escudos da carapaça da tartaruga-verde, integre a dieta do período de tempo de dois a três meses anteriores à amostragem e que 50- μm de espessura da camada mais externa reflita a dieta durante o mesmo intervalo de tempo

a cerca de um ano antes (Cardona et al., 2009), o que permite a identificação de mudanças ontogenéticas na dieta através da metodologia proposta.

2.3. Metodologia laboratorial

As amostras de carapaça das tartarugas foram lavadas com água destilada, secas em estufa, trituradas, pesadas (entre 0,5 e 0,7 mg) e colocadas em cápsulas estéreis de estanho. As amostras foram analisadas randomicamente em Espectrômetro de Massa de Razão Isotópica acoplado a analisador Elementar, na University of New Mexico, Centro de Isótopos estáveis (UNM-CSI). Padrões internos de soja, caseína, proteína de soro e atum, com valores isotópicos conhecidos, foram analisados a cada 12 amostras. A repetibilidade dos valores dos padrões, baseado no desvio padrão foram de 0,08‰ e 0,03‰, para $\delta^{13}\text{C}$ e $\delta^{15}\text{N}$, respectivamente. Os padrões internacionais de referência de carbono e nitrogênio foram o belemnito PeeDee de Viena (VPDB) e ar atmosférico, respectivamente. Os valores são expressos em notação δ , em partes por mil (‰), conforme a equação de Bond & Hobson (2012):

$$\delta^{13}\text{C} \text{ ou } \delta^{15}\text{N}(\text{‰}) = \left(\frac{R_{\text{amostra}}}{R_{\text{padrão}}} - 1 \right)$$

3. Análise estatística

A análise de dados foi realizada no programa estatístico R Program (R Core Team 2014). Pela aplicação dos modelos lineares generalizados (GLM; McCullagh and Nelder 1989; Zeileis et al. 2008), testou-se a influência de variáveis nos valores isotópicos de $\delta^{15}\text{N}$ e $\delta^{13}\text{C}$ das tartarugas juvenis. O modelo geral foi composto pela variável resposta (valor isotópico de $\delta^{15}\text{N}$ e $\delta^{13}\text{C}$) e pelas variáveis preditoras (comprimento curvilíneo da carapaça, ambiente e estação do ano), sendo os dois últimos variáveis categóricas.

Para investigar a amplitude dos nichos isotópicos dos diferentes grupos analisados nesse trabalho o “*standart Ellipse Area*” (SEAc) foi calculado utilizando o pacote “*Stable Isotopes Ellipses*” (SIBER) no R, dentro do pacote SIAR (Jackson et al., 2011). A elipse

padrão foi plotada para cada grupo utilizando as funções do pacote. Além disso, as sobreposições entre os nichos foi calculada usando o valor do SEAc (Jackson et al., 2011).

Valores médios de $\delta^{15}\text{N}$ e $\delta^{13}\text{C}$ entre os grupos de tartarugas juvenis maiores e menores que 40 cm e entre as placas anteriores e posteriores das tartarugas marinhas adultas foram comparados através do teste-t de Student.

4. Resultados

4.1. *Tartarugas juvenis*

Os valores isotópicos das tartarugas juvenis apresentaram média de -16.93 ± 1.19 (DP) para $\delta^{13}\text{C}$ e de 10.36 ± 1.43 para $\delta^{15}\text{N}$ e variação de comprimento curvilíneo de carapaça de 28 cm a 55 cm com uma média de 40.40 cm ± 5.8 cm. Não houve diferença significativa entre os dois grupos de tartarugas juvenis, maiores e menores que 40 cm, com relação às médias dos valores isotópicos de $\delta^{15}\text{N}$ ($p=0.009$) e de $\delta^{13}\text{C}$ ($p=0.290$). Porém, as análises de sobreposição de nicho isotópico realizadas através do pacote SIBER no R, indicaram que as tartarugas maiores que 40 cm de CCC apresentaram uma amplitude de nicho maior do que as tartarugas consideradas como recém recrutadas (menores que 40 cm), havendo sobreposição das elipses, que representam o nicho isotópico, em 56.55% do nicho isotópico das tartarugas recém recrutadas ao nicho isotópico das tartarugas maiores e de 29.90% do nicho isotópico das tartarugas maiores sobre o das recém recrutadas. As análises indicaram também que as tartarugas do CSS possuem uma maior amplitude de nicho isotópico com relação às de Mar aberto, sendo que houve uma sobreposição de 39.05% do nicho das tartarugas do CSS ao nicho ocupado pelas tartarugas de Mar aberto, e de 91.94% do nicho ocupado pelas tartarugas de Mar aberto apresentou-se sobreposto ao nicho das tartarugas do CSS. Com relação às estações do ano, as tartarugas encalhadas no inverno apresentaram uma sobreposição do nicho

isotópico de 72.36 % sobre o das tartarugas encalhadas no verão, cujo nicho isotópico apresentou 41.32 % de sobreposição sobre o das tartarugas encalhadas no inverno (Figura 4).

Através da análise de GLM conduzida para avaliar os valores isotópicos de $\delta^{15}\text{N}$ com relação às variáveis respostas, escolheu-se o melhor modelo através menor valor de AIC (Akaike, 1974) e observou-se que apenas o comprimento curvilíneo da carapaça apresentou influência sobre os valores observados. Já para análise dos valores isotópicos de $\delta^{13}\text{C}$, o modelo com melhor ajuste indicou que apenas a estação do ano teve influência significativa sobre os valores observados.

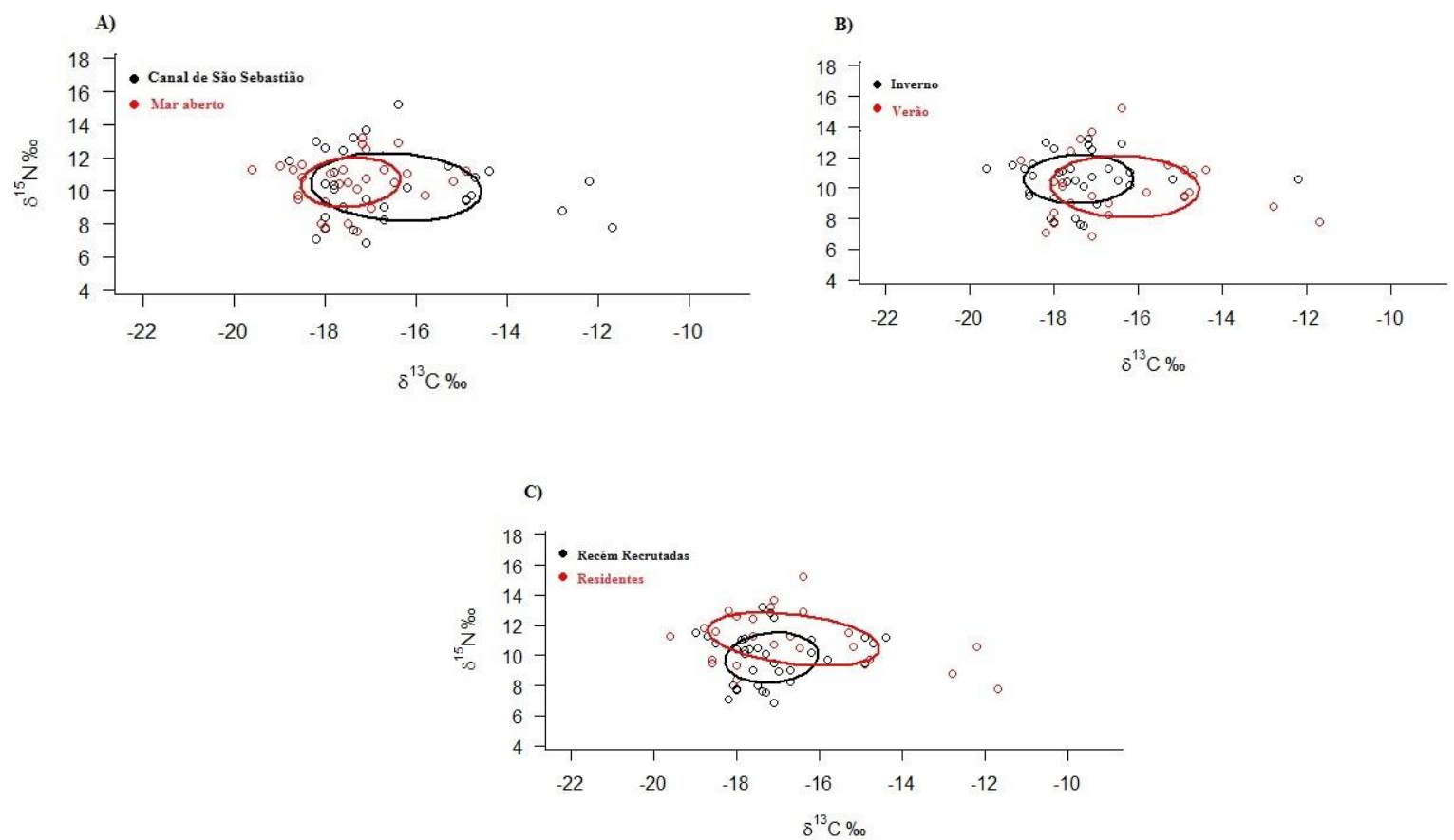


Figura 4: Comparação dos nichos isotópicos entre A) tartarugas do CSS e de Mar aberto, B) entre as encontradas no Inverno e no Verão e C) entre as Recém-recrutadas e Residentes.

4.2. Tartarugas adultas

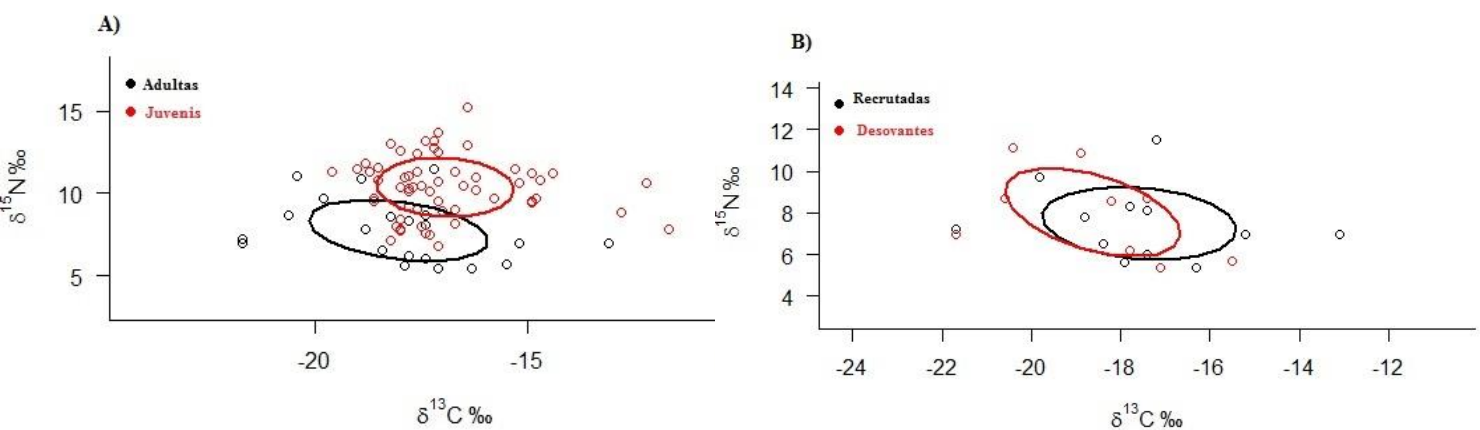
Os valores isotópicos encontrados na carapaça das tartarugas adultas apresentaram médias de -18.02 ± 2.10 para $\delta^{13}\text{C}$ e de 7.73 ± 1.88 para $\delta^{15}\text{N}$.

Através dos resultados gerados pelo SIBER, foi possível verificar que não houve diferença significativa entre os nichos isotópicos das tartarugas adultas recém recrutadas às áreas de desova e das já desovantes, onde a área de sobreposição das elipses, que representam os nichos isotópicos, foi de 80% do nicho das tartarugas recrutadas pelo nicho das já desovantes e 71% de sobreposição do nicho das desovantes pelo nicho das recrutadas (Figura 5), sendo que as porcentagens de sobreposição foram as mesmas para a análise isotópica das porções anteriores e posteriores da carapaça. Os valores isotópicos de carbono e nitrogênio da porção anterior e posterior da carapaça foram comparados através do teste-t e não apresentaram diferença significativa ($p=0.26$) e ($p= 0.55$), respectivamente. O teste-t também indicou que não houve diferença significativa entre os valores isotópicos de carbono e nitrogênio na carapaça das tartarugas adultas já desovantes e das recrutadas às áreas de desova ($p=0.41$) e ($p=0.37$), respectivamente.

A comparação das elipses do nicho isotópico ocupado pelas tartarugas juvenis e do ocupado pelas tartarugas adultas apresentou significativa diferença, onde apenas 6.48% do nicho das tartarugas adultas é sobreposto pelo nicho das juvenis e 8.59% do

nicho das tartarugas juvenis é sobreposto pelo nicho das adultas, indicando nichos isotópicos distintos entre esses dois grupos (Figura 5).

Figura 5: Comparação dos nichos isotópicos A) das tartarugas-verdes adultas e juvenis e B) das tartarugas adultas recém-recrutadas à área de desova e as já desovantes.



