



UNIVERSIDADE
ESTADUAL DE LONDRINA

LUCIANA ROLINSKI GAMA

**ECOLOGIA TRÓFICA E ÁREAS DE ALIMENTAÇÃO DE
Chelonia mydas (LINNAEUS, 1758), NO LITORAL DO
PARANÁ, BRASIL**

Londrina
2015

LUCIANA ROLINSKI GAMA

**ECOLOGIA TRÓFICA E ÁREAS DE ALIMENTAÇÃO DE
Chelonia mydas (LINNAEUS, 1758), NO LITORAL DO
PARANÁ, BRASIL**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ciências Biológicas da Universidade Estadual de Londrina como um dos requisitos à obtenção do título de Mestre em Ciências Biológicas.

Orientador: Prof. Dr. Gustavo Monteiro Teixeira.
Co-orientadora: Prof. Dra. Camila Domit.

Londrina
2015

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação (CIP)

G184e.....Gama, Luciana Rolinski.

Ecologia trófica e áreas de alimentação de *Chelonia mydas* (Linnaeus, 1758), no litoral do Paraná, Brasil / Luciana Rolinski Gama. - Londrina, 2015. xviii, 117 f. : il.

Orientador: Gustavo Monteiro Teixeira.

Coorientador: Camila Domit.

Dissertação (Mestrado em Ciências Biológicas) - Universidade Estadual de Londrina, Centro de Ciências Biológicas, Programa de Pós-Graduação em Ciências Biológicas, 2015.

1. Tartaruga marinha - Atlântico, Oceano, Costa (Brasil, Sul). 2. Tartaruga marinha - Alimentos. 3. Ecossistemas costeiros - Conservação. 4. Biologia marinha. 5. Marine turtles. 6. Marine turtles - Food. 7. Coastal ecosystems - Conservation. 8. Marine biology. I. Gama, Luciana Rolinski. II. Teixeira, Gustavo Monteiro. III. Domit, Camila. IV. Título.

CDU 598.133

LUCIANA ROLINSKI GAMA

ECOLOGIA TRÓFICA E ÁREAS DE ALIMENTAÇÃO DE *Chelonia mydas* (LINNAEUS, 1758), NO LITORAL DO PARANÁ, BRASIL

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ciências Biológicas da Universidade Estadual de Londrina como um dos requisitos à obtenção do título de Mestre em Ciências Biológicas.

BANCA EXAMINADORA

Orientador: Prof. Dr. Gustavo Monteiro Teixeira
Universidade Estadual de Londrina - UEL

Prof. Dr. Leandro Bugoni
Universidade Federal do Rio Grande - FURG

Prof. Fernando Camargo Jerep
Universidade Estadual de Londrina - UEL

Londrina, 20 de março de 2015.

ECOLOGIA TRÓFICA E ÁREAS DE ALIMENTAÇÃO DE *Chelonia mydas*
(LINNAEUS, 1758), NO LITORAL DO PARANÁ, BRASIL.

Luciana Rolinski Gama

Orientação

Dr. Gustavo Monteiro Teixeira

Dra. Camila Domit



Londrina
2015

"Descobri como é bom chegar quando se tem paciência. E para se chegar, onde quer que seja, aprendi que não é preciso dominar a força, mas a razão. É preciso, antes de mais nada, querer. "

AGRADECIMENTOS

Aos meus pais, por apoiarem meu amor inexplicável pelas tartarugas marinhas, pela confiança, parceria e carinho constantes.

Ao Gustavo Monteiro Teixeira, pela orientação e confiança.

À Camila Domit, “mãe científica” que tornou meu sonho possível, por ter aberto as portas de seu laboratório, confiado em mim, e por ter me mostrado o quão lindo e intenso é trabalhar com conservação.

À família científica LEC e a cada “serzinho” que já fez parte e aos recém-chegados: sorte grande a minha ter vocês em minha vida mesmo nos dias nada cheirosos de “hard work”!

Aos meus amigos londrinenses, pontalenses e curitibanos, por proporcionarem momentos de descontração e por toda a energia positiva ao longo do mestrado.

Ao Fer Vicent, Sam e Mark, por me receberem de braços abertos em suas casas e me ajudarem nas idas e vindas da UEL.

Ao Ronaldo Alves, grande amigo, por se fazer tão presente mesmo estando distante, e por toda a ajuda com a formatação.

Ao Guilherme Seiji e ao Msc. João Fernando Marques da Silva, pela ajuda com as análises estatísticas.

À Angélica Alves de Paula, por dividir todos os momentos de alegrias e de tensão ao longo desses dois anos: meu presente de mestrado!

À Nena, Ly e Gle, pela amizade e por me acolherem no Rio de Janeiro durante o período dos cursos de ArcGIS.

Aos marinheiros Motta, Abraão, Felipe e Josias, e em especial ao Roney, pela paciência, entusiasmo (faça chuva ou faça sol), positividade e amizade em todas as coletas embarcadas.

A todos da equipe LEC que participaram dos monitoramentos das planícies de maré, e um agradecimento especial à Msc. Izabel Cavallet, Leomara Lima e Flávia Rossato, do IFPR, pela ajuda e disposição: sem vocês, o capítulo 2 não seria possível!

Ao Msc. Angel Moreira Gonzalez, pela identificação das macroalgas encontradas nas planícies de maré.

À Msc. Pâmela Cattani, pela ajuda com o ArcGIS.

À secretária da pós-graduação Rosana, pela ajuda com todas as dúvidas e burocracia.

Ao Prof. Dr. Fernando Jerep e à Prof. Dra. Mirian Vizintin Fernandes Barros, pelas contribuições feitas na banca da qualificação.

Ao Prof. Dr. Leandro Bugoni, por ter aceitado participar da banca de defesa e pela valorosa contribuição técnico-científica.

Por fim, ao curso de pós-graduação em Ciências Biológicas da UEL, ao CNPq e ao Centro de Estudos do Mar (UFPR) pela formação acadêmica e pelos apoios financeiro e logístico.

LISTA DE FIGURAS

REFERENCIAL TEÓRICO

- Figura 1** – Mapa da América do Sul contendo os estudos realizados no Oceano Atlântico Sul Ocidental. O quadro ao lado apresenta o estudo respectivo ao número identificado no mapa, a área em que foi realizado (incluindo a zona climática), os respectivos autores e anos de publicação 20

ARTIGO 1

- Figura 1** – Paraná coast map, including the Estuarine Complex of Paranaguá (ECP). Pontal do Paraná county, from Pontal do Sul to Matinhos, where beach surveys for stranded dead green turtles' collection were made 34
- Figure 2** – Digestive tract contents of green turtles: cephalopods beaks of *Chiroteuthis veranyi* (left) and *Oegopsina* sp.(right), consumed by green turtles 37
- Figure 3** – Variation of the feeding items consumed by green turtles in dry and rainy seasons, from 2008 to 2014, on Paraná coast..... 42
- Figure 4** – Non-metric multidimensional scaling (NMDS) plot of juvenile green turtles diet. Lines in black = dry season (Seca); lines in green = rainy season (Chuvosa) 43
- Figure 5** – Graphic interpretation of feeding strategy of juvenile green turtles on Paraná coast, according to Amundsen *et al.*, 1996. Legend: A = *Ulva* sp., B = *H. wrightii*; C= *G. domingensis*; D= *Rhizoclonium*.sp.; E = *Enteromorpha* sp.; F= *Pyropia* sp.; G= *Lobophora* sp.; H= Cephalopoda beaks; I= Angiosperms; J = *A. schaueriana*; K= *Sargassum* sp..... 27
- Figure 6** – Variation of the feeding items among the years, grouped by high taxonomic levels, consumed by green turtles from 2009 to 2013, on Paraná coast A= Groups of angiosperms; B= Chlorophyta; C= Rhodophyta (*Gracillaria domingensis* and *Pyropia* sp.) and Phaeophyta (*Sargassum* sp. and *Lobophora* sp.); D= Cephalopoda..... 44

Figure 7 –	Non-metric multidimensional scaling (NMDS) plot of juvenile green turtles diet, for the years sampling	45
Figure 8 –	Occurrence frequency of feeding items consumed by green turtles analyzed from 2008 to 2014, related to their CCL size class. A= Groups of angiosperms; B= Chlorophyta; C= Rhodophyta (<i>Gracillaria domingensis</i> and <i>Pyropia</i> sp.) and Phaeophyta (<i>Sargassum</i> sp. and <i>Lobophora</i> sp.); D= Cephalopod. Sample size: 30-39cm (N=70); 40-49cm (N=39); 50-59cm (N=9); 60-69cm (N=2)	46
Figure 9 –	Feeding items diversity along the years in juvenile green turtles diet on Paraná coast.....	46
Figure 10 –	Diet of juvenile green turtles from two to four years old (CCL = $37.41 \text{ cm} \pm 2.12$ (30 – 43)) stranded on the Paraná coast	47
Figure 11 –	Diet of old green turtles from five to eight years old (CCL = $45.9 \text{ cm} \pm 6.49$ (37.5 – 58)) stranded on the Paraná coast	48
Figure 12 –	Occurrence frequencies of marine debris found in digestive tracts of stranded dead green turtles in Paraná coast, among the years of analysis (2009-2013). Differences were significant.....	49
Figure 13 –	Occurrence frequencies of marine debris found in digestive tracts of stranded dead green turtles in Paraná coast, among the size classes curvilinear carapace length (CCL) of the specimens. Differences were significant	49
Figure 14 –	Occurrence frequencies of marine debris found in digestive tracts of stranded dead green turtles in Paraná coast, among age of the specimens. Differences were significant.....	50
Figure 15 –	Occurrence frequency of the feeding items presented in green turtles digestive tracts that contained marine debris, from 2008 to 2014, on Paraná coast.....	50

ARTIGO 2

- Figura 1** – Mapa do litoral paranaense, incluindo o CEP. Os retângulos pretos representam as planícies de maré da Ilha Rasa (1), do Baixio do Perigo (2) e do Saco do Limoeiro (3), sentido norte-sul, que foram monitoradas neste estudo. Os círculos pretos representam o Porto de Paranaguá e o Porto de Antonina; a linha preta, representa o Canal da Galheta..... 68
- Figura 2** – Desenho amostral do método dos quadrantes. O banco de grama teve sua área dividida em quadrantes de 100m aleatorizados. Trinta quadrantes foram sorteados em cada dia de monitoramento e tiveram sua área subdividida em 25m para coleta e estimativa de cobertura de fanerógamas e macroalgas marinhas..... 71
- Figura 3** – Desenho amostral do método das transecções lineares no Baixio do Perigo, na Ilha das Cobras, importante área de alimentação de *C. mydas*. À esquerda, exemplo de um dia de coleta com três transectos de 100 m analisados. Cada transecto de 100 m foi subdividido em cinco partes de 20 m, as quais foram varridas por dois observadores para coleta e identificação de fanerógamas e macroalgas marinhas em uma área de 1 m² de cada lado direito e esquerdo da linha..... 72
- Figura 4** – Total de quadrantes amostrados no Baixio do Perigo (Ilha das Cobras) nas estações de verão (6400m²) (quadrantes destacados em vermelho) e de inverno (3500m²) (quadrantes destacados em azul)..... 75
- Figura 5** – Total de quadrantes amostrados na Ilha Rasa nas estações de verão (7700m²) (quadrantes destacados em vermelho) e de inverno (11300m²) (quadrantes destacados em azul)..... 75
- Figura 6** – *Total de quadrantes amostrados no Saco do Limoeiro (Ilha do Mel) nas estações de verão (4800m²) (quadrantes destacados em vermelho) e de inverno (5200m²) (quadrantes destacados em azul)..... 76*
- Figura 7** – Valores de temperatura (°C) registrados para cada planície de maré monitorada nas estações de verão e de inverno, sendo B.P. = Baixio do Perigo; S.L. = Saco do Limoeiro; e I.R. = Ilha Rasa..... 77

Figura 8 –	Valores de salinidade registrados para cada planície de maré monitorada nas estações de verão e de inverno, sendo B.P. = Baixio do Perigo; S.L. = Saco do Limoeiro; e I.R. = Ilha Rasa	77
Figura 9 –	Pluviosidade média (mm) da estação meteorológica de Paranaguá durante os meses em que as planícies de maré foram monitoradas no litoral do Paraná	78
Figura 10 –	Análise de correlação canônica entre os parâmetros ambientais e a abundância dos recursos alimentares monitorados nas três planícies de maré no litoral do Paraná. O eixo 1 explica apenas 19.3% da variação existente nos dados de abundância e o eixo 2, apenas 0.03%, sendo a relação não significativa	78
Figura 11 –	Planície de maré da Ilha Rasa, litoral do Paraná, evidenciando a cobertura de fanerógama marinha <i>Halodule wrightii</i> , em janeiro de 2014	80
Figura 12 –	Área de cobertura de fanerógamas marinhas nos meses amostrados. Novembro, janeiro e março correspondem ao verão; e maio, junho e julho, ao inverno. Importante destacar que os baixios não foram amostrados nos mesmos meses, por isso, a ausência de barras e de cobertura em alguns meses. Legenda: BP: Baixio do Perigo; SL: Saco do Limoeiro; IR: Ilha Rasa; Baixio do Perigo foi amostrado em junho, mas a área de cobertura foi igual a zero	81
Figura 13 –	Porcentagens de cobertura de <i>Halodule wrightii</i> no Saco do Limoeiro e no Baixio do Perigo nos meses amostrados por Leis (2012) entre 2009 e 2011, e no presente estudo, entre 2013 e 2014. Os círculos coloridos representam a ausência de monitoramento do baixio no mês específico	26
Figura 14 –	Interpolação dos dados de cobertura vegetal pelo método IDW, mostrando os quadrantes amostrados e o grau de cobertura (m ²) das fanerógamas marinhas no Baixio do Perigo, círculo vermelho na figura à esquerda, na estação de verão	83

Figura 15 –	Interpolação dos dados de cobertura vegetal pelo método IDW, mostrando os quadrantes amostrados e o grau de cobertura (m ²) das fanerógamas marinhas na Ilha Rasa, círculo vermelho na figura à esquerda, na estação de verão	84
Figura 16 –	Interpolação dos dados de cobertura vegetal pelo método IDW, mostrando os quadrantes amostrados e o grau de cobertura (m ²) das fanerógamas marinhas no Saco do Limoeiro, círculo vermelho na figura à esquerda, na estação de verão	85
Figura 17 –	Interpolação dos dados de cobertura vegetal pelo método IDW, mostrando os quadrantes amostrados e o grau de cobertura (m ²) das fanerógamas marinhas no Baixio do Perigo, na estação de inverno.....	86
Figura 18 –	Interpolação dos dados de cobertura vegetal pelo método IDW, mostrando os quadrantes amostrados e o grau de cobertura (m ²) das fanerógamas marinhas na Ilha Rasa, na estação de inverno	87
Figura 19 –	Interpolação dos dados de cobertura vegetal pelo método IDW, mostrando os quadrantes amostrados e o grau de cobertura (m ²) das fanerógamas marinhas no Saco do Limoeiro, na estação de inverno.....	88
Figura 20 –	Interpolação dos dados de cobertura vegetal pelo método IDW, mostrando os quadrantes amostrados e o grau de cobertura (m ²) de <i>Gracilaria domingensis</i> no Baixio do Perigo, na estação de verão.....	89
Figura 21 –	Interpolação dos dados de cobertura vegetal pelo método IDW, mostrando os quadrantes amostrados e o grau de cobertura (m ²) de <i>Gracilaria domingensis</i> no Saco do Limoeiro, na estação de verão.....	89
Figura 22 –	Interpolação dos dados de cobertura vegetal pelo método IDW, mostrando os quadrantes amostrados e o grau de cobertura (m ²) de de <i>Gracilaria domingensis</i> no Saco do Limoeiro, na estação de inverno.....	90
Figura 23 –	Interpolação dos dados de cobertura vegetal pelo método IDW, mostrando os quadrantes amostrados e o grau de cobertura (m ²) de de <i>Ulva</i> sp. no Baixio do Perigo, na estação de verão.....	91

Figura 24 – Interpolação dos dados de cobertura vegetal pelo método IDW, mostrando os quadrantes amostrados e o grau de cobertura (m²) de *Ulva* sp. na Ilha Rasa, na estação de inverno 92

LISTA DE TABELAS

REFERENCIAL TEÓRICO

Tabela I – Compilação dos estudos contendo a média do comprimento curvilíneo de carapaça das tartarugas-verde analisadas, os principais grupos consumidos e sua frequência de ocorrência, no Oceano Atlântico Sul-Occidental (ASO) 20

Tabela II – Tabela contendo todos os itens consumidos pelas tartarugas-verde nas zonas temperada e tropical do Oceano Atlântico Sul-Occidental, suas respectivas frequências de ocorrência (%) e as variações entre as zonas climáticas 21

ARTIGO 1

Table I – Years and seasons of juvenile green turtles diet analysis, with the respective sample size and mean turtle size of curvilinear carapace length, besides the presence/absence of the great taxonomic foraged groups and the three main foraged items in each season of each year..... 38

Table II – Occurrence frequency (OF%), gravimetric (GF%) and volumetric (VF%) frequencies of the food resources consumed by stranded dead green turtles in Paraná coast, besides the feeding index (IA_i) using weight (IA_w) and displaced volume (IA_v), from 2008 to 2014..... 41

ARTIGO 2

Tabela I – Características físicas naturais e antrópicas das planícies de maré monitoradas no litoral do Paraná..... 69

Tabela II – Caracterização das planícies de maré monitoradas no Paraná quanto à presença de embarcações, redes de pesca e florescimento de epífitas sobre as fanerógamas marinhas nas diferentes estações anuais..... 79

Tabela III – Período das atividades de dragagem do canal portuário da Baía de Paranaguá, litoral do Paraná..... 79

Tabela IV –	Número de quadrantes amostrados com sua respectiva área amostrada, porcentagem de cobertura e quadrantes contendo as macroalgas marinhas registradas as três planícies de maré monitoradas no Paraná, para cada estação de verão e de inverno.....	81
Tabela V –	Índices de eletividade dos recursos alimentares consumidos por tartarugas-verde juvenis, identificados nas três planícies de maré monitoradas no Complexo Estuarino de Paranaguá, Paraná, nas estações de verão e de inverno	93

ACRÔNIMOS

APA	Área de Proteção Ambiental
ASO	Oceano Atlântico Sul Ocidental
BP	Baixio do Perigo
CCA	Análise de Correspondência Canônica
CCC	Comprimento Curvilíneo de Carapaça
CCL	Curvilinear Carapace Length
CEP	Complexo Estuarino de Paranaguá
CPTEC	Centro de Previsão de Tempo e Estudos Climáticos
ECP	Estuarine Complex of Paranaguá
ESEC	Estação Ecológica
GF	Gravimetric Frequency
IA	Feeding Index
ICMBio	Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade
IDW	Inverse Distance Weighted
IR	Ilha Rasa
IUCN	International Union for Conservation of Nature
NMDS	Non-metric multidimensional scaling
OF	Occurrence Frequency
SL	Saco do Limoeiro
SWAO	Southwestern Atlantic Ocean
UNESCO	Organização das Nações Unidas para a Educação, a Ciência e a Cultura.
VF	Volumetric Frequency

SUMÁRIO

REFERENCIAL TEÓRICO.....	16
REFERENCIAS	24
ARTIGO 1 A medium-term diet analysis of juvenile green turtles in Paraná coast, southern Brazil.....	27
Abstract	27
Introduction	28
Material and Methods.....	30
Study Site	30
Sampling and data collection.....	31
Data analysis	33
Marine debris analysis.....	34
Results	34
Green turtles diet in Paraná coast	34
Discussion	49
Acknowledgments.....	53
References	53
Anexo Figure 1 - Mean monthly rainfall (mm) from 2008 to 2014, of Paraná coast.....	58
ARTIGO 2 As pradarias da fanerógama marinha <i>Halodule wrightii</i> no Complexo Estuarino de Paranaguá (CEP), sul do Brasil: abundância de recursos alimentares para tartarugas-verde (<i>Chelonia mydas</i>)	59
Abstract	60
Introdução	60
Material e Métodos	63
Desenho amostral	66
Métodos de amostragem	67
Análises	69
Resultados	71
Discussão	91
Agradecimentos	94
Referências	95
Bibliografia	102

REFERENCIAL TEÓRICO

Tartarugas marinhas são répteis da ordem Testudines, subordem Cryptodira, pertencentes a duas famílias: Dermochelyidae e Cheloniidae. A família Dermochelyidae compreende uma única espécie, *Dermochelys coriacea* (VANDELLI, 1761) (tartaruga-de-couro), a qual está vulnerável quanto ao risco de extinção (IUCN, 2014). Seis espécies pertencem à família Cheloniidae: *Lepidochelys kempfi* (GARMAN, 1880) (tartaruga-de-kempi) e *Eretmochelys imbricata* (LINNAEUS, 1766) (tartaruga-de-pente), criticamente ameaçadas de extinção; *Chelonia mydas* (LINNAEUS, 1758) (tartaruga-verde), *Caretta caretta* (LINNAEUS, 1758) (tartaruga-cabeçuda), ambas ameaçadas; *Lepidochelys olivacea* (ESCHSCHOLTZ, 1829) (tartaruga-oliva), vulnerável; e *Natator depressus* (GARMAN, 1880), sem dados quanto ao risco de extinção (IUCN, 2014). *Chelonia mydas* ocorre em áreas tropicais e temperadas de todo o mundo, possuindo ampla distribuição e habitando zonas costeiras e recifais de pelo menos 140 países (Spotila, 2004; Wyneken *et al.*, 2013). É a espécie mais frequente no Oceano Atlântico Sul-Occidental (ASO), o qual compreende Brasil, Argentina e Uruguai, e utiliza essa área para alimentação, deslocamento e desenvolvimento (Marcovaldi *et al.*, 2011; Reisser *et al.*, 2013).

O ciclo de vida das tartarugas-verde se inicia com o nascimento e posterior migração dos filhotes para a zona pelágica oceânica, tendo esta espécie um padrão de desenvolvimento ontogenético denominado nerítico-oceânico (Bolten, 2003), migrando entre ambas as zonas do oceano quando juvenis e adultos (Lutz, 1997). A maturação sexual ocorre por volta dos 20 anos de idade, quando machos e fêmeas migram para a área de reprodução. Após copularem, os machos retornam às áreas de alimentação e as fêmeas seguem na área de reprodução ou migram para a área de nidificação (Lutz, 1997). As fêmeas de *Chelonia mydas* migram das áreas de alimentação para as áreas de desova (Meylan *et al.*, 1990) em um intervalo de 2 a 4 anos, e apresentam alta fidelidade aos sítios de desova (Miller, 1997). As tartarugas marinhas, passam o maior período de sua vida nas áreas de alimentação, o que configura tais locais como de extrema importância para a conservação da espécie (Wallace *et al.*, 2010).

Chelonia mydas é a única espécie de tartaruga marinha primariamente herbívora quando adulta, alimentando-se principalmente de fanerógamas e macroalgas marinhas. No entanto, quando juvenil, na fase pré-recrutamento da zona pelágico-oceânica para a zona pelágico-costeira, a tartaruga-verde é onívora, alimentando-se principalmente de matéria de origem animal (Bjorndal, 1997). Esta alteração ontogenética da dieta não ocorre

em uma idade ou classe de tamanho padrão, e a área de recrutamento, abundância de recursos alimentares e a temperatura da água parecem influenciar esta alteração de hábito alimentar (Lopez-Mendilaharsu *et al.*, 2005; Gonzalez-Carman *et al.*, 2012; Wyneken, 2013).

Estudos referentes à dieta da tartaruga-verde realizados ao redor do mundo mostram variações entre classes de tamanho corpóreo, sazonais, e entre diferentes escalas espaciais, tanto regional quanto entre zonas climáticas (Bugoni *et al.*, 2003; Cardona *et al.*, 2010; Carrión-Cortez *et al.*, 2010; Guebert-Bartholo *et al.*, 2011; Gonzalez-Carman *et al.*, 2012). Na zona tropical, a diversidade de itens alimentares é maior do que nas zonas temperadas, assim como a abundância de macroalgas e fanerógamas marinhas (Ricklefs, 2003). Esta diferença se reflete na dieta da tartaruga-verde, com espécimes que forrageiam na zona tropical consumindo mais itens de origem vegetal do que aqueles de zona temperada (Fuentes *et al.*, 2006; Cardona *et al.*, 2010; Gonzalez-Carman *et al.*, 2012). Na costa leste do Oceano Pacífico, foi registrado o consumo de rodófitas pelas tartarugas-verde de menor comprimento curvilíneo de carapaça e de fanerógama marinha pelas maiores (Lopez-Mendilaharsu *et al.*, 2005); no Golfo da Califórnia, também no Oceano Pacífico, mas na costa oeste, além do consumo de rodófitas, itens de origem animal pertencentes aos grupos Porifera, Polychaeta, Anthozoa e Gastropoda são consumidos (Seminoff *et al.*, 2002). Ao sul do Oceano Pacífico oriental, nas Ilhas Galápagos, o consumo majoritário é de macroalgas marinhas e de propágulo de mangue (Carrion-Cortez *et al.*, 2010); na costa da Colômbia, foi registrado o consumo de tunicados (Thaliacea), macroalgas marinhas, propágulo de mangue e pequenos crustáceos (Amorocho & Reina, 2007). No sul do Oceano Pacífico, na costa de Queensland, na Austrália, a dieta da tartaruga-verde é composta predominantemente por fanerógama marinha (Limpus *et al.*, 2005). No Mediterrâneo, o consumo majoritário de fanerógama marinha é por tartarugas-verde acima de 62 cm de comprimento curvilíneo de carapaça, sendo as menores onívoras (Cardona *et al.*, 2010).

No Oceano Atlântico Sul-Occidental (ASO), especificamente, estudos de dieta de tartaruga-verde já foram realizados, e o maior consumo de itens de origem vegetal é registrado para os espécimes de maior tamanho corpóreo (Guebert-Bartholo *et al.*, 2011; Reisser *et al.*, 2013; Awabdi *et al.*, 2014), assim como verificado pelos estudos mundiais de dieta de tartaruga-verde. No entanto, a região do ASO engloba uma ampla zona latitudinal (00°S a 55°S e 51°O a 82°O), áreas de clima temperado e tropical, e variações espaciais na dieta das tartarugas-verde são evidentes. Mesmo após o recrutamento para a zona pelágica costeira de zonas temperadas, alguns espécimes seguem deslocando entre a zona pelágica oceânica e costeira em busca de alimento (Gonzalez-Carman *et al.*, 2012).

As variações existentes na dieta da tartaruga-verde no ASO ficam evidentes quando comparadas as informações apresentadas em oito artigos científicos e duas teses (Fig. 1) realizadas entre o ano de 2001 e 2014, entre o Estado do Espírito Santo, no sudeste do Brasil, e a Baía de Samborombón, na Argentina. Estes estudos analisaram a dieta de tartarugas-verde juvenis encontradas mortas ou vivas, utilizando métodos distintos: lavagem esofágica, dissecação de trato digestório, além da análise de isótopos estáveis. Entre os animais amostrados havia machos e fêmeas e o comprimento curvilíneo de carapaça (CCC) variou de 26.0 cm a 83.0 cm (Tab. I). Houve variação nos itens consumidos pelas tartarugas-verde dependente da zona e da área em que forragearam, além de diferença nos itens mais frequentes na dieta (Tab. I), sendo a maior variabilidade de itens e o maior consumo de matéria animal registrados para os juvenis analisados na zona temperada (Tab. II).

Apenas três estudos analisados (Barros 2007; Guebert-Bartholo *et al.*, 2011; Santos *et al.*, 2011) exploraram a variação sazonal da dieta, sendo as estações de verão e de primavera, as com maior variabilidade de consumo de macroalgas marinhas pelos juvenis de tartarugas-verde. No Estado do Paraná, por exemplo, foi observado que no verão, o consumo da fanerógama marinha *Halodule wrightii* é maior do que no inverno, quando o item mais frequente é a clorófita *Ulva* sp. (Guebert-Bartholo *et al.*, 2011). (Tab. I).

A literatura disponível sugere que a dieta está relacionada à abundância de recursos alimentares (Lopez-Mendilaharsu *et al.*, 2005; Echavarría *et al.*, 2006). Possivelmente, devido a essa abundância e a variações na temperatura da água, a qual influencia no metabolismo da tartaruga marinha e na presença dos itens alimentares, as tartarugas-verde migram constantemente de acordo com a região em que habitam no ASO (Godley *et al.*, 2003; Gonzalez-Carman *et al.*, 2012). É sugerido que a fidelidade dos juvenis a uma área de alimentação específica está relacionada à distribuição e a abundância de itens alimentares nesta (Godley *et al.*, 2003; Makowski *et al.*, 2006). No entanto, apesar da abundância de recurso alimentar ser diferente entre as áreas analisadas nos estudos realizados no ASO, as divergências encontradas podem também ser resultado dos diferentes métodos para análise de dieta empregados, tais como: lavagem esofágica, que amostra espécimes vivos (Reisser *et al.*, 2013), no entanto só analisa o esôfago e parte do estômago, não sendo obtida a amostra total dos itens alimentares consumidos pelos espécimes; telemetria (Gonzalez-Carman *et al.*, 2012), aplicada em espécimes vivos, podendo-se obter dados quanto à área de alimentação devido ao tempo dispendido pela tartaruga na área; análise de isótopos estáveis (Gonzalez-Carman *et al.*, 2014), aplicada em animais vivos e mortos, fornecendo dados quanto a tempo de ingestão do item alimentar e origem vegetal/animal deste, no entanto, a

identificação dos itens alimentares não é possível; e a análise do trato digestório de espécimes mortos (Bugoni *et al.*, 2003; Guebert-Bartholo *et al.*, 2011). Este último método fornece dados da composição total da dieta, no entanto, nem sempre a amostragem é feita em todos os compartimentos do trato, não compreende vários anos de análise e não considera a variação sazonal, além de não poder prever um número amostral, e mesmo que os animais estejam com boa condição de saúde, alterações nos itens consumidos podem ocorrer. A metodologia aplicada no presente estudo é a de avaliação dos tratos digestórios, usando como premissa avaliar todos os compartimentos do trato e considerar o estágio de decomposição dos indivíduos como fator de influencia.

A análise sazonal da dieta é importante para avaliar a variação dos itens alimentares consumidos. Além disso, é importante se considerar mais de um ano de amostragem para que seja possível verificar variações na diversidade de itens consumidos em relação aos parâmetros ambientais anuais que podem interferir na abundância dos recursos alimentares.

Figura 1 – Mapa da América do Sul contendo os estudos realizados no Oceano Atlântico Sul Ocidental. O quadro ao lado apresenta o estudo respectivo ao número identificado no mapa, a área em que foi realizado (incluindo a zona climática), os respectivos autores e anos de publicação.

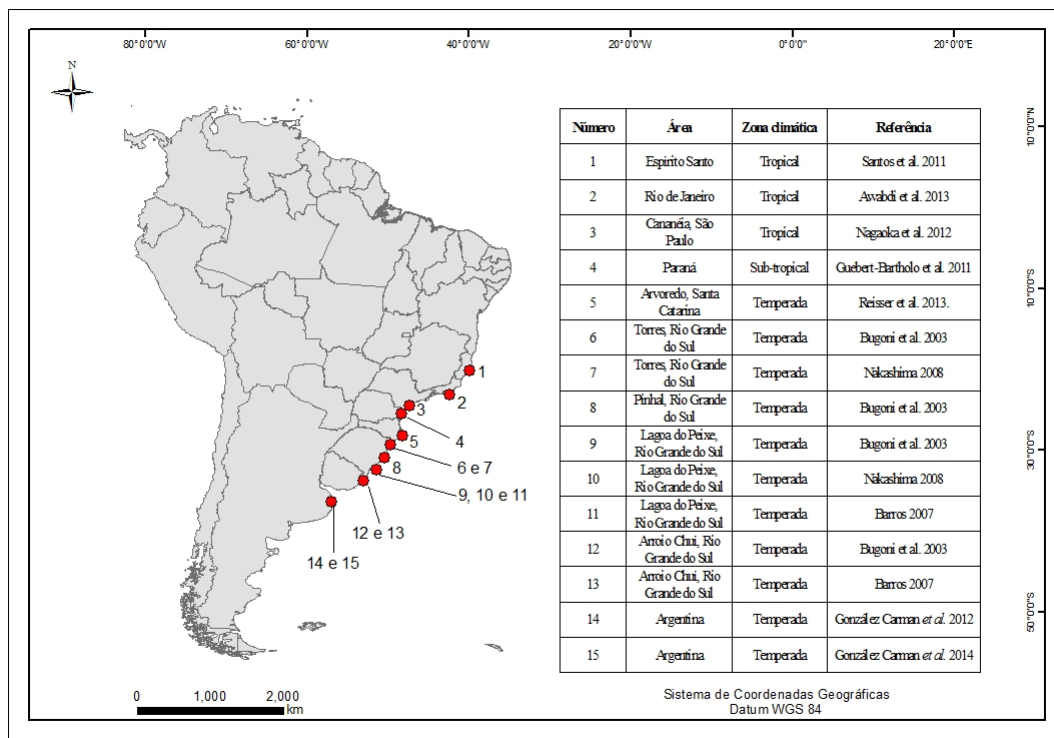


Tabela I – Compilação dos estudos contendo a média do comprimento curvilíneo de carapaça das tartarugas-verde analisadas, os principais grupos consumidos e sua frequência de ocorrência, no Oceano Atlântico Sul-Occidental (ASO).