5. Discussão

5.1. *Tartarugas-verdes juvenis*

As tartarugas-verdes passam seus primeiros anos de vida vivendo a partir de uma dieta onívora em ambiente oceânico com a prevalente contribuição de presa animal. Uma vez que se estabelecem em habitats neríticos (recrutamento), acredita-se que elas modificam rapidamente sua dieta para herbivoria. Porém, principalmente através das pesquisas realizadas com isótopos estáveis, tem sido possível verificar que, em muitos casos, essa mudança na dieta pode não ocorrer de forma tão abrupta (Hatase et al., 2006; Cardona et al., 2009). Na presente pesquisa, apesar de não haver uma diferença significativa entre os valores isotópicos dos dois grupos, foi possível verificar que as elipses que representam os nichos isotópicos das tartarugas recém-recrutadas (<40cm) e residentes (>40cm) possuem diferentes amplitudes, onde apenas 29.9% do nicho das tartarugas residentes é igual ao das tartarugas recém recrutadas (Figura 4). O nicho

isotópico das tartarugas recém-recrutadas, indicou a presença de uma dieta mais especialista devido a menor amplitude do nicho representado pela elipse e uma ocupação de nicho em nível mais baixo do ocupado pelas residentes, que apresentou ter uma dieta mais generalista (verificada através da amplitude da elipse). O resultado do GLM indicou que apenas o comprimento curvilíneo da carapaça (CCC) foi significativamente correlacionado com os valores de $\delta^{15}\text{N}$, o que também tem relação com as tartarugas recém recrutadas e residentes na área de alimentação (tal classificação foi realizada de acordo com o CCC).

Tendo em vista que as diferentes composições nas dietas das tartarugas marinhas são provavelmente relacionadas à disponibilidade local de alimentos (Garnett et al., 1985), acredita-se que tal diferença na amplitude dos nichos isotópicos possa ser explicada devido ao grande aporte de nutrientes trazido pela ACAS na região de estudo, principalmente no Canal de São Sebastião (Oliveira & Marques, 2007), fazendo com que as tartarugas residentes estejam se alimentando há mais tempo de uma variedade de alimentos maior e de itens alimentares com valor nutricional mais alto do que as tartarugas recém recrutadas e, possivelmente, devido à posição mais elevada do seu nicho isotópico, com maior contribuição de matéria animal.

Comparando os dados com outros trabalhos realizados no Atlântico Ocidental, verificou-se que no Uruguai, Velez-Rubio et al. (2016) encontraram que tartarugas-verdes recém recrutadas ainda apresentavam grande contribuição de matéria animal (invertebrados marinhos) em sua alimentação e tal dieta progrediu para herbivoria com o crescimento dos animais. Em um estuário do Paraná, sul do Brasil, Guebert-Bartholo et al. (2011) registraram, em tartarugas-verdes de 29 a 73 cm, uma dieta basicamente herbívora onde os itens alimentares variaram de acordo com a disponibilidade sazonal. Em região estuarina no litoral sul do Estado de São Paulo, Brasil, verificou-se, através de

lavagem esofágica, que as tartarugas-verdes juvenis residentes alimentam-se basicamente de componentes divididos em 4 categorias: plantas terrestres, algas, invertebrados e grama marinha. E que sua dieta parece ser determinada pela disponibilidade dos componentes alimentares, com aparente seletividade para itens de maior valor nutricional (Nagaoka et al., 2011). Através dos resultados encontrados, acredita-se que os indivíduos do litoral norte do Estado de São Paulo também se alimentem de acordo com a disponibilidade de alimentos e com preferência para itens de maior valor nutricional, se beneficiando do grande aporte de nutrientes que a região recebe da ACAS, o que faz com que as tartarugas juvenis pós-recrutadas na área de estudo apresentem um padrão de nicho diferente do esperado, o qual seria que ocupassem um nicho mais baixo das que as recém-recrutadas devido à mudança ontogenética que ocorre na alimentação desses indivíduos após o recrutamento, onde adotam uma alimentação herbívora (Bjorndal 1985, 1997; Seminoff et al., 2002). Porém, outras pesquisas já encontraram altos níveis de onivoria nas tartarugas-verdes pós-recrutadas indicando diferenças regionais que podem ocorrer no tempo desse processo (e.g., Cardona et al. 2009, Burkholder et al. 2011, Lemons et al. 2011, Russell et al. 2011, Gonzalez Carman et al. 2013). Essa variabilidade intraespecífica pode ser esperada, pois trata-se de uma espécie que habita uma ampla diversidade de habitats em águas tropicais e temperadas-quentes em todo o mundo (Wallace et al. 2010), e que plasticidade trófica garante a sobrevivência em uma ampla gama de condições locais (Santos et al. 2015).

Tal proposição pode ser apoiada pelo resultado encontrado quando foram analisados os indivíduos entre dois grupos, os que foram encontrados no Canal de São Sebastião e nos demais locais, considerados como Mar aberto. A comparação do nicho isotópico desses dois grupos revelou que ambos ocupam a mesma posição, porém, em amplitudes diferentes, onde as tartarugas do CSS apresentaram amplitude de nicho

significativamente maior do que as de Mar aberto, indicando que são animais mais generalistas e/ou se alimentam de itens alimentares com valor nutricional mais alto. Em uma pesquisa que comparou o modelo trófico do CSS com a Plataforma continental interna adjacente à Ilha de São Sebastião, Rocha et al. (2007) encontraram maiores valores de biomassa total, capacidade de desenvolvimento e transferência total no CSS, indicando seu diferencial com relação à riqueza de nutrientes presente em seu ecossistema. Pires-Vanin et al. (2014) também descreveram que, apesar da área do CSS ser relativamente pequena, a região apresentou um alto número de espécies de invertebrados da macrofauna, comparado ao encontrado na Plataforma continental adjacente. Tais dados corroboram com a diferença de amplitude de nicho encontrada nas tartarugas-verdes juvenis do CSS, e com a hipótese de tal diferença se dar pelo grande aporte de nutrientes recebido pelo CSS devido à sua dinâmica oceanográfica, fazendo com que a amplitude do nicho isotópico dos indivíduos do CSS seja maior devido a maior variabilidade de itens alimentares e possível escolha de itens alimentares de maior valor nutricional.

A amplitude dos nichos isotópicos das tartarugas-verdes juvenis diferiram também sazonalmente, onde o nicho dos indivíduos encontrados no verão apresentou maior amplitude do que o nicho dos indivíduos encontrados no inverno. Sabe-se que, na região de estudo, durante o verão, próximo à camada de fundo, inicia-se a intrusão da ACAS, fria, salina e rica em nutrientes (Castro e Miranda, 1998), que promove pulsos de eutrofização em profundidades médias. No inverno, a ACAS retira-se para a Plataforma Continental e a Plataforma interna é preenchida com a AC, morna e de baixa solução salina. A partir de tal contexto, acredita-se que as características oceanográficas da região também exercem forte influência sobre os resultados encontrados para as diferentes amplitudes de nichos entre as estações, sendo que no verão, devido à grande entrada de

nutrientes trazida pela ACAS, as tartarugas possuem maior variabilidade nos itens alimentares e uma possível preferência por itens de maior valor nutricional. Em um trabalho que também considerou a sazonalidade, análises de conteúdo estomacal e de isótopos estáveis indicaram que as tartarugas-verdes capturadas no verão, na Argentina, se alimentam primariamente de plânctons gelatinosos (Gonzalez Carman et al., 2013) e uma das hipóteses para tal dieta, basicamente carnívora, é a alta taxa de competição intraespecífica existente onde os campos de macroalgas estão disponíveis. Como sabe-se que a competição intraespecífica diminui a taxa de crescimento em tartarugas-verdes juvenis (Bjorndal et al., 2000), os autores acreditam que alguns indivíduos migram sazonalmente para regiões temperadas e se alimentem dos recursos disponíveis na região. Na região do presente estudo, onde ocorre um elevado aporte de nutrientes trazido no verão pela ACAS, acredita-se que as tartarugas-verdes ampliem a variabilidade dos seus itens alimentares, tornando-se mais generalistas e diminuindo assim a competição intraespecífica, que possivelmente ocorre no inverno, período em que os recursos alimentares são mais escassos devido à AC, massa de água pobre em nutrientes que prevalece na região durante esse período do ano.

Na análise utilizando GLM, apenas a estação do ano foi significativamente correlacionada com os valores de $\delta^{13}\text{C}$, sendo que no verão os indivíduos apresentaram valores mais altos de $\delta^{13}\text{C}$. Tais valores frequentemente diminuem do ambiente costeiro para o ambiente oceânico e de águas rasas para águas mais profundas (Hill et al., 2006; Michener and Kaufman, 2007; Nerot et al., 2012), o que pode indicar que no verão esses animais estavam se alimentando mais próximos à costa e em águas mais rasas e no inverno, estavam se alimentando em locais mais distantes da costa, apesar de a diferença nos valores de $\delta^{13}\text{C}$ serem pequenas. Acredita-se que essa diferença ocorra também a partir da influência das diferentes massas de água que atuam sazonalmente na região,

onde a ressurgência ocasionada pela ACAS no verão aumente o crescimento e disponibilidade da biomassa fito- zooplânctônica (Lopes et al., 2006), permitindo que as águas mais rasas e costeiras tenham nutrientes disponíveis para a alimentação desses animais no verão.

Os resultados nos indicam que as características oceanográficas locais podem ter influência direta no nicho trófico das tartarugas-marinhas e até mesmo em seus locais de alimentação, uma vez que tais características influenciam na disponibilidade de nutrientes disponíveis no ambiente, evidenciando também que esses animais possuem alta plasticidade alimentar, de acordo com a disponibilidade e qualidade do alimento disponível.

5.2. Tartarugas-verdes adultas

A porcentagem do valor isotópico médio de $\delta^{15}\text{N}$ nas tartarugas adultas foi menor do que o valor médio encontrado nas juvenis, indicando que as tartarugas-verdes adultas se alimentam em um nível trófico mais baixo que as juvenis, o que corrobora com algumas pesquisas que mostram que, nessa fase de vida, a tartaruga-verde é predominantemente herbívora (Bjorndal 1985, 1997; Seminoff et al., 2002; Vander Zanden et al, 2013). A comparação entre os valores isotópicos das tartarugas-verdes adultas recém-recrutadas à área de desova e as já desovantes indicaram que ambas ocupam o mesmo nicho isotópico, embora esperava-se que as amostras da parte posterior da carapaça (mais antiga) dos indivíduos recém chegados à área de desova refletissem um nível trófico mais alto, devido à dieta com maior tendência à onivoria apresentada por esses animais em sua fase juvenil, evidenciando a fase de transição na alimentação, já que a queratina da carapaça posterior de fêmeas adultas de *C. mydas* fornece informação de 2,4 a 6,5 anos (Vander Zanden et al. 2013). Uma hipótese é a de que os tecidos coletados refletiram um período em que os indivíduos já haviam realizado a transição da

alimentação para uma alimentação predominantemente herbívora e por isso não houve diferença entre os tecidos mais recentes e os mais antigos. Porém, também é possível considerar que tais indivíduos podem ter tido uma dieta prioritariamente herbívora em sua fase de vida anterior. As tartarugas já desovantes apresentaram valores de $\delta^{15}\text{N}$ ligeiramente mais amplos, sugerindo maior plasticidade em sua alimentação. Hatase et al., 2006 também descreveu uma flexibilidade na alimentação das tartarugas-verdes adultas no Pacífico, e verificou que esses indivíduos não utilizam somente o ambiente nerítico como área de alimentação, mas também o ambiente oceânico.

As tartarugas adultas e as tartarugas juvenis apresentaram evidente separação de nichos tróficos entre essas duas fases de vida. Os resultados indicaram que as tartarugas-verdes adultas ocupam um nicho trófico abaixo das tartarugas-verdes juvenis e possuem maior plasticidade em seu nicho. Em uma pesquisa sobre Ecologia Alimentar das tartarugas-verdes juvenis realizada em Ilhabela e Ubatuba, região onde foram coletados os dados das tartarugas-verdes juvenis do presente estudo, através de análise do conteúdo gastro-intestinal, verificou-se que esses animais se alimentam principalmente de algas (verdes, pardas e vermelhas), mas também de matéria de origem animal (Romanini, 2014). O que corrobora com os resultados da presente pesquisa, que indicou que os indivíduos juvenis ocupam um nicho trófico mais alto, provavelmente devido à contribuição dos itens alimentares de origem animal em sua dieta. Não há trabalhos publicados sobre ecologia alimentar das tartarugas-verdes adultas em Fernando de Noronha, mas sabe-se que elas se alimentam em locais diferentes dos indivíduos juvenis da região, possivelmente em regiões mais distantes da costa (Gitirana e Souza, 2012). Através dos resultados apresentados neste trabalho, inferimos que possivelmente os indivíduos adultos de Fernando de Noronha tenham uma alimentação prioritariamente herbívora e mais generalista e os juvenis do Litoral Norte do Estado de São Paulo

possuem uma alimentação com tendência à onívora, porém sendo mais especialistas. A tartaruga-verde é uma espécie oportunista, com alta plasticidade de forrageamento, tanto para itens da dieta, que varia de acordo com a disponibilidade de alimento em cada ambiente (*i.e.*, bentônico e pelágico) quanto para habitats de forrageamento (e.g. recifes, estuários, substrato não consolidado) (Santos et al. 2015). A variabilidade de dieta pode ocorrer até mesmo entre indivíduos que vivem em habitats similares (Nagaoka et al. 2012). A comparação de nichos tróficos entre juvenis e adultos da tartaruga-de-pente (*Eretmochelys imbricata*) em uma pesquisa realizada no oeste da África, também verificou uma clara separação de nichos entre esses estágios de vida e uma maior amplitude no nicho alimentar das tartarugas-de-pente adultas, assim como no presente estudo para tartarugas-verdes, indicando que essa espécie também aparenta ter uma plasticidade alimentar maior do que os indivíduos juvenis, porém, as tartarugas-de-pente adultas apresentaram nicho trófico mais alto do que as juvenis (Ferreira et al., 2018).