Área	Zona climática	Comprimento curvilíneo de carapaça (CCC cm)	Três itens mais frequentes	Frequência de ocorrência (%)	Referência
Brazil (Espírito Santo)	Tropical (20°S)	44	- <i>Ulva</i> spp. - <i>Cladophora vagabunda</i> - <i>Halymeda floresii</i>	- 100 - 66,7 53,3	Santos <i>et al.</i> , 2011
Brazil (Rio de Janeiro)	Tropical (22°S)	35,9	- <i>Ulva lactuca</i> - <i>Sargassum vulgare</i> - <i>Gelidiella acerosa</i>	- 75,7 - 67,6 - 54,1	Awabdi <i>et al.</i> , 2014
Brazil (São Paulo)	Sub-tropical (25°S)	36,9	- <i>Spartina alterniflora</i> - <i>Ulva</i> spp. - <i>Avicennia schaueriana</i>	- 52,8 - 47,2 - 45,3	Nagaoka <i>et al.</i> , 2012
Brazil (Paraná)	Sub-tropical (25°S)	49,7	- <i>Halodule wrightii</i> - <i>Avicennia schaueriana</i> - <i>Ulva</i> spp.	- 46,1 - 43,4 - 26,3	Guebert-Bartholo <i>et al.</i> , 2011
Brazil (Santa Catarina)	Temperado (27°S)	49,9	- <i>Pterocladia capilacea</i> - <i>Sargassum furcatum</i> <i>Sargassum cymosum</i> - <i>Codium intertextum</i> <i>Codium taylorii</i>	- 53,0 - 23,0 - 67,0	Reisser <i>et al.</i> , 2013
Brazil (Rio Grande do Sul)	Temperado (29°S)	39,7	- <i>Sargassum</i> spp. - <i>Ulva</i> spp. - <i>Cytograpsus alimanus</i>	- 25,0 - 21,9 - 12,5	Nakashima, 2008
Brazil (Rio Grande do Sul)	Temperado (31°S)	39,5	- <i>Sargassum</i> sp. - <i>Ulva</i> sp. - <i>Polysiphonia</i>	- 36,59 - 21,95 17,07	Barros, 2007
Brazil (Rio Grande do Sul)	Temperado (33°S)	37,7	- Moluscos - Crustáceos - Peixes	- 60,5 - 23,7 - 21,1	Bugoni <i>et al.</i> , 2003
Argentina	Temperado	42,3	-	-	González Carman <i>et al.</i> , 2012
Argentina (Baía de Samborombón)	Temperado (35°S)	38,5	- Cnidários - Moluscos - <i>Spartina</i> sp.	- 88,8 - 52,4 - 33,3	González Carman <i>et al.</i> , 2014

Tabela II – Tabela contendo todos os itens consumidos pelas tartarugas-verde e suas respectivas frequências de ocorrência (%), nas zonas temperada e tropical do Oceano Atlântico Sul-Occidental e suas variações entre as zonas climáticas.

	Estudos na zona tropical e subtropical do ASO				Estudos na zona temperada do ASO				
	Santos <i>et al.</i> , 2011	Awabdi <i>et al.</i> , 2014	Nagaoka <i>et al.</i> , 2012	Guebert-Bartholo <i>et al.</i> , 2011	Reisser <i>et al.</i> , 2013	Nakashima, 2008	Barros, 2007	Bugoni <i>et al.</i> , 2003	González Carman <i>et al.</i> , 2014
CCC médio	44,0 (35,1;60)	35,9 (28,6;49)	36,9 (31;50)	49,7 (29;73)	49,9 (32;83)	39,7 (26;67)	39,5 (31,5;56)	37,7 (28;50)	38,5 (31,3;52,2)
N amostral	15	49	50	80	34	64	41	56	62
Chlorophyta	100	16,5	66,1	26,3	67,0	30,2	36,6	10,5	4,8
Crysochyta	0	0	1,9	0	0	0	0	0	0
Heterokonophyta	0	13,8	0	0	0	0	0	0	0
Ochrophyta	0	0	0	0	43,0	0	0	0	0
Phacophyta	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Phaeophyta	0	0	0	0	0	33,3	41,5	0	0
Rhodophyta	73,3	15,3	39,7	31,5	70,0	12,7	39,0	0	4,8
Fanerógama marinha	26,7	0	17,0	46,1	0	0	0	0	0
Fanerógama terrestre	0	0	45,3	0	0	0	0	26,3	33,3
Outras angiospermas	0	0	0	43,4	0	0	19,5	0	0
Crustacea	0	0	0	0	0	20,6	53,7	23,7	1,6
Ctenophora	0	0	0	0	30,0	0	0	0	0
Echinodermata	0	0	0	0	0	0	14,6	2,6	0
Peixes	0	0	0	0	0	4,8	24,4	21,1	1,6
Insecta	0	0	0	0	0	0	61,0	7,9	7,9
Mollusca	0	0	0	26,3	0	46,0	0	60,5	52,4
Scyphozoa	0	0	0	0	0	0	0	7,9	88,8
Urochordata	0	0	0	0	0	0	7,32	0	0

*Em negrito as porcentagens acima de 50%.

Os habitats-chave utilizados pelas tartarugas marinhas são determinados pela qualidade ambiental, estrutura e dinâmica ecológica das áreas de alimentação. No litoral do Paraná, a diversidade de habitats como manguezais, costões e ilhas rochosas, planícies de maré (Lana *et al.*, 2001) favorece o uso desta área para alimentação das tartarugas-verde, uma vez que disponibiliza recursos alimentares para esta espécie. As planícies de maré, especificamente, já foram identificadas em estudos anteriores quanto à presença da fanerógama marinha *Halodule wrightii* (Sordo *et al.*, 2011), item mais importante na dieta das tartarugas-verde encontradas na região entre 2004 e 2008 (Guebert-Bartholo *et al.*, 2011) e fator determinante para monitoramento desta área de alimentação ao longo do presente estudo. Conseqüentemente, com a obtenção de dados sobre a dieta das espécies e quanto à abundância de recursos alimentares no ambiente, é possível determinar áreas de maior relevância para a conservação das tartarugas e avaliar alterações que possam impactar as espécies (Makowski *et al.*, 2006; Hamann *et al.*, 2010; Wallace *et al.*, 2010).

Entre as principais ameaças às tartarugas marinhas está a ingestão de resíduos de origem antrópica, presentes nas áreas de alimentação ou na coluna da água, os quais são registrados em alta frequência nos estudos de dieta (Bugoni *et al.*, 2001; Guebert-Bartholo *et al.*, 2011; Schuyler *et al.*, 2012). Este impacto afeta as tartarugas, pois causa alterações na fluabilidade dos espécimes, além da formação de fecalomas nos intestinos e consequente morte por inanição (Bjørndal, 1997; Hazel *et al.*, 2007). Além disso, é observada uma relação da maior taxa de ingestão de resíduos nos espécimes com dieta composta majoritariamente por itens de origem animal (Bugoni *et al.*, 2011; Seminoff *et al.*, 2002), e quando o principal recurso alimentar utilizado pelas tartarugas-verde não é abundante na área de alimentação (Guebert-Bartholo *et al.*, 2011).

Neste contexto e considerando: i) as variações espaço-temporais registradas para a dieta da tartaruga-verde; ii) a aplicação de diferentes métodos e períodos de estudo nas análises de dieta e a problemática envolvida nas comparações entre os diferentes estudos e; iii) as variações entre os estudos quanto ao tamanho da amostra avaliada e a escala temporal abordada; o presente estudo tem como objetivos gerais:

- Analisar a composição da dieta de tartarugas-verde no litoral do Paraná frente aos fatores temporais (estações seca e chuvosa e entre anos) e biológicos (classes de tamanho e idade);
- Avaliar o consumo de resíduos de origem antrópicas pelas tartarugas-verde, além de identificá-los quanto ao tipo e cor, e analisar variações

temporais (estações seca e chuvosa e entre anos), e biológicas (classes de tamanho e idade);

- Avaliar a abundância dos principais itens alimentares vegetais consumidos pela tartaruga-verde em três áreas de alimentação no Paraná e sua variação sazonal ao longo de um ano;
- Compreender a dinâmica trófica de *Chelonia mydas* no litoral do Paraná e a relação entre o consumo e a abundância dos principais itens alimentares sazonalmente e utilizando método único de análise da dieta;
- Identificar os impactos antrópicos que incidem diretamente às tartarugas-verde e à suas áreas de alimentação no litoral do Paraná.

REFERÊNCIAS

- AMOROCHO, D.F., REINA, R.D. Feeding ecology of the East pacific green sea turtle *Chelonia mydas agassizi* at Gorgona National Park, Colombia. **Endangered species research**, v.3, p: 43-51, 2007.
- AWABDI, D.R., SICILIANO, S., DI BENEDITTO, A.P.M. First information about the stomach contents of juvenile green turtles, *Chelonia mydas*, in Rio de Janeiro, south-eastern Brazil. **Marine Biodiversity Records**, v.6, 2014.
- BARROS, J. A.; COPERTINO, M. S. ; MONTEIRO, D.; ESTIMA, S.C. . Análise da dieta de juvenis de tartaruga-verde (*Chelonia mydas*) no extremo sul do Brasil.. In: VIII CONGRESSO DE ECOLOGIA DO BRASIL, 2007, Caxambu. **Anais do VIII CEB**, 2007.
- BJORNDAL, K.A., Foraging ecology and nutrition of sea turtles.In: Lutz, P.L. **The Biology of Sea Turtles**. Boca Raton, FL: CRC Press, 1997. P: 199-231.
- BOLTEN, A.B. Variation in sea turtle life history patterns: Neritic vs. oceanic developmental stages. In: Lutz, P.L. **The Biology of Sea Turtles**. Boca Raton, FL: CRC Press, 2003. p: 243-258.
- BUGONI, L.; KRAUSE, L.; PETRY, M. V. Diet of sea turtles in southern Brazil. **Chelonian Conservation and Biology**. Lunenburg, v.4, p: 685-688, 2003.
- CARDONA, L., CAMPOS, P., LEVY, Y., DEMETROPOULOS, A., MARGARITOU, D. Asynchrony between dietary and nutritional shifts during the ontogeny of green turtles (*Chelonia mydas*) in the Mediterranean. **Journal of experimental marine biology and ecology**, v.393, p: 83-89, 2010.
- CARRION-CORTEZ, J.A., ZARATE, P., SEMINOFF, J.A. Feeding ecology of the green sea turtle (*Chelonia mydas*) in the Galapagos Islands. **Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom**. v.90, p: 1005-1013, 2010.
- ECHAVARRIA, H., SOLANA-ARELLANO, E.; FRANCO-VIZCAINO, E. The role of increased sea surface temperature on eelgrass leaf dynamics: onset of El Niño as a proxy for global climate change in San Quintin Bay, Baja California. **Bulletin of the South California Academy of Sciences**. v. 105, p: 113–127, 2006.
- FUENTES, M.M.P.B, LAWLER, I.R., GYURIS, E. Dietary preferences of juvenile green turtles (*Chelonia mydas*) on a tropical reef flat. **Wildlife research**, v.33, p: 671-678, 2006.
- GODLEY, B. J. LIMA, E. H. S. M.; AKESSON, S.; BRODERICK, A. C.; GLEN, F.; GODFREY, M. H.; LUSCHI, P.; HAYS, G. C. Movements patterns of green turtles in Brazilian coastal waters described by satellite tracking and flipper tagging. **Marine Ecology Progress Series**. v.253, p: 279-288, 2003.
- GONZALEZ-CARMAN, V.; FALABELLA, V.; MAXWELL, S.; ALBAREDA, D.; CAMPAGNA, C.; MIANZAN, H. Revisiting the ontogenetic shift paradigm: The case of juvenile green turtles in the SW Atlantic. **Journal of Experimental Marine Biology and Ecology**, v.429, p: 64 -72, 2012

- GONZALEZ-CARMAN, V. C., BOTTO, F., GAITÁN, E., ALBAREDA, D., CAMPAGNA, C., MIANZAN, H. A jellyfish diet for the herbivorous green turtle *Chelonia mydas* in the temperate SW Atlantic. **Marine Biology**, v.161, p: 339-349, 2014.
- GUEBERT-BARTHOLO, F.; BARLETTA, M.; COSTA, M.F.; MONTEIRO-FILHO, E.L.A. Using gut contents to assess foraging patterns of juvenile green turtles *Chelonia mydas* in the Paranaguá Estuary, Brazil. **Endangered Species Research**, v.13, p: 131-143, 2011.
- HAMANN, M., GODFREY, M.H., SEMINOFF, J.A., ARTHUR, K., BARATA, P.C.R., BJORN DAL, K.A., BOLTEN, A.B., BRODERICK, A.C., CAMPBELL, L.M., CARRERAS, C., CASALE, P., CHALOUPKA, M., CHAN, S.K.F., COYNE, M.S., CROWDER, L.B., DIEZ, C.E., DUTTON, P.H., EPPERLY, S.P., FITZSIMMONS, N.N., FORMIA, A., GIRONDOT, M., HAYS, G.C., CHENG, I.J., KASKA, Y., LEWISON, R., MORTIMER, J.A., NICHOLS, W.J., REINA, R.D., SHANKER, K., SPOTILA, J.R., TOMÁS, J., WALLACE, B.P., WORK, T.M., ZBINDEN, J., GODLEY, B.J. Global research priorities for sea turtles: informing management and conservation in the 21st century. **Endangered species research**, v11, p:245-269, 2010.
- IUCN (International Union for Conservation of Nature) (2014) The IUCN Red List of Threatened Species. Disponível em <http://www.iucnredlist.org>
- LIMPUS, C.J., LIMPUS, D.J., ARTHUR, K.E., PARMENTER, C.J. (2005) **Monitoring green turtle population dynamics in Shoalwater Bay: 2000-2004**. Australian government, Great Barrier Reef Marine Park Authority, Research Publication n. 83.
- LÓPEZ-MENDILAHARSU, M.; GARDNER, S.C.; SEMINOFF, J.A.; RIOSMENA-RODRIGUEZ, R. . Identifying critical foraging habitats of the green turtle (*Chelonia mydas*) along the Pacific coast of the Baja California peninsula, Mexico. **Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems**, v.15, p: 259–269, 2005.
- LUTZ, P.L. **Biology of Sea Turtles**. 1.ed. Boca Raton, FL: CRC Press, 1997.
- MAKOWSKY, C., SEMINOFF, J.A. Home range and habitat use of juvenile Atlantic green turtles (*Chelonia mydas* L.) on shallow reef habitats in Palm beach , Florida, USA. **Marine Biology**, v.148, p: 1167-1179, 2006.
- MARCOVALDI, M.A.A.G.; SANTOS, A.S. **Plano de ação nacional para a conservação das Tartarugas Marinhas**. Brasília:Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade, Icmbio. 120p. 2011.
- MEYLAN, A.B.; BOWEN, B.W.; AVISE, J.C., A genetic test of the natal homing versus social facilitation models for green turtle migration. **Science**, v.248, 1990.
- MILLER, J.D. Reproduction in sea turtles.In:Lutz, P.L. **The biology of Sea Turtles**. Boca Raton, FL: CRC Press, 1997. p: 51-82.
- NAGAOKA, S.M., MARTINS, A.S., SANTOS, R.S., TOGNELLA, M.M.P., OLIVEIRA FILHO, E.C., SEMINOFF, J.A. Diet of juvenile green turtles (*Chelonia mydas*) associating with artisanal fishing traps in a subtropical estuary in Brazil. **Marine Biology**, v.159, p: 573-581, 2012.

- NAKASHIMA, S.B. **Dieta da tartaruga-verde**, *Chelonia mydas* Linnaeus, 1758 (Testudines, Cheloniidae), no litoral norte do Rio Grande do Sul. 38f. Dissertação (Mestrado em Zoologia) Faculdade de Biociências, PUCRS, Porto Alegre-RS, 2008.
- REISSER, J., PROIETTI, M., SAZIMA, I., KINAS, P., HORTA, P., SECCHI, E. Feeding ecology of the green turtle (*Chelonia mydas*) at rocky reefs in western South Atlantic. **Marine Biology**, 2013.
- RICKLEFS, R. E. **A Economia da Natureza**. New York: Guanabara Koogan, 2003.
- SANTOS, R.G., MARTINS, A.S., FARIAS, J.N., HORTA, P.A., PINHEIRO, H.T., TOREZANI, E., BAPTISTOTTE, C., SEMINOFF, J.A., BALAZS, G.H., WORK, T.M. Coastal habitat degradation and green sea turtle diets in Southeastern Brazil. **Marine Pollution Bulletin**, v.62, p: 1297-1302, 2011.
- SEMINOFF, J. A., RESENDIZ, A., NICHOLS, W. J. Diet of east green turtles (*Chelonia mydas*) in the central Gulf of California, México. **Journal of Herpetology**, v.36, p: 447-453, 2002.
- SPOTILA, J.R. **Sea turtles: a complete guide to their biology, behavior, and conservation**. Baltimore. The Johns Hopkins University Press. Baltimore & London. 2004.
- WALLACE, B.P., LEWISON, R.L., MCDONALD, S., MCDONALD, R.K. Global patterns of marine turtle bycatch. **Conservation Letters**, v.3, p:131-142, 2010
- WYNEKEN, J. **The Biology of Sea turtles**. 3.ed. Boca Raton, FL: CRC Press, 2013.

ARTIGO 1.

A medium-term diet analysis of juvenile green turtles in Paraná coast, southern Brazil.

Abstract The South coast of Brazil, including the state of Paraná, is part of the Southwestern Atlantic Ocean (SWAO), an important area for feeding and development of juvenile green sea turtles (*Chelonia mydas*). *C. mydas*, an endangered species, is the most frequent sea turtle species in Paraná, using this area as an important foraging ground. In order to identify the green turtles diet and the influence of seasonal and biological factors, digestive tract contents of 120 stranded dead green turtles found in Paraná coast between 2008 and 2014 have been analyzed. Eleven feeding items were recorded and four species of marine algae were first registered as part of this species diet. The most frequent item was the green macroalgae *Ulva* sp., with the highest occurrence frequency in the whole sample and mostly in every season, being the seagrass *H. wrightii* the most frequent item consumed only on summer. Invertebrates, such as beaks of oceanic cephalopods species were recorded in the class sizes of curved carapace length (CCL) from 30-49 cm, suggesting a constant migration between oceanic and the coastal zones made by these specimens. The green turtles diet differed among the seasons, the sampling years and age ($p < 0.05$). The differences may be related on the food resources availability, the water temperature and the life stage of juvenile green turtles. Older specimens foraged seagrass and macroalgae mostly, whereas the younger ones presented a tendency for an omnivorous diet. Even presenting a conservation status, on Paraná coast green turtles are threatened by high bycatch rates, chemical pollution and marine debris, which occurred in 68% of the analyzed green turtles. Diet and marine debris data variations are sources to understand habitat use and its impacts, helping to develop management actions and to conserve the foraging ground and the species itself.

Key-words: Feeding, influence factors, marine debris, conservation, *Chelonia mydas*.

Introduction

Diet studies allow identifying the feeding items, to determinate the importance of diet items and the probable region where they are present, the displacement patterns of sea turtles, and besides, the seasonal, regional and climatic zone variations (Bugoni *et al.*, 2003; González Carman *et al.*, 2012; Reisser *et al.*, 2013). This knowledge also helps to identify the anthropogenic interference over the foraging ground, being important for targeting the area to be conserved and, hence, to protect the species that forage in such area (Wallace *et al.*, 2011).

The diet among sea turtles is different for each species and life stage (Bjorndal, 1997), being essential to identify the respective foraging items in order to conserve the sea turtle habitats and regional populations. *Chelonia mydas*, the green turtle, is a primarily herbivorous sea turtle species, feeding mainly on seagrass and marine algae since its juvenile stage (after the recruiting time) until adulthood (Bjorndal, 1997; Seminoff *et al.*, 2002). During most of the green turtle lifetime, the seagrass meadows and the marine algae areas are priority areas for conservation of this species, nevertheless, in some areas juveniles are omnivorous and the diet is composed by invertebrates (Bugoni *et al.*, 2003).

The changings observed in dietary studies are mostly related to food resources availability (Lopez-Mendilaharsu *et al.*, 2008), to the water temperature (González Carman *et al.*, 2012) and to the species life stage (Bjorndal, 1997). For green turtles, for instance, before the recruiting time (curved carapace length (CCL) less than 30 cm), in the open ocean, they are mostly carnivorous (Bjorndal and Bolten 1988). By recruiting, it migrates to the coastal zone and its diet is composed mainly by plant items (Bjorndal, 1997). This is the defined migration pattern and, hence, the shift from omnivory to herbivory. This pattern is followed by green turtles that inhabit tropical climatic zone as registered for Caribbean islands (Reich *et al.*, 2007). Nevertheless, this pattern is not verified in every climatic zone (Bjorndal, 1997): in the temperate zones, juvenile green turtles do not present a defined feeding habit, with individuals migrating between the ocean zones for feeding and, hence, being omnivorous (González Carman *et al.*, 2012). In these zones, juveniles are primary and secondary consumers (Cardona *et al.*, 2009), migrating to warmer waters in spring and winter seasons (González Carman *et al.*, 2012; Reisser *et al.*, 2013).

The green turtle is the most frequent species in Southwestern Atlantic Ocean (SWAO), including the south coast of Brazil, using this area for feeding and development (Bugoni *et al.*, 2003; Guebert-Bartholo *et al.*, 2011; Marcovaldi *et al.*, 2011; Reisser *et al.*, 2013). Paraná

coast (25°20'S to 25°35'S, 48°17'W to 48°42'W), southern Brazil, is a migratory corridor for five species of sea turtles that occur along the Brazilian coast (Marcovaldi & Santos, 2011), and an important foraging ground for juvenile green turtles, which are registered along the year using seagrass meadows and some coastal islands for feeding (Guebert-Bartholo *et al.*, 2011). Within the Paraná coast, there are a vast diversity of environments which can provide foraging resources for green turtles, such as seagrass meadows, mangroves and rocky shores (Angulo, 1992; Guebert-Bartholo *et al.*, 2011; Sordo *et al.*, 2011). That area is influenced by two currents, the Brazil (warm, summer currents) and the Falklands (cold, winter currents) (Piola *et al.*, 2012), resulting in variation of water temperature, macroalgae flowering and on others food resources availability variations.

Besides its importance for juvenile green turtles, the Paraná coast is an important area for biodiversity as well, it is a natural world heritage site (UNESCO, 2010) and about 80% of its continental area is composed by conservation units (Lana *et al.*, 2001; Domit, 2009). Green turtles' diet studies have been conducted in this area since 2004, showing seasonal variations (Guebert-Bartholo *et al.*, 2011) and that seagrass and macroalgae are the main consumed items. The seagrass *Halodule wrightii* is considered the most important item consumed by green turtles (Guebert-Bartholo *et al.*, 2011), and animal matter items are the least consumed ones. However, for other areas on the south coast, animal matter items are the most frequent ones, as registered in Rio Grande do Sul (Bugoni *et al.*, 2003). A variation dependent on the climatic zone where sea turtles forage is observed, with specimens in the tropical climatic zone areas ingesting a higher diversity of food resources than the ones that feed in the temperate climatic areas (Gonzalez Carman *et al.*, 2012).

Through diet analysis, it is possible to identify food resources availability on the foraging ground and their variation; environment quality data are acquired, and it is possible to determine animal health and the importance of the area for species conservation (Wallace, *et al.*, 2011). Despite the ecological importance of Paraná coast for juvenile green turtles, several anthropogenical impacts threaten them, such as, the portuary activity in Paranaguá and Antonina ports; the increase in coastal pollution, bycatch, tourism and marine debris (Guebert-Bartholo *et al.*, 2011; Robert *et al.*, 2012). Changings in diet are observed in green turtles with high ingestion rates of debris, which is a reflection of anthropogenic impacts over the foraging ground. It is observed that green turtles that forage in areas with low availability of vegetal origin food resources ingest debris in higher frequencies than the ones that present an herbivory diet mostly (Bugoni *et al.*, 2001; Seminoff *et al.*, 2002), as well as turtles that forage in the pelagic oceanic zone (Schuyler *et al.*, 2012).

Considering the Paraná coast importance inside SWAO as a foraging and developmental area for juvenile green turtles and the importance of its conservation, a medium-term diet qualitative and quantitative analysis had been made, aiming to investigate the seasonal, inter-annual, CCL class sizes and age differences, besides to describe the main feeding items consumed and marine debris impact over green turtles that forage in this area.

Material and Methods

Study Site

The Paraná coast is formed by a short coastline (100 km), however, it is composed by several bays and estuaries which in total, represent more than 1000 km of extension (Lana *et al.*, 2001) (Fig. 1). It is in the subtropical climatic zone and this region is influenced by cold and warm current waters (Piola *et al.*, 2012). The biodiversity of habitats containing vegetal matter food resources for green turtles allows the use of this area by them (Guebert-Bartholo *et al.*, 2011). These habitats present high nutrients concentration not only for green turtles, but also for several species of invertebrates and vertebrates (Sordo *et al.*, 2011).

Sampling and data collection

To determine the diet of green turtles from the Paraná coast, we collected stranded dead green turtles (except carcasses) monthly during beach surveys along 40 km, from Matinhos county to Pontal do Sul, in Pontal do Paraná county (Fig. 1), between 2008 and 2014. All specimens were identified, its decomposition stage and biometry were evaluated and, then, they were necropsied for biological data collection and remotion of their entire digestive tracts. Digestive tracts and its contents weight (g), displaced volume (cm³) and length (cm) was measured (*cf.* Hyslop, 1980). The curvilinear carapace length (CCL) size classes (each 10 cm), the year, the green turtles age, and the seasons of the year (late dry (July to September), early rainy (October to December), late rainy (January to March) and early dry (April to June), according to the mean monthly rainfall (ANEXO; Fig. 1), that the specimens were registered, besides comparing these results to a prior study made in Paraná coast by Guebert-Bartholo *et al.* (2011). For the seasons analysis, however, it was considered dry and rainy seasons only (late and early together). For green turtles age analysis, only 37 specimens were suitable and they were age estimated through skeletochronological methodology (Snover & Hohn, 2004; Zug *et al.*, 1986) using green turtles humerus (Andrade, 2014).

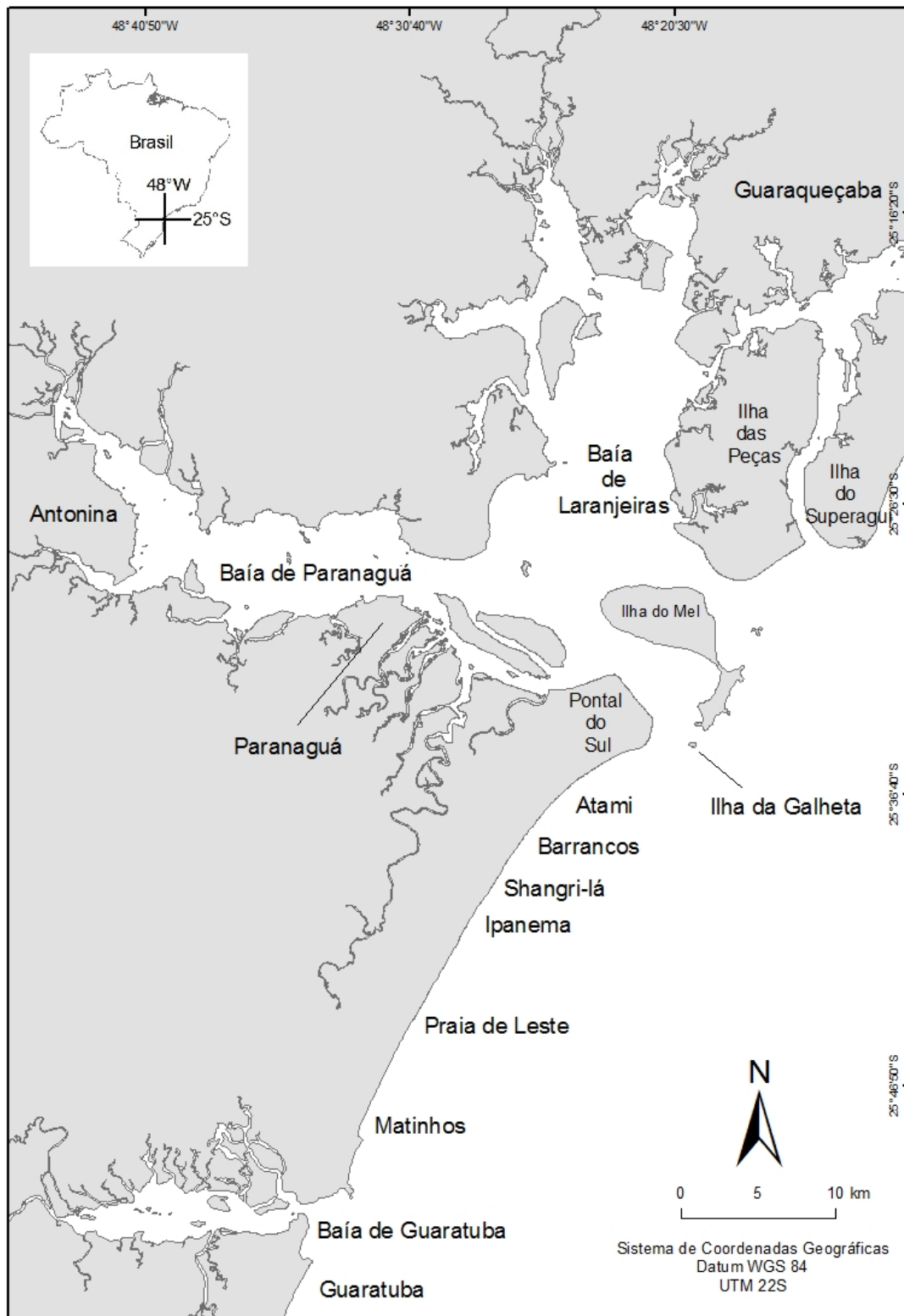


Figure 1 - Paraná coast map, including the Estuarine Complex of Paranaguá (ECP). Pontal do Paraná county, from Pontal do Sul to Matinhos, where beach surveys for stranded dead green turtles' collection were made.

Data analysis

The occurrence frequency (OF%; *cf.* Hyslop, 1980), the feeding index (IAi; *cf.* Kawakami & Vazzoler, 1980), the gravimetric frequency (GF%; *cf.* Hyslop, 1980) and the volumetric frequency (VF%; *cf.* Hyslop, 1980), were used to analyze the quality and quantity of items being consumed.

$$OF\% = (N_i/N_t) * 100$$

where N_i is the number of digestive tracts containing the item i and N_t is the total of analyzed digestive tracts.

$$IA_i = \frac{OF_i * GF_i}{\sum (OF_t * GF_t)} * 100$$

where OF_i is the occurrence frequency of the item i , GF_i is the gravimetric frequency of the item i (and the volumetric frequency can be used for calculating the IRI based on the volumetric data), OF_t is the occurrence frequency of the whole sample and GF_t is the gravimetric frequency of the whole sample.

$$GF\% = (W_i/W_t) * 100$$

where W_i is the weight of the feeding item i and W_t is the weight of all samples.

$$VF\% = (V_i/V_t) * 100$$

where V_i is the volume of the feeding item i and V_t is the volume of all samples.

Shannon-Wiener diversity index ($H' = -\sum p_i \ln p_i$) was calculated in order to know in what years green turtles diet was more diverse. A modification of Costello diagram (Costello, 1990) was plotted using the occurrence frequency and the prey-specific abundance ($P = (\sum S_i / \sum S_t) * 100$; where $\sum S_i$ = sum of item i total weight, $\sum S_t$ = sum of all items contained in the digestive tracts that present item i) values for the whole sample and for each curvilinear carapace length size class, according to Amundsen *et al.* (1996). This diagram evaluate the dominant feeding items in green turtles diet and was used to analyze the specialist or generalist feeding habit of this species in Paraná coast.

In order to evaluate the effects of rainy (October to March) and dry (April to September) seasons, the years (2009 to 2013) and the CCL size classes in diet, a two-way crossed permutational multivariate analysis of variance (PERMANOVA) was made using feeding items weight. A non-metric multidimensional scaling (NMDS) was made for the seasons (dry and rainy) and the sampling years, in R software. To evaluate the differences in diet among ages, Pearson's Chi-squared test analysis was conducted. The years of 2008 and 2014 were excluded of the year's analysis because they counted with a small sample.

Marine debris analysis

Aiming to analyze the marine debris ingestion rate, whenever it was present, the part of the digestive tract was registered and the area occupied by the debris was measured by the quadrats method, using quadrants of 10cm², 6cm² and 1cm², according to the digestive tract's sector. The debris weight (g) and displaced volume (cm³) were also measured, besides its separation by type (simple plastic, rigid plastic, others) and by color (colored and transparent). The occurrence frequency of debris was evaluated for the whole sample, among the seasons of the year (early and late dry, early and late rainy), years and among CCL size classes and age. A Pearson's Chi-squared test was used to analyze the variables differences.

Results

Green turtles diet in Paraná coast

In total, 120 juvenile green turtles, with a CCL average of 40.00 cm \pm 6.28cm (30 cm – 62 cm), had its digestive tracts analyzed, with 37.5% fresh carcasses. Eleven food types were consumed, of which 90.9% was of vegetal origin, including unidentified angiosperms, *Avicennia schaueriana* mangrove, *H. wrightii* seagrass, and marine algae identified as: *Lobophora* sp., *Gracillaria domingensis*, *Ulva* sp., *Sargassum* sp., *Pyropia* sp., *Rhizoclonium* sp. and *Enteromorpha* sp. (Tab. I). *Enteromorpha* sp. was exclusively registered during the late dry season of 2009; similarly, *Pyropia* sp. was exclusively on the early dry season of 2010. Four unpublished macroalgae genera have been registered as diet items for green turtles in the Paraná coast: *Lobophora* sp., *Enteromorpha* sp., *Pyropia* sp. and *Rhizoclonium* sp. The species could not be identified due to its high decomposition level.

Cephalopoda was found in 8.3% (n=10) of the whole sample and 80.0% (n=8) of the green turtles that consumed it had CCL between 30.0 cm and 39.9 cm (three of them age estimated for 3 years). Only one sea turtle that consumed this invertebrate (OF %= 10.0) was 40.0 cm of CCL). The cephalopods were identified as *Chirotheutis veranyi* (n=6) and *Illex argentinus* (n=1), and the genres of *Oegopsina* sp. (n=3) and *Histioteuthis* sp. (n=1), all of them are open ocean species (Fig. 2).

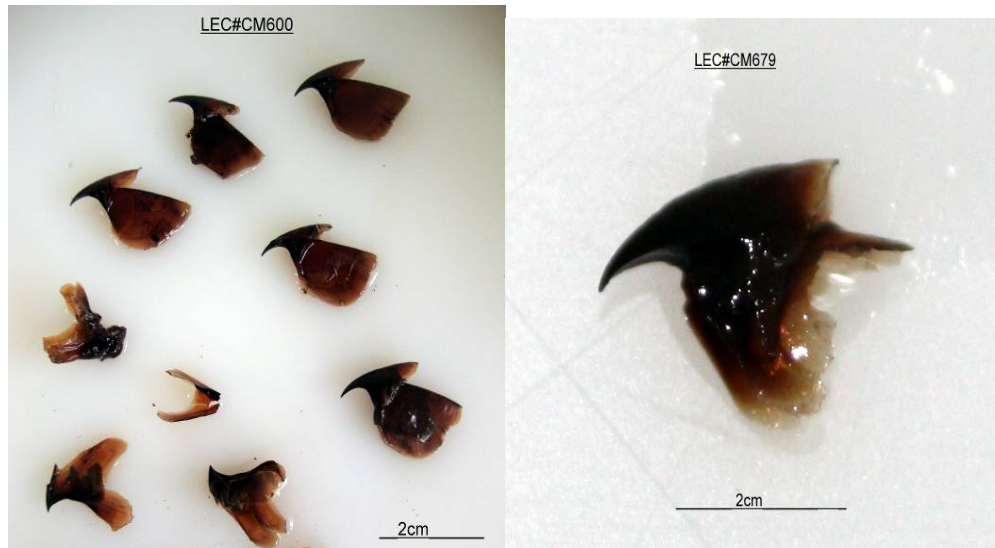


Figure 2 - Cephalopods beaks of *Chroteuthis veranyi* (left) and *Oegopsina* sp.(right), consumed by green turtles.

Table I - Years and seasons of juvenile green turtles diet analysis, with the respective sample size and mean turtle size of curvilinear carapace length. The presence/absence of the great taxonomic foraged groups and the three main foraged items in each season of each year are showed.

Year	Season	Sample size	Mean turtle size (CCL)	Seagrass	Chlorophyta	Rhodophyta	Phaeophyta	Animal matter	Diet (Three main feeding items)
2008	Early rainy	6	39.67	1	1	1	1	0	<i>H. wrightii</i> , <i>Ulva</i> sp., <i>Sargassum</i> sp.
	Late rainy	0	-	-	-	-	-	-	-
	Early dry	0	-	-	-	-	-	-	-
	Late dry	1	32	0	0	0	0	1	<i>A. schaueriana</i> , Cephalopoda beaks
2009	Early rainy	4	42.75	1	1	0	0	0	<i>H. wrightii</i> , <i>Ulva</i> sp.
	Late rainy	6	43.17	1	1	1	1	0	<i>H. wrightii</i> , <i>Sargassum</i> sp., Angiosperm
	Early dry	7	40.00	1	1	1	1	1	<i>H. wrightii</i> , <i>Ulva</i> sp., <i>Sargassum</i> sp.
	Late dry	6	36.42	1	1	1	1	1	<i>Ulva</i> sp., <i>Sargassum</i> sp., <i>Avicennia schaueriana</i>
2010	Early rainy	2	40.50	1	1	1	1	0	<i>H. wrightii</i> , <i>G. domingensis</i> , <i>Ulva</i> sp.

	Late rainy	4	35.13	1	1	1	1	1	<i>H. wrightii, A. schaueriana, Rhizoclonium</i> sp.
	Early dry	4	36.13	1	1	1	1	0	<i>H. wrightii, Lobophora</i> sp, <i>Sargassum</i> sp.
	Late dry	6	35.33	1	1	1	1	1	<i>H. wrightii, Avicennia schaueriana,</i> Angiosperm,
2011	Early rainy	2	39.00	1	1	0	0	0	<i>H. wrightii, Ulva</i> sp.
	Late rainy	9	44.11	1	1	1	1	1	<i>H. wrightii, Ulva</i> sp., Angiosperm
	Early dry	5	43.30	1	1	1	1	0	<i>Ulva</i> sp., <i>Sargassum</i> sp., Angiosperm,
	Late dry	8	38.13	1	1	1	1	1	<i>G. domingensis, Sargassum</i> sp., Angiosperm
2012	Early rainy	1	32.80	0	0	0	1	0	<i>Sargassum</i> sp.
	Late rainy	5	40.50	1	1	1	1	0	<i>H. wrightii, Ulva</i> sp., <i>Sargassum</i> sp.
	Early dry	4	38.83	0	1	0	1	1	<i>Ulva</i> sp., <i>Sargassum</i> sp., Angiosperm
	Late dry	9	38.90	1	1	1	1	0	<i>Ulva</i> sp., <i>Gracillaria domingensis,</i> <i>Sargassum</i> sp.
2013	Early rainy	2	46.30	0	1	0	0	0	<i>Ulva</i> sp.
	Late	6	40.25	1	1	1	0	0	<i>H. wrightii, Ulva</i> sp., <i>G. domingensis</i>

	rainy									
	Early dry	4	44.58	0	1	0	0	0	0	<i>Ulva</i> sp., <i>A. schaueriana</i>
	Late dry	5	39.36	1	1	1	1	1	1	<i>Ulva</i> sp., <i>G. domingensis</i> , Cephalopoda beaks
2014	Early rainy	0	-	-	-	-	-	-	-	-
	Late rainy	1	53.40	1	0	0	0	0	0	<i>H. wrightii</i>
	Early dry	12	39.86	1	1	1	1	1	0	<i>Ulva</i> sp., <i>Sargassum</i> sp., <i>A. schaueriana</i> ,
	Late dry	0	-	-	-	-	-	-	-	-

The marine algae *Ulva* sp. was the food resource with the highest frequency of occurrence in the whole sample (OF%=42.5) and the most important item (IA = 14), followed by *Sargassum* sp. (OF%=29.16), and *A. schaueriana* and *H. wrightii* (OF%=25.8) (Tab. II).

In the late rainy season, *H. wrightii* was the most frequent item (OF%=38.7); in early dry, late dry and in early rainy, *Ulva* sp. (OF%=45.9; OF%=45.1 and OF%=47.6, respectively). There were differences among the main consumed feeding items, and it has been observed seasonal variation in the green turtles diet, comparing the occurrence frequencies only (PERMANOVA, $p = 0.002$) (Fig.3). Non-metric multidimensional scaling (NMDS) was used to visually assess the samples' dispersion and it shows *Ulva* sp. as the responsible feeding item for clustering in dry season and *H. wrightii*, in rainy season (Fig. 4).

Table II - Occurrence frequency (OF%), gravimetric (GF%) and volumetric (VF%) frequencies of the food resources consumed by stranded dead green turtles in Paraná coast, besides the Feeding index (IAi) using weight (IAw) and displaced volume (IAv), from 2008 to 2014.

Feeding Itens	N° of specimens	OF(%)	GF (%)	VF (%)	IAw	IAv
<i>Ulva</i> sp.	51	42.5	62.46	64.48	14.29	14.91
<i>Sargassum</i> sp.	33	27.50	2.39	2.45	0.35	0.36
<i>Halodule wrightii</i>	31	25.8	26.21	23.57	3.64	3.27
<i>Avicennia schaueriana</i>	31	25.8	2.46	2.84	0.34	0.39
<i>Gracillaria domingensis</i>	26	21.66	5.59	5.88	0.65	0.68
Angiosperms (others than not <i>H. wrightii</i> nor <i>A. schaueriana</i>)	25	20.83	0.54	0.55	0.06	0.06
Cephalopoda beaks	10	8.33	0.14	0.11	0.006	0.004
<i>Lobophora</i> sp.	8	6.66	0.05	0.05	0.001	0.001
<i>Rhizoclonium</i> sp.	5	4.16	0.01	0.019	0.0001	0.0001
<i>Pyropia</i> sp.	2	1.66	0.06	0.004	0.0001	0.0001
<i>Enteromorpha</i> sp.	1	0.83	0.02	0.006	0.0001	0.0001

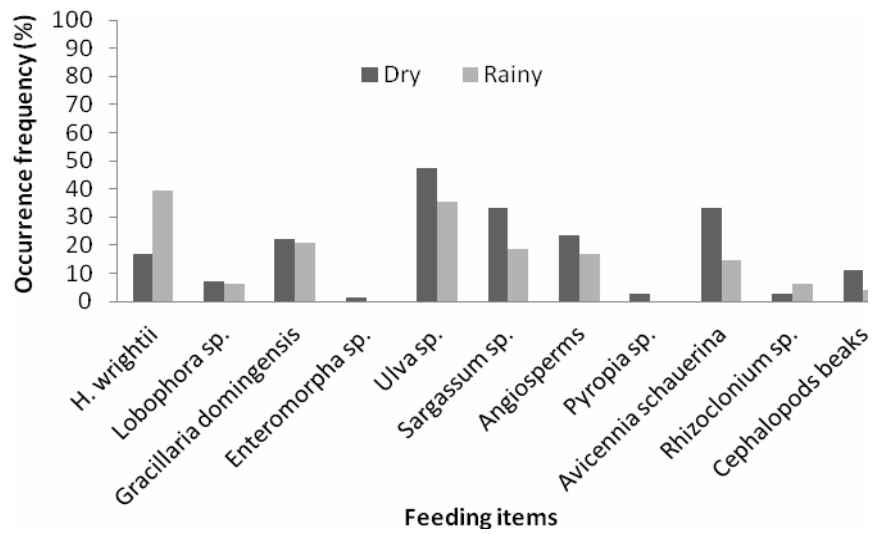


Figure 3 - Variation of the feeding items consumed by green turtles in dry and rainy seasons, from 2008 to 2014, on Paraná coast.

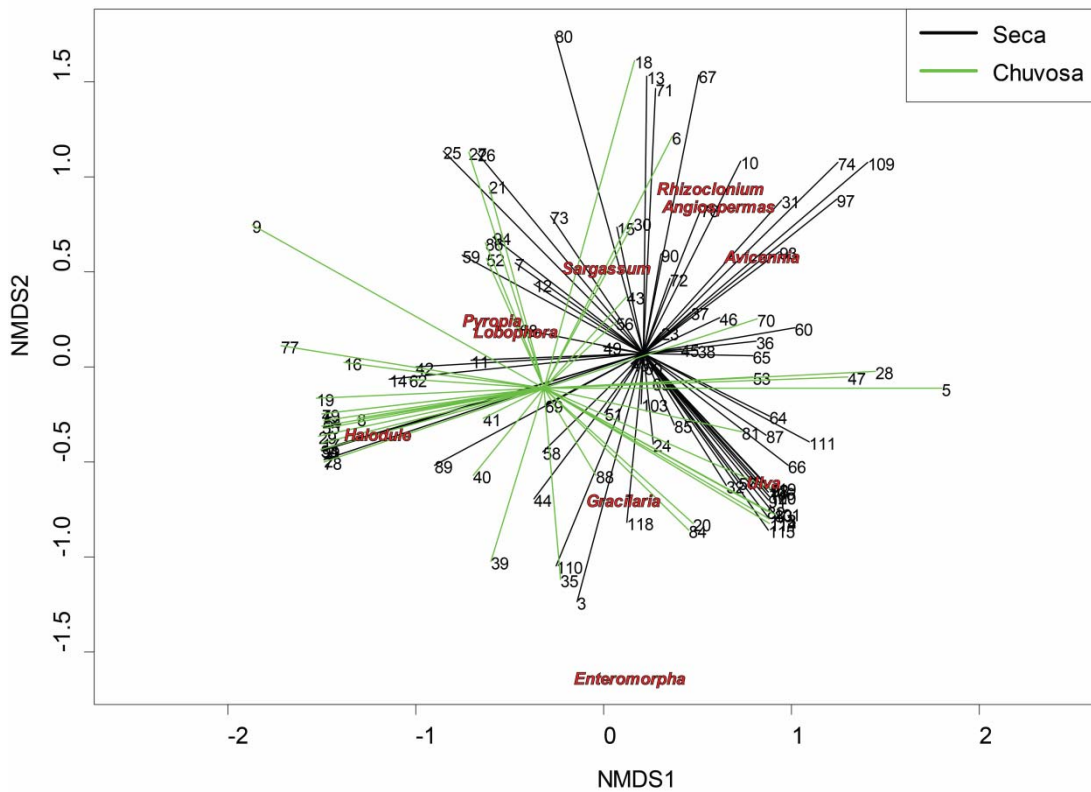


Figure 4 - Non-metric multidimensional scaling (NMDS) plot of juvenile green turtles diet. Lines in black = dry season (Seca); lines in green = rainy season (Chuvosa).

The graphic analysis (Amundsen *et al.*, 1996) results indicate *Ulva* sp. and *H. wrightii* as the main feeding items in green turtles diet on Paraná coast, which suggests a tendency to a specialist feeding habit for these food resources. It also shows the consumption of a high diversity of feeding items in low frequency (Fig. 5).

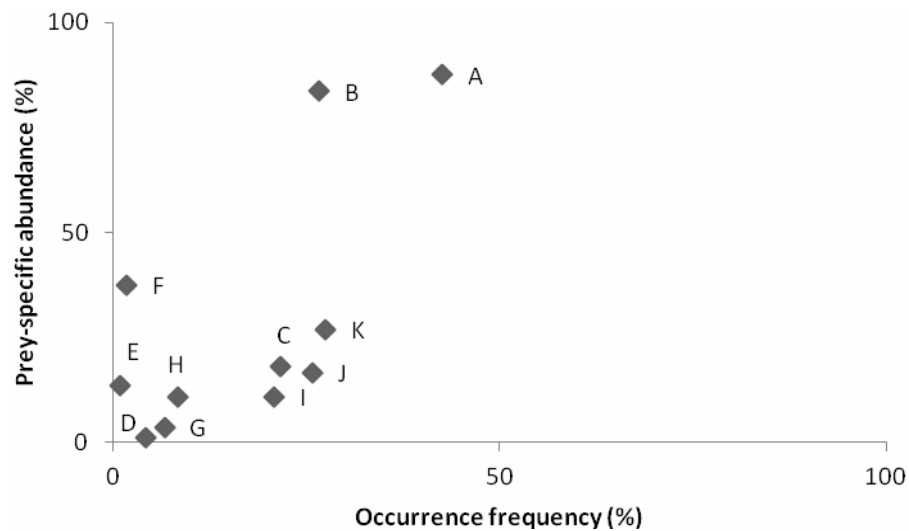


Figure 5 - Graphic interpretation of feeding strategy of juvenile green turtles on Paraná coast, according to Amundsen *et al.*, 1996. Legend: A = *Ulva* sp., B = *H. wrightii*; C= *G. domingensis*; D= *Rhizoclonium*.sp.; E = *Enteromorpha* sp.; F= *Pyropia* sp.; G= *Lobophora* sp.; H= Cephalopoda beaks; I= Angiosperms; J = *A. schaueriana*; K= *Sargassum* sp..

The diet was different among the years also (PERMANOVA, $p = 0.001$). (Fig. 6), being *Ulva* sp. the main item in 2013 and 2014. Non-metric multidimensional scaling plot was used to visually assess samples' dispersion and it shows *Ulva* sp. being responsible for clustering 2013 (in red) and 2014 (in grey) (Fig. 7). The years of 2009 and 2010 were the most diverse ones ($H' = 0.52$; $H' = 0.62$, respectively) with green turtles consuming all the feeding items registered, whereas 2013 presented the lowest diversity ($H' = 0.34$) (Fig. 8).

Although the feeding items' diversity variation among different size classes specimens, the diet was not different among the juvenile green turtles with different sizes (CCL) (PERMANOVA, $p > 0.05$).

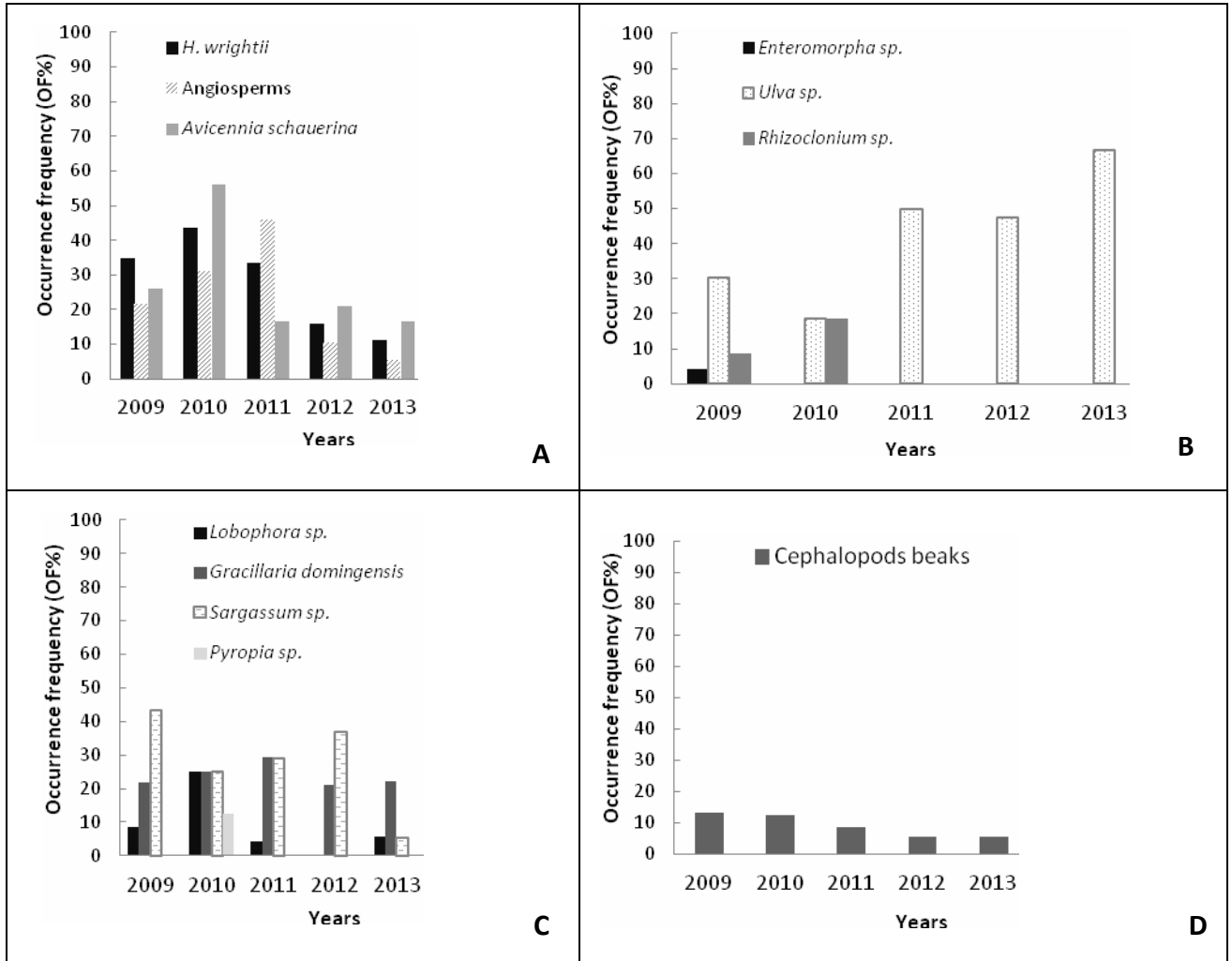


Figure 6 - Variation of the feeding items among the years, grouped by high taxonomic levels, consumed by green turtles from 2009 to 2013, on Paraná coast A= Groups of angiosperms; B= Chlorophyta; C= Rhodophyta (*Gracillaria domingensis* and *Pyropia* sp.) and Phaeophyta (*Sargassum* sp. and *Lobophora* sp.); D= Cephalopoda.

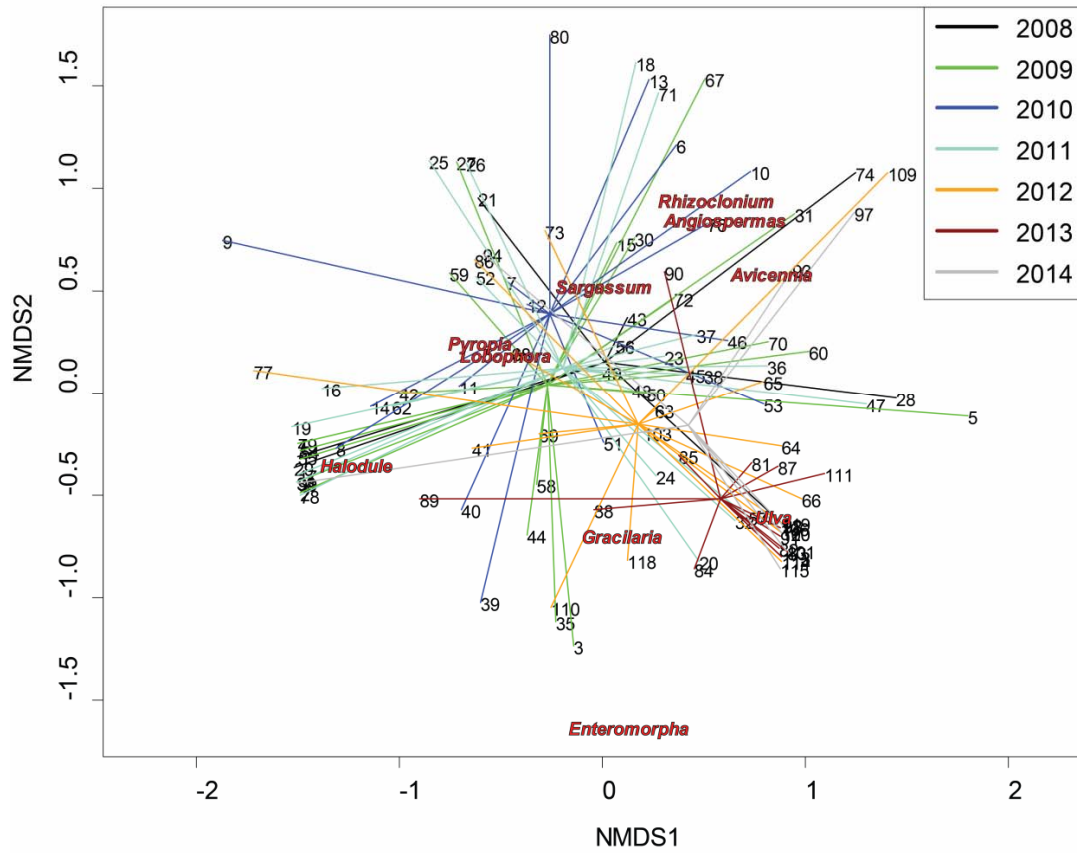


Figure 7 - Non-metric multidimensional scaling (NMDS) plot of juvenile green turtles diet, for the years sampling.

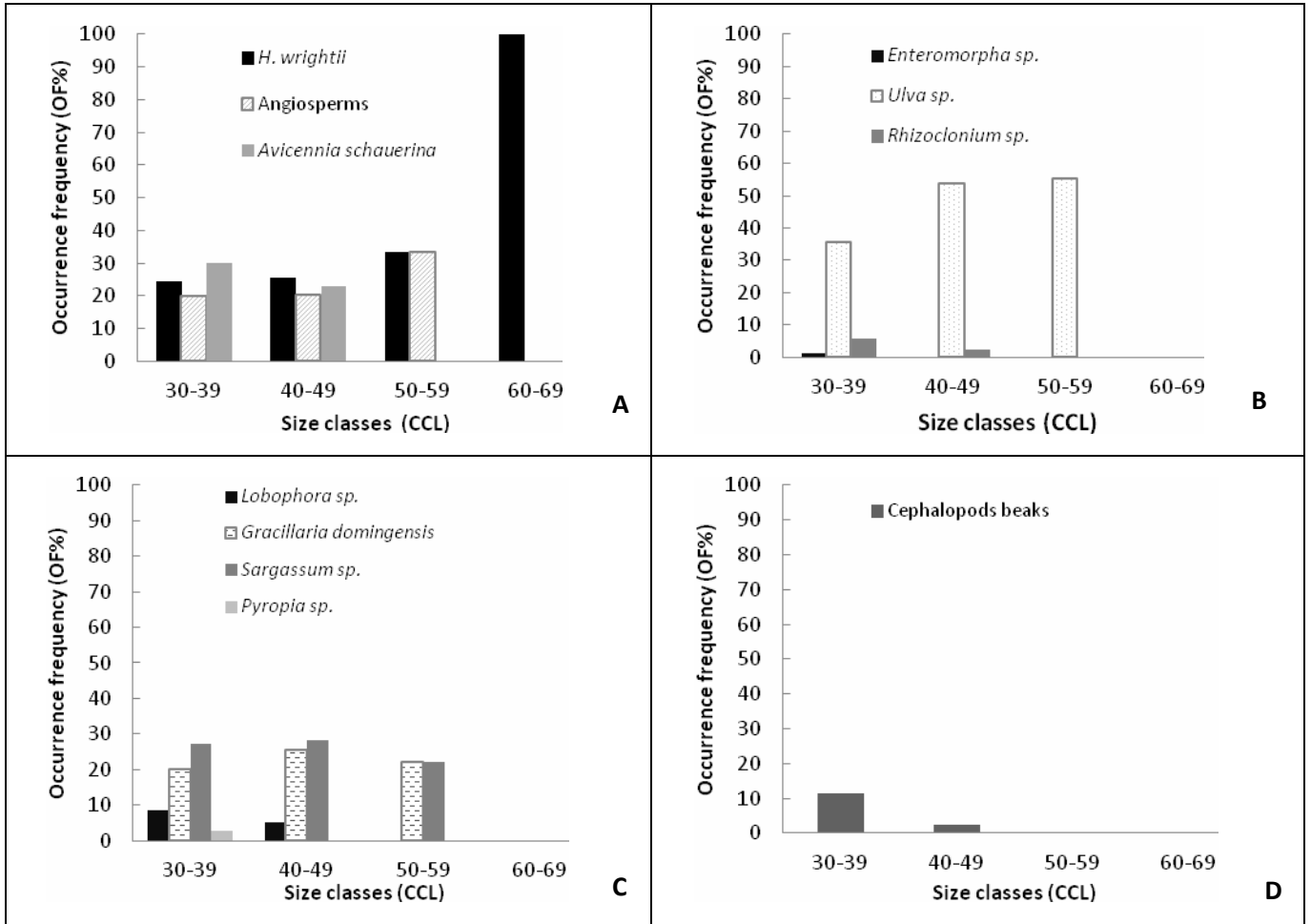


Figure 8 - Occurrence frequency of feeding items consumed by green turtles analyzed from 2008 to 2014, related to their CCL size class. A= Groups of angiosperms; B= Chlorophyta; C= Rhodophyta (*Gracillaria domingensis* and *Pyropia sp.*) and Phaeophyta (*Sargassum sp.* and *Lobophora sp.*); D= Cephalopod. Sample size: 30-39cm (N=70); 40-49cm (N=39); 50-59cm (N=9); 60-69cm (N=2).

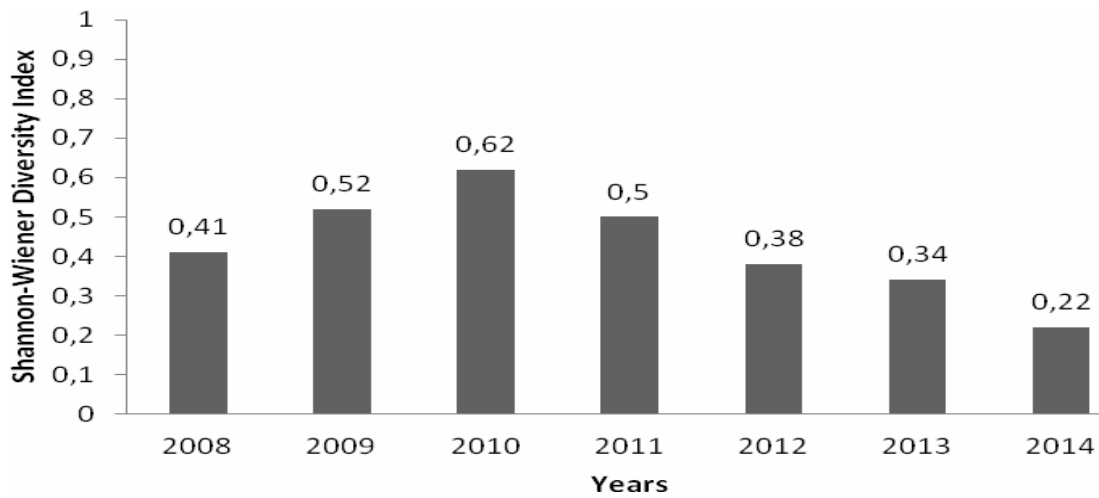


Figure 9 - Feeding items diversity along the years in juvenile green turtles diet on Paraná coast.

From the whole sample, only 30.83% (n=37) of the green turtles were age estimated and they were between 2 and 8 years old (Andrade, 2014). When diet was compared among them, younger specimens consumed more items, including animal matter items (Fig. 10); the older ones presented less variation in diet and no animal matter consumption (Fig. 11). A significant variation in diet among ages was observed ($p < 0.05$).

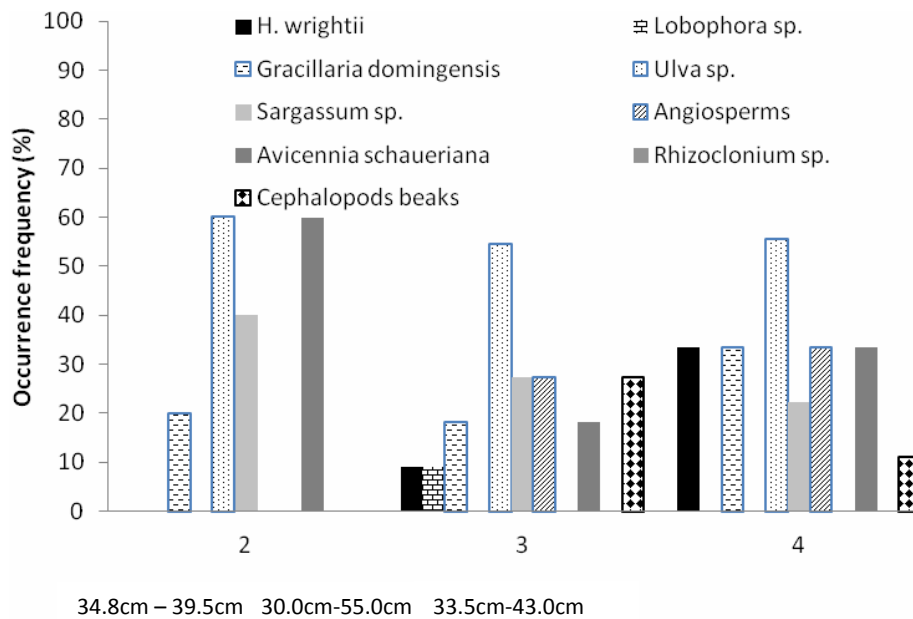


Figure 10 - Diet of juvenile green turtles from two to four years old (CCL = 37.41 cm \pm 2.12 (30 – 43)) stranded on the Paraná coast.

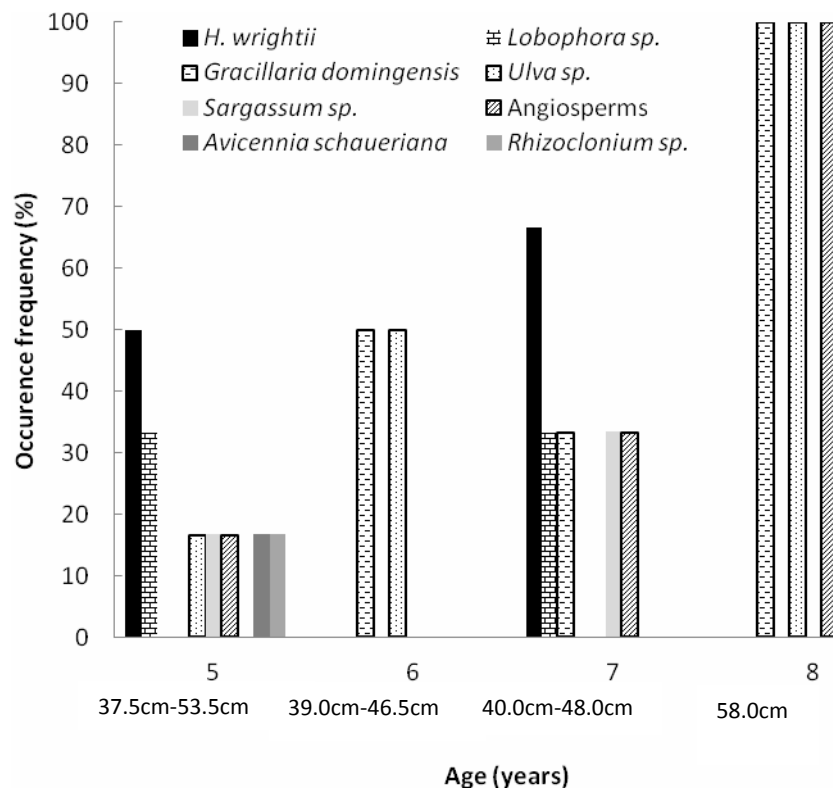


Figure 11 - Diet of old green turtles from five to eight years old (CCL = 45.9 cm \pm 6.49 (37.5 – 58)) stranded on the Paraná coast.

Marine debris occurrence

From the whole sample, 68% (n=82) of green turtles contained marine debris in its digestive tract. The total weight of debris ingested was 839.06 g and the total displaced volume was 350.80 cm³. About types and color of debris, the simple plastic were the most frequent ones (96%) and the colored ones (87%). The stomach and intestines had its occupied area from 0.69% up to 100%. The maximum occupied area in esophagus was of 66.66%.

The late dry season was the season with the highest frequency of occurrence of debris (77%), followed by the early dry (67%), late rainy (64%) and early rainy (58.82%), but no significant differences of occurrence frequencies of consumed debris among the seasons were found (X-squared = 2.6476; p = 0.4492). Green turtles from 2011 presented the highest frequency of debris (OF%=26), whereas the ones from 2013 presented the lowest occurrence frequency (OF%=8), and the differences were significant (p = 0.02) (Fig. 12). The green turtle CCL size class in which the marine debris frequency was higher was in 30-39 cm of CCL (OF%=83), followed by 40-49 cm (OF%=66) and by 50-59 cm (OF%=42.85) (Fig. 13). These differences on the occurrence frequencies of debris among the size classes of CCL are significant (X-squared = 81.731; p = 2.2^{e-16}). Green turtles from 3 to 4 years presented higher

frequencies of debris in their digestive tracts (21.62% and 24.32%, respectively), and it was observed a decreasing in marine debris frequency with age increasing (Fig. 14). The differences in the occurrence frequency of marine debris among ages were also significant ($p = 1.962 \times 10^{-5}$).

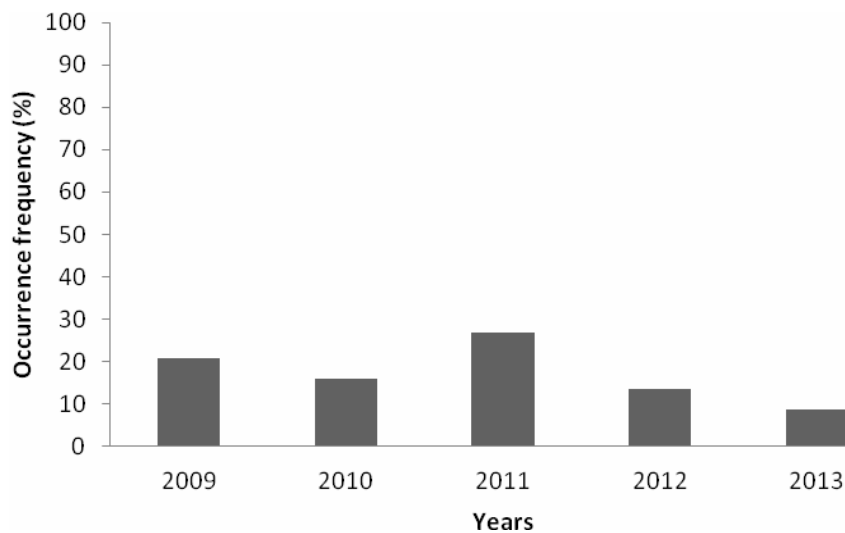


Figure 12 - Occurrence frequencies of marine debris found in digestive tracts of stranded dead green turtles in Paraná coast, among the years of analysis (2009-2013). Differences were significant.