Como a estratégia de forrageamento de predadores marinhos pode variar, de acordo com a pressão de competição interespecífica à que estão submetidos e às suas características morfológicas e fisiológicas (Paéz-Rosa et al., 2012), acredita-se que, as tartarugas-verdes adultas em Fernando de Noronha não precisem aumentar a proporção de itens de origem animal em sua dieta para manter seu nível nutricional elevado. É necessário também considerar no presente estudo que ambientes diferentes podem apresentar organismos de linha de base isotopicamente distintos (Michener & Lajtha, 2007). Se em regiões diferentes são encontrados valores muito distintos de $\delta^{15}\text{N}$ para os produtores primários, os consumidores também apresentarão esses valores distintivos entre essas regiões, visto que são enriquecidos em $\delta^{15}\text{N}$ em relação à sua dieta (Minigawa & Wada, 1984). Bem como, todas as fontes de nitrogênio (N) que alcançam o mar podem alterar a linha de base $\delta^{15}\text{N}$ da biota marinha (escoamento terrestre, deposição

atmosférica, NO₃- e N₂. Novos estudos que caracterizem os produtores primários que são itens alimentares potenciais das tartarugas-verdes nas áreas de alimentação podem dar melhor embasamento às pesquisas realizadas com isótopos estáveis nesses animais. Sugerimos, principalmente, estudos que busquem identificar os habitats de alimentação das fêmeas adultas dessa espécie, dessa forma é possível verificar a relação entre o local onde essas fêmeas se alimentam e sua assinatura isotópica (Hatase et al., 2006).

6. Conclusão

Os resultados apresentados no presente estudo indicaram que as condições oceanográficas locais podem influenciar o nicho trófico das tartarugas-verdes juvenis e que esses indivíduos possuem alta plasticidade em seus nichos. É relevante ressaltar que locais como o Canal de São Sebastião, que possuem características próprias devido à dinâmica de correntes oceanográficas, podem ser locais-chave para alimentação de tartarugas-juvenis. A identificação desses locais e de suas contribuições ao desenvolvimento das tartarugas marinhas é de relevante importância para a conservação desses animais ameaçados.

Identificamos também que o nicho trófico ocupado pelas tartarugas-verdes adultas é claramente diferente do nicho trófico ocupado pelas tartarugas-verdes juvenis, onde os resultados sugeriram que as primeiras são predominantemente herbívoras e mais generalistas e as segundas, onívoras, porém mais especialistas. Mais estudos são necessários com relação aos potenciais itens alimentares das populações estudadas e dos habitats de alimentação das tartarugas-verdes adultas que desovam em Fernando de Noronha, para que seja possível identificar seus habitats-chave e direcionar os esforços de conservação.

Agradecimentos

Nós agradecemos ao Instituto Argonauta e ao Projeto Tamar, que é patrocinado pela Petrobrás pelo Programa Petrobrás Sócio-Ambiental, pelo suporte durante a pesquisa; à CAPES pela bolsa de estudos de doutorado e a CNPQ pelas bolsas de Produtividade dos Professores Alexandre Schiavetti, Leandro Bugoni e Adalto Bianchini.

7. Referências

Aidar, E. & Mesquita, H.S.L. 1993. Oceanografia biológica: fitobioensaios. In: Ikeda Y.; Giannini, R., Coords. Levantamento oceanográfico da area diretamente afetada por efluentes dos emissários submarinhos de esgotos da SABESP, entre os municípios de São Sebastião e Mongaguá, Estado de São Paulo. Relatório parcial, São Paulo, FUNDESPA/IOUSP. pp. 194-216.

Akaike, H. 1974. A new look at the statistical model identification. IEEE Transactions on Automatic Control., Boston, v.19, n.6, p.716-723.

Andrade, M. F., Domit, C., Broadhurst, M. K., Tolhurst, D. J., Silva-Souza, A. T. 2016. Appropriate morphometrics for the first assessment of juvenile green turtle (*Chelonia mydas*) age and growth in the south-western Atlantic. Marine Biology 163: 254.

Arthur, K.E., Boyle, M.C., Limpus, C.J. 2008. Ontogenetic changes in diet and habitat use in green turtle life history. Mar Ecol Prog Ser 362:303–311.

Balazs, G.H. 1995. Status of sea turtles in the Central Pacific Ocean, p 243-252. In: Bjorndal, K.A. (Ed.) Biology and Conservation of Sea Turtles. Smithsonian Institution Press.

Bearhop, S., Thompson, D.R., Waldron, S., Russell, I.C., Alexander, G. & Furness, R.W. 1999. Stable isotopes indicate the extent of freshwater feeding by cormorants *Phalacrocorax carbo* at inland fisheries in England. Journal of Applied Ecology, 36, 75 – 84

Bearhop, S., Adams, C. E., Waldron, S., Fuller, R. A. & Macleod, H. 2004. Determining trophic niche width: a novel approach using stable isotope analysis. *J. Anim. Ecol.* 73, 1007–1012.

Bjorndal, K.A. 1985. Nutritional ecology of sea turtles. *Copeia* 3:736–751.

Bjorndal, K.A. 1997. Foraging ecology and nutrition of sea turtles. In: Lutz PL, Musick JA (eds) *The biology of sea turtles*. CRC Press, Boca Ratón, pp 199–231.

Bolten, A.B. 2000. Técnicas para la medición de tortugas marinas. In: Eckert, K.L., Bjorndal, K.A., Abreu-Grobois, F.A., Donnelly, M. (eds) *Técnicas de investigación y manejo para la conservación de las tortugas marinas*, Grupo especialista en tortugas marinas IUCN/CSE, Publicación no. 4, pp 110–114.

Bolten, A.B. 2003. Variation in sea turtle life history patterns: neritic vs. oceanic developmental stages. In: Lutz PL, Musick J, Wyneken J (eds) *The Biology of Sea Turtles*, vol II. CRC Press, Boca Raton, pp 243–257

Bond, A.L. & Hobson, K.A. 2012. Reporting stable-isotope ratios in ecology: recommended terminology, guidelines and best practices. *Waterbirds* 35:324–331.

Burkholder, D.A., Heithaus, M.R., Thomson, J.A., Fourqurean, J.W. 2011. Diversity in trophic interactions of green sea turtles *Chelonia mydas* on a relatively pristine coastal foraging ground. *Marine Ecology Progress Serie* 439:277–293.

Cardona, L., Aguilar, A., Pazos, L. 2009. Delayed ontogenic dietary shift and high levels of omnivory in green turtles (*Chelonia mydas*) from the NW coast of Africa. *Marine Biology* 156: 1487–1495.

Cardona, L., Campos, P., Levy, Y., Demetropoulos, A., Margaritoulis, D. 2010. Asynchrony between dietary and nutritional shifts during the ontogeny of green turtles (*Chelonia mydas*) in the Mediterranean. *J Exp Mar Biol Ecol* 393:83–89.

Castro-Filho, B.M.; Miranda, L.B. & Miyao, S.Y. 1987. Condições hidrográficas na plataforma continental ao largo de Ubatuba: variações sazonais e em média escala. *Boletim do Instituto Oceanográfico*. 35(2): 135-151.

Castro-Filho, B.M. 1990. Wind driven currents in the channel of São Sebastião: winter. *Bol. Inst. Oceanogr. São Paulo*, 38(2): 111-132.

Castro-Filho, B.M. & L.B., Miranda. 1998. Physical oceanography of the western Atlantic continental shelf located between 4°N and 34°S coastal segment; pp. 209–251, in: A.R. Robinson and K.H. Brink (ed.). *The Sea*. New York: John Wiley Publishers.

Ceriani, S.A., Roth, J.D., Evans, D.R., Weishampel, J.F., Ehrhart, L.M. 2012. Inferring Foraging Areas of Nesting Loggerhead Turtles Using Satellite Telemetry and Stable Isotopes. *PLoS ONE* 7(9): e45335.

Dalerum F, Angerbjörn A (2005) Resolving temporal variation in vertebrate diets using naturally occurring stable isotopes. *Oecologia* 144:647–658.

Eder, E., Ceballos, A., Martins, S., Pérez- Garcia, H., Marín, I., Marco, A., Cardona, L. 2012. Foraging dichotomy in loggerhead sea turtles *Caretta caretta* off northwestern Africa. *Marine Ecology Progress Series* 470: 113–122.

Fernandes, A., Bondioli, A.C.V., Solé, M., Schiavetti, A. 2017. Seasonal Variation in the Behavior of Sea Turtles at a Brazilian Foraging Area. *Chelonian Conservation and Biology*, 16(1): 93–102.

Ferreira, R.L., Ceia, F.R., Borges, T.C., Ramos, J.A, Bolten, A. B. 2018. Foraging niche segregation between juvenile and adult hawksbill turtles (*Eretmochelys imbricata*) at Príncipe island, West Africa. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 498: 1–7.

Fleiss, J.L. 1981. *Statistical Methods for Rates and Proportions*. Second edition. New York: Wiley, 321 pp.

Furtado, V. V. 1995. Sedimentação quaternária no Canal de São Sebastião. *Publção esp. Inst, oceanogr., S Paulo*, (11):27-35.

Gallo, B.M.G., Macedo, S., Giffoni, B.B., Becker, J.H., AND Barata, P.C.R. 2006. Sea turtle conservation in Ubatuba, southeastern Brazil, a feeding area with incidental capture in Coastal Fisheries. *Chelonian Conservation and Biology* 5(1): 93–101.

Garnett, S.T., Crowley, G.M., AND Goudberg, N. 1985. Observations of non-nesting emergence by green turtles in the Gulf of Carpentaria. *Copeia* 1985:262–264.

Genner, M.J., Turner, G.F., Barker, S. & Hawkins, S.J. 1999. Niche segregation among Lake Malawi cichlid fishes? Evidence from stable isotope signatures. *Ecology Letters*, 2,185 – 190.

Gitirana, H. M. & Souza, A. T. Notes on Spatial Distribution and Foraging Behavior of Green Turtles in Fernando de Noronha Archipelago, Northeastern Brazil. *Marine Turtle Newsletter* 132:9-12.

Gonzalez, C. V., Botto, F., Gaitán, E., Albareda, D., Campagna, C., Mianzan, H. 2013. A jellyfish diet for the herbivorous green turtle *Chelonia mydas* in the temperate SW Atlantic. *Mar Biol* 161(2):339–349.

Guebert-Bartholo, F.M., Barletta, M., Costa, M.F., Monteiro-Filho, E.L.A. 2011. Using gut contents to assess foraging patterns of juvenile green turtles *Chelonia mydas* in the Paranaguá Estuary, Brazil. *Endangered Species Research* 13: 131–143.

Hatase, H., Sato, K., Yamaguchi, M., Takahashi, K., Tsukamoto, K. 2006. Individual variation in feeding habitat use by adult female green sea turtles (*Chelonia mydas*): Are they obligately neritic herbivores? *Oecologia* 149: 52–64.

Hill, J.M., McQuaid, C.D., Kaehler, S., 2006. Biogeographic and nearshore-offshore trends in isotope ratios of intertidal mussels and their food sources around the coast of southern Africa. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 318, 63–73.

Hobson KA (1999) Tracing origins and migration of wildlife using stable isotopes: a review. *Oecologia* 120:314–326.

Hyslop EJ (1980) Stomach contents analysis-a review of methods and their application. *J Fish Biol* 17:41–429

Jackson, A.L., Inger, R., Parnell, A.C., Bearhop, S. 2011. Comparing isotopic niche widths among and within communities: SIBER - Stable Isotope Bayesian Ellipses in R. *J. Anim. Ecol.* 80, 595–602.

Layman, C.A., Arrington, D.A., Montaña, C.G., Post, D.M. 2007. Can stable isotope ratios provide for community-wide measures of trophic structure? *Ecology* 88, 42–48.

Lema, T. 1994. Lista comentada dos répteis ocorrentes no Rio Grande do Sul. *Comunicações do Museu de Ciências e Tecnologia da PUCRS, Série Zoologia* 7:41–150.

Lemons, G., Lewison, R., Komoroske, L., Gaos, A., Lai, C.T., Dutton, P., Eguchi, T., LeRoux, R., Seminoff, J.A. 2011. Trophic ecology of green sea turtles in a highly urbanized bay: insights from stable isotopes and mixing models. *J Exp Mar Biol Ecol* 405:25–32.

Lopes, R.M.; Katsuragawa, M.; Dias, J.F.; Montú, M.A.; Muelbert, J.H.; Gorri, C. & Brandini, F.P. 2006. Zooplankton and ichthyoplankton distribution on the southern Brazilian shelf: an overview. *Scientia Marina.* 70(2): 189-202.