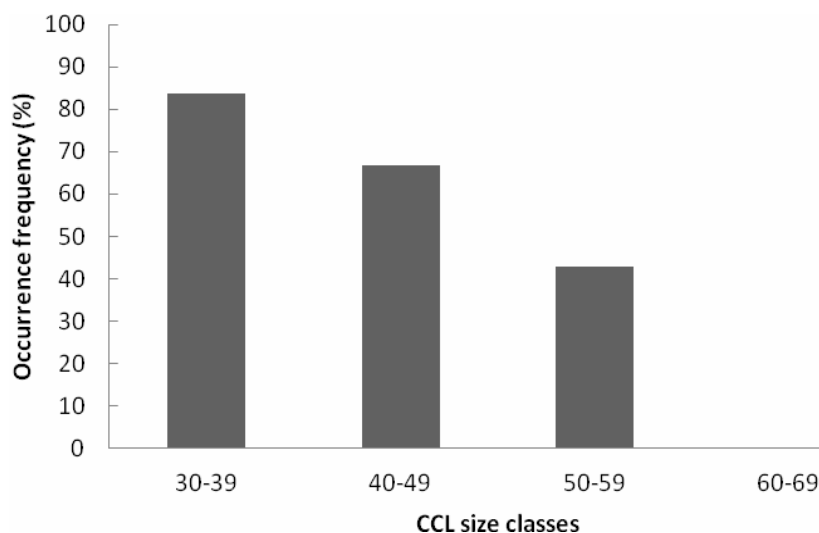


Figure 13 - Occurrence frequencies of marine debris found in digestive tracts of stranded dead green turtles in Paraná coast, among the size classes curvilinear carapace length (CCL) of the specimens. Differences were significant.

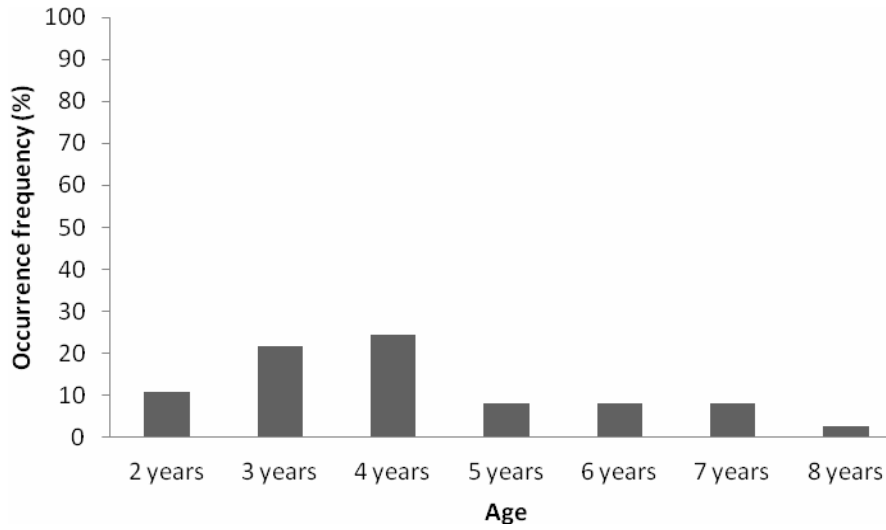


Figure 14 - Occurrence frequencies of marine debris found in digestive tracts of stranded dead green turtles in Paraná coast, among age of the specimens. Differences were significant.

Related to the diet, it was observed *Ulva* sp. in the digestive tracts that contained marine debris (39.02%), followed by *Sargassum* sp. (37.80%) and by *A. schaueriana* (31.70%) (Fig. 15).

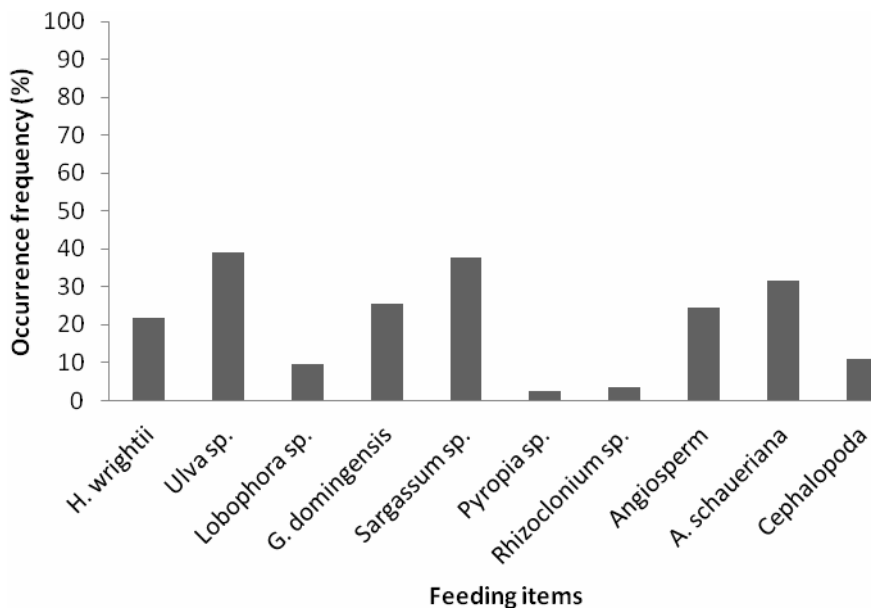


Figure 15 - Occurrence frequency of the feeding items presented in green turtles digestive tracts that contained marine debris, from 2008 to 2014, on Paraná coast.

Discussion

Paraná coast is an important foraging ground for juvenile green turtles and its area provides food resources along the year for this species, reflecting the variation in diet among the seasons, along the years and age of specimens.

Paraná is part of south Brazil, it is in the transition zone between the temperate climatic zone and the tropical one, and it is the extreme border of seagrass distribution in SWAO. Green turtles ingest vegetal matter items in higher frequencies in this area than in temperate zones (Bugoni *et al.*, 2003; Gonzalez Carman *et al.*, 2012), and even though Paraná is in the subtropical zone of SWAO, the diet of green turtles that forage in this area is similar to the tropical zone (Santos *et al.*, 2007; Awabdi *et al.*, 2014). The juveniles tend to be herbivorous ingesting seagrass and marine algae mostly. However, smaller individuals, whose might have already arrived, coming from the offshore areas (Bjorndal, 1997) or from the high latitudes (temperate zones), feed on invertebrates too.

Although the green turtles diet in Paraná coast is mostly composed by vegetal matters, it is diverse, which is probably related to the seasonal availability of the food resources (Guebert-Bartholo *et al.*, 2011). The seagrass *H. wrightii* was cited as the most consumed item for green turtles in Paraná between 2004 and 2008 (Guebert-Bartholo *et al.*, 2011). Seagrass is a high energetic value food resource for green turtles (Sordo *et al.*, 2011) and its availability is related to the meadows found inside estuarine areas, besides mangroves and rocky shores on the Paraná coast (Lana *et al.*, 2001; Sordo *et al.*, 2011). These environments in Paraná proffer resource for green turtles along the year and they were used by satellite tracked juvenile green turtles coming from Argentina coast, along late dry and early rainy seasons, as well (Gonzalez-Carman *et al.*, 2012). The resources availability and the presence of individuals from different regions indicate how important this area is for green turtles maintenance in SWAO and the connection among the foraging grounds for sea turtles migrations.

Due to natural or anthropogenic habitat variations, resources availability is affected, and even though seagrass is an important feeding item for green turtles on Paraná coast, from 2011 to 2014 the most frequent and the most important item consumed by green turtles was the green macroalgae *Ulva* sp. This species was the most consumed item in all seasons, except in the late rainy and it has also the higher importance feeding index. This results may be explained by the last El Niño occurrence (2010) (CPTEC, 2015), which may have influenced seagrass decreasing and made it less available for green turtles on Paraná coast, due to its

intensify effect on precipitation levels. Furthermore, this region is being constantly dredged (APPA, 2014), what causes the sediments and chemical contaminants resuspension, and through the currents, their deposit over the meadows, preventing seagrass growing and availability (Leis *et al.*, 2012). The pollutants effect increase suitable habitat for *Ulva* sp., once this macroalgae is resistant and more productive in polluted areas (Burrows, 1971; Ho, 1990). Seagrass meadows are also used by fishery boats (Lopez-Barrera *et al.*, 2012), which may be a synergetic effect for impact over this important foraging ground for green turtles in the study area (Guebert-Bartholo *et al.*, 2011; Sordo *et al.*, 2011).

Currently, juvenile green turtles tend to be specialist for *Ulva* sp. and *H. wrightii*, with a diversity of food resources consumed in low frequencies and low abundance. The presence of four unpublished marine algae genera (*Lobophora* sp., *Sargassum* sp., *Pyropia* sp. and *Rhizoclonium* sp.) suggest an increase of the diversity food resources consumed by green turtles along the years (Guebert-Bartholo *et al.*, 2011). Nevertheless, fragmented macroalgae identification, mainly from decomposed animals, is not an easy and standardized process and it may have generated the differences from previous study.

Diet differences of all feeding items among the seasons may be explained by the higher abundance of seagrass in the rainy season (Sordo *et al.*, 2011), whereas the consumption of other food resources is higher in the dry season, when seagrass abundance is lower. The absence of *Hypnea* sp. in the present study and the variation in some algae species' consumption may be related to the indirect ingestion due to the association between several species of algae and epyphites (Pereira Leite and Turra, 2003; Azevedo-Fontes *et al.*, 2005; Sordo *et al.*, 2011). Their ingestion is considered a secondary consumption and it is not possible to state what are the environmental factors that influenced it.

The variation found among the years may be explained by the exclusive feeding items found in some years, also, due to the different energetic value of consumed items. Algae with a lower energetic value may be possibly foraged in higher quantity for supplying the energy intake from seagrass (Pradheeba *et al.*, 2011).

The differences found among age, may be explained by the migration patterns followed by juvenile green turtles. Younger green turtles, in the pre-recruiting time, ingest more feeding items whereas the older ones are more herbivorous, due to their coastal recruiting time (Gonzalez-Carman *et al.*, 2012; Andrade, 2014).

The consumption of invertebrates by juvenile green turtles, such as the cephalopods, is first registered for Paraná coast, but along SWAO this is the second register (*e.g.* Santa Catarina state; Araujo *et al.*, 2012). In this study, the identified species and genera are from

open ocean (Arkhipkin, 2004; Vaske-Júnior, 1998) and were preyed only by smaller and younger specimens of green turtles. According to Bjorndal (1997), there is a high frequency of animal matter items ingestion by green turtles before recruiting time. Nevertheless, this pattern of ontogenetic diet shift is unclear for green turtles that inhabit the temperate climatic zone of the SWAO (González Carman *et al.*, 2012) and cephalopods may remain in vertebrates' digestive tract from months before its total digestion, due to its chitin composition (Hérendez-García, 1995). In result, it is difficult to evaluate about its importance in juvenile green turtles diet and the cephalopods consumption did not happen prior to the recruiting time necessarily. This not defined diet pattern, may only suggest a constant migration of the smaller juvenile green turtles between the ocean zones (González Carman *et al.*, 2012; Cardona *et al.*, 2009), seeking food resources in order to following warmer waters during late dry and early rainy seasons.

Although Paraná is part of a world heritage site (UNESCO, 2010) and is an important area for biodiversity conservation, such as for juvenile green turtles that use this area along the year, it is highly impacted by human activities. Sea turtles can be found stranded dead on the beaches, being captured in fisheries nets, besides the diseases such fibropapillomatosis resulting of water pollution, and also the pollution by marine debris that is a great threat to the green turtles (Guebert-Bartholo *et al.*, 2011; Gama, 2012, Robert *et al.*, 2012, Domiciano *et al.*, 2013; Rosa *et al.*, 2013). Resulting of the impacts over the seagrass meadows on Paraná coast, green turtles ingested macroalgae in higher frequencies, which probably leads them to forage in a larger home range and to migrate frequently, according to the pattern suggested by Godley *et al.* (2003). Hence, their exposure to anthropogenic impacts is increased, including their interaction with fishery nets present on rocky shores and shallow areas (Robert *et al.*, 2012), where macroalgae are found (Lana *et al.*, 2001). Besides behavioral changings due to diet alteration, another harmful impact for sea turtles is the marine debris ingestion. It affects sea turtles floating and increases boat collision and bycatch rates (Hazel *et al.*, 2007), besides, it harms the digestive tract tissue and blocks food digestion due to the fecalloma formation (Bjorndal, 1997; Guebert-Bartholo *et al.*, 2011). Marine debris is ingested by green turtles in high frequencies in SWAO, and in the present study more than 68% of specimens had ingested it (Bugoni *et al.*, 2001; Guebert-Bartholo *et al.*, 2011; Schuyler *et al.*, 2012). Simple plastic debris was the most frequent type of debris ingested by green turtles in Paraná coast from 2008 to 2014, as registered in other studies (Balazs, 1985; Bjorndal *et al.*, 1994; Bugoni *et al.*, 2001; Tourinho, 2007; Guebert-Bartholo *et al.*, 2011).

Green turtles from 30.0 cm to 39.9 cm of CCL were the ones that consumed debris in high frequencies. It may be explained by its pelagically feeding habit, ingesting *Sargassum* sp. and *A. schaueriana* seeds, for example, species that float together with debris, and by its constant migration between the coastal zones and its greater exposure to pollution (Bjørndal, 1984; Guebert-Bartholo *et al.*, 2011; Gonzalez-Carman *et al.*, 2012). Also, debris consumption may accidentally occur due to the encrusting microalgae species over them, which may confer smell to them (Schuyler *et al.*, 2012). The relationship between marine debris ingestion and diet shows that algae feeders present more debris in their digestive tracts than the ones that ingest seagrass.

It was observed that green turtles diet on Paraná coast changed in the long run of ten years. The most important food resource was a seagrass and it has been replaced by a macroalgae in the last four years, which means changings in the specimens' home range and habitat use. Besides diet changings, with an increasing of the diversity of items consumed, including animal matter items, this study shows the intensification of the anthropogenic impacts exposition, which is related not only to marine debris threat, but it is also related to the variations on the behavior pattern, and hence, to the bycatch rates increase.

Food resources availability may be one of the sources of variation in sea turtles diet. The relationship between the food resources consumption and their availability is essential, helping to understand the environmental quality of the foraging areas in Paraná coast. Diet data and its variation, besides marine debris data, are sources to understand how food resources are used by green turtles, indicating some of the most important habitat to maintain the green turtles conservancy and to evaluate how impacted they are, which helps to develop management actions and to conserve the foraging ground and the species.

Acknowledgments

The authors thank the Centre for Marine Studies (Federal University of Paraná) and Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq) for the financial and logistical support. We are also deeply grateful to Dr. Matthew Broadhurst and Dr. Mariana Fuentes for the scientific support, to Dr. Luiz Laurenço Mafra Junior for the macroalgae identification and to Dr. Roberta Aguiar dos Santos for the cephalopods identification.

References

AMUNDSEN, P.A., GABLER, H.M., STALDVIK, F.J. A new approach to graphical analysis of feeding strategy from stomach contents data – modification of the Costello (1990) method, **Journal of Fish Biology**, v. 48, p: 607-614, 1996.

ANDRADE, M.F. **Idade e taxa de crescimento de juvenis de tartaruga-verde, *Chelonia mydas* (Linnaeus, 1758), encontradas no litoral do Paraná, sul do Brasil.** Dissertação (Mestrado), Universidade Estadual de Londrina, Londrina, Paraná, 2014.

APPA (Administração dos Portos de Paranaguá e Antonina) (2015). Available at: <http://www.portosdoparana.pr.gov.br/>

ARAÚJO, R.M., LONGO, G.O., SANTOS, R.A., YOSHIDA, E.T.E., STAHELIN, G.D., HORTA, P.A. Cephalopod ingestion by juvenile green sea turtles (*Chelonia mydas*): Predatory or Scavenging behavior? **Herpetological review**, v.43, p: 47-50, 2012.

ARKHIPKIN, A.I. Diversity in growth and longevity in short-lived animals: squid of the suborder Oegopsina. **Marine & Freshwater Research**, v.55, p: 341-355, 2004.

AZEVEDO FONTES, K.A., PEREIRA, S.M.B., GONÇALVES, D.S. **Biomassa e frequência das macroalgas aderidas em pneumatóforos de *Avicennia schaueriana* no manguezal de Vila Velha, Itamaracá, PE.** Trabalho apresentado no VII Congresso de Ecologia do Brasil, Minas Gerais, 2005.

BALAZS, G.H. **Impact of ocean debris on marine turtles: entanglement and ingestion.** National Oceanic and Atmospheric Administration 387-429, Honolulu, 1985.

BJORN DAL, K. A. & BOLTEN, A. B. Growth rates of immature green turtles, *Chelonia mydas*, on feeding grounds in the southern Bahamas. **Copeia**, p: 555-564, 1988.

BJORN DAL, K. A., BOLTEN, A. B., LAGEUX, C. J. Ingestion of marine debris by juvenile sea turtles in coastal Florida habitats. **Marine Pollution Bulletin**, v. 3, p: 154-158, 1994.

BJORN DAL, K.A., Foraging ecology and nutrition of sea turtles. In: Lutz, P.L. **The Biology of Sea Turtles.** Boca Raton, FL: CRC Press, 1997. p: 199-231.

BUGONI, L.; KRAUSE, L.; PETRY, M.V. Marine debris and human impacts on sea turtles in southern Brazil. **Marine Pollution Bulletin**, Kindlington, v. 42, p: 1330-1334, 2001.

BUGONI, L.; KRAUSE, L.; PETRY, M. V. Diet of sea turtles in southern Brazil. **Chelonian Conservation and Biology**. Lunenburg, v. 4, p: 685-688, 2003.

BURROWS, E.M. Assessment of pollution effects by the use of algae. **Proceedings of Royal Society of London**, v.177, p: 295-306, 1971.

CARDONA, L., AGUILAR, A., PAZOS, L. Delayed ontogenetic dietary shift and high levels of omnivory in green turtles (*Chelonia mydas*) from the NW coast of Africa. **Marine Biology**, v.156, p: 1487-1495, 2009.

COSTELLO, M.J. Predator feeding strategy and prey importance: a new graphical analysis. **The Fisheries Society of the British Isles**, p: 261-263, 1990.

CPTEC (Centro de Previsão de Tempo e Estudos Climáticos) (2015) El Niño e La Niña. Available at: <http://enos.cptec.inpe.br/>

DOMICIANO, I.G.; DOMIT, C; ROSA, L; MARCASSO, R.A.; BRACARENSE, A.P.F.L. Avaliação histopatológica de fibropapilomas em tartarugas marinhas no litoral do Estado do Paraná. In: II Congresso de Patologia Veterinária. 2013. Curitiba, Brasil.

DOMIT,C; SASAKI,G; ROSA,L; ROSSO-LONDOÑO,M.C. Cetáceos no monitoramento ambiental de atividades portuárias: sentinelas do ambiente marinho. In.BOLDRINI, E.B.; VEDOR DE PAULA, E. **Gestão Ambiental Portuária: subsídios para o licenciamento das dragagens**. Curitiba: Ademadan, p: 308-322, 2009.

GAMA, L. R. (2012) **Ecologia alimentar de *Chelonia mydas* (Linnaeus, 1758) no litoral do Paraná**. Monografia (Ciências Biológicas), Universidade Federal do Paraná, Paraná, 2012.

GODLEY BJ, LIMA EHSM, AKESSON S, BRODERICK AC AND OTHERS. Movement patterns of green turtles in Brazilian coastal waters described by satellite tracking and flipper tagging. **Marine Ecological Progress Series**, v. 253, p: 279–288, 2003.

GONZALEZ-CARMAN, V. C.; FALABELLA, V.; MAXWELL, S.; ALBAREDA, D.; CAMPAGNA, C.; MIANZAN, H. Revisiting the ontogenetic shift paradigm: The case of juvenile green turtles in the SW Atlantic. **Journal of Experimental Marine Biology and Ecology**, v. 429, p: 64 -72, 2012

GUEBERT-BARTHOLO, F.; BARLETTA, M.; COSTA, M.F.; MONTEIRO-FILHO, E.L.A. Using gut contents to assess foraging patterns of juvenile green turtles *Chelonia mydas* in the Paranaguá Estuary, Brazil. **Endangered Species Research**, v.13, p:131-143, 2011.

HAMANN, M., GODFREY, M.H., SEMINOFF, J.A., ARTHUR, K., BARATA, P.C.R., BJORN DAL, K.A., BOLTEN, A.B., BRODERICK, A.C., CAMPBELL, L.M., CARRERAS, C., CASALE, P., CHALOUPKA, M., CHAN, S.K.F., COYNE, M.S., CROWDER, L.B., DIEZ, C.E., DUTTON, P.H., EPPERLY, S.P., FITZSIMMONS, N.N., FORMIA, A., GIRONDOT, M., HAYS, G.C., CHENG, I.J., KASKA, Y., LEWISON, R., MORTIMER, J.A., NICHOLS, W.J., REINA, R.D., SHANKER, K., SPOTILA, J.R., TOMÁS, J.,

WALLACE, B.P., WORK, T.M., ZBINDEN, J., GODLEY, B.J. Global research priorities for sea turtles: informing management and conservation in the 21st century. **Endangered species research**, v.11, p: 245-269, 2010.

HAZEL J, LAWLER IR, MARSH H, ROBSON S. Vessel speed increases collision risk for the green turtle *Chelonia mydas*. **Endangered species research**, v.3, p:105–113, 2007.

HÉRNANDEZ-GARCIA, V. The diet of the swordfish *Xiphias gladius* Linnaeus, 1758, in the central east Atlantic, with emphasis on the role of cephalopods. **Fishery Bulletin**, v.93, p: 403-411, 1995.

HO, Y.B. *Ulva lactuca* as bioindicator of metal contamination in intertidal waters in Hong Kong. **Hydrobiologia**, v.203, p: 73-81, 1990.

HYSLOP, E.J. Stomach contents analysis – a review of methods and their application. **Journal of Fish Biology**.v.17, p: 411-429, 1980.

KAWAKAMI, E.; VAZZOLER, G. Método gráfico e estimativa de índice alimentar aplicado no estudo de alimentação de peixes. **Boletim do Instituto Oceanográfico São Paulo**, v.29, p: 205-207, 1980.

LANA, P.C; MARONE, E.; LOPES, R.M.; MACHADO, E.C., The subtropical estuarine complexo of Paranaguá Bay, Brazil. **Coastal Marine Ecosystems of Latin America**. Ecological Studies. Seelinger, U. & Kjerve. B., 2001. v.144, p: 131-145, 2001.

LEIS, M.O. **Interações entre o ambiente sedimentar e pradarias de *Halodule wrightii* do Complexo Estuarino de Paranaguá – PR**. 2012. Monografia (Graduação em Oceanografia) – Universidade Federal do Paraná, Paraná, 2012.

LÓPEZ-BARRERA, E.A., LONGO, G.O., MONTEIRO-FILHO, E.L.A. Incidental capture of green turtle (*Chelonia mydas*) in gillnets of small-scale fisheries in the Paranaguá Bay, Southern Brazil. **Ocean and Coastal Management**, v.60, p:11-18, 2012.

LÓPEZ-MENDILAHARSU, M. ;GARDNER, S.C. ;RIOSMENA-RODRIGUEZ,R.; SEMINOFF,J.A. Diet selection by immature green turtles (*Chelonia mydas*) at Bahia Magdalena foraging ground in the Pacific coast of the Baja California Peninsula, Mexico. **Journal of the marine biological association of the United Kingdom**, United Kingdom, v.88, p: 641-647, 2008.

MARCOVALDI, M.A.A.G.; SANTOS, A.S. **Plano de ação nacional para a conservação das Tartarugas Marinhas**. Brasília:Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade, Icmbio. 120p. 2011.

NAKASHIMA, S.B. **Dieta da tartaruga-verde, *Chelonia mydas* Linnaeus, 1758** (Testudines, Cheloniidae), no litoral norte do Rio Grande do Sul. 38f. Dissertação (Mestrado em Zoologia) Faculdade de Biociências, PUCRS, Porto Alegre-RS, 2008.

PEREIRA LEITE, F.P., TURRA, A. Temporal variation in *Sargassum* biomass, *Hypnea* epiphytism and associated fauna. **Brazilian archives of biology and technology**, v.46, 2003.

- PIOLA, A.R., EDMO, J.D., CAMPOS, O., MOLLER, O., CHARO, M., MARTINEZ, C. Subtropical shelf front off eastern South America. **Journal of Geophysical research**, v.105, p: 6565-6578, 2012.
- POSSATTO, F.E., BARLETTA, M., COSTA, M.F., IVAR DO SUL, J.A., DANTAS, D.V. Plastic debris ingestion by marine catfish: An unexpected fisheries impact. **Marine Pollution Bulletin**, v.62, 2011.
- PRADHEEBA, M.; DILIPAN, E.; NOBI, E.P.; THANGARADJOU, T.; SIVAKUMAR, K. Evaluation of seagrasses for their nutritional value, **Indian Journal of Geo-Marine Sciences**, v.40, p: 105-111, 2011.
- REICH, K.J., BJORN DAL, K.A., BOLTEN, A.B. The ‘lost years’ of green turtles: using stable isotopes to study cryptic lifestages. **Biology letters**, v.3, p:712-714, 2007.
- REISSER, J., PROIETTI, M., SAZIMA, I., KINAS, P., HORTA, P., SECCHI, E. Feeding ecology of the green turtle (*Chelonia mydas*) at rocky reefs in western South Atlantic. **Marine Biology**, 2013.
- ROBERT, M.C.; DOMIT, C.; ROSA, L. Relatório técnico Projeto Intermar. Fundação Grupo O Boticário, Paraná, 2012.
- ROSA, L.; DOMIT, C.; BRITO JUNIOR, J.L. **Mercúrio total em tecidos de tartarugas-verde (*Chelonia mydas*, Linnaeus, 1758) no sul e sudeste do Brasil**. In: VI Jornada sobre Tartarugas marinhas do Atlântico Sul-Occidental, 2013, Piriápolis.
- SCHUYLER, Q., HARDESTY, B.D., WILCOX, C., TOWNSEND, K. To eat or not to eat? Debris selectivity by marine turtles. **Plos One**, v.7, 2012.
- SEMINOFF, J. A., RESENDIZ, A., NICHOLS, W. J. Diet of east green turtles (*Chelonia mydas*) in the central Gulf of California, México. **Journal of Herpetology**, v. 36, p: 447-453, 2002.
- SNOVER, M. L.; HOHN, A. A. Validation and interpretation of annual skeletal marks in loggerhead (*Caretta caretta*) and Kemp’s ridley (*Lepidochelys kempii*) sea turtles. **Fishery Bulletin**, v.102, p: 682–692, 2004.
- SORDO, L.; FOURNIER, J.; OLIVEIRA, V. M.; GERN, F.; PANIZZA, A. C.; LANA, P. C. V. Temporal variations in morphology and biomass of vulnerable *Halodule wrightii* meadows at their southernmost distribution limit in the southwestern Atlantic. **Botanica Marina**, v. 54, p: 13 – 21, 2011
- TOURINHO, P. Ingestão de resíduos sólidos por juvenis de tartaruga-verde (*Chelonia mydas*) na costa do Rio Grande do Sul, Brasil. 44f. Monografia (Oceanografia) – Departamento de Oceanografia, Fundação Universidade Federal do Rio Grande (FURG), Rio Grande, 2007.
- UNESCO (United Nations Educational, Scientific and Cultural Organization) (2010) World Heritage List 1999. Available at <http://whc.unesco.org/en/stateparties/br>

VASKE-JUNIOR,T.; RINCÓN-FILHO,G. Conteúdo estomacal dos tubarões azul (*Prinace glauca*) e anequim (*Isurus oxyrinchus*) em águas oceânicas no sul do Brasil. **Revista Brasileira de Biologia**, v.58, p: 445-452, 1998.

WALLACE, B.P., LEWISON, R.L., MCDONALD, S., MCDONALD, R.K. Global patterns of marine turtle bycatch. **Conservation Letters**, v.3, p: 131-142, 2010.

WALLACE, B.P., DIMATTEO, A.D., BOLTEN, A.B., CHALOUPKA, M.Y., HUTCHINSON, B.J., ABREU-GROBOIS, F.A., MORTIMER, J.A., SEMINOFF, J.A., AMOROCHO, D., BJORNDAL, K.A., BOURJEA, J., BOWEN, B.W., DUEÑAS, R.B., CASALE, P., CHOUDHURY, B.C., COSTA, A., DUTTON, P.H., FALLABRINO, A., FINKBEINER, E.M., GIRARD, A., GIRONDOT, M., HAMANN, M., HURLEY, B.J., LÓPEZ-MENDILAHARSU, M., MARCOVALDI, M.A., MUSICK, J.A., NEL, R., PILCHER, N.J., TROENG, S., WITHERINGTON, B., MAST, R.B. Global conservation priorities for marine turtles, **Plos one**, v.6, 2011.

ZUG, G. R.; WYNN, A. H.; RUCKDESCHEL, C. Age determination of loggerhead sea turtles, *Caretta caretta*, by incremental growth marks in the skeleton. *Smithsonian Contributions to Zoology*, v.427, p: 1-34, 1986.

ANEXO

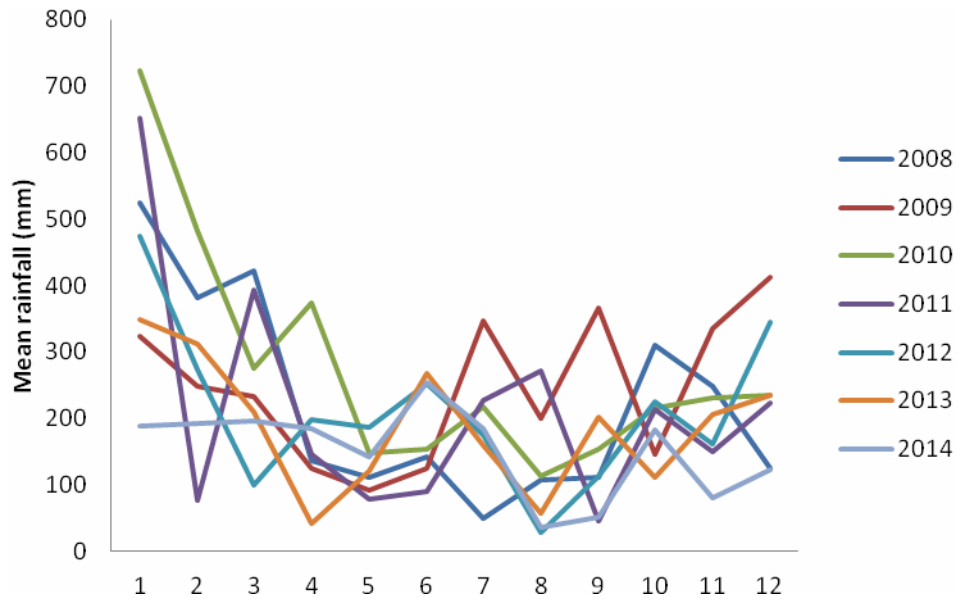


Figure 1 - Mean monthly rainfall (mm) from 2008 to 2014, of Paraná coast.

ARTIGO 2.

As pradarias da fanerógama marinha *Halodule wrightii* no Complexo Estuarino de Paranaguá (CEP), sul do Brasil: abundância de recursos alimentares para tartarugas-verde (*Chelonia mydas*).**Resumo**

As pradarias de fanerógamas marinhas são habitat berçário para diversas espécies marinhas, indicadoras da saúde do ambiente, e importantes para a manutenção da produtividade primária dos estuários e baías. Além disso, participam da ciclagem dos nutrientes e retiram contaminantes da coluna d'água, transferindo energia e também poluentes para níveis tróficos superiores. Distribuem-se globalmente, exceto na Antártica e três gêneros são descritos: *Halodule*, *Halophila* e *Ruppia*. *Halodule* é a mais frequente e, no Brasil, sua distribuição se dá desde a costa norte até o litoral paranaense. No Paraná, a espécie *Halodule wrightii* é encontrada em diversas planícies de maré e sua porcentagem de cobertura foi avaliada na área próxima a Ilha Rasa (1km²); no Saco do Limoeiro (0,18km²), na Ilha do Mel; e no Baixio do Perigo (0,18km²). Duas amostragens foram realizadas em cada uma das três áreas, durante as estações de verão e de inverno, durante um ano. Para estas, dois métodos foram utilizados: o método dos quadrantes, no qual 30 quadrantes de 100 m² foram aleatorizados por amostragem visando avaliar a porcentagem de cobertura da fanerógama marinha e de macroalgas associadas; e o método de transecções lineares, no qual a análise qualitativa foi realizada. Para avaliar a relação consumo-abundância dos recursos alimentares, o índice de eletividade de Jacobs (D) foi aplicado. No verão, a porcentagem de cobertura foi significativamente maior do que no inverno. A Ilha Rasa abriga a maior planície de maré em área, apresentando os maiores valores de cobertura, de quadrantes que continham fanerógamas e de área em m² com fanerógama. As macroalgas associadas às pradarias de fanerógama marinha foram avaliadas quanto a abundância e identificadas como *Ulva* sp., *Gracilaria domingensis* e *Acanthophora* sp. *G. domingensis* foi a macroalga menos disponível nas três áreas analisadas, ao passo que *Acanthophora* sp. foi a mais abundante no Saco do Limoeiro; e *Ulva* sp. a mais abundante no Baixio do Perigo, o qual recebe diretamente os impactos portuários, situando-se em uma região eutrofizada. Os resultados do índice de eletividade mostram que o litoral do Paraná apresenta itens alimentares que são preferidos pelas tartaruga-verde em determinada estação, o que evidencia a capacidade de suporte das planícies de maré fornecerem recurso alimentar para as tartarugas-verde ao longo do ano, além da importância em manter os parâmetros naturais físico, químicos e biológicos das planícies de maré e monitoramentos contínuos destas áreas, visando sua conservação e avaliação dos impactos antrópicos sobre as mesmas.

Palavras-chave: Grama marinha, macroalgas, variação espaço-temporal, eletividade.

Abstract

Seagrass meadows are nursery habitats for several marine species, environment health indicators and important for maintaining the primary productivity in estuaries and bays. Besides, they are essential for cycling nutrients and cleaning the water off contaminants, transferring energy and pollutants to high trophic levels. Globally distributed, excepted in Antarctic, three genres are described: *Halodule*, *Halophila* e *Ruppia*. *Halodule* is the most frequent one and its distribution is from north coast of Brazil to Paraná coast. In Paraná, *Halodule wrightii* is found in several seagrass meadows and they were evaluated in Ilha rasa (1 km²); in Saco do Limoeiro (0.18km²), in Ilha do Mel; and in Baixio do Perigo (0.18km²). Two sampling methods were used in each of the three areas, during summer and winter seasons, along one year: the quadrats method, in which 30 quadrants of 100 m² were randomly selected in order to evaluate the seagrass and associated macroalgae coverage percent; and the linear transect method, for qualitative analysis mostly. In order to evaluate the consumption-abundance relationship, Jacobs' electivity index was applied. In summer, the coverage percent was significantly higher than in winter. Ilha Rasa is the largest seagrass meadow, having the highest values of coverage in percent and in area (m²) with seagrass. The associated macroalgae were identified as *Ulva* sp., *Gracilaria domingensis* and *Acanthophora* sp. *G. domingensis* was the least abundant macroalgae in the three meadows, whereas *Acanthophora* sp. was the most abundant in Saco do Limoeiro; and *Ulva* sp. was the most abundant in Baixio do Perigo, which is directly impacted by the ports, being in an eutrophic area, hence, positive to its flowering. The electivity index results show that Paraná coast presents preferred feeding items by the green turtles, and it makes evident the carrying capacity of them to act as foraging grounds for green turtles along the year, besides the need in maintaining the physical, chemical and biological parameters of the seagrass meadows and continuous monitoring of them, aiming their conservation and to evaluate the anthropogenical impacts over them.

Key-words: Seagrass, macroalgae, spatio-temporal variation, electivity.

Introdução

Chelonia mydas é a única espécie de tartaruga marinha primariamente herbívora quando adulta, alimentando-se de macroalgas e fanerógamas marinhas (Bjorndal, 1997). Quando juvenil, após recrutar da zona pelágica oceânica para a costeira, com comprimento curvilíneo de carapaça entre 20-35 cm para espécimes no Oceano Atlântico (Bjorndal & Bolten, 1988), apresenta uma dieta onívora, com variação na frequência de itens alimentares de origem vegetal ou animal dependente da abundância de alimento no habitat em que forragea (Lopez-Mendilaharsu *et al.*, 2005).

No litoral do Paraná, *C. mydas* é a espécie de tartaruga marinha mais frequente e o estudo de sua dieta, por meio da análise de trato digestório de espécimes mortos encontrados nas praias, evidenciou a fanerógama marinha *Halodule wrightii* como o item mais frequente e com maior índice de importância alimentar (Guebert-Bartholo *et al.*, 2011; Gama, 2012). Também foram registrados como parte da dieta da tartaruga-verde, propágulos do mangue

Avicennia schaueriana e a macroalga *Ulva* sp., todos itens de origem vegetal, refletindo a herbivoria descrita para a espécie.

Estes recursos alimentares das tartarugas-verde estão presentes nas planícies de maré, nos costões rochosos e nos manguezais (Lana *et al.*, 2001), havendo diferença sazonal em sua distribuição devido às variações meteorológicas (temperatura, pluviosidade) e oceanográficas (salinidade, correntes, turbidez da água) (Koch *et al.*, 2001; Kemp *et al.*, 2004). As pradarias de *H. wrightii* são habitat berçário para várias espécies de invertebrados e de vertebrados (Hemming & Duarte, 2000; Sordo *et al.*, 2011) e se localizam em planícies de maré próximas da costa e em áreas de recifes (Short *et al.*, 2007). As gramas registradas nas planícies de maré do Paraná tem seu período de floração e crescimento máximo nas estações de verão e primavera (Sordo *et al.*, 2011), quando a temperatura atinge 30°C. Esta variação sazonal também é refletida na dieta das tartarugas-verde, as quais apresentam maior consumo de gramíneas nestas estações (Guebert-Bartholo *et al.*, 2011; Gama, 2012).

O litoral do Paraná é área de alimentação para as tartarugas marinhas que utilizam o corredor migratório do Oceano Atlântico Sul-Occidental e as pradarias de fanerógama marinha sustentam estes animais na região (Guebert-Bartholo *et al.*, 2011; Sordo *et al.*, 2011). As áreas de alimentação são o habitat em que as tartarugas marinhas passam a maior parte de seu ciclo de vida (Bjorndal, 1997), entretanto, qualquer alteração natural ou antrópica que ocorra na abundância de recursos alimentares presentes nestas áreas se reflete na dieta, no padrão comportamental e na saúde destes animais.

As pradarias de fanerógama marinha ocorrem nas zonas costeiras tropical e temperada de todo o mundo, exceto na Antártica. No Brasil sua extensão se dá desde o litoral norte até a costa do litoral paranaense, ao sul (Short *et al.*, 2007), sendo conhecidos três gêneros: *Halodule*, *Halophila* e *Ruppia* (Marques *et al.*, 2008). *H. wrightii* é a espécie mais frequente (Creed, 1999) e a única presente no litoral paranaense (Sordo *et al.*, 2011). As pradarias de fanerógamas marinhas não ocorrem nas latitudes mais altas ao sul do Brasil, onde é observado para as tartarugas-verdes um maior consumo de matéria de origem animal pela espécie (Bugoni *et al.*, 2003; Nakashima, 2008; Reisser *et al.*, 2013).

As fanerógamas marinhas são indicadores da saúde do habitat (Short *et al.*, 2007) e possuem papel ecológico chave nos ecossistemas costeiros, servindo de berçário para a fauna marinha e contribuindo com a biodiversidade local (Duarte, 2002; Short *et al.*, 2007). As pradarias servem como área de alimentação para moluscos, crustáceos, peixes e mamíferos

(Hemming & Duarte, 2000), além de representarem um item de alto valor energético para as tartarugas-verde, especificamente (Sordo *et al.*, 2011).

Além disso, elas são importantes para a produtividade primária (Klumpp & Van der Valk, 1984), pelo fato de serem responsáveis pela maior parte da fotossíntese realizada nos ecossistemas costeiros e estuarinos. A estabilização do processo de sedimentação também é realizado pelas fanerógamas marinhas, além da assimilação e ciclagem dos nutrientes e rápida retirada dos contaminantes da coluna d'água (Orth *et al.*, 2006; Short *et al.*, 2007; Duarte *et al.*, 2008), pelas raízes e folhas, transferindo não só energia, como também a contaminação para níveis tróficos superiores (Amado-Filho *et al.*, 2004).

Devido à importância ecossistêmica das pradarias de fanerógama marinha, diversos estudos tem sido realizados visando sua conservação (Bell *et al.*, 2001; Duarte, 2002; Burkholder *et al.*, 2007). Estes ambientes estão submetidos a vários impactos antrópicos, como o soterramento das fanerógamas marinhas, associado a atividades de dragagem (Erftemeijer & Lewis III, 2006), ancoragem de embarcações (Creed & Amado Filho, 1999) e construção de aterros (Duarte, 2002). O lançamento de poluentes industriais e domésticos na água causa eutrofização (Delgado *et al.*, 1999), e conseqüente florescimento massivo de algas epífitas (Sordo *et al.*, 2011). Há também a intensificação da sedimentação (causado por fatores naturais ou antrópicos), que reduz a captação de luz e, conseqüentemente, o processo de fotossíntese realizado pelas fanerógamas marinhas (Ralph *et al.*, 2007; Duarte *et al.*, 2008).

Considerando que a dieta das tartarugas-verde no litoral do Paraná apresenta variação sazonal e espacial, e que o litoral do Paraná é uma área de alimentação de juvenis desta espécie e possui várias planícies de maré que representam áreas de alimentação, os objetivos deste estudo são: (i) analisar a abundância de fanerógama marinha no período de um ano em três planícies de maré; (ii) analisar as variações destes recursos alimentares frente aos parâmetros ambientais naturais (de salinidade, temperatura e pluviosidade) e a efeitos antrópicos; (iii) avaliar a abundância de outros itens alimentares vegetais que se encontram associados às pradarias, e; (iv) comparar a abundância dos itens no ambiente com a frequência de consumo pelas tartarugas-verde.

Material e Métodos

Área de estudo

Na região centro-norte do litoral paranaense está localizado o Complexo Estuarino de Paranaguá (CEP) (25°20'S a 25°35'S, 48°17'O a 48°42'O), o qual tem 612 km² de extensão e é formado por dois eixos principais: o leste-oeste, que agrupa a baía de Paranaguá e a baía de Antonina; e o eixo norte-sul, contendo as baías de Laranjeiras, de Guaraqueçaba e de Pinheiros, além dos estuários do Benito e de Itaqui (Lana *et al.*, 2001; Marques, *et al.* 2006) (Fig. 1).

O CEP é margeado por manguezais em sua área interior e apresenta praias arenosas e áreas rochosas nas áreas de mar aberto adjacentes (Lana *et al.*, 2001; Angulo, 1992). A diversidade de habitats, como manguezais, costões e ilhas rochosas, e planícies de maré que abrigam pradarias de fanerógamas marinhas, agregam recursos que propiciam alimento e condições de proteção para o desenvolvimento de juvenis de *C. mydas* ao longo do ano inteiro (Guebert-Bartholo *et al.*, 2011; Sordo *et al.*, 2011).

As pradarias de fanerógama marinha se desenvolvem em áreas rasas e de baixa energia quanto à circulação de água na área interna do estuário e as gramíneas auxiliam na manutenção das condições físicas e biológicas, tanto por servirem como uma armadilha de sedimentos finos quanto por criarem um micro-habitat e agregarem outras espécies vegetais e animais que utilizam deste ambiente para proteção e alimentação (Sordo *et al.*, 2011; Leis, 2012).

As áreas rasas denominadas planícies de maré estão presentes em aproximadamente 24,6% da área total do CEP (Noernberg *et al.*, 2006), sendo registradas em setores com diferentes gradações de salinidade e atividades antrópicas (Lamour *et al.*, 2004) . A única espécie de fanerógama marinha que ocorre nestas planícies é a *Halodule wrightii*, a qual tem esta região como seu limite sul de distribuição, fator que influencia seu menor tamanho, espessura e extensão das pradarias (Sordo *et al.*, 2011). Diversas espécies vegetais e animais foram registradas associadas a estas pradarias (Santos *et al.*, 2002; Falcão *et al.*, 2006; Sordo *et al.*, 2011) e tartarugas-verde também utilizam esta áreas (Lopez-Barrera *et al.*, 2012).

Apesar da região do CEP ter 80% de sua área terrestre composta por unidades de conservação (Lana *et al.*, 2001), alta biodiversidade (UNESCO, 1999) e recursos alimentares

para a tartaruga-verde, o CEP é impactado antropicamente e ameaças à integridade destes habitats são causadas devido a urbanização e às zonas portuárias existentes em Paranaguá e em Antonina; ao intenso tráfego de embarcações; às atividades pesqueiras; além das inúmeras marinas localizadas em Pontal do Paraná, Paranaguá e Antonina (Domit *et al.*, 2009; Guebert-Bartholo *et al.*, 2011; Oliveira, 2011; López-Barrera *et al.*, 2012; Robert *et al.*, 2012).

Para o presente estudo foram selecionadas três planícies de maré de igual batimetria (Fig. 1) localizadas em três diferentes setores: Baixio do Saco do Limoeiro, localizado na praia do mar de dentro da Ilha do Mel, setor eurihalino de maior efeito costeiro, com alto aporte de sedimentos; Baixio do Perigo, localizado entre a Ilha das Cobras e a área continental da Área de Proteção Ambiental de Guaraqueçaba, setor polihalino, intermediário quanto a efeitos estuarinos e costeiros, mas também com alto aporte de sedimentos; e o Baixio da Ilha Rasa, localizado nos arredores da ilha de mesmo nome, setor polihalino mais interno do CEP, com baixo aporte de sedimentos (Tab. I) (Angulo, 1992; Short *et al.*, 2007; Sordo *et al.*, 2011). Os setores foram escolhidos devido as suas diferentes características físicas naturais (salinidade) e quanto às atividades antrópicas (Tab. I).

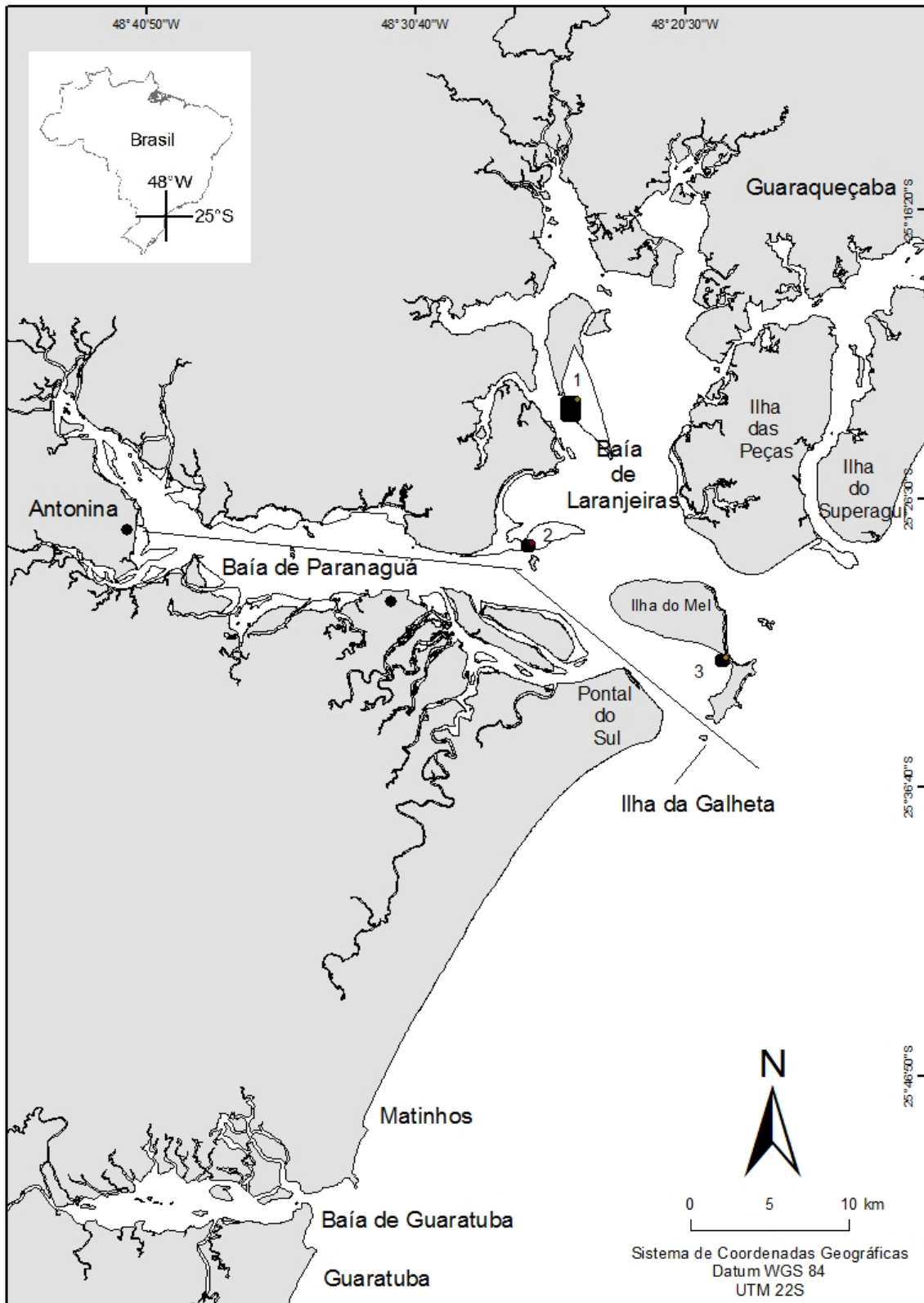


Figura 1 - Mapa do litoral paranaense, incluindo o CEP. Os retângulos pretos representam as planícies de maré da Ilha Rasa (1), do Baixio do Perigo (2) e do Saco do Limoeiro (3), sentido norte-sul, que foram monitoradas neste estudo. Os círculos pretos representam o Porto de Paranaguá e o Porto de Antonina; a linha preta, representa o Canal da Galheta.

Tabela I - Características físicas naturais e antrópicas das planícies de maré monitoradas no litoral do Paraná.

	Baixio do Perigo	Baixio do Saco do Limoeiro	Baixio da Ilha Rasa	Referência
Localização	Norte da Ilha das Cobras, frente à bacia de evolução portuária	Face oeste da Ilha do Mel, de frente ao canal de navegação portuário	Desembocadura dos estuários do Benito e Itaquí	Lamour, 2007
Presença de área de proteção ambiental	Sim (APA de Guaraqueçaba)	Sim (ESEC da Ilha do Mel)	Sim (APA e ESEC de Guaraqueçaba)	ICMBio, 2014
Salinidade	Setor polihalino (18 - 30)	Setor eurihalino (superior a 30)	Setor polihalino (18 – 30)	Netto & Lana, 1997
Aporte de sedimentos por dragagens	Alto	Alto	Baixo	Lamour <i>et al.</i> , 2004

Desenho amostral

As fanerógamas marinhas são registradas nas planícies de maré desde o ano de 2006 e os estudos nestas áreas tiveram como foco a Ilha Rasa da Cotinga e o Saco do Limoeiro, na Ilha do Mel (Sordo *et al.*, 2011); o Baixio do Perigo, na Ilha das Cobras e o Saco do Limoeiro, na Ilha do Mel (Leis, 2012).

As planícies de maré do presente estudo foram monitoradas ao longo de oito meses (de novembro de 2013 a julho de 2014), sendo as amostragens divididas na estação de verão e de inverno. Para o Baixio do Perigo e o Saco do Limoeiro, foram realizados dois dias de coleta por estação, no entanto, para a Ilha Rasa, que apresenta maior área total, foram realizados quatro dias de coleta por estação. Os setores analisados em cada planície de maré foram delimitados utilizando coordenadas geográficas previamente conhecidas e confirmadas como áreas com presença de fanerógamas durante expedições a campo (Leis *et al.*, 2011). As amostragens foram realizadas durante a baixamar em marés de sizígia, quando as planícies de maré não estão submersas e é possível a visualização das fanerógamas marinhas e macroalgas associadas, devido a ausência de turbidez. Os mapas com os setores delimitados foram plotados no programa ArcGIS for Desktop 9.3.1, visando obter a análise espacial da distribuição e concentração dos recursos alimentares nas áreas monitoradas. A análise das

macroalgas associadas às pradarias de fanerógama marinha também foi realizada para avaliar a relação entre a abundância de recursos alimentares e o consumo por tartarugas-verde.

Para avaliar o tamanho da área de cobertura de fanerógama marinha e macroalgas associadas, além de sua abundância quanto à sazonalidade e variáveis ambientais, foram empregados dois métodos de amostragem: o método dos quadrantes e o método das transecções lineares em faixa (Leis, 2012; Buckland *et al.*, 1985).

A coleta de exemplares de fanerógamas marinhas e de macroalgas associadas às áreas de planícies de maré foi realizada para posterior identificação das mesmas. Os itens de origem vegetal coletados foram conservados em formol a 4%. A identificação dos itens foi realizada com o auxílio de livros para identificação de macroalgas marinhas (Pedrini, 2011) e com o envio das amostras para especialistas da Universidade Federal do Paraná. Além disso, a avaliação de fatores que podem alterar a qualidade ambiental das planícies de maré foi realizada e quando havia presença de embarcações ou de redes de pesca nestas áreas ou próximo a elas, anotações quanto a sua presença eram feitas no início de cada monitoramento. A presença de epífitas nas pradarias foi registrada, uma vez que elas são uma das causas da redução na abundância das fanerógamas marinhas na região (Sordo *et al.*, 2011).

Os dados de salinidade e temperatura foram obtidos a partir dos registros feitos pelo Projeto BIOMAR (CEM/UFPR), apoiado pela Fundação Grupo O Boticário. Os dados pluviométricos foram adquiridos a partir do banco de dados históricos (BDMEP) do INMET (Instituto Nacional de Meteorologia) para a estação de Paranaguá. Os dados das dragagens realizadas no Canal portuário da Baía de Paranaguá foram cedidos pela Administração dos Portos de Paranaguá e Antonina (APPA).

Métodos de amostragem

A. Método dos quadrantes

O método dos quadrantes seguiu os procedimentos propostos por Leis (2012). Utilizando o software ArcGIS 9.3.1, cada setor mapeado e delimitado foi coberto por quadrantes com área de 100 m, tendo cada um a sua coordenada geográfica central estabelecida (= centroide). A cada amostragem, com o objetivo de avaliar o banco de fanerógamas marinhas, e a presença de macroalgas, foram sorteados, de maneira aleatória, 30 centroides, os quais foram analisados em campo. Cada quadrante de 100 m foi subdividido em quatro sub-quadrantes (25 m cada) (Fig. 2) com o uso de um cano de PVC posicionado no

centroide, do qual partiam linhas de nylon de 5m de extensão cada, para então estimar a área de cobertura da fanerógama em porcentagem; identificar e quantificar a presença de outras macroalgas; coletar exemplares para posterior identificação; e avaliar quanto à média da altura (cm) desde a raiz de cinco gramíneas coletadas aleatoriamente dentro do quadrante de 100 m. O método dos quadrantes é uma análise quantitativa, obtendo-se a porcentagem de cobertura das fanerógamas e macroalgas marinhas associadas (Littler & Littler, 1985). A porcentagem de cobertura de cada quadrante também foi transformada em área de cobertura (m^2), por meio do cálculo do percentual de cobertura encontrado pela área de 100 m de cada quadrante, obtendo a abundância relativa de cada item por quadrante analisado.

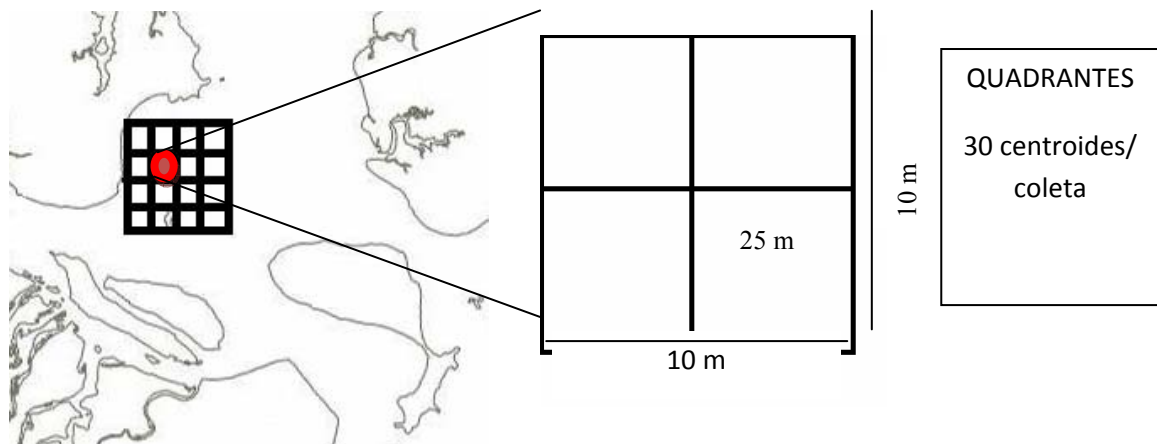


Figura 2 - Desenho amostral do método dos quadrantes. O banco de grama teve sua área dividida em quadrantes de 100m aleatorizados. Trinta quadrantes foram sorteados em cada dia de monitoramento e tiveram sua área subdividida em 25m para coleta e estimativa de cobertura de fanerógamas e macroalgas marinhas.

Os dados de porcentagem de cobertura pelo método dos quadrantes também foram comparados descritiva e quantitativamente aos dados obtidos no estudo anterior (Leis, 2012).

B. Método das transecções lineares

O método de transecção linear em faixa, adaptado por Buckland *et al.* (1985), foi utilizado visando registrar os recursos alimentares presentes na área analisada, além de avaliar a abundância relativa dos itens por transecção, assim como realizado por Lopez-Mendilaharsu

et al. (2008) com transectos submersos. Em cada estação de verão e de inverno, foram realizadas quatro réplicas de transecções de 100m no Baixio do Perigo e no Saco do Limoeiro (cinco na Ilha Rasa) equidistantes a 50m, distribuídas nas áreas centrais dos setores, os quais tiveram os itens registrados a cada 20m. Dois observadores fizeram a varredura de 0° a 90° para cada lado (esquerdo e direito da linha), observando uma área de 1 m² de cada lado para coleta e identificação das fanerógamas e macroalgas marinhas. Uma matriz de presença/ausência foi plotada para cada área monitorada (Fig. 3). As faixas foram comparadas quanto à ocorrência dos itens alimentares para cada planície de maré monitorada e a frequência de quadrantes por transecção que continham itens alimentares avaliadas.

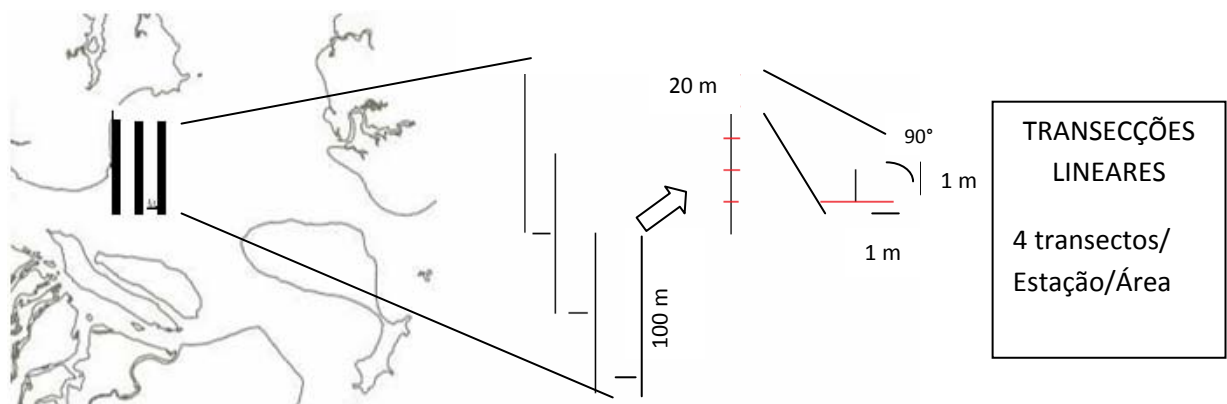


Figura 3 - Desenho amostral do método das transecções lineares no Baixio do Perigo, na Ilha das Cobras, importante área de alimentação de *C. mydas*. À esquerda, exemplo de um dia de coleta com três transectos de 100 m analisados. Cada transecto de 100 m foi subdividido em cinco partes de 20 m, as quais foram varridas por dois observadores para coleta e identificação de fanerógamas e macroalgas marinhas em uma área de 1 m² de cada lado direito e esquerdo da linha.

Análises

A. Distribuição espacial de recurso vegetal e avaliação do habitat

Utilizando as coordenadas geográficas dos registros dos itens vegetais avaliados e suas respectivas áreas de cobertura, tanto por fanerógamas marinhas quanto por macroalgas, foram estabelecidos mapas de distribuição espacial destes nas áreas amostradas, com auxílio do software ArcGis 9.3.1. A partir destes pontos, foi estimada para cada planície de maré a distribuição geral dos itens, considerando a heterogeneidade da ocorrência dos recursos no ambiente. Desta forma, os pontos geográficos foram interpolados utilizando o índice IDW ('Inverse Distance Weighted') com auxílio da extensão 'Spatial Analyst Tools', no qual o

valor de área de cobertura em m² foi utilizado como um coeficiente de peso para as estimativas de cobertura de fanerógama marinha e macroalgas associadas.

As áreas com maior concentração de recurso alimentar ('core areas') foram delimitadas a partir da ferramenta Symbology – graduated symbols, as quais se evidenciam em núcleos maiores. A partir delas, pode-se inferir quanto a maior abundância e quanto à concentração (homogênea ou heterogênea) de alimento no ponto de amostragem em cada planície de maré.

B. Relação de uso do recurso alimentar com a abundância

As porcentagens de cobertura dos itens alimentares encontrados nas planícies de maré nas estações de verão e de inverno foram relacionadas aos dados das frequências de ocorrência (%) destes nos tratos digestórios (ARTIGO 1), utilizando o índice de eletividade proposto por JACOBS (1974), adaptado do índice de eletividade de Ivlev (IVLEV, 1961), de acordo com a seguinte equação:

$$D = \frac{r - p}{r + p - 2rp}$$

$$r + p - 2rp$$

Onde r se refere ao percentual do item na dieta e p ao percentual do item no ambiente. Se $-1 < D < 0$, o item mais abundante no ambiente não é o mais consumido pelo animal, ou seja, este item é evitado pelo animal; caso $0 < D < +1$, o item alimentar é preferido pelo animal, sendo mais abundante na dieta do que no ambiente; se $D=0$, o consumo do recurso alimentar é aleatório.

O índice de eletividade adaptado (D) foi escolhido por ser útil para avaliar a relação entre a abundância relativa do recurso no ambiente e sua seleção pelo predador (Lechowski, 1982). Apenas 2013 e 2014 foram considerados para o índice, período em que a amostragem dos itens alimentares no ambiente foi realizada, concomitante à análise de dieta.

C. Análises estatísticas

Visando avaliar se houveram diferenças significativas quanto à porcentagem de cobertura de *H. wrightii* e de macroalgas associadas nas planícies de maré entre as estações, e quanto à porcentagem de cobertura entre as planícies de maré monitoradas, assim como para avaliar se houveram diferenças significativas quanto ao número de quadrantes que continham fanerógamas e macroalgas marinhas, o teste de Pearson's Chi-squared foi utilizado. Uma análise de correlação canônica (CCA), a partir dos dados de abundância de fanerógamas e dos dados ambientais, foi realizada visando definir a influência dos parâmetros abióticos sobre a distribuição e a abundância das fanerógamas marinhas.

Resultados

Abundância relativa e porcentagem de cobertura de fanerógamas marinhas e macroalgas nas planícies de maré

Apesar de o planejamento amostral prever o monitoramento de 30 centroides de cada planície de maré por dia de coleta em cada estação, durante o verão, no Saco do Limoeiro, 80% dos pontos foram amostrados, 100% no Baixio do Perigo, e 64,17% na Ilha Rasa; durante o inverno, 86,67% no Saco do Limoeiro, 58,34% no Baixio do Perigo, e 93,34% na Ilha Rasa. No entanto, a amostragem final de cada estação foi semelhante em todas as planícies de maré monitoradas (Fig. 4, Fig. 5, Fig. 6). As amostragens não puderam ser completadas devido ao fato de alguns pontos estarem submersos e pelas condições adversas de maré e de chuva. Devido às diferenças no número amostral de cada planície de maré, portanto, todos os resultados foram ponderados e padronizados a partir das abundâncias relativas das fanerógamas e macroalgas marinhas.

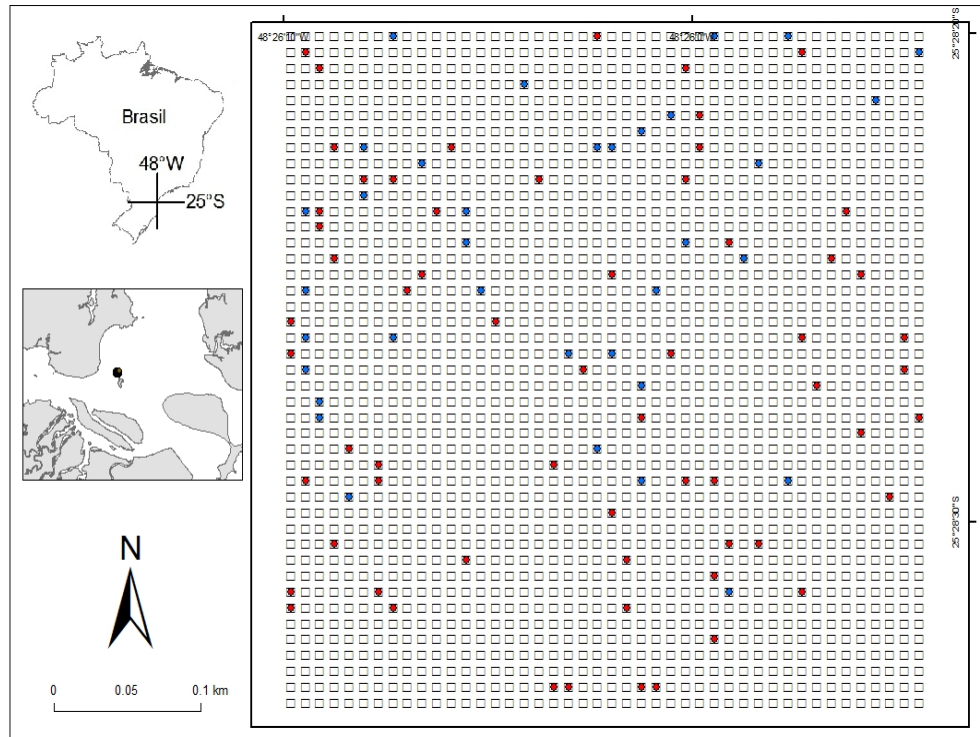


Figura 4 - Total de quadrantes amostrados no Baixo do Perigo (Ilha das Cobras) nas estações de verão (6400m²) (quadrantes destacados em vermelho) e de inverno (3500m²) (quadrantes destacados em azul).

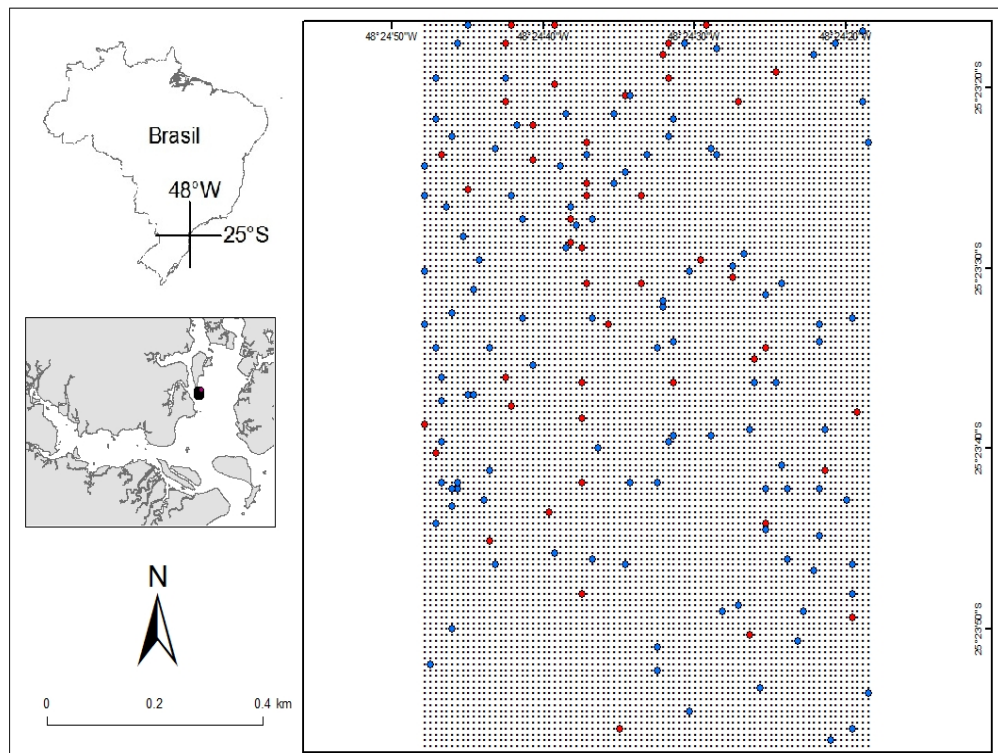


Figura 5 - Total de quadrantes amostrados na Ilha Rasa nas estações de verão (7700m²) (quadrantes destacados em vermelho) e de inverno (11300m²) (quadrantes destacados em azul).