Linsker, R. 2003 *Arquipélago de Fernando de Noronha o Paraíso do Vulcão*. São Paulo: Terra Virgem Editora. 167 p

- Maida, M., Ferreira, B.P. Coral Reefs of Brazil: Overview and field guide. 1997. In: Proc. 8th Int Coral Reef Sym., v. 1, p. 263-274.
- McCann, K.S. 2012. Food webs. Princeton University Press, Princeton.
- McCullagh, P., Nelder J.A. 1989. Generalized Linear Models. Chapman & Hall, London, 2nd edition.
- Michener, R.H., Kaufman, L. 2007. Stable isotope ratios as tracers in marine food webs: an update. In: Michener, R., Lajtha, K. (Eds.), Stable Isotopes in Ecology and Environmental Science. Blackwell Publishing Ltd, pp. 238–282.
- Monteiro, D. S., Estima, S. C., Gandra, T. B. R., Silva, A. P., Bugoni, L., Swimmer, Y., Secchi, E. R. (2016). Long-term spatial and temporal patterns of sea turtle strandings in southern Brazil. *Marine Biology* 163:247.
- Nagaoka, S., Martins, A., Santos, R., Tognella, M., Oliveira Filho, E., Seminoff, J.A. 2012. Diet of juvenile green turtles (*Chelonia mydas*) associating with artisanal fishing traps in a subtropical estuary in Brazil. *Mar Biol* 159:573–589.
- Nerot, C., Lorrain, A., Grall, J., Gillikin, D.P., Munaron, J.M., Le Bris, H., Paulet, Y.M. 2012. Stable isotope variations in benthic filter feeders across a large depth gradient on the continental shelf. *Estuar. Coast. Shelf Sci.* 96, 228–235.
- Newsome, S.D., Martinez del Rio, C., Bearhop, S., et al., 2007. A niche for isotopic ecology. *Frontiers in Ecology and the Environment* 5, 429–436.
- Pinedo, M.C., Capitoli, R.R., Barreto, A.S., Andrade, A. 1996. Ocorrência e alimentação das tartarugas marinhas no sul do Brasil. *Sea Turtle Symposium*, Fevereiro, Hilton Head SC. Resumos, p. 51.
- Pires-Vanin, A.M.S, Muniz, P., Bromberg, S. 2014. Inventory of the marine soft bottom macrofauna of São Sebastião Channel, southeastern Brazilian continental shelf. *Check List* 10(4): 795–807.

Pajuelo, M., Bjorndal, K.A., Reich, K.J., Vander Zander, H.B., Hawkes, L.A., Bolten, A.B. Assignment of nesting loggerhead turtles to their foraging areas in the Northwest Atlantic using stable isotopes. *Ecosphere* 3:1-18.

Raposo, C., Patrício, A. R., Catry, P., Dellinger, T., & Granadeiro, J. P. 2019. Evidence for trophic differences between live and bycatch oceanic juvenile loggerhead sea turtles. *Marine Biology* 166(3).

Reich, K.J., Bjorndal, K.A., Bolten, A.B. 2007. The ‘lost years’ of green turtles: using stable isotopes to study cryptic life stages. *Biol Lett* 3:712–714.

Russell, D.J., Hargrove, S., Balazs, G.H. 2011. Marine sponges, other animal food, and non food items found in digestive tracts of the herbivorous marine turtle *Chelonia mydas* in Hawaii. *Pac Sci* 65:375–381.

Santos, R.G., Silva Martins, A., Batista, M.B., Horta, P.A. 2015. Regional and local factors determining green turtle *Chelonia mydas* foraging relationships with the environment. *Mar Ecol Prog Ser* 529:265–277.

Seminoff, J.A., Resendiz, A., Nichols, W.J. 2002. Diet of East Pacific green turtles (*Chelonia mydas*) in the central Gulf of California, Mexico. *J Herpetol* 36:447–453.

Seminoff, J.A., Benson, S. R., Arthur, K.E. Eguchi, T., Dutton, P.H., Tapilatu, R.F., Popp, B.N. 2012. Stable Isotope Tracking of Endangered Sea Turtles: Validation with Satellite Telemetry and $\delta^{15}\text{N}$ Analysis of Amino Acids. *PLoS ONE* 7(5): e37403.

Stampar, S. N., Silva, P.F., Luiz Jr., O.J. 2007. Predation on the zoanthid *Palythoa caribaeorum* (Anthozoa, Cnidaria) by a hawksbill turtle (*Eretmochelys imbricata*) (Reptilia, Vertebrata) in southeastern Brazil. *Marine Turtle Newsletter* 117.

Tchernia, P. 1980 *Descriptive Regional Oceanography*. Vol 03. Pergamon Press. 253p.

Tucker, A.D., MacDonald, B.D., Seminoff, J.A. 2014. Foraging site fidelity and stable isotope values of loggerhead turtles tracked in the Gulf of Mexico and northwest Caribbean. *Marine Ecology Progress Series* 502:267-279.

UNESCO (2014) <http://whc.unesco.org/en/list/1000>, World Heritage Sites (Accessed 01 Jul 2019).

Valls, F.C.L., Basler, A.B., Bobsin, T.R., Scherer, J.F.M., Scherer, A.L., Marchetto, C., Petry, M.V. 2011. Hawksbill turtle (*Eretmochelys imbricata*) (Linnaeus, 1766) found alive on the middle coast of Rio Grande do Sul, Brazil. *Pan-American Journal of Aquatic Sciences* 6(3):244–246.

Vander-Zanden, H.B., Arthur, K., Bolten, A., Popp, B., Lagueux, C., Harrison, E., Campbell, C., Bjorndal, K., 2013. Trophic ecology of a green turtle breeding population. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 476, 237–249.

Vander-Zanden, H.B., Pfaller, J.B., Reich, K.J., Pajuelo, M., Bolten, A.B., Willians, K.L. 2014. Foraging areas differentially affect reproductive output and interpretation of trends in abundance of loggerhead turtles. *Marine Biology* 161: 585-598.

Vander-Zanden, H.B., Tucker, A.D., Hart, K.M., Lamont, M.M. Fujisaki, I., Addison, D.S., Mansfield, K.L., Phillips, K.F., Wunder, M.B., Bowen, G.J., Pajuelo, M., Bolten, A.B., Bjorndal, K.A. 2015. Determining origin in a migratory marine vertebrate: a novel method to integrate stable isotopes and satellite tracking. *Ecological Applications* 25: 320-335.

Veléz-Rubio, G.M., Cardona, L., López-Mendilaharsu, M., Martínez Souza, G., Carranza, A., González-Paredes, D., Tomás, J. 2016. Ontogenetic dietary changes of green turtles (*Chelonia mydas*) in the temperate southwestern Atlantic. *Marine Biology*: 163:57.

Wallace, B.P., DiMatteo, A.D., Hurley, B.J., Finkbeiner, E.M., Bolten, A.B. et al. 2010. Regional Management Units for Marine Turtles: a Novel Framework for Prioritizing Conservation and Research across Multiple Scales. PLoS ONE 5(12):e15465

Zar, J.H. 1996. Biostatistical Analysis. Third edition. Upper Saddle River, NJ: Prentice Hall, 662 pp.

Zebinden, J.A., Bearhop, S., Bradshaw, P., Gill, B., Margaritoulis, D., Newton, J., Godley, B.J. 2011. Migratory dichotomy and associated phenotypic variation in marine turtles revealed by satellite tracking and stable isotope analysis. Marine Ecology Progress Series 421:291-302.

Zeileis, A., Kleiber, C., Jackman, S. 2008. Regression Models for Count Data in R. Journal of Statistic software.

CAPÍTULO 3

CONCENTRAÇÃO DE METAIS PESADOS NO TECIDO DA CARAPAÇA DE TARTARUGAS-VERDES (CHELONIA MYDAS) JUVENIS E ADULTAS NO ATLANTICO SUL OCIDENTAL

Artigo a ser submetido ao periódico Marine Pollution Bulletin

CONCENTRAÇÃO DE METAIS PESADOS NO TECIDO DA CARAPAÇA DE
TARTARUGAS-VERDES (CHELONIA MYDAS) JUVENIS E ADULTAS NO
ATLANTICO SUL OCIDENTAL

Amanda Fernandes^{1,2}, Adalto Bianchini³, Patrícia Gomes Costa³, Cinthia Carneiro³,
Alexandre Schiavetti¹

¹Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Conservação da Biodiversidade,
Universidade Estadual de Santa Cruz – UESC. Av. Itabuna Km 16, 45662-900, Ilhéus –
BA, Brasil (mandifernandes@gmail.com)

²Laboratório de Etnoconservação e Áreas Protegidas (LECAP), Departamento de
Ciências Agrárias e Ambientais, UESC, Ilhéus, Bahia, Brasil

³Instituto de Ciências Biológicas, Universidade Federal do Rio Grande – FURG. Av.
Itália Km 8, 96203-900, Rio Grande – RS, Brasil.

Palavras-chave: *Chelonia mydas*, metais pesados, ciclo de vida, carapaça, poluição.

Resumo

Concentrações dos elementos Pb, Cd, Cu e Hg foram determinados na carapaça de tartarugas-verdes juvenis em área de alimentação no Litoral Norte do Estado de São Paulo (sudeste do Brasil) e em tartarugas-verdes adultas em área de desova em Fernando de Noronha (Nordeste do Brasil). Resultados mostraram maior concentração de Pb, Cd e Cu na carapaça das tartarugas-verdes adultas, indicando que esses metais se acumulam na carapaça ao longo da história de vida desses animais que transitam em diversos habitats em sua ontogenia, alertando para o fato de que as tartarugas marinhas contaminadas podem servir como conectores entre o ambiente terrestre e marinho e entre ambientes mais poluídos e mais conservados, transferindo os contaminantes geograficamente. Este é o primeiro estudo a descrever concentrações de metais em carapaça de tartarugas-verdes

no Litoral Norte do Estado de São Paulo, importante área de alimentação para esses animais, e em carapaça de tartarugas-verdes adultas em Fernando de Noronha, importante área de desova e alimentação, declarado Patrimônio da Humanidade pela UNESCO devido à sua importância para as aves marinhas tropicais, cetáceos, tubarões, peixes e para as tartarugas marinhas

1. INTRODUÇÃO

As populações de tartarugas marinhas estão diminuindo em taxas alarmantes no mundo todo, como resultado das capturas intencionais para consumo de sua carne, ovos e carapaças, bem como pela captura incidental durante as atividades de pesca (Gardner et al., 2006). Além disso, várias classes de poluentes de fontes antrópicas que entram nos ecossistemas costeiros e marinhos também podem afetar a sobrevivência desses animais em extinção (Andreani et al., 2008). Muitos estudos têm reportado um declínio em populações de tartarugas marinhas associado à diversos poluentes, incluindo metais (Gordon et al., 1998; Godley et al., 1999; Sakai et al., 2000).

A liberação de efluentes industriais, resíduos agrícolas e esgoto, bem como a deposição atmosférica na terra e na água são responsáveis pela contaminação das águas costeiras e sedimentos com metais como Ag, Cd, Cu, Pb e Zn. A influência da poluição marinha na sobrevivência e saúde das tartarugas marinhas ainda não está bem estabelecida. Estudos que relacionam a mortalidade das tartarugas marinhas com a poluição marinha são geralmente limitados à ingestão de resíduos antrópicos (Bugoni et al., 2001).

As tartarugas marinhas são excelentes bioindicadores de concentrações de metais pesados, pois são animais de vida longa, alimentam-se em vários nichos tróficos e em variáveis distâncias da costa (Lam et al. 2004). Apesar disso, estudos sobre contaminação por metais nesses animais ainda são escassos em diversas regiões do mundo. No Brasil,

por exemplo, apesar de ser uma importante área de desenvolvimento e reprodução para muitas espécies de tartarugas marinhas, o primeiro estudo realizado com esse tema é relativamente recente (Barbieri, 2009). Alguns outros estudos foram desenvolvidos posteriormente em águas brasileiras (Bezerra et al., 2012; Bezerra et al., 2013; Da Silva et al., 2014; Da Silva et al., 2016; Fraga et al., 2018), porém mais informações são necessárias para outras regiões e, principalmente, para determinação das concentrações de metais nos tecidos das tartarugas marinhas.

Sabe-se que as tartarugas marinhas utilizam uma variedade de habitats em sua ontogenia: praias de desova, áreas costeiras de alimentação e o ambiente pelágico (Gallo et al., 2006). Em geral, os juvenis se alimentam de zooplâncton durante a fase de mar aberto de seu ciclo de vida. Por sua vez, os adultos possuem uma alimentação preferencialmente herbívora quando retornam às áreas de alimentação nas águas costeiras (Sakai et al., 2000). A exposição máxima a metais através da dieta é então esperada para ocorrer no início do ciclo de vida, quando o consumo alimentar das tartarugas-verdes é baseado em presas de posições mais altas na teia alimentar (Gardner et al., 2006).

No Brasil, a maioria dos esforços de conservação de tartarugas marinhas ocorre em áreas de desova e as áreas prioritárias de alimentação ainda são insuficientemente protegidas. Porém, através do complexo ciclo de vida desses animais, que transitam entre diversos habitats em sua ontogenia, a contaminação das áreas de alimentação dos indivíduos juvenis podem chegar até as áreas de desova, quando esses indivíduos chegam em sua fase adulta, através da sua decomposição em caso de mortalidade ou pela transferência de contaminantes para areia através do depósito de ovos (Sakai et al., 1995; Paéz-Osuna et al., 2010). Ao entrar e sair de áreas poluídas, as tartarugas marinhas podem espalhar contaminantes geograficamente, bem como ao longo da cadeia alimentar, e

servem como conectores entre o ambiente terrestre e marinho devido a sua história de vida (Aguirre and Tabor, 2004; Aguirre and Lutz, 2004; Tabor and Aguirre, 2004).

A região de coleta das amostras das tartarugas-verdes juvenis no presente estudo foi o Litoral Norte do Estado de São Paulo, que é uma importante área de alimentação para as tartarugas marinhas (Gallo et al., 2006; Fernandes et al., 2017) e faz parte atualmente de uma das regiões brasileiras que possui o desenvolvimento de Megaprojetos em seu território, tal como a exploração das reservas de petróleo na camada do pré-sal na zona costeira. Além disso, destacam-se o projeto de ampliação da capacidade de movimentação de cargas no Porto de São Sebastião (Teixeira et al., 2012), Tal perspectiva de crescimento acelerado pode desencadear graves problemas ambientais, como ocupação desordenada, saneamento, aumento de geração de resíduos, aumento da possibilidade de acidentes de derrame de petróleo no mar, contaminação por metais pesados, entre outros. As coletas das tartarugas-verdes adultas foram realizadas em Fernando de Noronha, uma das áreas de nidificação mais importantes do Brasil para a tartaruga-verde (Bellini & Sanches, 1996). Esse arquipélago é constituído por duas Unidades de Conservação Federais, o Parque Nacional Marinho de Fernando de Noronha (Parnamar – FN), criado em 1988 (FUNATURA/IBAMA, 1990), categoria II da IUCN e a Área de Proteção Ambiental de Fernando de Noronha – Rocas – São Pedro e São Paulo (APA-FN), criada em 1986 (IBAMA, 2005), categoria VI da IUCN.

A partir do contexto apresentado, o presente trabalho teve como objetivo descrever as concentrações dos metais Pb, Cd, Cu e Hg no tecido da carapaça de tartarugas-verdes juvenis e adultas amostradas em área de alimentação e de desova, visando elucidar como os contaminantes se inserem no ciclo de vida dessa espécie e como as tartarugas marinhas podem transportar contaminantes entre os habitats marinho e terrestre durante sua ontogenia.

2. METODOLOGIA

2.1. Área de estudo

2.1.1. Área de alimentação

O Estado de São Paulo possui uma linha de costa de 622 km ($23^{\circ}11'$ - $25^{\circ}20'S$), compreendendo 8,5% do litoral brasileiro. A área de estudo localiza-se no Litoral Norte do Estado de São Paulo, entre as latitudes 23° e 24° S e longitudes 44° e 46° W, abrangendo a plataforma continental interna até cerca de 45 m de profundidade. A plataforma continental nessa área tem largura aproximada de 120 km, com quebra de talude entre 140 e 170 m de profundidade (Zembruski, 1979).

O Litoral Norte do Estado inclui os municípios de Ubatuba, tendo como limite norte a praia do Camburi, Caraguatatuba, Ilhabela e São Sebastião, tendo como limite sul a praia de Boracéia (Figura 1). À beira-mar cede lugar a uma seqüência de planícies de variadas origens. Um grande número de ilhas e ilhotas de origem vulcânica, algumas situadas relativamente longe da costa, incluindo a ilha de São Sebastião (município de Ilhabela), com 336 km (SMA, 1997), pontua a região costeira. A região vem experimentando um crescimento populacional acelerado: nos últimos trinta e seis anos, a população residente quase sextuplicou nos municípios de Caraguatatuba, Ilhabela, São Sebastião e Ubatuba, passando de 48 mil, em 1970, para os atuais 281 mil habitantes (população estimada em 2006, fonte IBGE). Com o incremento sazonal de fins de semana e temporada de verão, a população total multiplica-se várias vezes (Migotto et al, 1993).

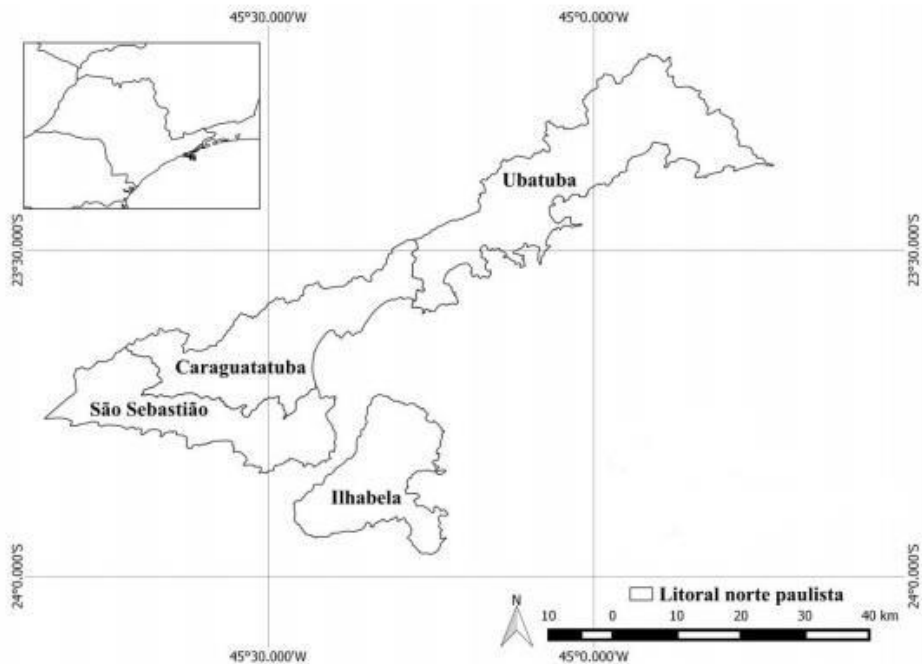


Figura 1: Região do Litoral Norte do Estado de São Paulo.

Conforme Matsuura (1986) e Castro Filho et al. (1998), a região é influenciada por três massas d'água principais: Água Costeira (AC), de temperaturas mais altas e salinidades relativamente baixas (24° C e 35,4); Água Tropical (AT), de temperaturas e salinidades mais altas (24° C e 37,0); e a Água Central do Atlântico Sul (ACAS), de temperaturas e salinidades relativamente baixas ($13,5^{\circ}$ C e 35,4).

2.1.2. Área de desova

O Arquipélago de Fernando de Noronha ($03^{\circ}50'S$, $32^{\circ}4'W$) (Figura 2), onde foram coletados os dados das tartarugas-verdes adultas, situado a 215 milhas da costa do Nordeste do Brasil, é composto por uma ilha principal e 20 ilhas menores, todas de origem vulcânica, com uma área total de 26 km^2 (Almeida, 1958). Cerca de 70% da ilha principal e o litoral da costa para a isóbata de 50 m constituem uma área marinha protegida (AMP) desde 1988, o Parque Nacional Marinho de Fernando de Noronha (Parnamar-FN). A

pesca é proibida nesta área, e o tráfego de barcos e mergulho são fortemente regulamentados. Uma grande área, incluindo a parte restante da ilha principal para a isóbata de 50 m, é uma área de proteção ambiental (APA), Área de Proteção Ambiental Fernando de Noronha – Rocas – São Pedro e São Paulo (APA-FN) de uso sustentável. O clima é tropical com uma temperatura média do ar de 25.4°C. A temperatura média da água é 26-27°C e a salinidade média é 36‰ (Maida e Ferreira 1997). O Arquipélago é uma das principais áreas de desova da tartaruga-verde no Brasil (Bellini & Sanches, 1996) e em 2001 foi declarado Patrimônio da Humanidade pela UNESCO (Organização das Nações Unidas para a Educação, a Ciência e a Cultura), devido à sua importância para as aves marinhas tropicais, cetáceos, tubarões, peixes e tartarugas marinhas (UNESCO, 2014).

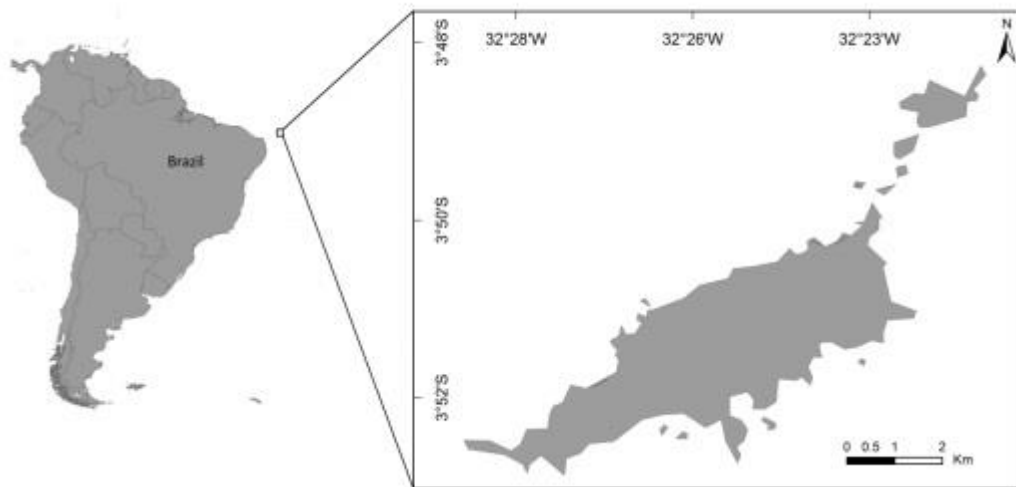


Figura 2: Arquipélago de Fernando de Noronha, Pernambuco - Brasil.

1.2 Coletas das amostras

1.2.1 Tartarugas-verdes juvenis

A coleta de dados dos indivíduos juvenis foi realizada nos municípios do Litoral Norte do Estado de São Paulo (São Sebastião, Ilhabela, Caraguatatuba e Ubatuba) (Figura

1). Os dados foram obtidos durante o ano de 2017, através do monitoramento de carcaças encalhadas nas praias, realizado pelo Instituto Argonauta para a Conservação Costeira e Marinha dentro do Projeto de Monitoramento de Praias – Bacia de Santos. Ao todo, houve 202 pontos de amostragem, delineados a partir do total de praias monitoradas no projeto em todos os municípios do litoral norte.

Tal projeto é uma atividade desenvolvida para o atendimento de condicionante do licenciamento ambiental federal das atividades da PETROBRAS de produção e escoamento de petróleo e gás natural no Pólo Pré-Sal da Bacia de Santos, conduzido pelo IBAMA e objetiva avaliar os possíveis impactos das atividades de produção e escoamento de petróleo sobre os tetrápodes marinhos através do monitoramento das praias e do atendimento veterinário aos animais vivos debilitados e coleta das carcaças. Através desse Projeto, todas as praias do Litoral Norte do Estado de São Paulo foram monitoradas diariamente.

As amostras foram recolhidas das carcaças de 60 tartarugas-verdes juvenis, sendo 15 indivíduos de cada município. O segundo escudo lateral da carapaça de cada indivíduo foi coletado e armazenado em local seco, sendo posteriormente refrigerados. Após esse processo as amostras foram secas em estufa para posterior procedimentos e análises laboratoriais descritas no próximo tópico.

Devido à marcante dinâmica sazonal de massas d'água que atuam na região, onde durante o verão a Água Central do Atlântico Sul (ACAS), rica em nutriente, se desloca para perto da costa e é frequentemente encontrada na porção central e externa da plataforma continental (20-100m), enquanto a Água Costeira (AC) é encontrada em uma estreita faixa costeira e no inverno, quando a ACAS é restrita para fora da plataforma continental, os gradientes térmicos horizontais e verticais são reduzidos e quase nenhuma

estratificação é observada (Castro Filho et al., 1987), as estações do ano foram classificadas como verão e inverno.

As interações antrópicas foram especificadas apenas quando foi possível realizar sua identificação visual, como fragmentos de rede ou petrechos de pesca, marca de hélice no corpo do animal, fragmentos de resíduos antrópicos e marcas de agressões. O sexo dos animais, quando possível, foi determinado apenas para os animais mortos, através da análise das gônadas no momento da necropsia, realizada por veterinários. O estágio de desenvolvimento dos indivíduos foi descrito a partir do comprimento curvilíneo da carapaça (CCC), seguindo as classificações de Musick & Limpus (1997) e Bolten (2003) para definir a estágio ontogenético da tartaruga. O termo "juvenil" inclui tartarugas que começaram a se alimentar em habitats neríticos e são menores do que o tamanho mínimo de reprodução. O termo "adulto" descreve todas as tartarugas iguais ou maiores que o tamanho mínimo de reprodução, independentemente do seu estado de maturidade sexual.

2.2.2 Tartarugas-verdes adultas

Em Fernando de Noronha, em parceria com o Projeto TAMAR, 21 amostras da carapaça de tartarugas-verdes adultas foram coletadas em sua temporada reprodutiva nos meses de abril e março dos anos de 2017 e 2018, respectivamente, durante a desova das fêmeas. Com material estéril de punção para biópsia, 6mm de amostra do segundo escudo lateral foram coletados, armazenados em NaCl, posteriormente refrigerados e secos em estufa para posteriores procedimentos e análise laboratorial.

1.3 METODOLOGIA LABORATORIAL

As amostras (5-20 mg de peso húmido) foram secas a 60°C até atingir peso constante, pesadas (peso seco) e digeridas com 250 µl de ácido nítrico (HNO₃) à 60°C

durante a noite. As amostras digeridas foram diluídas 5 vezes com água deionizada (MilliQ system, Millipore Corp., Bedford, USA) para análise de Cd, Cu e Pb. As concentrações destes metais nas amostras digeridas foram analisadas utilizando um Espectrômetro de absorção atômica de alta resolução com fonte contínua e atomização em forno de grafite (HR-CS GFAAS, modelo ContrAA800, Analytik Jena, Alemanha). Para análise de Hg, as amostras digeridas foram diluídas 10 vezes com água deionizada (MilliQ system, Millipore Corp., Bedford, EUA), seguida pela adição de 3 gotas de uma solução de KMnO_4 (5%). A concentração total de Hg nas amostras digeridas foi analisada usando uma espectroscopia de fluorescência atômica (Analytik Jena, Alemanha). As curvas padrão foram construídas com soluções padrão preparadas por diluição serial de 1g.l^{-1} de soluções de reserva (Multi-Element Standards Certipur®, Merck, Darmstadt, Alemanha). Os limites de detecção (LOD) e quantificação (LOQ) foram, respectivamente, 0,017 e 0,050 $\mu\text{g.l}^{-1}$ para Cu; 0,001 $\mu\text{g.l}^{-1}$ e 0,004 $\mu\text{g.l}^{-1}$ para Cd; 0,025 e 0,075 $\mu\text{g.l}^{-1}$ para Pb; e 0,001 e 0,003 $\mu\text{g.l}^{-1}$ para Hg. Os procedimentos de garantia de qualidade e controle de qualidade para quantificação de metais foram baseados em análises regulares de matrizes. Além disso, a precisão da medição e as curvas padrão foram obtidas usando um material de referência certificado (DORM-4; Proteína de Peixe, material de referência certificado para metais traço; National Research Council Canadá Ottawa, ON, Canadá), seguindo os mesmos procedimentos adotados para análise de amostras. Os resultados dos procedimentos de controle de qualidade mostraram boa concordância com os valores certificados, com recuperações variando entre 93,5 e 98,6% para o Cu, 95,9 para 98,5% para o Cd e 93,7 para 96,2% para o Pb. Infelizmente, nenhum material de referência para Hg estava disponível no laboratório. Todos os reagentes utilizados eram de alto grau de pureza. As concentrações de metal foram expressas como $\mu\text{g.g}^{-1}$ de peso seco da amostra do tecido.