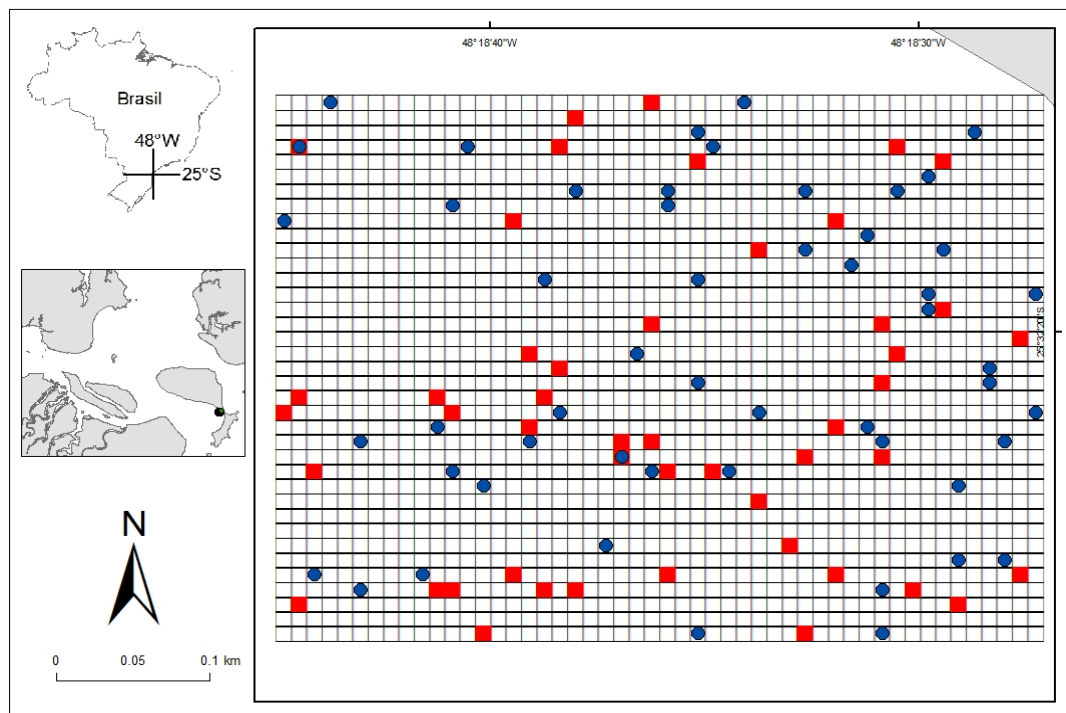


Figura 6 - Total de quadrantes amostrados no Saco do Limoeiro (Ilha do Mel) nas estações de verão (4800m²) (quadrantes destacados em vermelho) e de inverno (5200m²) (quadrantes destacados em azul).

Quanto aos parâmetros abióticos mensurados, a variação de temperatura no verão foi de 29,5°C a 30,1°C, sendo a maior temperatura registrada na Ilha Rasa; e no inverno de 17,6°C a 21°C, com a menor temperatura registrada também na Ilha Rasa (Fig. 7). Já a salinidade variou de 18 a 24 no verão; e de 24,2 a 33,5, no inverno (Fig. 8). A pluviosidade foi analisada mensalmente, sendo que os meses chuvosos corresponderam ao verão de 2014 (janeiro e março) e os meses secos, ao inverno de 2014 (maio e julho) (Fig. 9). Quando aplicada a análise de correspondência canônica, não foi verificada influencia de nenhum parâmetro abiótico sobre a abundância de fanerógamas e macroalgas marinhas nas planícies de maré amostradas (Fig. 10). No entanto, é observada uma relação positiva entre temperatura e pluviosidade (Fig. 7, Fig. 9), ambas opostas à salinidade (Fig. 8).

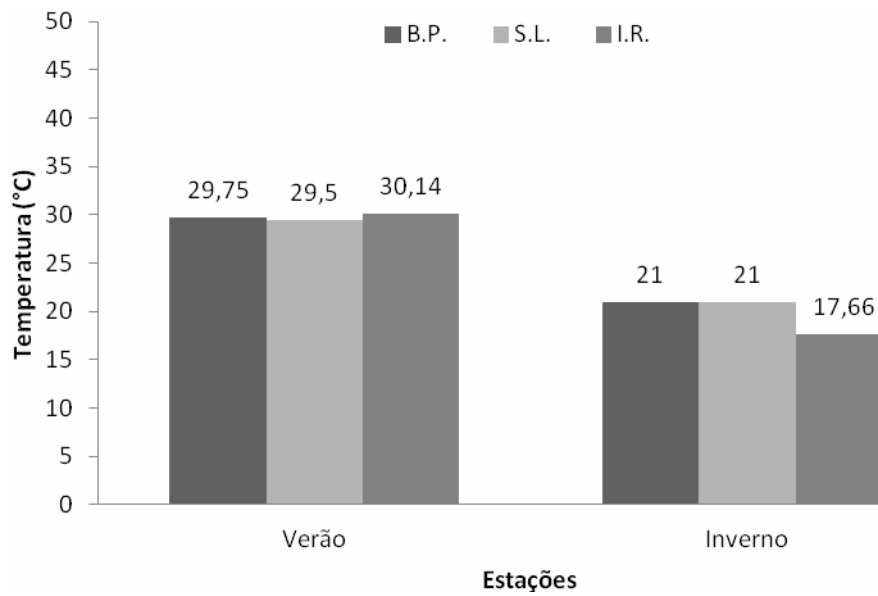


Figura 7 - Valores de temperatura (°C) registrados para cada planície de maré monitorada nas estações de verão e de inverno, sendo B.P. = Baixio do Perigo; S.L. = Saco do Limoeiro; e I.R. = Ilha Rasa.

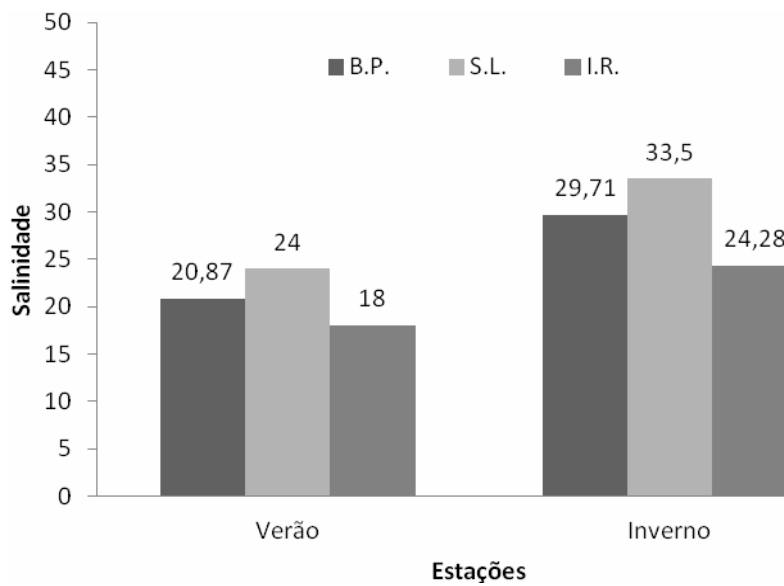


Figura 8 - Valores de salinidade registrados para cada planície de maré monitorada nas estações de verão e de inverno, sendo B.P. = Baixio do Perigo; S.L. = Saco do Limoeiro; e I.R. = Ilha Rasa.

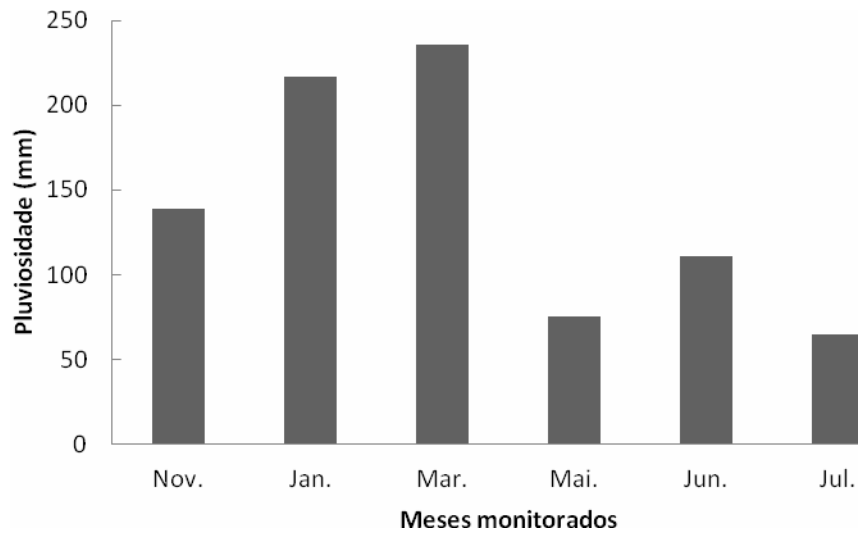


Figura 9 - Pluviosidade média (mm) da estação meteorológica de Paranaguá durante os meses em que as planícies de maré foram monitoradas no litoral do Paraná.

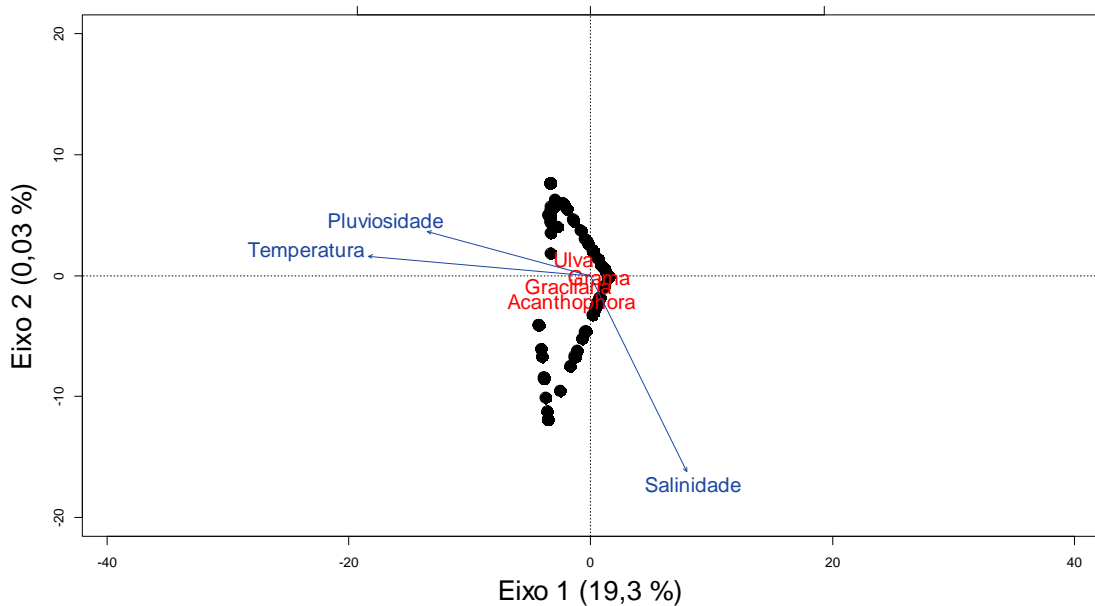


Figura 10 - Análise de correlação canônica entre os parâmetros ambientais e a abundância dos recursos alimentares monitorados nas três planícies de maré no litoral do Paraná. O eixo 1 explica apenas 19,3% da variação existente nos dados de abundância e o eixo 2, apenas 0,03%, sendo a relação não significativa.

Durante todos os monitoramentos de verão, verificou-se a presença de embarcações em todas as planícies de maré; e em todos os monitoramentos de inverno no Baixio do Perigo e na Ilha Rasa, a presença de redes de pesca. A presença de epífitas sobre as fanerógamas marinhas foi verificada apenas para o baixio da Ilha Rasa, em ambas as estações (Tab. II).

Tabela II - Caracterização das planícies de maré quanto à presença de embarcações, redes de pesca e florescimento de epífitas sobre as fanerógamas marinhas nas estações monitoradas.

	VERÃO			INVERNO		
	Embarcações	Redes de pesca	Epífitas	Embarcações	Redes de pesca	Epífitas
Baixio do Perigo	1	0	0	0	1	0
Saco do Limoeiro	1	0	0	1	0	0
Ilha Rasa	1	1	1	0	1	1

Além disso, dragagens são realizadas desde 2009 na área abrangida pelo porto de Paranaguá e Antonina (Tab. III) e é observada uma intensificação do período anual dragado (estações chuvosas (primavera e verão) e secas (outono e inverno)), exceto no ano de 2010, quando as atividades foram suspensas. Entretanto, importante destacar que ao longo de 2013 as dragagens foram ininterruptas.

Tabela III - Período das atividades de dragagem do canal portuário da Baía de Paranaguá, litoral do Paraná.

	2008	2009	2010	2011	2012	2013	2014
Chuvosa (Out – Mar)	-	X	-	X	X	X	X
Seca (Abr – Set)	-	X	-	-	X	X	X

Das planícies de maré monitoradas, a Ilha Rasa (IR) (Fig. 11) é a maior em área, com 1 km², seguida do Baixio do Perigo (BP), com 0,18 km² e do Saco do Limoeiro (SL), com 0,18 km². A abundância de fanerógama marinha *H. wrightii* diferiu significativamente entre as estações analisadas para as planícies de maré monitoradas ($p = 2,601^{e-07}$), sendo que no verão, as maiores porcentagens de cobertura foram encontradas no Baixio do Perigo e no Saco do Limoeiro; e apenas o baixio da Ilha Rasa apresentou maior porcentagem de cobertura no inverno (Tab. IV). Quando analisados os quadrantes que continham fanerógama marinha entre as planícies de maré monitoradas, não foi encontrada diferença significativa entre as porcentagens de cobertura ($p = 0,4165$); no entanto, entre as estações, foi encontrada diferença significativa para as porcentagens de cobertura de fanerógama marinha ($p = 8,239^{e-}$

08).

Os comprimentos das fanerógamas diferiram entre as estações analisadas, sendo que os maiores comprimentos observados foram para a planície de maré da Ilha Rasa, em ambas as estações (Verão: $9,68 \text{ cm} \pm 3,71 \text{ cm}$ (4,20; 17,6); Inverno: $8,34 \pm 3,18$ (4,5; 20,5)). Os menores comprimentos foram registrados no Saco do Limoeiro, em ambas as estações ($5,96 \text{ cm} \pm 1,57 \text{ cm}$ (3,84; 9,70); Inverno: $6,64 \pm 3,08$ (3,3; 13,6)).



Figura 11 - Planície de maré da Ilha Rasa, litoral do Paraná, evidenciando a cobertura de fanerógama marinha *Halodule wrightii*, em janeiro de 2014.

As maiores áreas de cobertura de fanerógama marinha foram encontradas no baixio do Saco do Limoeiro ($452,5\text{m}^2$ de 1900m^2 amostrados), no mês de janeiro (correspondente à estação de verão), e na Ilha Rasa ($401,5\text{m}^2$ de 5800m^2 amostrados), no mês de julho (correspondente à estação de inverno). O Baixio do Perigo foi o que apresentou menor área de cobertura por fanerógamas marinhas em ambas as estações de análise ($p < 0,05$) (Fig. 12).

As macroalgas associadas às fanerógamas marinhas encontradas nas planícies de maré foram identificadas como *Ulva* sp., *Gracilaria domingensis* e *Acanthophora* sp. No verão, todas as macroalgas foram encontradas no Baixio do Perigo, e no inverno, apenas a clorófita *Ulva* sp. Para o Saco do Limoeiro, a macroalga *Acanthophora* sp. foi muito abundante no verão, estando também presente *G. domingensis* nesta estação; no inverno, todas as macroalgas foram registradas, no entanto, em baixa abundância. No baixio da Ilha Rasa, não houve registro de macroalgas associadas às pradarias durante o verão, porém, no inverno *Ulva* sp. esteve presente em baixa abundância (Tab. IV).

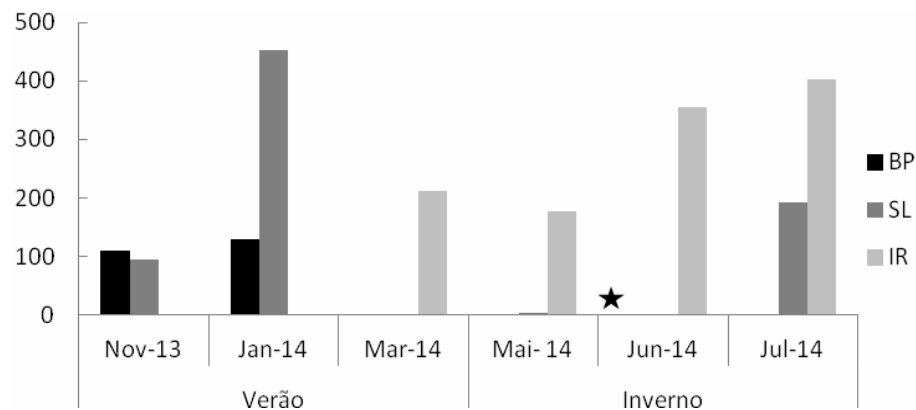


Figura 12 - Área de cobertura de fanerógamas marinhas nos meses amostrados. Novembro, janeiro e março correspondem ao verão; e maio, junho e julho, ao inverno. Importante destacar que os baixios não foram amostrados nos mesmos meses, por isso, a ausência de barras e de cobertura em alguns meses. Legenda: BP: Baixio do Perigo; SL: Saco do Limoeiro; IR: Ilha Rasa; Baixio do Perigo foi amostrado no mês de junho, mas a área de cobertura foi igual a zero.

Tabela IV - Número de quadrantes amostrados com sua respectiva área amostrada, porcentagem de cobertura e quadrantes contendo as macroalgas marinhas registradas nas três planícies de maré monitoradas no Paraná, para cada estação de verão e de inverno.

	Baixio do Perigo		Saco do Limoeiro		Ilha Rasa	
	Verão	Inverno	Verão	Inverno	Verão	Inverno
Número de quadrantes amostrados	64	35	48	52	77	113
Área total amostrada (m ²)	6400	3500	4800	5200	7700	11300
Área (m ²)	240,11	0,5	526,62	196	597	930,13
% cobertura	3,75	0,014	10,97	3,76	7,85	8,25
Quadrantes	21	2	15	21	39	64
Abundância relativa considerando a área (m ²) e o tamanho (cm) da fanerógama marinha						
<i>Halodule wrightii</i>	10,84	0,006	18,75	10,07	52,02	38,77
<i>Gracilaria domingensis</i>						
Área (m ²)	6	0	5	0,5	0	0
% cobertura	0,09	0	0,10	0,009	0	0
Quadrantes	4	0	9	1	0	0
<i>Ulva</i> sp.						
Área (m ²)	692,7	1,68	0	1,25	0	9,83
% cobertura	10,82	0,048	0	0,02	0	0,08
Quadrantes	50	8	0	1	0	19
<i>Acanthophora</i> sp.						
Área (m ²)	164,12	0	275,55	4,75	0	0
% cobertura	2,56	0	5,74	0,09	0	0
Quadrantes	22	0	33	5	0	0

Quando comparados os dados de porcentagem de cobertura com o estudo anterior realizado por LEIS (2012), nota-se que a abundância de fanerógama marinha diminuiu tanto no Saco do Limoeiro, quanto no Baixio do Perigo (Fig. 13), e que o grau de cobertura é menor desde 2009 no Baixio do Perigo, quando comparado ao Saco do Limoeiro.

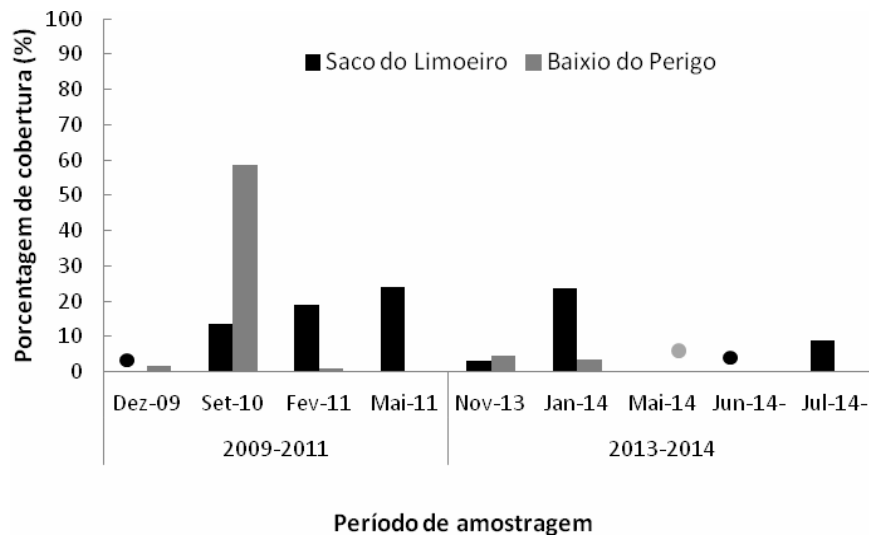


Figura 13 - Porcentagens de cobertura de *Halodule wrightii* no Saco do Limoeiro e no Baixio do Perigo nos meses amostrados por Leis (2012) entre 2009 e 2011, e no presente estudo, entre 2013 e 2014. Os círculos coloridos representam a ausência de monitoramento do baixio no mês específico.

Análise espacial dos dados de cobertura

Na estação de verão, o Baixio do Perigo apresentou quadrantes amostrados com grau de cobertura de 80% a 100% de fanerógama marinha, sendo que a área máxima foi de 95m² do quadrante. Os dados gerados pela interpolação IDW mostraram maior cobertura na face norte de BP (Fig. 14). O baixio da Ilha Rasa apresentou área máxima de cobertura do quadrante de 76,25m², e a maioria dos quadrantes amostrados com alto grau de cobertura (de 80% a 100%). No entanto, a nordeste da planície de maré IR as áreas não apresentaram cobertura de fanerógamas marinhas (Fig. 15). O Saco do Limoeiro apresentou sua região leste com maior cobertura de grama, sendo a área máxima coberta de 81,25m² (Fig. 16).

No inverno, o Baixio do Perigo apresentou área máxima de cobertura de 0,25m² (Fig. 17), além de ter sido a planície de maré com menor grau de cobertura por fanerógamas, não só nessa estação, como também no verão. A Ilha Rasa apresentou área máxima de 100m² com fanerógamas marinhas (Fig. 18), sendo que o grau de cobertura por *H. wrightii* foi maior no

inverno do que no verão. E o Saco do Limoeiro apresentou área máxima com fanerógamas de 67,5m² (Fig. 19). Todas as planícies de maré apresentaram diferenças espaciais significativas quanto ao grau de cobertura de fanerógamas e macroalgas marinhas quando comparadas as estações analisadas ($p < 0,05$).

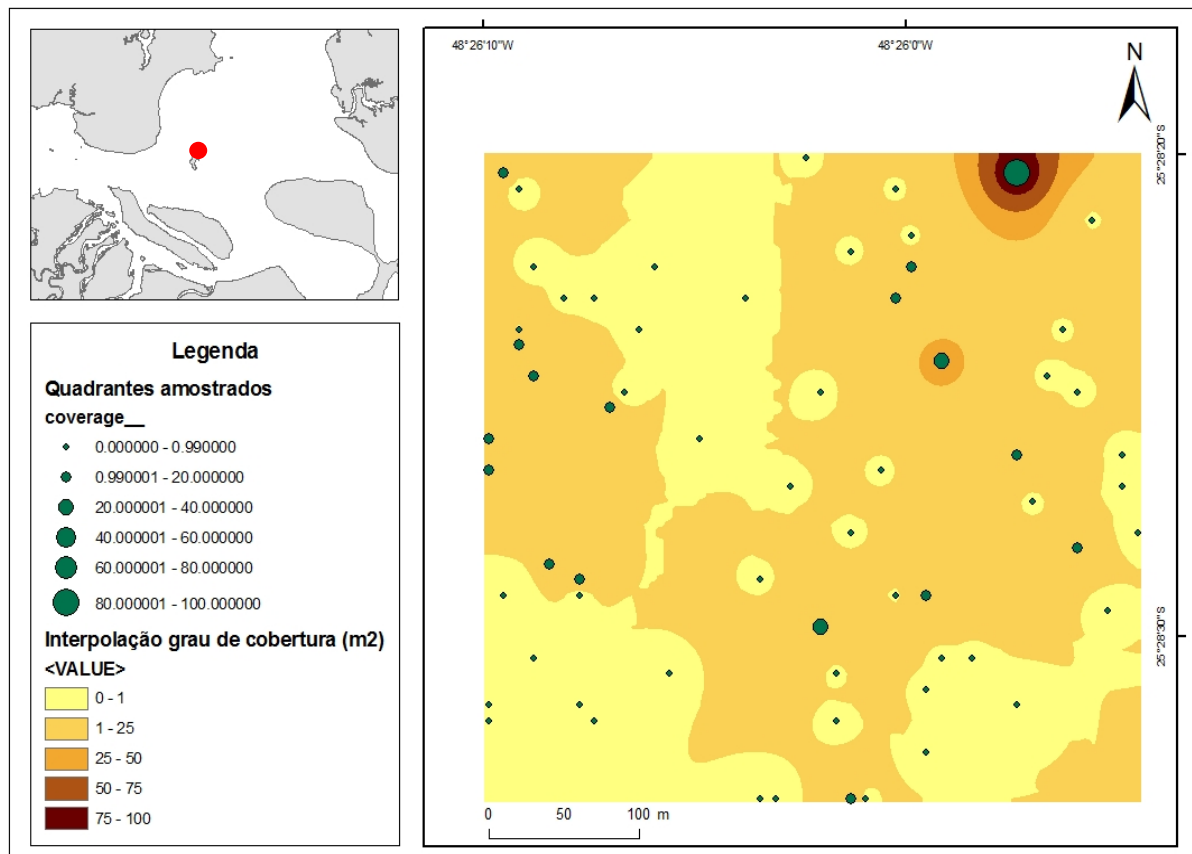


Figura 14 - Interpolação dos dados de cobertura vegetal pelo método IDW, mostrando os quadrantes amostrados e o grau de cobertura (m²) das fanerógamas marinhas no Baixo do Perigo (círculo vermelho na figura à esquerda), na estação de verão.

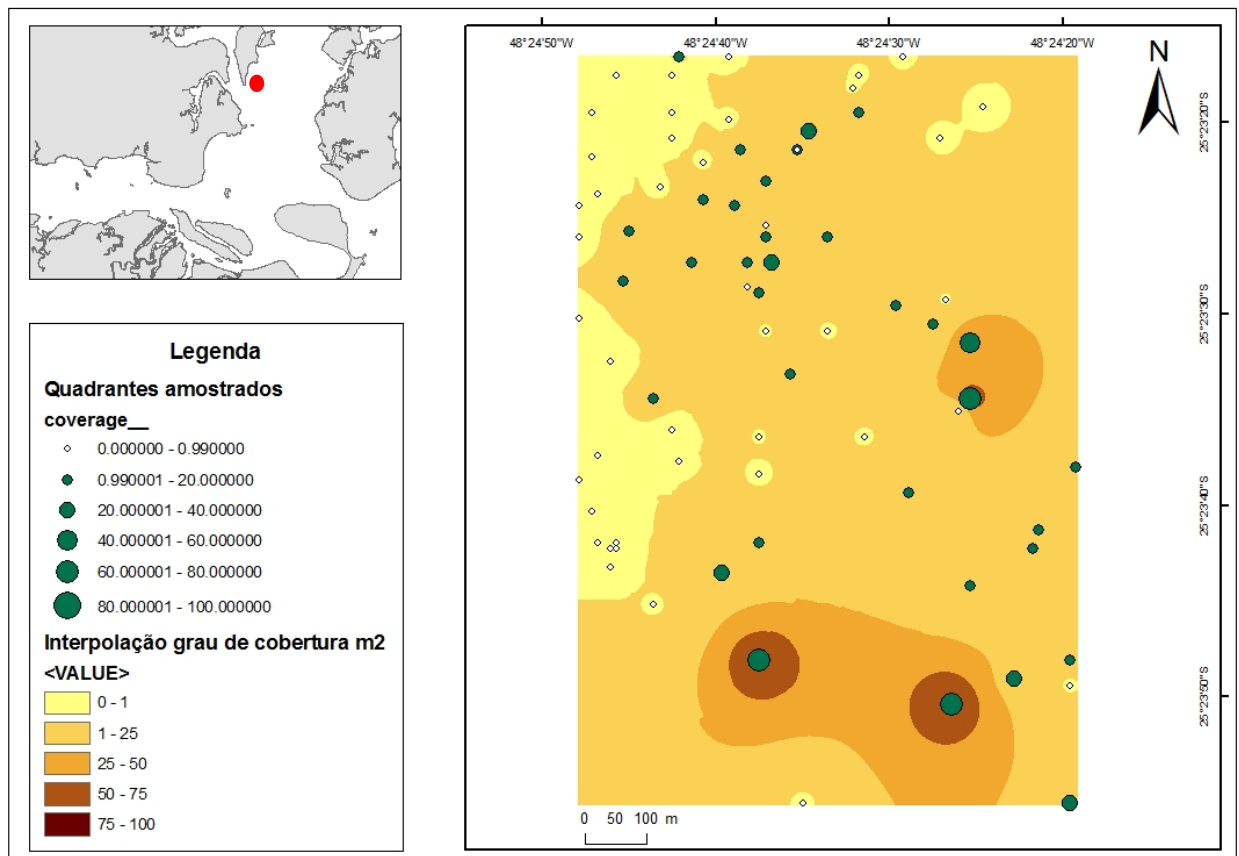


Figura 15 - Interpolação dos dados de cobertura vegetal pelo método IDW, mostrando os quadrantes amostrados e o grau de cobertura (m^2) das fanerógamas marinhas na Ilha Rasa, círculo vermelho na figura à esquerda, na estação de verão.

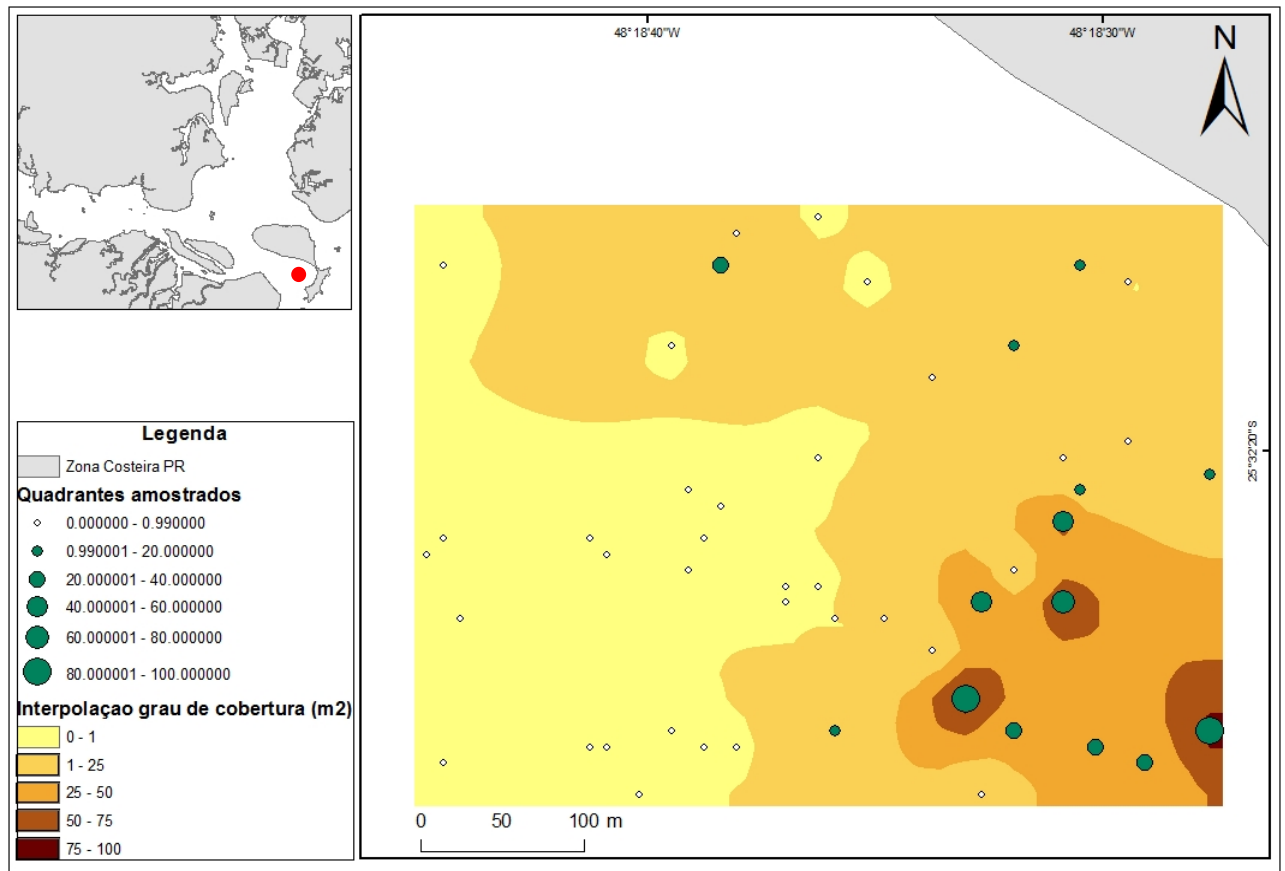


Figura 16 - Interpolação dos dados de cobertura vegetal pelo método IDW, mostrando os quadrantes amostrados e o grau de cobertura (m²) das fanerógamas marinhas no Saco do Limoeiro, círculo vermelho na figura à esquerda, na estação de verão.

A macroalga *Gracilaria domingensis* foi a que apresentou menor cobertura em todos os baixios em que esteve presente, sendo 3,5 m² no Baixio do Perigo, no verão; 1,75 m² no Saco do Limoeiro, também no verão; e 0,5 m² no Saco do Limoeiro, no inverno (Fig. 20, Fig. 21, Fig. 22, respectivamente). *Ulva* sp. ocorreu em uma área máxima de 77,5 m² no Baixio do Perigo, durante o verão (Fig. 23), e de 3,75 m² na Ilha Rasa, no inverno (Fig. 24). A área de cobertura de *Ulva* sp. no Baixio do Perigo e no Saco do Limoeiro, durante o inverno, foram mínimas e a macroalga esteve presente em apenas um dos quadrantes totais amostrados. Devido a isso, mapas de interpolação não foram gerados.

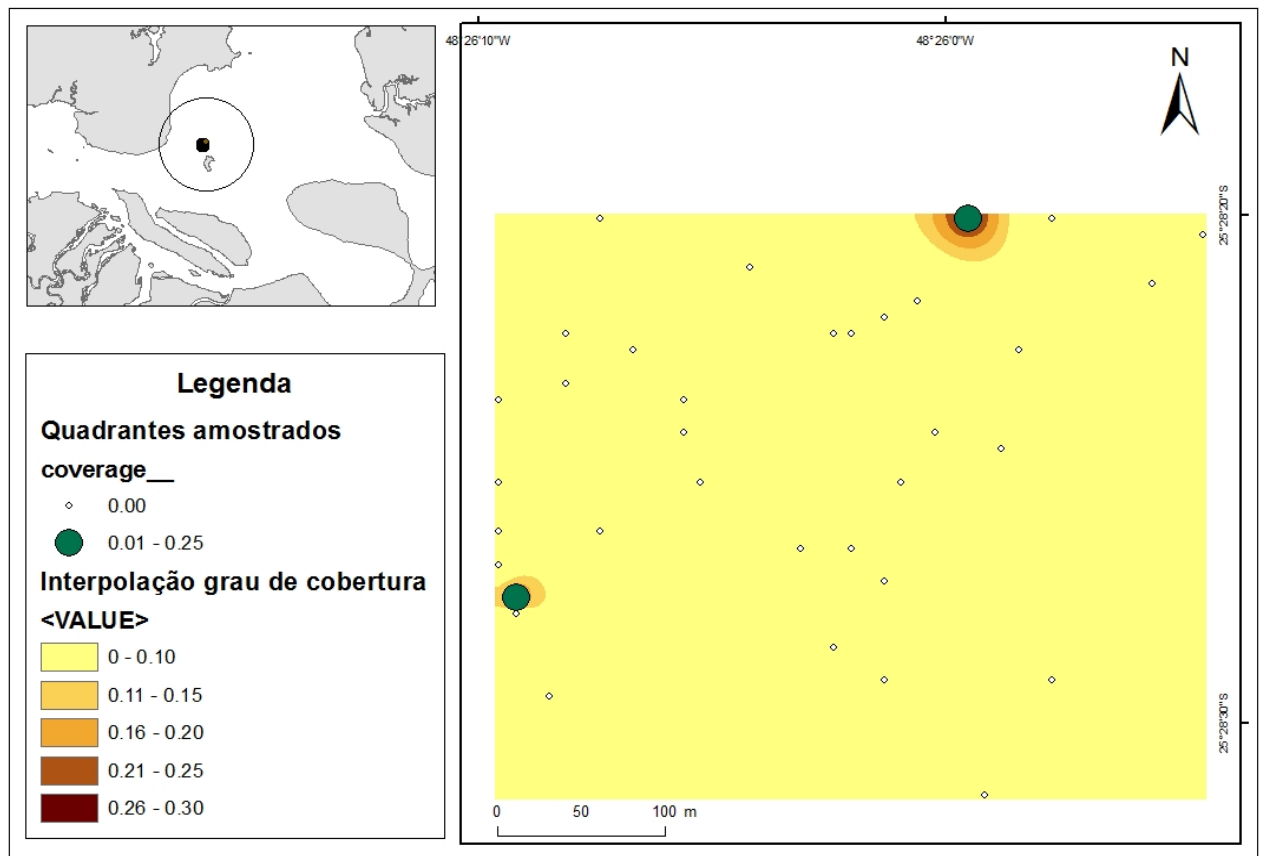


Figura 17 - Interpolação dos dados de cobertura vegetal pelo método IDW, mostrando os quadrantes amostrados e o grau de cobertura (m^2) das fanerógamas marinhas no Baixio do Perigo, na estação de inverno.

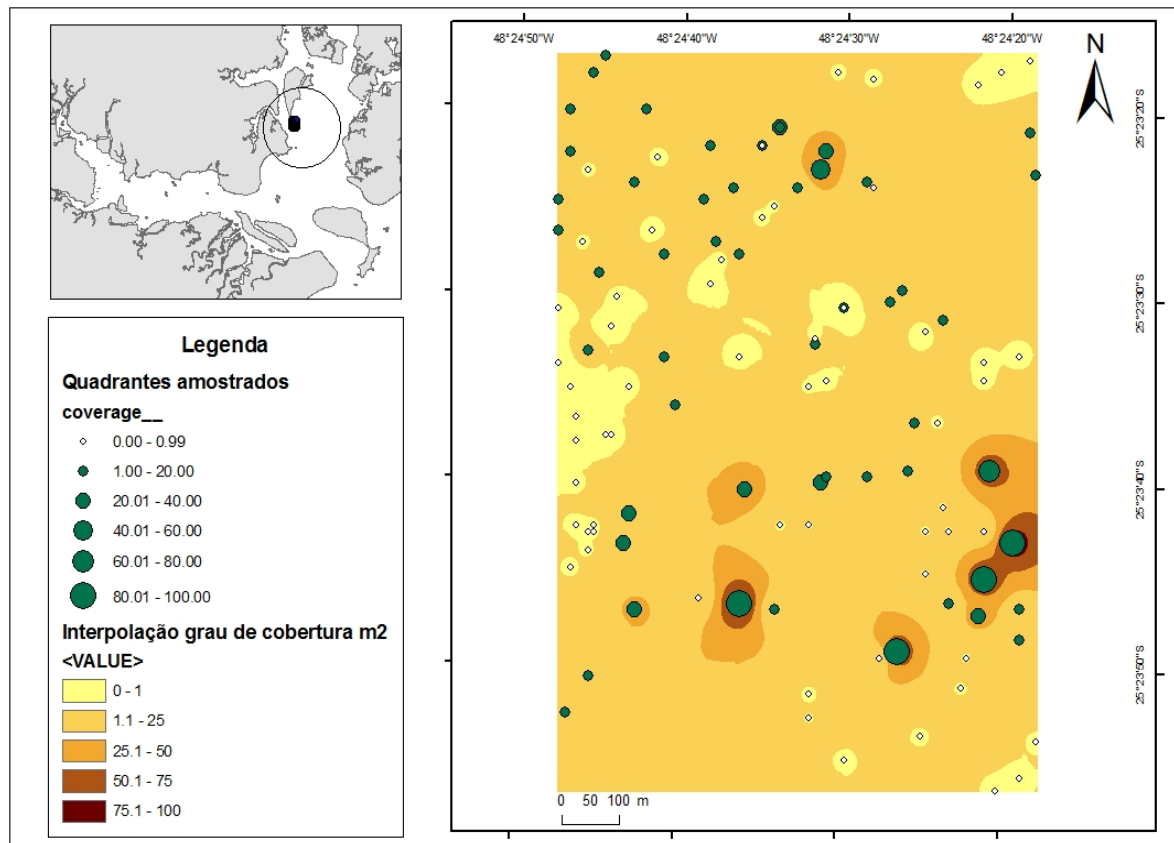


Figura 18 - Interpolação dos dados de cobertura vegetal pelo método IDW, mostrando os quadrantes amostrados e o grau de cobertura (m^2) das fanerógamas marinhas na Ilha Rasa, na estação de inverno.

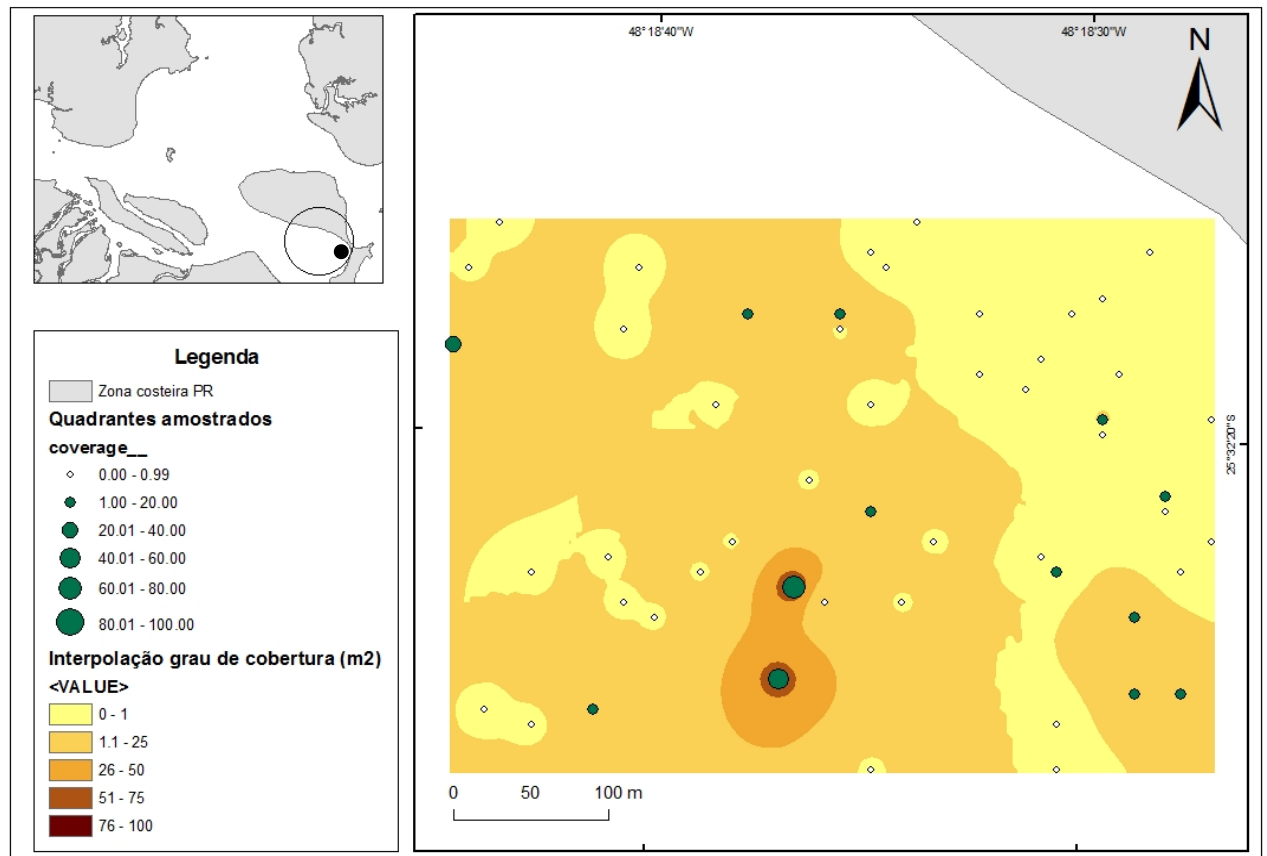


Figura 19 - Interpolação dos dados de cobertura vegetal pelo método IDW, mostrando os quadrantes amostrados e o grau de cobertura (m²) das fanerógamas marinhas no Saco do Limoeiro, na estação de inverno.

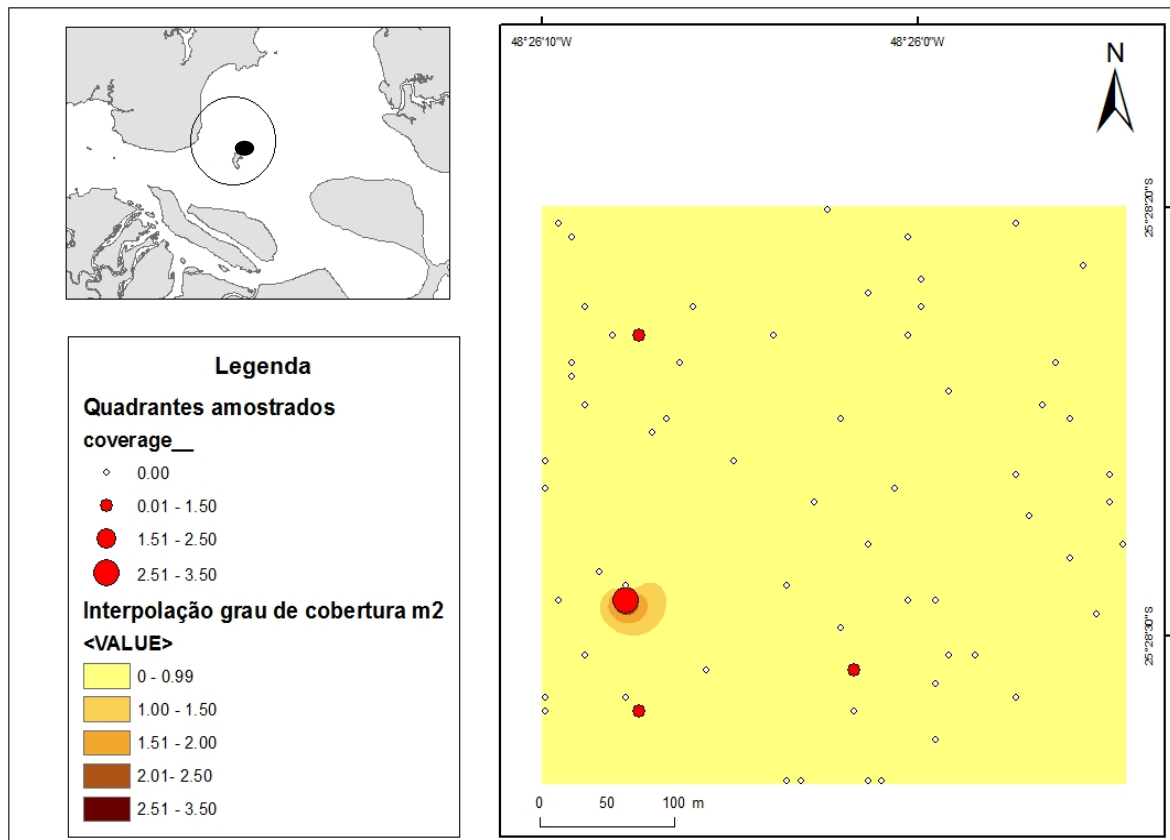


Figura 20 - Interpolação dos dados de cobertura vegetal pelo método IDW, mostrando os quadrantes amostrados e o grau de cobertura (m^2) de *Gracilaria domingensis* no Baixio do Perigo, na estação de verão.

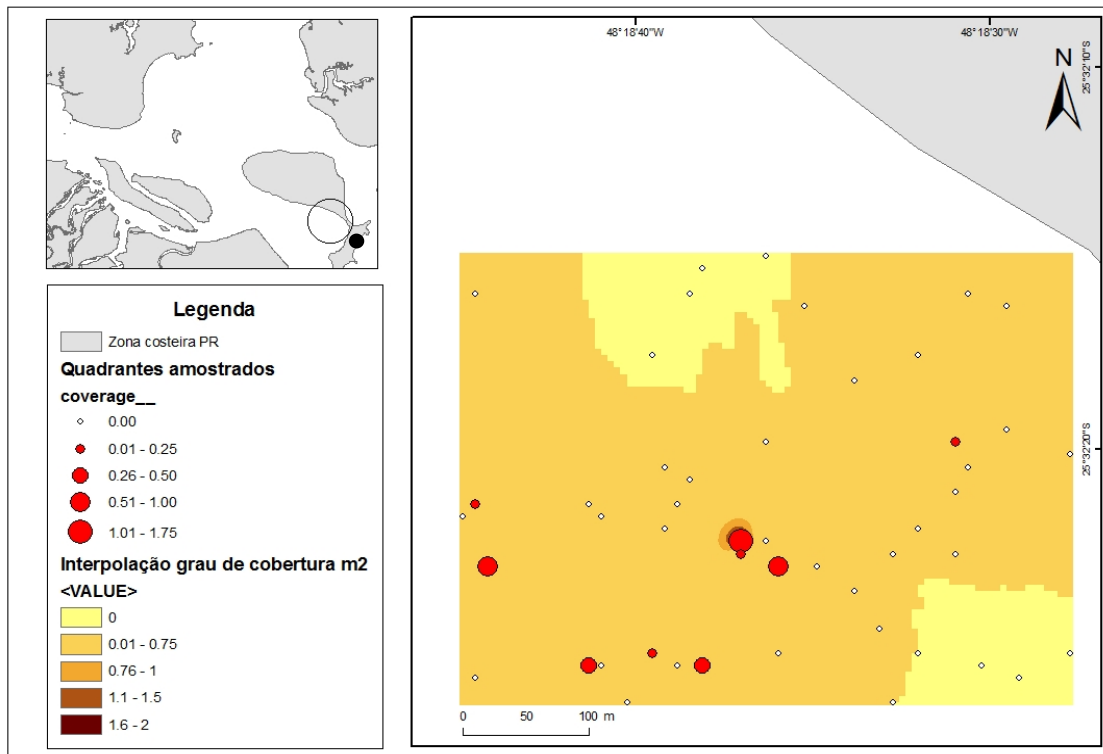


Figura 21 - Interpolação dos dados de cobertura vegetal pelo método IDW, mostrando os quadrantes amostrados e o grau de cobertura (m^2) de *Gracilaria domingensis* no Saco do Limoeiro, na estação de verão.

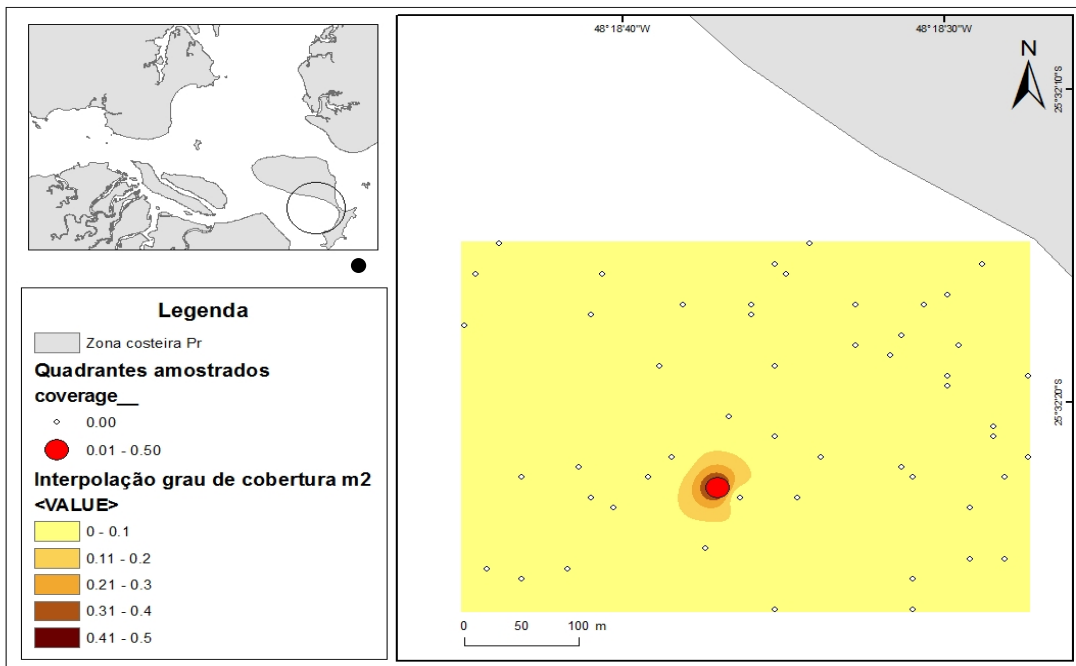


Figura 22 - Interpolação dos dados de cobertura vegetal pelo método IDW, mostrando os quadrantes amostrados e o grau de cobertura (m^2) de *Gracilaria domingensis* no Saco do Limoeiro, na estação de inverno

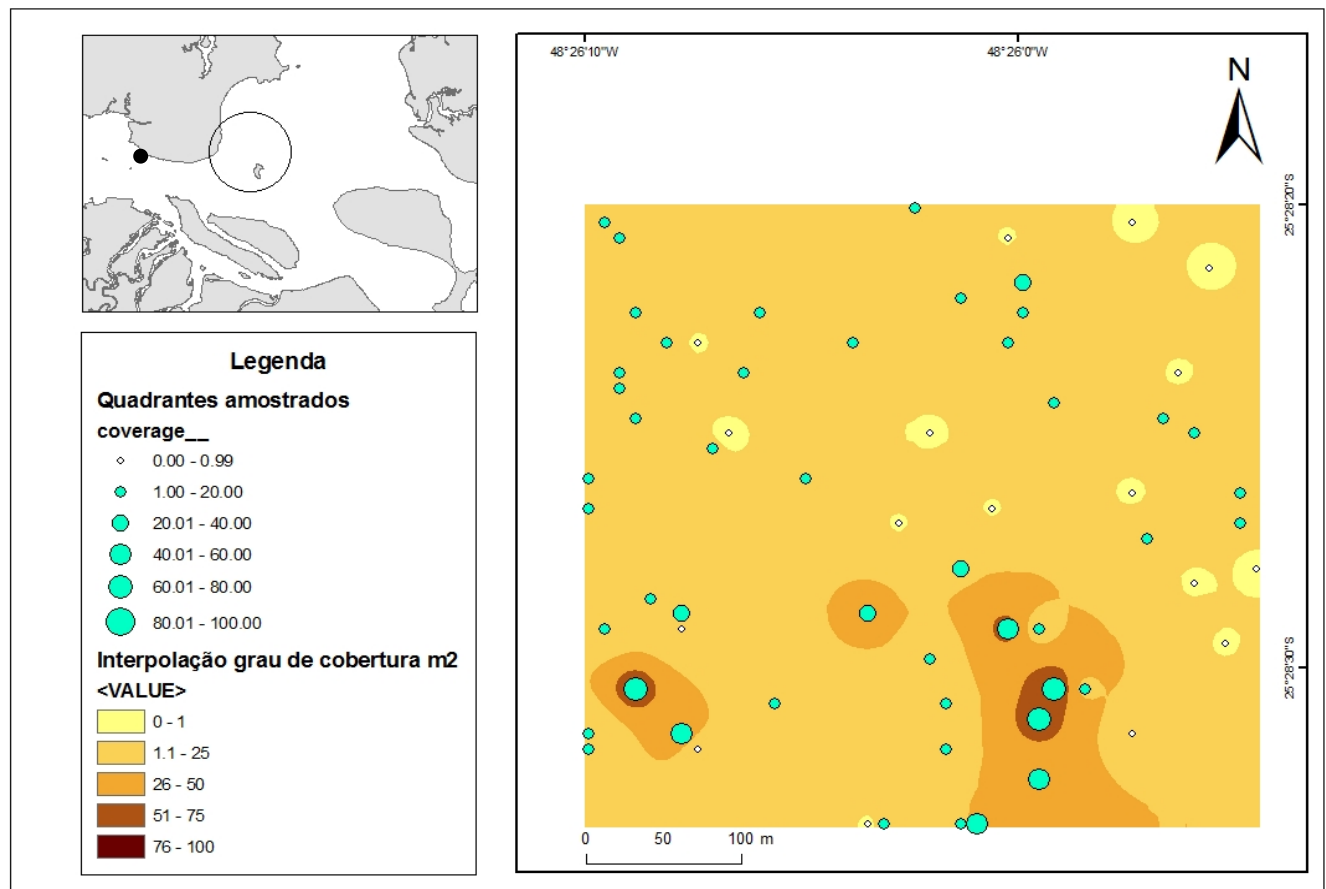


Figura 23 - Interpolação dos dados de cobertura vegetal pelo método IDW, mostrando os quadrantes amostrados e o grau de cobertura (m^2) de de *Ulva* sp. no Baixio do Perigo, na estação de verão.

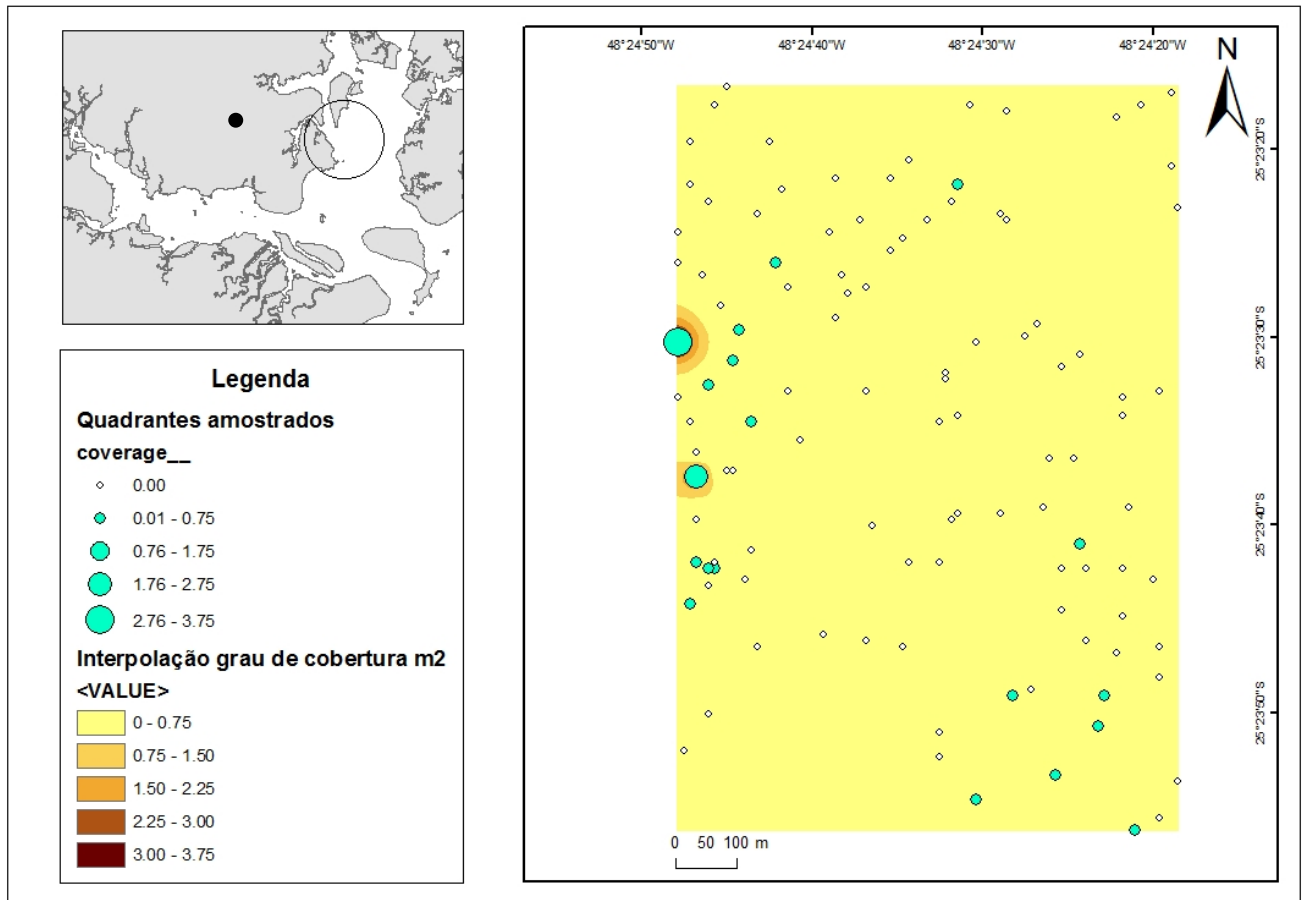


Figura 24 - Interpolação dos dados de cobertura vegetal pelo método IDW, mostrando os quadrantes amostrados e o grau de cobertura (m^2) de *Ulva* sp. na Ilha Rasa, na estação de inverno.

Monitoramento das planícies de maré pelo método das transecções lineares

O método das transecções lineares, além de cobrir uma área maior, o detalhamento quanto à cobertura também foi maior, sendo que para os monitoramentos de verão, todas as planícies de maré apresentaram a fanerógama marinha *H. wrightii*, em diferentes percentagens de ocorrência (BP: 26,66%; SL: 13,33%; IR 16,66%). No inverno, esta fanerógama foi registrada apenas na planície da Ilha Rasa (16,66%). Quanto às macroalgas associadas, no verão, apenas *Acanthophora* sp. foi registrada nas transecções lineares do Saco do Limoeiro (10%), sendo que nenhuma outra macroalga foi encontrada em nenhum dos baixios. No inverno, apenas *Ulva* sp. foi registrada para o Baixo do Perigo, com percentagem de ocorrência de 100% dos quadrantes contidos dentro da transecção. Quando analisados estatisticamente, houveram diferenças significativas entre as percentagens de ocorrência de

cada recurso alimentar entre as estações ($p < 0,05$); entre as planícies de maré, a diferença também foi significativa para fanerógamas e todas as macroalgas registradas ($p < 0,05$).

Relação de uso do recurso alimentar

A partir dos dados da dieta das tartarugas-verde juvenis no litoral do Paraná nos anos de 2013 e 2014 (artigo 1), e de abundância dos recursos alimentares, foi obtida a eletividade (Tab. V). No verão, o consumo de *H. wrightii* foi maior (FO% = 12,5) do que no inverno (FO% = 6,25), assim como a abundância deste recurso alimentar (22,43, verão; 11,91, inverno). A relação consumo e disponibilidade da fanerógama marinha em ambas as estações foi igual a zero, ocorrendo um consumo aleatório deste item pelas tartarugas-verde juvenis que forrageiam nas planícies de maré do CEP (Tab. V).

Quanto às macroalgas, para *Gracilaria domingensis*, pode ter havido preferência alimentar em todas as planícies de maré monitoradas, em ambas as estações de análise ($D = +1$). A relação de consumo e abundância de *Ulva* sp. foi positiva no inverno, entretanto este item foi evitado pelas tartarugas-verde no verão ($D < 0$). Não foi possível obter a eletividade da macroalga *Acanthophora* sp. devido a sua ausência nos tratos digestórios das tartarugas-verde analisadas no Paraná, o que pode ser causado pela difícil identificação e estágio de decomposição das macroalgas fragmentadas.

Tabela V - Índices de eletividade dos recursos alimentares consumidos por tartarugas-verde juvenis, identificados nas três planícies de maré monitoradas no Complexo Estuarino de Paranaguá, Paraná, nas estações de verão e de inverno.

Recursos alimentares	Verão	Inverno
<i>Halodule wrightii</i>	0,01	0,04
<i>Gracilaria domingensis</i>	1,58	1,01
<i>Ulva</i> sp.	- 0,04	1,41

*Em negrito, os itens de preferência.

Discussão

No litoral do Paraná, para as planícies de maré monitoradas na área do CEP, a cobertura de *Halodule wrightii* durante o ano diferiu entre as estações de verão e de inverno, possivelmente influenciada pelo início do florescimento e crescimento desta fanerógama durante as estações de primavera e verão, além das temperaturas mais altas e maior incidência de luz nestas estações (Bach *et al.*, 1998; Hall *et al.*, 1999; Sordo *et al.*, 2011). Todas as planícies de maré continham *H. wrightii* na estação de verão, o que pode ser observado tanto pelo método de quadrantes como pelo de transecções lineares.

Embora a incidência de luz controle a distribuição e a abundância das fanerógamas marinhas (Hall *et al.*, 1999), fazendo com que as áreas rasas das planícies de maré sejam habitats favoráveis para estas angiospermas, parâmetros físicos, como a ação das ondas também devem ser considerados, uma vez que se a energia destas for alta, tais habitats deixam de ser favoráveis para o desenvolvimento das fanerógamas marinhas (Koch, 2001). Alterações nos parâmetros físicos também podem ser causadas pelas dragagens, as quais ressuspendem o sedimento fino do fundo (Abal & Dennison, 1996; Erftemeijer & Lewis III, 2006), que é depositado naturalmente em zonas de baixa energia do estuário, como as planícies de maré, e são, possivelmente, as responsáveis pela redução da cobertura de fanerógama marinha no Baixio do Perigo de 2009 a 2014. Apenas em 2010 é observada uma alta abundância de fanerógama marinha, o que pode, novamente, estar relacionado às atividades de dragagem, que estiveram suspensas neste ano. Em maio de 2011, foi registrado o soterramento completo das gramíneas no Baixio do Perigo, processo simultâneo à intensificação das dragagens. O Baixio do Perigo também é impactado por contaminação química oriunda da poluição da zona portuária, podendo influenciar na diminuição das fanerógamas e na maior abundância de *Ulva* sp., macroalga resistente a ambientes eutrofizados (Burrows, 1971; Fytianos *et al.*, 1999), com florescimento contínuo ao longo do ano (Guebert-Bartholo *et al.*, 2011).

A planície de maré da Ilha Rasa apresentou, em ambas as estações de monitoramento, não só a maior porcentagem de cobertura, como também a maior área coberta por gramíneas, quando considerado o comprimento folicular das mesmas. Isso evidencia a importância dessa planície para a manutenção destes habitats de alimentação de diversas espécies marinhas ameaçadas, incluindo as tartarugas-verde (Guebert-Bartholo *et al.*, 2011). A maior abundância

de fanerógama marinha na Ilha Rasa pode ser justificada pelo fato desta planície ser, entre as três monitoradas, a mais abrigada e protegida das atividades portuárias (Araújo, 2001, Ângulo, 2004; Lamour *et al.*, 2004). No entanto, esta foi a única planície de maré que apresentou epífitas sobre as fanerógamas marinhas, as quais tem um aumento em biomassa devido ao incremento de nutrientes na coluna d'água como já observado por Sordo *et al.* (2011). Este incremento pode ser resultado do aporte de água doce dos estuários do Benito e do Itaqui (Noernberg *et al.* 2006), os quais margeiam esta planície de maré (Lamour *et al.*, 2004), e acabam causando a eutrofização da água e crescimento das epífitas (Sordo *et al.*, 2011).

Quanto às macroalgas associadas às pradarias, no método dos quadrantes, o Baixio do Perigo apresentou a maior diversidade de recursos no verão; seguido do Saco do Limoeiro, no inverno, no qual *Acanthophora* sp. foi a macroalga mais abundante, como já registrado em descrições da área por outros estudos (Couto, 1996; Lana *et al.*, 2001; Gusmão-Junior & Lana, 2015). A rodófito *G. domingensis* apresentou área de cobertura mínima nas três planícies de maré em que foi registrada, como pode ser verificado na análise espacial dos dados. Utilizando o método das transecções lineares, foram registradas apenas duas macroalgas: *Acanthophora* sp., no verão, no Saco do Limoeiro; e *Ulva* sp., no inverno, no Baixio do Perigo, o qual, devido a maior exposição aos poluentes do Porto de Paranaguá, é um setor eutrofizado e, portanto, propício para a floração dessa macroalga (Burrows, 1971; Fytianos *et al.*, 1999).