2. ANÁLISE DE DADOS

A análise de dados foi conduzida através do programa estatístico R (R Core Team, 2014). As concentrações de metais no tecido da carapaça das tartarugas juvenis e adultas não apresentaram distribuição normal, por isso os testes utilizados foram não-paramétricos. Para analisar a diferença na concentração de metais entre as tartarugas juvenis e adultas, entre a porção anterior (mais nova) e posterior (mais antiga) da placa da carapaça dos indivíduos adultos, entre fêmeas e machos dos indivíduos juvenis e entre as estações de inverno e verão, foi utilizado o teste de Mann-Whitney. Para verificar a existência de correlação entre o comprimento curvilíneo da carapaça (CCC) e a concentração de metais foi realizado o teste de correlação de Spearman. O teste não paramétrico de Kruskal-Wallis foi conduzido para verificar a diferença entre as medianas de concentrações de metais entre os locais de amostragem das tartarugas-verdes juvenis e, posteriormente, realizou-se o teste *post-hoc* de Nemenyi com intuito de verificar quais fatores diferiram entre si.

3. RESULTADOS

Sessenta tartarugas-verdes juvenis encalhadas foram amostradas em área de alimentação, sendo quinze indivíduos em cada município, e vinte e uma tartarugas-verdes adultas foram amostradas na área de desova. As medias e desvio padrão das concentrações dos metais nos indivíduos juvenis e adultos foram descritas na Tabela 1 para melhor compreensão.

Tabela 1: Concentrações de metais no tecido de carapaça de tartarugas-verdes (*Chelonia mydas*) juvenis e adultas ($\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$, peso seco), no litoral norte do Estado de São Paulo e em Fernando de

Noronha, Pernambuco, respectivamente. E em tartarugas-verdes juvenis fêmeas e machos no litoral norte do Estado de São Paulo.

Tartarugas juvenis				
	Pb	Cd	Cu	Hg
Medias	0.185	0.059	2.127	0.025
Desvio Padrão	±0.23	±0.06	±3.09	±0.03
Tartarugas adultas				
Medias	0.253	0.1	2.690	0.019
Desvio padrão	±0.13	±0.05	±1.97	±0.02
Tartarugas juvenis fêmeas				
Medias	0.197	0.062	2.319	0.027
Desvio padrão	±0.25	±0.07	±3.42	±0.03
Tartarugas juvenis machos				
Medias	0.136	0.045	1.360	0.016
Desvio padrão	0.05	0.01	0.59	0

Os metais pesados que apresentaram diferença significativa em suas concentrações nos tecidos de carapaça dos indivíduos juvenis e adultos (Fig. 3) foram Pb ($W = 945.5$, $p\text{-value} = 0.0006863$), Cd ($W = 1000.5$, $p\text{-value} = 6.666e-05$) e Cu ($W = 916$, $p\text{-value} = 0.002092$), apenas Hg não apresentou diferença significativa entre os dois grupos ($W = 538$, $p\text{-value} = 0.3237$). Nenhum metal apresentou diferença significativa em suas concentrações entre fêmeas e machos. A comparação entre a porção anterior e posterior das placas das tartarugas-verdes adultas apresentou diferença significativa apenas para Hg ($W = 403.5$, $p\text{-value} = 4.308e-06$), porém todas as concentrações média (exceto Hg) foram mais elevadas nas placas posteriores (Tabela 2).

Tabela 2: Concentrações de Metal ($\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$, peso seco) nas porções anteriores e posteriores da segunda placa da carapaça das tartarugas-verde (*Chelonia mydas*) adultas em Fernando de Noronha, Pernambuco.

	Pb anterior	Cd anterior	Cu anterior	Hg anterior	Pb posterior	Cd posterior	Cu posterior	Hg posterior
Média	0.194	0.107	2.22	0.102	0.252	0.1	2.689	0.019
DP	± 0.089	± 0.073	± 1.085	± 0.137	± 0.132	± 0.054	± 1.973	0.025

Não houve correlação entre os metais e o CCC dos indivíduos adultos e juvenis. As análises conduzidas para verificar diferença na concentração de metais nos tecidos das tartarugas-verdes juvenis entre verão inverno não apresentaram diferença significativa. A diferença entre as medianas de concentrações de metais entre os locais de coleta do Litoral Norte de São Paulo (quatro diferentes municípios) foi significativa apenas para Hg entre os municípios de São Sebastião e Caraguatatuba ($p = 0.0013$).

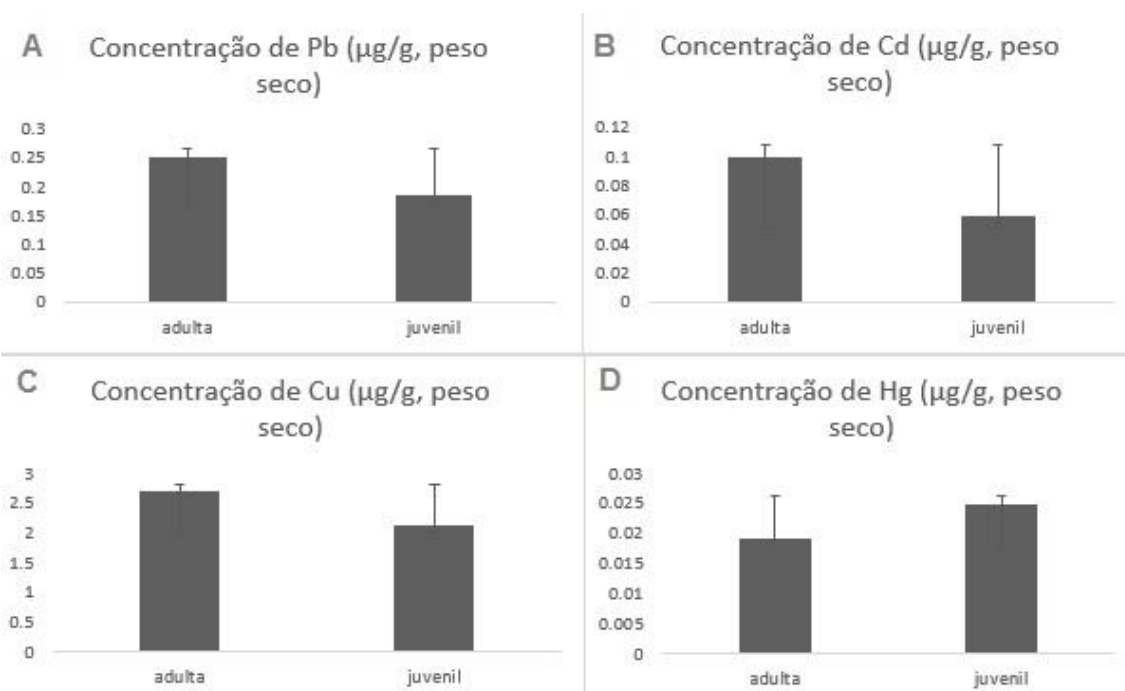


Figura 3: Concentrações de Pb (A), Cd (B), Cu (C) e Hg (D) no tecido de carapaça das tartarugas-verdes (*Chelonia mydas*) juvenis, encontradas encalhadas no litoral norte de São Paulo

e adultas, fêmeas em período de desova em Fernando de Noronha, Pernambuco . Dados descritos como média \pm desvio padrão (adultas: n = 21, juvenis: n = 60).

4. DISCUSSÃO

Apesar de muitos estudos sobre acumulação de metais nos tecidos da tartaruga-verde já terem sido realizados em diversas regiões do mundo, o Brasil ainda tem relativamente poucos estudos sobre o tema (Barbieri, 2009; Bezerra et al., 2012; Bezerra et al., 2013; Da Silva et al., 2014; Macedo et al., 2015; Da Silva et al., 2016; Fraga et al., 2018). Destes, apenas dois são da região sudeste do Brasil (Barbieri, 2009; Da Silva et al., 2016) e apenas um deles foi realizado em um dos municípios que fazem parte da região de estudo onde foram coletadas as amostras das tartarugas-verdes juvenis no presente estudo (Da Silva et al., 2016). O presente estudo é o primeiro a apresentar dados de concentração de contaminantes nas tartarugas-verdes adultas que desovam em Fernando de Noronha e na região de alimentação das tartarugas-verdes juvenis que compreende o litoral norte do Estado de São Paulo.

Raros trabalhos utilizam tecidos da carapaça das tartarugas-marinhas para análise de contaminantes por metais (Day et al., 2005; Innis et al., 2008; Komoroske et al., 2011; Bezerra et al., 2013), apesar de tais tecidos oferecerem respostas relevantes sobre os níveis de contaminação a que esses animais estão expostos, pois refletem uma assinatura de longo prazo através da incorporação dos elementos ao longo dos anos (Komoroske et al., 2011), diferente da análise de concentração de metais no sangue, por exemplo, que oferece uma resposta recente sobre a exposição aos contaminantes. Dessa forma, os níveis de concentração de metais presentes nos tecidos da carapaça tendem a ser mais elevados do que nos demais tecidos das tartarugas-marinhas, oferecendo uma excelente resposta sobre bioacumulação (Sakai et al., 2000). Porém, como os trabalhos que utilizam essa metodologia ainda são escassos, reuniu-se dados de pesquisas, com outros tecidos das

tartarugas-verdes, mas que também compararam os dados de concentrações de metais entre indivíduos juvenis e adultos, para que fosse possível ao menos ter um parâmetro de comparação da acumulação de metais ao longo do ciclo de vida desses animais (Tabela 3), embora sabe-se que os tecidos da carapaça oferecem uma maior indicação de bioacumulação ao longo do tempo (Sakai et al., 2000).

Tabela 3: Médias de concentração de metais ($\mu\text{g.g}^{-1}$, peso seco) em tecidos de *C.mydas* em diferentes estudos.

Tecido	Metal ($\mu\text{g.g}^{-1}$, peso seco)				Local	Referência (idade)
	Pb	Cd	Cu	Hg		
Carapaça	0.185±0.23	0.059±0.06	2.127±3.09	0.025±0.03	SE Brasil	Presente estudo (juvenis)
	0.253±0.13	0.1±0.05	2.69±1.97	0.019±0.02	SE Brasil	Presente estudo (adultas)
	NA	NA	NA	0.32±0.27	NE Brasil	Bezerra et al., 2013
	7.23±0.23	0.443±0.05	7.09±0.99	0.048±0.01	EUA	Komoroske et al., 2011
	2.30	0.054	0.350	2.79	Japão	Sakai et al., 2000 (adultas)
Músculo	4.2 ± 0.3	0.4 ± 0.1	1.2 ± 0.2	NA	S Brasil	Da Silva et al., 2014 (juvenis)
	0.264±0.113	0.172±0.062	1.562±0.112	0.052±0.35	China	Lam et al., 2004 (adultas)
	0.082±0.103	NA	3.735±1.643	0.425±0.21	China	Lam et al., 2004 (juvenis)
Rim	5.4 ± 0.4	28.3 ± 2.3	12.2 ± 1.1	NA	S Brasil	Da Silva et al., 2014 (juvenis)
	NA	1.00 ± 0.32	12.55 ± 1.04	NA	SE Brasil	Barbieri, 2009 (juvenis)
	NA	2.18 ± 0.27	13.72 ± 1.15	NA	SE Brasil	Barbieri, 2009 (adultas)
	0.15 ± 0.14	54.5 ± 21.2	13.6 ± 6.5	0.36 ± 0.14	NE Brasil	Macedo et al., 2015 (juvenis)
	0.31 ± 0.19	2.49 ± 1.74	15.2 ± 7.22	0.34 ± 0.04	China	Lam et al., 2004 (juvenis)
Fígado	4.5 ± 0.5	5.9 ± 0.9	100.9 ± 15.9	NA	S Brasil	Da Silva et al., 2014 (juvenis)
	NA	0.279 ± 0.14	20.7 ± 2.46	NA	SE Brasil	Barbieri, 2009 (juvenis)
	NA	0.957 ± 0.31	39.9 ± 1.94	NA	SE Brasil	Barbieri, 2009 (adultas)
	0.53 ± 0.45	18.8 ± 10.6	36.7 ± 9.3	1.34 ± 0.61	NE Brasil	Macedo et al., 2015 (juvenis)
	0.15 ± 0.04	1.09 ± 0.99	133 ± 148.6	0.78 ± 0.19	China	Lam et al., 2004 (juvenis)
	0.826±0.091	1.445 ± 0.61	9.168±2.881	0.125±0.84	China	Lam et al., 2004 (adultas)

Nesta pesquisa, a concentração de Cu nas tartarugas adultas foi a mais elevada com relação aos outros metais. Porém, Sakai et al. (2000) descrevem que altos níveis de

Cu nas tartarugas marinhas provavelmente se originam da bioacumulação da própria espécie e é improvável que reflitam poluição ou origens naturais mais elevadas de Cu nos seus habitats de alimentação. De acordo com Maffuci et al. (2005), o Cu é regulado por processos homeostáticos e, em pequenas concentrações, é considerado um metal traço essencial para diversas funções metabólicas. Os valores reportado aqui não são altos o suficiente para causar efeitos tóxicos diretos nas tartarugas marinhas.

A concentração média de Cd nos indivíduos adultos desta pesquisa foi mais alta quando comparada aos indivíduos adultos amostrados no Japão, porém mais baixa quando comparada às concentrações nos indivíduos amostrados nos EUA (Komoroske et al., 2011) e com relação às concentrações de Cd presente em outros tecidos da tartaruga-verde amostrados por diferentes estudos (Tabela 2). A concentração de Cd sempre é mais elevada nos rins, onde supõe-se que uma proteína específica de ligação ao metal (metalotioneína) geralmente torna o metal inofensivo nessa região (Furness & Monaghan, 1987). Quando a concentração de Cd está elevada em outros tecidos é um indicativo de que o animal pode estar exposto a esse metal através de sua alimentação (Scheuhammer, 1987; Furness, 1994; Aguirre et al., 1994). Sabe-se que esse metal pode causar danos aos rins de vertebrados, mas há poucas evidências que sugerem quais são os níveis de Cd altos o suficiente para causar danos às tartarugas marinhas (Barbieri, 2009a). Como a carapaça reflete concentrações de metais ao longo do tempo (Sakai et al, 2000), esse metal pode ter sido acumulado na carapaça pelos indivíduos adultos, amostrados em Fernando de Noronha, em sua história de vida, o que requer atenção e maiores investigações principalmente para verificar se concentrações desse metal estão sendo transferidas para as praias dessa importante área marinha protegida, através da postura dos ovos na areia, pois a literatura descreve esse metal como extremamente venenoso e que pode ter vários

efeitos deletérios sobre peixes, camarões e animais silvestres (Barbieri, 2007; Barbieri, 2009b).

As concentrações de Pb nas tartarugas-verdes juvenis foi mais baixa quando comparada a estudos que também avaliaram as concentrações desse metal na carapaça de tartarugas-verdes (Sakai et al., 2000; Komoroske et al., 2011; Bezerra et al., 2013), sendo mais alta apenas que as concentrações desse metal no fígado e no músculo de tartarugas-verdes juvenis e adultas, respectivamente, na China (Lam et al., 2004) e nos rins das tartarugas-verdes juvenis amostradas no Ceará (Macedo et al., 2015). As concentrações de Pb na carapaça das tartarugas-verdes adultas foram mais altas do que as dos indivíduos juvenis do presente estudo e do que as reportadas no Japão (Sakai et al., 2000), no mesmo tecido. Em comparação com outros tecidos, apresentou concentrações mais altas do que no músculo e fígado de tartarugas juvenis na China (Lam et al., 2004) e nos rins de tartarugas juvenis no Ceará (Macedo et al., 2015). Em geral, pequenas quantidades de Pb são depositadas nos oceanos, embora concentrações elevadas desse metal possam ser encontradas em áreas no Hemisfério Norte próximas à fontes antropogênicas (DaSilva et al., 2014). Reduções nas concentrações ambientais de Pb estão associadas ao menor uso de gasolina com chumbo em vários países europeus desde 1970 (García-Fernández et al., 2009). Como o Pb não é adicionado à gasolina há mais de 10 anos no Brasil, o real enriquecimento ambiental desse metal estaria associado a atividades passadas (Niencheski et al., 2006). Além disso, segundo Niencheski et al. (2006), a contaminação de Pb em sedimentos de áreas costeiras estuarinas e adjacentes no sul do Brasil estaria associada principalmente a descargas de esgoto urbano.

As concentrações de Hg das tartarugas-verdes juvenis no presente estudo foram mais elevadas que as concentrações do mesmo metal nas tartarugas adultas, e as concentrações de ambas foram mais baixas do que as concentrações encontradas no

mesmo tecido das tartarugas-verdes no Ceará (BR) (Bezerra et al., 2015), nos EUA (Komoroske et al., 2011) e no Japão (Sakai et al., 2000). Também foram mais baixas em comparação a estudos que analisaram concentrações de Hg em outros tecidos de tartarugas-verdes juvenis e adultas (Lam et al., 2004; Macedo et al., 2015). Bezerra et al. (2012) e Bezerra et al. (2013) também encontram valores de concentrações de Hg mais elevados em juvenis do que em subadultas/adultas e associaram o resultado com as diferenças na dieta entre juvenis (onívoras) e subadultas/adultas (preferencialmente herbívoras). Bezerra et al. (2013) encontraram valores de Hg muito mais elevados na carapaça de um indivíduo de tartaruga-verde que viveu anos em cativeiro e tinha a dieta baseada em proteína animal (peixe), corroborando com a hipótese de que a concentração mais elevada de Hg em indivíduos juvenis seja explicada por sua dieta.

Os indivíduos juvenis e adultos na presente pesquisa apresentaram diferença significativa entre as concentrações de metais de Pb, Cd e Cu nos tecidos de carapaça, exceto para Hg. Sendo que os indivíduos adultos apresentaram maiores concentrações de Pb, Cd e Cu e os juvenis apresentaram concentração média de Hg levemente mais alta (Figura 3). Apesar do litoral norte de São Paulo, região de alimentação dos indivíduos juvenis da presente pesquisa, possuir mais atividades antrópicas e estar mais susceptível à contaminação por metais pesados do que Fernando de Noronha, Área Marinha Protegida e mais distante da costa, as maiores concentrações dos metais no tecido da carapaça apresentadas pelos indivíduos adultos na presente pesquisa corroboram com Sakai et al. (2000) que descreveram o acúmulo de metais pesados nesse tecido ao longo dos anos, visto que as concentrações de metais na carapaça refletem uma resposta de contaminação de longo prazo. E vai de encontro à hipótese de que a exposição máxima a metais através da dieta é esperada para ocorrer no início do ciclo de vida, quando o consumo alimentar

das tartarugas-verdes é baseado em presas de posições mais altas na teia alimentar (Gardner et al., 2006), ao menos para análises em tecidos de carapaça.

Tais resultados indicam que indivíduos expostos à contaminação por metais em suas áreas de alimentação podem transportar esses metais até as áreas de desova ao longo do seu ciclo de vida, onde a dispersão da contaminação pode ocorrer principalmente através depósito dos ovos na areia (Sakai et al., 1995; Paéz-Osuna et al., 2010).

A porção anterior (mais nova) e posterior (mais antiga) da placa da carapaça das adultas não apresentaram diferença estatística significativa com relação à concentração de metais, porém a maioria das concentrações foram mais elevadas nas placas posteriores (Tabela 2), o que corrobora com a hipótese de que os metais são acumulados ao longo do tempo na carapaça das tartarugas. Apenas a concentração de Hg foi maior na porção anterior da carapaça, o que também corrobora com a hipótese descrita anteriormente de que a concentração mais elevada desse metal em tecidos mais recentes seja explicada pela dieta dos animais em suas diferentes fases de vida (Bezerra et al, 2012; Bezerra et al., 2013).

Quando analisadas as diferenças nas concentrações de metais entre os locais amostrados na área de alimentação das tartarugas-verdes juvenis, no Litoral Norte de São Paulo, houve diferença significativa apenas para as concentrações de Hg em Ubatuba, que foram mais elevadas. O que pode indicar que nessa região os animais possuem uma contribuição maior de proteína animal em sua dieta, corroborando com os dados encontrados por Romanini (2014) que descreveu uma porcentagem significativa de contribuição de matéria animal no trato digestivo de tartarugas-verdes encontradas encalhadas em Ubatuba.

A ausência de correlação entre os metais e o comprimento curvilíneo da carapaça (CCC), que foi analisada separadamente para indivíduos juvenis e adultos, pode ser

explicada pelos valores muito próximos na biometria dos indivíduos, o que não permitiu verificar sua correlação entre as concentrações.

5. CONCLUSÃO

A presente pesquisa descreve principalmente uma maior concentração dos metais Pb, Cd e Cu na carapaça de indivíduos adultos amostrados em Fernando de Noronha do que nos indivíduos juvenis amostrados no Litoral Norte do Estado de São Paulo que é uma região mais impactada antropicamente e possui mais riscos de contaminação por metais pesados do que Fernando de Noronha, que é uma importante Área Marinha Protegida Federal. Esses resultados indicam que a carapaça das tartarugas marinhas pode acumular metais ao longo do seu ciclo de vida, possuindo concentrações mais altas em indivíduos adultos e aumentando a probabilidade de que esses metais sejam transferidos entre as áreas que as tartarugas marinhas habitam em sua história de vida. Através desse contexto, o presente trabalho alerta para o fato de que Áreas Marinhas Protegidas podem ser contaminadas por metais através da transferência de contaminantes por animais que transitam em diversos habitats ao longo da sua história de vida, como as tartarugas marinhas que, ao entrar e sair de áreas poluídas, podem espalhar contaminantes geograficamente, bem como ao longo da cadeia alimentar, e servem como conectores entre o ambiente terrestre e marinho.

Considerando que Fernando de Noronha é uma importante área de alimentação e desova para a tartaruga-verde e para diversas espécies ameaçadas de extinção, recomenda-se o desenvolvimento de mais estudos focados na transferência de contaminantes para essa região, principalmente através dos ovos depositados na areia pelas tartarugas-verdes.

Agradecimentos

Nós agradecemos ao Instituto Argonauta e ao Projeto Tamar, que é patrocinado pela Petrobrás pelo Programa Petrobrás Sócio-Ambiental, pelo suporte durante a pesquisa; à CAPES pela bolsa de estudos de doutorado e a CNPQ pelas bolsas de Produtividade dos Professores Alexandre Schiavetti e Adalto Bianchini.

6. REFERÊNCIAS

Aguirre, A.A., Lutz, P.L. 2004. Marine turtles as sentinels of ecosystem health: is fibropapillomatosis an indicator? *EcoHealth* 1, 275–283.

Aguirre, A.A., Tabor, G.T. 2004. Introduction: marine vertebrates as sentinels of marine ecosystem health. *EcoHealth* 1, 236–238.

Aguirre, A.A., Balazs, G., Zimmerman, B., Galey, F.D. 1994. Organic contaminants and trace metals in the tissues of green turtles (*Chelonia mydas*) affected with fibropapillomas in the Hawaiian Islands. *Mar. Pollut. Bull.* 28, 109–114.

Andreani G, Santoro M, Cottignoli S, Fabbri M, Carpenè E, Isani G. Metal distribution and metallothionein in loggerhead (*Caretta caretta*) and green (*Chelonia mydas*) sea turtles. *Sci Total Environ* 2008;390:287–94.

Barbieri, E. 2007. Use of oxygen consumption and ammonium excretion to evaluate the sublethal toxicity of cadmium and zinc on *Litopenaeus schmitti* (Burkenroad, 1936, Crustacea). *Wat. Environ. Res.*, v. 79, n. 5, p. 123-129.

Barbieri E. 2009a. Concentration of heavy metals in tissues of green turtles (*Chelonia mydas*) sampled in the Cananéia Estuary, Brazil. *Braz J Oceanogr* 2009;57:243–8.

Barbieri, E. 2009b. Effects of zinc and cadmium on oxygen consumption and ammonium excretion in pink shrimp (*Farfantepenaeus paulensis*, Pérez-Farfante, 1967, Crustacea). *Ecotoxicology*, v. 18, n. 3, p.312-318.

Bellini, C. & Sanche, T.M. 1996. Reproduction and feeding of marine turtles in the Fernando de Noronha Archipelago, Brazil. *Marine Turtle Newsletter* 74:12-13.

Bezerra, M., Lacerda, L., Lima, E.H.S.M., Melo, M.T.D. 2013. Monitoring mercury in green sea turtles using keratinized carapace fragments (scutes). *Marine Pollution Bulletin* 77: 424-427.

Bolten, A.B. 2003. Active swimmers — passive drifters: the oceanic juvenile stage of loggerheads in the Atlantic system. In: Bolten AB, Witherington BE (eds) *Loggerhead sea turtles*. Smithsonian Books, Washington, DC, p 63–78.

Bugoni L, Krause L, Petry MV. Marine debris and human impacts on sea turtles in Southern Brazil. *Marine Pollution Bulletin*. 2001;42(12):1330-1334.

Castro-Filho, B.M. & L.B., Miranda. 1998. Physical oceanography of the western Atlantic continental shelf located between 4°N and 34°S coastal segment; pp. 209–251, in: A.R. Robinson and K.H. Brink (ed.). *The Sea*. New York: John Wiley Publishers.

Da Silva, C.C., Varela Jr, A.S., Barcarolli, I.F., Bianchini, A. 2014. Concentrations and distributions of metals in tissues of stranded green sea turtles (*Chelonia mydas*) from the southern Atlantic coast of Brazil. *Science of the Total Environment* 466-467: 109-118.

Da Silva, C.C., Klein, R.D., Barcarolli, I.F., Bianchini, A. 2016. Metal contamination as a possible etiology of fibropapillomatosis in juvenile female green sea turtles *Chelonia mydas* from the southern Atlantic Ocean. *Aquatic Toxicology* 170: 42-51.

Day, R.D., Christopher, S.J., Becker, P.R., Whitaker, D.W. 2005. Monitoring mercury in the loggerhead sea turtle, *Caretta caretta*. *Environ. Sci. Technol.* 39, 437–446.

Fraga, N.S., Martins, A.S., Faust, D.R., Sakai, H., Bianchini, A., Da Silva, C.C., Aguirre, A.A. 2018. Cadmium in tissues of green turtles (*Chelonia mydas*): A global perspective for marine biota. *Science of the Total Environment* 637-638:389-397.

Furness, R.W., Monaghan, P. *Seabird Ecology*. London: Chapman and Hall, 1987.

García-Fernández AJ, Gómez-Ramírez P, Martínez-López E, Hernández-García A, María-Mojica P, Romero D, et al. Heavy metals in tissues from loggerhead turtles (*Caretta caretta*) from the southwestern Mediterranean (Spain). *Ecotoxicol Environ Saf* 2009;72:557–63.

Gardner SC, Fitzgerald SL, Vargas BA, Rodríguez LM. Heavy metal accumulation in four species of sea turtles from the Baja California peninsula, Mexico. *Biometals* 2006;19:91–9.

Godley, B.J., Thompson, D.R., Furness, R.W. 1999. Do heavy metals concentrations pose a threat to marine turtles from the Mediterranean Sea? *Marine Pollution Bulletin*: 38:497–502.

Innis, C., Tlusty, M., Perkins, C., Holladay, S., Merigo, C. Weber, E.S. 2008. Trace metal and organochlorine pesticide concentrations in cold-stunned juvenile Kemp's Ridley turtles (*Lepidochelys kempii*) from Cape Cod, Massachusetts. *Chelonian Conserv Biol* 7:230–9.

Lam, J. C. W.; Tanabe, S.; Chan, S. K. F.; Yuen, E. K. W.; Lam, M. H. W.; Lam, P. K. S. Trace element residues in tissues of green turtles (*Chelonia mydas*) from South China Waters. *Mar. Pollut. Bull.*, v.48, p.164-192, 2004.

Macedo, G.R., Tarantino, T.B., Barbosa, I.S., Pires, T.T., Rostan, G., Goldberg, D.W., Pinto, L.F.B., Korn, M.G.A., Franke, C.R. 2015. Trace elements distribution in hawksbill turtle (*Eretmochelys imbricata*) and green turtle (*Chelonia mydas*) tissues on the northern coast of Bahia, Brazil. *Marine Pollution Bulletin* 94(1-2):284-9.

Maffucci, F., Caurant, F., Bustamante, P., Bentivegna, F. 2005. Trace element (Cd, Cu, Hg, Se, Zn) accumulation and tissue distribution in loggerhead turtles (*Caretta caretta*) from the Western Mediterranean Sea (southern Italy). *Chemosphere* 58, 535–542.

Maida, M., Ferreira, B.P. Coral Reefs of Brazil: Overview and field guide. 1997. In: *Proc. 8th Int Coral Reef Sym.*, v. 1, p. 263-274.

Matsuura, Y. 1986. Contribuição ao estudo da estrutura oceanográfica da região sudeste entre Cabo Frio (RJ) e Cabo de Santa Marta Grande (SC). *Ciênc. Cult.*, S Paulo, 38(8):1439-1450.

Migotto, A.E., Tiago, C.G., Magalhães, A.R.M. 1993. Malacofauna marinha da região costeira do Canal de São Sebastião, SP, Brasil: Gastropoda, Bivalvia, Polyplacophora e Scaphopoda. *Bolm. Inst. oceanogr. S. Paulo* 41(1-2):13-27.

Musick, J. A., & C. J. Limpus. 1997. Habitat utilization and migration in juvenile sea turtles. Pages 137-164 in P. L. Lutz and J. A. Musick, editors. The biology of sea turtles. CRC Press, Boca Raton, Florida, USA.

Niencheski LFH, Baraj B, Windom HL, França RG. Natural background assessment and its anthropogenic contamination of Cd, Pb, Cu, Cr, Zn, Al and Fe in the sediments of the southern area of Patos Lagoon. J Coastal Res Spec Issue 2006;39

Sakai H, Saeki K, Ichihashi H, Kamezaki N, Tanabe S, Tatsukawa R. 2000. Growth-related changes in heavy metal accumulation in green turtle (*Chelonia mydas*) from Yaeyama Islands, Okinawa, Japan. Arch Environ Contam Toxicol ;39:378–85.

UNESCO (2014) <http://whc.unesco.org/en/list/1000>, World Heritage Sites (Accessed 01 Jul 2019).

Zembruski, S. G. 1979. Geomorfologia da Margem Continental Sul Brasileira e das Bacias Oceânicas Adjacentes. Geomorfologia da margem continental brasileira e das áreas adjacentes. PETROBRÁS/CENPES/DINTEP. Projeto REMAC. Rio de Janeiro.

2. CONSIDERAÇÕES FINAIS

Nesta tese utilizou-se duas ferramentas distintas de análises químicas em tartarugas-verdes juvenis e adultas, em áreas de alimentação e desova, para elucidar como as mudanças ontogenéticas exercem influência na ecologia trófica das tartarugas-verdes e como esses animais, que transitam entre diferentes habitats ao longo do seu ciclo de vida, podem se apresentar como dispersores de contaminantes entre áreas marinhas e terrestres e entre áreas mais poluídas e áreas conservadas, como é o caso do Arquipélago de Fernando de Noronha onde foram coletadas as amostras das tartarugas-verdes adultas, que é constituído por duas unidades de conservação federais. As análises realizadas com isótopos estáveis ($\delta^{15}\text{N}$ e $\delta^{13}\text{C}$) permitiram verificar a clara diferença de ocupação de nicho trófico entre as tartarugas-verdes juvenis e adultas, reforçando as mudanças na alimentação que se dão ao longo do ciclo de vida. Também indicou a diferença de amplitude no nicho trófico entre as tartarugas-verdes juvenis encontradas no Canal de São Sebastião (CSS) e nos outros locais considerados como Mar aberto, devido às características oceanográficas próprias do CSS, sugerindo que locais com características oceanográficas que propiciem maior aporte de nutrientes, devido a sua dinâmica de massas d'água, podem aumentar a amplitude do nicho trófico das tartarugas-verdes que se alimentam no local. O estudo com isótopos revelou que essa espécie possui alta plasticidade nas escolhas dos itens a de sua dieta, sendo animais oportunistas a partir da disponibilidade de recursos alimentares.

As análises feitas com concentrações de metais pesados presentes no tecido de carapaça das tartarugas-verdes juvenis e adultas revelaram maiores concentrações de Pb, Cd e Cu na carapaça das tartarugas-adultas, indicando que esse tecido acumula os metais ao longo do tempo, o que faz com que as tartarugas marinhas, quando expostas aos contaminantes em áreas poluídas, possam dispersá-los nos diferentes habitats que ocupa em seu ciclo de vida. As informações compartilhadas nessa tese serão compartilhadas na forma de artigos científicos e colaborações com projetos de conservação (Projeto TAMAR, Instituto Argonauta), para auxiliar na elaboração de estratégias de conservação das tartarugas-verdes e de seus habitats-chave.

Recomenda-se que estudos futuros investiguem a possível transferência de metais pesados das tartarugas-verdes adultas para as praias de Fernando de Noronha, através principalmente do depósito de ovos na areia e de estudos que caracterizem a assinatura isotópica dos principais itens alimentares da dieta das tartarugas-verdes nas regiões deste estudo, para obter respostas mais detalhadas sobre a alimentação desta espécie, sua ocupação de nichos tróficos e características das mudanças ontogenéticas na alimentação.

Referências

Aguirre, A.A., Lutz, P.L. 2004. Marine turtles as sentinels of ecosystem health: is fibropapillomatosis an indicator? *EcoHealth* 1, 275–283.

Aguirre, A.A., Tabor, G.T. 2004. Introduction: marine vertebrates as sentinels of marine ecosystem health. *EcoHealth* 1, 236–238.

Aguirre, A.A., Balazs, G., Zimmerman, B., Galey, F.D. 1994. Organic contaminants and trace metals in the tissues of green turtles (*Chelonia mydas*) affected with fibropapillomas in the Hawaiian Islands. *Mar. Pollut. Bull.* 28, 109–114

Anan, Y., Kunito, T., Watanabe, I., Sakai, H., Tanabe, S. 2001. Trace element accumulation in hawksbill turtle (*Eretmochelys imbricata*) and green turtle (*Chelonia mydas*) from Yaeyama Islands, *Environmental Toxicology and Chemistry* 20: 2802–14.

Andreani, G., Santoro, M., Cottignoli, S., Fabbri, M., Carpenè, E., Isani, G. 2008. Metal distribution and metallothionein in loggerhead (*Caretta caretta*) and green (*Chelonia mydas*) sea turtles. *Science Total Environment* 390:287–94.

Arthur, K.E., Boyle, M.C., Limpus, C.J. 2008. Ontogenetic changes in diet and habitat use in green sea turtle (*Chelonia mydas*) life history. *Marine Ecology Progress Series* 362: 303-311.

Baptistotte, C. 2007. Caracterização espacial e temporal da fibropapilomatose em tartarugas marinhas da costa brasileira (Doctoral dissertation, Universidade de São Paulo).

Bearhop, S., Adams, C. E., Waldron, S., Fuller, R. A. & Macleod, H. 2004. Determining trophic niche width: a novel approach using stable isotope analysis. *J. Anim. Ecol.* 73, 1007–1012.

Bjorndal, K. 2000. Priorities for research in foraging grounds. In: Eckert, K., Bjorndal, K., Abreu-Groboi, F., Donnelly, M. (eds) *Research and Management Techniques for the Conservation of Sea Turtles*. Marine Turtle Specialist Group IUCN/SSC publication no. 4, p 13-15.

Barbieri E. 2009. Concentration of heavy metals in tissues of green turtles (*Chelonia mydas*) sampled in the Cananéia Estuary, Brazil. *Brazilian Journal of Oceanography* 57:243–8.

Bearhop, S., Adams, C.E., Waldron, S., Fuller, R.A., Macleod, H. 2004. Determining trophic niche width: a novel approach using stable isotope analysis. *Journal of Animal Ecology* 73: 1007–1012.

Caurant, F., Bustamante, P., Bordes, M., Miramand, P. 1999. Bioaccumulation of cadmium, copper and zinc in some tissues of the three species of marine turtles stranded along the French Atlantic coasts. *Marine Pollution Bulletin* 38:1085–91.

Da Silva, C. C., Varela, A. S., Barcarolli, I. F., Bianchini, A. 2014. Concentrations and distributions of metals in tissues of stranded green sea turtles (*Chelonia mydas*) from the southern Atlantic coast of Brazil. *Science of The Total Environment*, 466-467, 109–118.

Da Silva, C. C., Klein, R. D., Barcarolli, I. F., Bianchini, A. 2016. Metal contamination as a possible etiology of fibropapillomatosis in juvenile female green sea turtles *Chelonia mydas* from the southern Atlantic Ocean. *Aquatic Toxicology*, 170, 42–51.

Formia A. 2002. Population and genetic structure of the green turtle (*Chelonia mydas*) in west and central Africa: implications for management and conservation [dissertation]. [Cardiff (UK)]: Cardiff University.

Gardner, S.C., Fitzgerald, S.L., Vargas, B.A., Rodríguez, L.M. 2006. Heavy metal accumulation in four species of sea turtles from the Baja California peninsula, Mexico. *Biometals* 19:91–9.

Godley, B.J., Thompson, D.R., Furness, R.W. 1999. Do heavy metals concentrations pose a threat to marine turtles from the Mediterranean Sea? *Marine Pollution Bulletin* 38:497–502.

Gordon, A.N., Pople, A.R., Ng, J. 1998. Trace metal concentrations in livers and kidneys of sea turtles from south-eastern Queensland, Australia. *Mar Freshw Res* 49:409–14.

Hamman, M. et al. 2010. Global research priorities for sea turtles: informing management and conservation in the 21st century. *Endangered Species Research*, v.11, p.245-269.

Lam, J.C.W., Tanabe, S., Chan, S.A.K.F., Yuen, E.K.W., Lam, M.H.W., Lam, P.K.S. 2004. Trace element residues in tissues of green turtles (*Chelonia mydas*) from South China Waters. *Marine Pollution Bulletin* 48:164–92.

Layman, C.A., Arrington, D.A., Montaña, C.G., Post, D.M. 2007. Can stable isotope ratios provide for community-wide measures of trophic structure? *Ecology* 88: 42–48.

Lutz PL, Musick JA. (Ed.). *The biology of sea turtles*. Boca Raton, FL: CRC Press, 1997.

Newsome, S.D., Martinez del Rio, C., Bearhop, S., et al., 2007. A niche for isotopic ecology. *Frontiers in Ecology and the Environment* 5: 429–436.

Plotkin, P. 2003. Adult migration and habitat uses. *In: The Biology of Sea Turtles* vol.2 (ed Peter L Lutz & Jhon A Musick). CRC Press.

Pritchard, P.C.H. 1997. Evolution, phylogeny, and current status. *In: Lutz, P.L., Musick, J.A., editors. The Biology of Sea Turtles. Florida: CRC Press. v. 1. p. 1-28*

Raposo, C., Patrício, A. R., Catry, P., Dellinger, T., & Granadeiro, J. P. 2019. Evidence for trophic differences between live and bycatch oceanic juvenile loggerhead sea turtles. *Marine Biology* 166(3).

Sakai, H., Saeki, K., Ichihashi, H., Suganuma, H., Tanabe, S., Tatsukawa, R. 2000. Species-specific distribution of heavy metals in tissues and organs of loggerhead turtle (*Caretta caretta*) and green turtle (*Chelonia mydas*) from Japanese coastal waters. *Marine Pollution Bulletin* 40:701–9.