A partir dos resultados encontrados para a relação consumo-abundância apresentada pelas tartarugas-verde no litoral paranaense, é observada uma mudança não apenas da dieta dos espécimes a partir do ano de 2011 (quando a fanerógama marinha deixa de ser o item alimentar mais importante, e as macroalgas passam a ser mais consumidas) conforme apresentado no artigo 1 deste documento, mas também da área de alimentação. O consumo de fanerógamas marinhas no inverno, quando a abundância deste item é baixa (Sordo *et al.*, 2011), é pouco frequente e ocorre de forma aleatória. Além disso, nesta estação, as tartarugas-verde podem tanto se alimentar dos demais recursos disponíveis quanto migrarem para áreas mais ao norte, de águas mais quentes e com maior abundância de recursos (*c.f.* observado por Gonzalez-Carman *et al.*, 2012 na Argentina). No verão, mesmo as fanerógamas marinhas sendo mais abundantes, também foi verificado um consumo aleatório deste item alimentar. Esta aleatoriedade pode ser justificada pela presença de embarcações na área devido às atividades turísticas (Hazel *et al.*, 2007), as quais, provavelmente mantêm as

tartarugas-verde afastadas das áreas monitoradas, assim como já observado para mamíferos marinhos no litoral paranaense na presença de embarcações (Oliveira, 2011). Ainda, no verão a pluviosidade é maior e as atividades de dragagem portuária são mais constantes, o que pode causar o soterramento das pradarias (Erftemeijer & Lewis III, 2006).

A rodófito *G. domingensis*, que foi a espécie de macroalga menos abundante nas três planícies de maré analisadas, foi consumida em alta frequência nos anos de monitoramento da área de alimentação (2013 e 2014). As tartarugas-verde também apresentaram preferência alimentar pela clorófito *Ulva* sp. em todos as planícies durante o inverno, a qual é abundante ao longo do CEP. Os dados de eletividade indicam a preferência das tartarugas-verde por estas macroalgas durante o ano de análise da abundância dos recursos alimentares.

Todas as planícies de maré monitoradas são ambientes de baixa energia, com parâmetros físicos e geomorfológicos favoráveis ao estabelecimento da fanerógama *H. wrightii* (Sordo *et al.*, 2011; Leis *et al.*, 2012). Contudo, em estudos realizados desde 2009, é observada a redução da abundância deste recurso alimentar no litoral paranaense (Leis *et al.*, 2012). O declínio das pradarias de fanerógama marinha não se restringe ao Paraná, ele ocorre globalmente desde a década de 80 e é resultado dos impactos antrópicos, incluindo a eutrofização das águas (Orth *et al.*, 2006; Short *et al.*, 2006; Waycott *et al.*, 2009).

São evidentes neste estudo as alterações das áreas utilizadas para forrageamento pelas tartarugas-verde no litoral do Paraná, além da alteração na dieta dos espécimes, quando comparada ao estudo anterior (Guebert-Bartholo *et al.*, 2011). A partir dos dados de dieta presentes no Artigo 1 deste documento, o consumo de macroalgas pelas tartarugas-verde é maior do que o de fanerógamas marinhas. Apesar das planícies de maré se localizarem próximas a unidades de conservação, é registrada uma redução da abundância do recurso alimentar presente nelas, representando uma perda de habitat de forrageamento decorrente dos impactos antrópicos (dragagens, eutrofização, presença de epífitas) e naturais (turbidez da água, pluviosidade) aos quais estão submetidas. Como consequência, os espécimes passam a se deslocar mais e utilizam uma área maior em busca de recurso alimentar, conforme sugerido por Godley *et al.* (2003).

Considerando a importância das pradarias de fanerógama marinha como ecossistema berçário para diversas espécies marinhas e estabilizadoras do sedimento (Duarte, 2002; Van Katwijk *et al.*, 2010), além de área de alimentação de tartarugas-verde (Guebert-Bartholo *et al.*, 2011), o mapeamento e o monitoramento contínuo destas são úteis para verificar

alterações na abundância dos recursos alimentares (considerando sua manutenção e seu declínio na área). No entanto, os resultados da análise de dieta aliados aos de abundância dos itens alimentares deste estudo, evidenciam que as planícies de maré no litoral paranaense não são a única área utilizada pelas tartarugas-verdes para forrageamento. Os espécimes também se alimentam em outros habitats costeiros, como as ilhas e costões rochosos, uma vez que houve um alto consumo de macroalgas. É essencial, portanto, o monitoramento das demais áreas de alimentação de tartarugas-verde juvenis no litoral do Paraná, visando avaliar seus estados de conservação, os impactos que incidem sobre elas, e consequente conservação da espécie.

Agradecimentos

Os autores agradecem o Centro de Estudos do Mar (CEM/UFPR) e o Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq) pelo apoio financeiro e logístico.

Referências

- ABAL, E.G. AND DENNISON, W.C. Seagrass depth range and water quality in southern Moreton Bay, Queensland, Australia. **Marine and Freshwater Research**, v.47, p: 763-771, 1996.
- AMADO-FILHO, G.M., CREED, J.C., ANDRADE, L.R., PFEIFFER, W.C. Metal accumulation by *Halodule wrightii* populations. **Aquatic botany**, v.80, p: 241-251, 2004.
- ANGULO, J. R. **Geologia da planície costeira do Estado do Paraná**. Tese de Doutorado (Geociências). USP. São Paulo. 339 f. 1992.
- ANGULO, J.R. Mapa do Cenozóico do litoral do Estado do Paraná. **Boletim paranaense de geociências**, n.55, p: 25-42, 2004.
- ARAUJO, A.D. (2001) **Dinâmica sedimentar e evolução paleogeográfica do Saco do Limoeiro na Ilha do Mel, e sua relação com o canal de acesso ao porto de Paranaguá**. Dissertação (Mestrado). Universidade Federal do Paraná, Paraná, 2001.
- BACH, S. S., J. BORUM, M. D. FORTES, AND C. DUARTE. Species composition and plant performance of mixed seagrass beds along a siltation gradient at Cape Bolinao, The Philippines. **Marine Ecology Progress Series**, v174, p:247-256, 1998.
- BELL, S.S., BROOKS, R.A., ROBBINS, B.D., FONSECA, M.S., HALL, M.O. Faunal response to fragmentation in seagrass habitats: implications for seagrass conservation. **Biological conservation**, v100, p:115-123, 2001.
- BJORNDAL, K.A., BOLTEN, A.B. Growth rates of immature green turtles, *Chelonia mydas*, on feeding grounds in the southern Bahamas. **Copeia**, p:555-564, 1988.
- BUCKLAND, S.T. Perpendicular distance models for line transect sampling. **Biometrics**, v.41, p:177-195, 1985.

BUGONI, L.; KRAUSE, L.; PETRY, M. V. Diet of sea turtles in southern Brazil. **Chelonian Conservation and Biology**. Lunenburg, v.4, p: 685-688, 2003.

BURKHOLDER, J.M., TOMASKO, D.A., TOUCHETTE, B.W. Seagrasses and eutrophication. **Journal of experimental marine biology and ecology**, v.350, p: 46-72, 2007.

COUTO, E. C. G. (1996) **Estrutura espaço-temporal da comunidade macrobêntica da planície intertidal do Saco do Limoeiro – Ilha do Mel (Paraná, Brasil)**. Tese (Doutorado), Universidade Federal do Paraná, Paraná, 1996.

CREED, J.C. Distribution, seasonal abundance and shoot size of the seagrass *Halodule wrightii* near its southern limit at Rio de Janeiro state, Brazil. **Aquatic botany**, v.65, p: 47-58, 1999.

CREED, J.C., AMADO-FILHO, G.M. Disturbance and recovery of the macroflora of a seagrass (*Halodule wrightii* Ascherson) meadow in the Abrolhos Marine National Park, Brazil: an experimental evaluation of anchor damage. **Journal of experimental marine biology and ecology**, v.235, p: 285-306, 1999.

DELGADO, O., RUIZ, J., PÉREZ, M., ROMERO, J., BALLESTEROS, E. Effects of fish farming on seagrass (*Posidonia oceanica*) in a Mediterranean bay: seagrass decline after organic loading cessation. **Oceanologica acta**, v.22, 1999.

DOMIT, C; SASAKI, G; ROSA, L; ROSSO-LONDOÑO, M.C. Cetáceos no monitoramento ambiental de atividades portuárias: sentinelas do ambiente marinho. In.BOLDRINI, E.B.; VEDOR DE PAULA, E. **Gestão Ambiental Portuária: subsídios para o licenciamento das dragagens**. Curitiba:Ademadan, p: 308-322, 2009

DUARTE, C.M. The future of seagrass meadows. **Environmental conservation**, v.29, p:192-206, 2002.

DUARTE, C.M., BORUM, J., SHORT, F.T., WALKER, D.I. Seagrass ecosystems: their global status and prospects. **Aquatic ecosystems**, 2008.

ERFTEMEIJER & LEWIS III. Environmental impacts of dredging on seagrasses: A review. **Marine Pollution Bulletin**, v:52, p: 1553-1572, 2006.

FALCÃO, M.G., SARPÉDONTI, V., SPACH, H.L., OTERO, M.E.B., NOGUEIRA DE QUEIROZ, G.M.L., SANTOS, C. A ictiofauna em planícies de maré das Baías das Laranjeiras e de Paranaguá, Paraná, Brasil. **Revista brasileira de Zootecnia**, v.8, p: 125-138, 2006.

FIGUEIREDO, M. A. O.; BARRETO, M. B. B.; REIS, R. P. Caracterização das macroalgas nas comunidades marinhas da Área de Proteção Ambiental de Cairuçu, Parati, RJ – subsídios para futuros monitoramentos. **Revista Brasileira de Botânica**, 27, p: 11 – 17, 2004.

GAMA, L. R. (2012) **Ecologia alimentar de *Chelonia mydas* (Linnaeus, 1758) no litoral do Paraná**. Monografia (Ciências Biológicas), Universidade Federal do Paraná, Paraná, 2012.

GRAYMORE, M.L.M., WALLIS, A.M., RICHARDS, A.J. An index of regional sustainability: A GIS-based multiple criteria analysis decision support system for progressing sustainability. **Ecological complexity**, v.6, p: 453-462, 2009.

GUEBERT-BARTHOLO, F.; BARLETTA, M.; COSTA, M.F.; MONTEIRO-FILHO, E.L.A. Using gut contents to assess foraging patterns of juvenile green turtles *Chelonia mydas* in the Paranaguá Estuary, Brazil. **Endangered Species Research**, v.13, p: 131-143, 2011

GUSMÃO-JUNIOR, J.B.L., LANA, P.C. Spatial variability of the infauna adjacent to intertidal rocky shores in a subtropical estuary. **Hydrobiologia**, v.743, p: 53-64, 2015.

HALL, M. O., M. J. DURAKO, J. W. FOURQUREAN, J. C. ZIEMAN. (1999) Decadal changes in seagrass distribution and abundance in Florida Bay. **Estuaries**, v.22, p: 445–459, 1999.

HEMMING, M. A. & DUARTE, C. M. **Seagrass Ecology**. Cambridge, UK: Cambridge University Press. 297 p, 2000.

ICMBIO (Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade) (2014) Unidades de Conservação – Mata Atlântica, 2014. Disponível em <http://www.icmbio.gov.br/portal/biodiversidade/unidades-de-conservacao/biomas-brasileiros/mata-atlantica/unidades-de-conservacao-mata-atlantica>.

IVLEV, V. S.: **Experimental ecology of the feeding of fishes**, led. Haven: Yale Univ. Press 1961

JACOBS, J. Quantitative Measurement of Food Selection: A Modification of the Forage Ratio and Ivlev's Electivity Index. **Oecologia**, v.14, p: 413 – 417, 1974.

KEMP, W.M.; BATIUK, R.; BARTLESON, R.; BERGSTROM, P.; CARTER, V.; GALLEGOS, C.L.; HUNLEY, W.; KARRH, L.; KOCH, E.W.; LANDWEHR, J.M.; MOORE, K.A.; MURRAY, L.; NAYLOR, M.; RYBICKI, B.; STEVENSON, J.C.; WILCOX, D.J. Habitat requirements for submerged aquatic vegetation in Chesapeake Bay: Water quality, light regime, and physical-chemical factors. **Estuaries**, v.27, p: 363-377, 2004.

KLUMPP, D.W. & A. VAN DER VALK. Nutritional quality of seagrasses (*Posidonia australis* and *Heterozostera tasmanica*): comparison between species and stages of decomposition. **Marine Biology Letters**, v.5, p: 67-83, 1984.

KOCH, E.W. Beyond light: physical, geological, and geochemical parameters as possible submersed aquatic vegetation habitat requirements. **Estuaries**, v.24, p: 1-17, 2001.

LAMOUR, M.R., SOARES, C.R., CARRILHO, J.C. Mapas de parâmetros texturais de sedimentos de fundo do Complexo Estuarino de Paranaguá – PR. **Boletim Paranaense de Geociências**, n.55, p: 77-82, 2004.

LAMOUR, M. R. (2007) **Morfodinâmica sedimentar da desembocadura do Complexo Estuarino de Paranaguá**. Tese (Doutorado), Universidade Federal do Paraná, Paraná, 2007.

LANA, P.C; MARONE, E.; LOPES, R.M.; MACHADO, E.C., The subtropical estuarine complexo of Paranaguá Bay, Brazil. **Coastal Marine Ecosystems of Latin America**. Ecological Studies. Seelinger, U. & Kjerve. B., v.144, p: 131-145, 2001.

LECHOWSKI, M.J. The sampling characteristics of electivity indices. **Oecologia**, v.52, p: 22-30, 1982.

LEIS, M. O.; DOMIT, C.; ROSA, L.; LAMOUR, M. R. **Monitoramento das variações espaço-temporais em áreas de alimentação da tartaruga-verde *Chelonia mydas* no Complexo Estuarino de Paranaguá, PR, Brasil**. In: V Jornada sobre Tartarugas marinhas do Atlântico Sul-Occidental, 2011, Florianópolis

LEIS, M.O. **Interações entre o ambiente sedimentar e pradarias de *Halodule wrightii* do Complexo Estuarino de Paranaguá – PR**. 2012. Monografia (Graduação em Oceanografia) – Universidade Federal do Paraná, Paraná, 2012.

LITTLER, M. M.; LITTLER, D. S. Nondestructive sampling. In: **Ecological field methods: Macroalgae**. Washington: Cambridge University Press, 1985. p: 161 – 175.

LÓPEZ-BARRERA, E.A., LONGO, G.O., MONTEIRO-FILHO, E.L.A. Incidental capture of green turtle (*Chelonia mydas*) in gillnets of small-scale fisheries in the Paranaguá Bay, Southern Brazil. **Ocean and Coastal Management**, v.60, p:11-18, 2012.

LÓPEZ-MENDILAHARSU, M.; GARDNER, S.C.; SEMINOFF, J.A.; RIOSMENA-RODRIGUEZ, R. . Identifying critical foraging habitats of the green turtle (*Chelonia mydas*) along the Pacific coast of the Baja California peninsula, Mexico. **Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems**, v: 15, p: 259–269, 2005.

LÓPEZ-MENDILAHARSU, M. ;GARDNER, S.C. ;RIOSMENA-RODRIGUEZ,R.; SEMINOFF,J.A. Diet selection by immature green turtles (*Chelonia mydas*) at Bahia Magdalena foraging ground in the Pacific coast of the Baja California Peninsula, Mexico. **Journal of the marine biological association of the United Kingdom**, United Kingdom, v.88,n.3,p.641-647,2008.

MARQUES, L. V.; CREED, J. C. **Biologia e Ecologia das Fanerógamas Marinhas do Brasil**. 2008. Tese (Doutorado) – Universidade do Estado do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2008.

MOURA, S.P.G. **Avaliação da ocorrência de resíduos sólidos em áreas de alimentação de tartaruga-verde *Chelonia mydas* (LINNAEUS, 1758), no complexo estuarino de Paranaguá, Brasil**. 29f. Trabalho de conclusão de curso (Licenciatura em Biologia). Pontifícia Universidade Católica, Curitiba, 2011.

NAKASHIMA, S.B. **Dieta da tartaruga-verde, *Chelonia mydas* Linnaeus, 1758 (Testudines, Cheloniidae), no litoral norte do Rio Grande do Sul**. 38f. Dissertação (Mestrado em Zoologia) Faculdade de Biociências, PUCRS, Porto Alegre-RS, 2008.

NETTO, S. A., LANA, P. C. Influence of *Spartina alterniflora* on superficial sediment characteristics of tidal flats in Paranaguá Bay (South-eastern Brazil). **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, n. 44, p: 641-648, 1997.

NOERNBERG, M.A.; LAUTERT, L.F.C.; ARAÚJO, A.D.; MARONE, E.; ANGELOTTI, R.; NETTO JR., J.P.B.; KRUG, L.A. Remote sensing and GIS integration for modelling the Paranaguá Estuarine Complex – Brazil. **Journal of Coastal Research**, v.39, p: 1627-1631, 2006.

ORTH, R.J., CARRUTHERS, T.J.B., DENNISON, W.C., DUARTE, C.M., FOURQUREAN, J.W., HECK JR., K.L., HUGHES, A.R., KENDRICK, G.A., KENWORTHY, W.J., OLYARNIK, S., SHORT, F.T., WAYCOTT, M., WILLIAMS, S.L. A global crisis for seagrass ecosystems. **BioScience**, v. 56, p: 987-996, 2006.

PEDRINI, A.G. **Macroalgas (Chlorophyta) e gramas (Magnoliophyta) marinhas do Brasil**. Vol 2. Rio de Janeiro:Technical Books, 2011.

RALPH, P.J., DURAKO, M.J., ENRÍQUEZ, S., COLLIER, C.J., DOBLIN, M.A. Impact of light limitation on seagrasses. **Journal of experimental marine biology and ecology**, n. 350, p:176-193, 2007.

REISSER, J., PROIETTI, M., SAZIMA, I., KINAS, P., HORTA, P., SECCHI, E. Feeding ecology of the green turtle (*Chelonia mydas*) at rocky reefs in western South Atlantic. **Marine Biology**, 2013.

SABINO, C. M.; VILLAÇA, R. Estudo comparativo de métodos de amostragem de comunidades de costão. **Revista Brasileira Biol.**, v.59, p: 407 – 419, 1999.

SANTOS, C., SCHWARZ, R., OLIVEIRA NETO, J.F., SPACH, H.L. A ictiofauna em duas planícies de maré do setor euhalino da Baía de Paranaguá, PR. **Boletim do Instituto de Pesca**, v. 28, p: 49-60, 2002.

SHORT, F.; CARRUTHERS, T.; DENNISON, W.; WAYCOTT, M. Global seagrass distribution and diversity: a bioregional model. **Journal of Experimental Marine Biology and Ecology**, v.350, p: 3-20, 2007.

SORDO, L.; FOURNIER, J.; OLIVEIRA, V. M.; GERN, F.; PANIZZA, A. C.; LANA, P. C. V. Temporal variations in morphology and biomass of vulnerable *Halodule wrightii* meadows at their southernmost distribution limit in the southwestern Atlantic. **Botanica Marina**, v.54, p: 13 – 21, 2011

VAN KATWIJK, M.M., BOS, A.R., HERMUS, D.C.R., SUYKERBUYK, W. Sediment modification by seagrass beds: Muddification and sandification induced by plant cover and environmental conditions. **Estuarine, coastal and shelf science**, v.89, p: 175-181, 2010.

WAYCOTT, M., DUARTE, C.M., CARRUTHERS, T.J.B., ORTH, R.J., DENNISON, W.C., OLYARNIK, S., CALLADINE, A., FOURQUREAN, J.W., HECK, K.L., HUGHES, A.R., KENDRICK, G.A., KENWORTHY, W.J., SHORT, F.T., WILLIAMS, S.L. Accelerating loss of seagrasses across the globe threatens coastal ecosystems. **PNAS**, v.106, p: 12377-12381, 2009.

Bibliografia

- ABAL, E.G. AND DENNISON, W.C. Seagrass depth range and water quality in southern Moreton Bay, Queensland, Australia. **Marine and Freshwater Research**, v47, p:763-771, 1996.
- AMOROCHO, D.F., REINA, R.D. Feeding ecology of the East pacific green sea turtle *Chelonia mydas agassizi* at Gorgona National Park, Colombia. **Endangered species research**, v.3, p: 43-51, 2007.
- AMADO-FILHO, G.M., CREED, J.C., ANDRADE, L.R., PFEIFFER, W.C. Metal accumulation by *Halodule wrightii* populations. **Aquatic botany**, v80, p:241-251, 2004.
- AMUNDSEN, P.A., GABLER, H.M., STALDVIK, F.J. A new approach to graphical analysis of feeding strategy from stomach contents data – modification of the Costello (1990) method, **Journal of Fish Biology**, v. 48, p: 607-614, 1996.
- ANDRADE, M.F. **Idade e taxa de crescimento de juvenis de tartaruga-verde, *Chelonia mydas* (Linnaeus, 1758), encontradas no litoral do Paraná, sul do Brasil.** Dissertação (Mestrado), Universidade Estadual de Londrina, Londrina, Paraná, 2014.
- ANGULO, J. R. **Geologia da planície costeira do Estado do Paraná.** Tese de Doutorado (Geociências). USP. São Paulo. 339 f. 1992.
- ANGULO, J.R. Mapa do Cenozóico do litoral do Estado do Paraná. **Boletim paranaense de geociências**, n55, p: 25-42, 2004.
- APPA (Administração dos Portos de Paranaguá e Antonina) (2015). Available at: <http://www.portosdoparana.pr.gov.br/>
- ARAUJO, A.D. (2001) **Dinâmica sedimentar e evolução paleogeográfica do Saco do Limoeiro na Ilha do Mel, e sua relação com o canal de acesso ao porto de Paranaguá.** Dissertação (Mestrado). Universidade Federal do Paraná, Paraná, 2001.
- ARAÚJO, R.M., LONGO, G.O., SANTOS, R.A., YOSHIDA, E.T.E., STAHELIN, G.D., HORTA, P.A. Cephalopod ingestion by juvenile green sea turtles (*Chelonia mydas*): Predatory or Scavenging behavior? **Herpetological review**, v.43, p: 47-50, 2012.
- ARKHIPKIN, A.I. Diversity in growth and longevity in short-lived animals: squid of the suborder Oegopsina. **Marine & Freshwater Research**, v.55, p: 341-355, 2004.

AWABDI, D.R., SICILIANO, S., DI BENEDITTO, A.P.M. First information about the stomach contents of juvenile green turtles, *Chelonia mydas*, in Rio de Janeiro, south-eastern Brazil. **Marine Biodiversity Records**, v.6, 2014.

AZEVEDO FONTES, K.A., PEREIRA, S.M.B., GONÇALVES, D.S. **Biomassa e frequência das macroalgas aderidas em pneumatóforos de *Avicennia schaueriana* no manguezal de Vila Velha, Itamaracá, PE.** Trabalho apresentado no VII Congresso de Ecologia do Brasil, Minas Gerais, 2005.

BACH, S. S., J. BORUM, M. D. FORTES, AND C. DUARTE. Species composition and plant performance of mixed seagrass beds along a siltation gradient at Cape Bolinao, The Philippines. **Marine Ecology Progress Series**, v.174, p: 247-256, 1998.

BALAZS, G.H. **Impact of ocean debris on marine turtles: entanglement and ingestion.** National Oceanic and Atmospheric Administration. p:387-429, Honolulu 1985.

BARROS, J. A.; COPERTINO, M. S. ; MONTEIRO, D.; ESTIMA, S.C. . Análise da dieta de juvenis de tartaruga-verde (*Chelonia mydas*) no extremo sul do Brasil.. In: VIII CONGRESSO DE ECOLOGIA DO BRASIL, 2007, Caxambu. **Anais do VIII CEB**, 2007.

BELL, S.S., BROOKS, R.A., ROBBINS, B.D., FONSECA, M.S., HALL, M.O. Faunal response to fragmentation in seagrass habitats: implications for seagrass conservation. **Biological conservation**, v.100, p: 115-123, 2001.

BJORNDAL, K. A. & BOLTEN, A. B. Growth rates of immature green turtles, *Chelonia mydas*, on feeding grounds in the southern Bahamas. **Copeia**, p: 555-564, 1988.

BJORNDAL, K. A., BOLTEN, A. B., LAGEUX, C. J. Ingestion of marine debris by juvenile sea turtles in coastal Florida habitats. **Marine Pollution Bulletin**, v. 3, p: 154-158, 1994.

BJORNDAL, K.A., Foraging ecology and nutrition of sea turtles. In: Lutz, P.L. **The Biology of Sea Turtles**. Boca Raton, FL: CRC Press, 1997. p: 199-231.

BOLTEN, A.B. Variation in sea turtle life history patterns: Neritic vs. oceanic developmental stages. In: Lutz, P.L. **The Biology of Sea Turtles**. Boca Raton, FL: CRC Press, 2003. p: 243-258.

BUGONI, L.; KRAUSE, L.; PETRY, M.V. Marine debris and human impacts on sea turtles in southern Brazil. **Marine Pollution Bulletin**, Kindlington, v. 42, p: 1330-1334, 2001.

BUGONI, L.; KRAUSE, L.; PETRY, M. V. Diet of sea turtles in southern Brazil. **Chelonian Conservation and Biology**. Lunenburg, v.4, p: 685-688, 2003.

BUCKLAND, S.T. Perpendicular distance models for line transect sampling. **Biometrics**, v.41, p:177-195, 1985.

BURKHOLDER, J.M., TOMASKO, D.A., TOUCHETTE, B.W. Seagrasses and eutrophication. **Journal of experimental marine biology and ecology**, v.350, p: 46-72, 2007.

BURROWS, E.M. Assessment of pollution effects by the use of algae. **Proceedings of Royal Society of London**, v.177, p: 295-306, 1971.

CARDONA, L., AGUILAR, A., PAZOS, L. Delayed ontogenetic dietary shift and high levels of omnivory in green turtles (*Chelonia mydas*) from the NW coast of Africa. **Marine Biology**, v.156, p: 1487-1495, 2009.

CARDONA, L., CAMPOS, P., LEVY, Y., DEMETROPOULOS, A., MARGARITOULIS, D. Asynchrony between dietary and nutritional shifts during the ontogeny of green turtles (*Chelonia mydas*) in the Mediterranean. **Journal of experimental marine biology and ecology**, v.393, p: 83-89, 2010.

CARRION-CORTEZ, J.A., ZARATE, P., SEMINOFF, J.A. Feeding ecology of the green sea turtle (*Chelonia mydas*) in the Galapagos Islands. **Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom**. v.90, p: 1005-1013, 2010.

COSTELLO, M.J. Predator feeding strategy and prey importance: a new graphical analysis. **The Fisheries Society of the British Isles**, p: 261-263, 1990.

COUTO, E. C. G. (1996) **Estrutura espaço-temporal da comunidade macrobêntica da planície intertidal do Saco do Limoeiro – Ilha do Mel (Paraná, Brasil)**. Tese (Doutorado), Universidade Federal do Paraná, Paraná, 1996.

CPTEC (Centro de Previsão de Tempo e Estudos Climáticos) (2015) El Niño e La Niña. Available at: <http://enos.cptec.inpe.br/>

CREED, J.C. Distribution, seasonal abundance and shoot size of the seagrass *Halodule wrightii* near its southern limit at Rio de Janeiro state, Brazil. **Aquatic botany**, v.65, p: 47-58, 1999.

CREED, J.C., AMADO-FILHO, G.M. Disturbance and recovery of the macroflora of a seagrass (*Halodule wrightii* Ascherson) meadow in the Abrolhos Marine National Park, Brazil: an experimental evaluation of anchor damage. **Journal of experimental marine biology and ecology**, v.235, p: 285-306, 1999.

DELGADO, O., RUIZ, J., PÉREZ, M., ROMERO, J., BALLESTEROS, E. Effects of fish farming on seagrass (*Posidonia oceanica*) in a Mediterranean bay: seagrass decline after organic loading cessation. **Oceanologica acta**, v.22, 1999.

DOMICIANO, I.G.; DOMIT, C; ROSA, L; MARCASSO, R.A.; BRACARENSE, A.P.F.L. Avaliação histopatológica de fibropapilomas em tartarugas marinhas no litoral do Estado do Paraná. In: II Congresso de Patologia Veterinária. 2013. Curitiba, Brasil.

DOMIT,C; SASAKI,G; ROSA,L; ROSSO-LONDOÑO,M.C. Cetáceos no monitoramento ambiental de atividades portuárias: sentinelas do ambiente marinho. In.BOLDRINI, E.B.; VEDOR DE PAULA, E. **Gestão Ambiental Portuária: subsídios para o licenciamento das dragagens**. Curitiba:Ademadan, p: 308-322, 2009.

DUARTE, C.M. The future of seagrass meadows. **Environmental conservation**, v.29, p: 192-206, 2002.

DUARTE, C.M., BORUM, J., SHORT, F.T., WALKER, D.I. Seagrass ecosystems: their global status and prospects. **Aquatic ecosystems**, 2008.

ECHAVARRIA, H., SOLANA-ARELLANO, E.; FRANCO-VIZCAINO, E. The role of increased sea surface temperature on eelgrass leaf dynamics: onset of El Niño as a proxy for global climate change in San Quintin Bay, Baja California. **Bulletin of the South California Academy of Sciences**, v.105, p: 113–127, 2006.

ERFTEMEIJER & LEWIS III. Environmental impacts of dredging on seagrasses: A review. **Marine Pollution Bulletin**, v:52, p: 1553-1572, 2006.

FALCÃO, M.G., SARPÉDONTI, V., SPACH, H.L., OTERO, M.E.B., NOGUEIRA DE QUEIROZ, G.M.L., SANTOS, C. A ictiofauna em planícies de maré das Baías das Laranjeiras e de Paranaguá, Paraná, Brasil. **Revista brasileira de Zootecnia**, v.8, p: 125-138, 2006.

FIGUEIREDO, M. A. O.; BARRETO, M. B. B.; REIS, R. P. Caracterização das macroalgas nas comunidades marinhas da Área de Proteção Ambiental de Cairuçu, Parati, RJ – subsídios para futuros monitoramentos. **Revista Brasileira de Botânica**, v. 27, p: 11 – 17, 2004.

FUENTES, M.M.P.B, LAWLER, I.R., GYURIS, E. Dietary preferences of juvenile green turtles (*Chelonia mydas*) on a tropical reef flat. **Wildlife research**, v.33, p: 671-678, 2006.

GAMA, L. R. **Ecologia alimentar de *Chelonia mydas* (Linnaeus, 1758) no litoral do Paraná**. 60f. Monografia (Ciências Biológicas) – Setor de Ciências Biológicas, Universidade Federal do Paraná, Pontal do Paraná-PR, 2012.

GODLEY, B. J. LIMA, E. H. S. M.; AKESSON, S.; BRODERICK, A. C.; GLEN, F.; GODFREY, M. H.; LUSCHI, P.; HAYS, G. C. Movements patterns of green turtles in Brazilian coastal waters described by satellite tracking and flipper tagging. **Marine Ecology Progress Series**. v. 253, p: 279-288, 2003.

GONZALEZ-CARMAN, V.; FALABELLA, V.; MAXWELL, S.; ALBAREDA, D.; CAMPAGNA, C.; MIANZAN, H. Revisiting the ontogenetic shift paradigm: The case of juvenile green turtles in the SW Atlantic. **Journal of Experimental Marine Biology and Ecology**, v.429, p: 64 -72, 2012

GONZALEZ-CARMAN, V. C., BOTTO, F., GAITÁN, E., ALBAREDA, D., CAMPAGNA, C., MIANZAN, H. A jellyfish diet for the herbivorous green turtle *Chelonia mydas* in the temperate SW Atlantic. **Marine Biology**, v.161, p: 339-349, 2014.

GRAYMORE, M.L.M., WALLIS, A.M., RICHARDS, A.J. An index of regional sustainability: A GIS-based multiple criteria analysis decision support system for progressing sustainability. **Ecological complexity**, v.6, p: 453-462, 2009.

GUEBERT-BARTHOLO, F.; BARLETTA, M.; COSTA, M.F.; MONTEIRO-FILHO, E.L.A. Using gut contents to assess foraging patterns of juvenile green turtles *Chelonia mydas* in the Paranaguá Estuary, Brazil. **Endangered Species Research**, v.13, p: 131-143, 2011.

GUSMÃO-JUNIOR, J.B.L., LANA, P.C. Spatial variability of the infauna adjacent to intertidal rocky shores in a subtropical estuary. **Hydrobiologia**, v.743, p: 53-64, 2015.

HALL, M. O., M. J. DURAKO, J. W. FOURQUREAN, J. C. ZIEMAN. (1999) Decadal changes in seagrass distribution and abundance in Florida Bay. **Estuaries**, v.22, p: 445–459, 1999.

HAMANN, M., GODFREY, M.H., SEMINOFF, J.A., ARTHUR, K., BARATA, P.C.R., BJORNDAAL, K.A., BOLTEN, A.B., BRODERICK, A.C., CAMPBELL, L.M., CARRERAS, C., CASALE, P., CHALOUPIKA, M., CHAN, S.K.F., COYNE, M.S., CROWDER, L.B., DIEZ, C.E., DUTTON, P.H., EPPERLY, S.P., FITZSIMMONS, N.N., FORMIA, A., GIRONDOT, M., HAYS, G.C., CHENG, I.J., KASKA, Y., LEWISON, R., MORTIMER, J.A., NICHOLS, W.J., REINA, R.D., SHANKER, K., SPOTILA, J.R., TOMÁS, J., WALLACE, B.P., WORK, T.M., ZBINDEN, J., GODLEY, B.J. Global research priorities for sea turtles: informing management and conservation in the 21st century. **Endangered species research**, v.11, p: 245-269, 2010.

HAZEL J, LAWLER IR, MARSH H, ROBSON S. Vessel speed increases collision risk for the green turtle *Chelonia mydas*. **Endangered species research**, v.3, p: 105–113, 2007.

HEMMING, M. A. & DUARTE, C. M. **Seagrass Ecology**. Cambridge, UK: Cambridge University Press. 297 p, 2000.

HÉRNANDEZ-GARCIA, V. The diet of the swordfish *Xiphias gladius* Linnaeus, 1758, in the central east Atlantic, with emphasis on the role of cephalopods. **Fishery Bulletin**, v.93, p: 403-411, 1995.

HO, Y.B. *Ulva lactuca* as bioindicator of metal contamination in intertidal waters in Hong Kong. **Hydrobiologia**, v.203, p: 73-81, 1990.

HYSLOP, E.J. Stomach contents analysis – a review of methods and their application. **Journal of Fish Biology**, v.17, p: 411-429, 1980.

ICMBIO (Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade) (2014) Unidades de Conservação – Mata Atlântica, 2014. Disponível em <http://www.icmbio.gov.br/portal/biodiversidade/unidades-de-conservacao/biomas-brasileiros/mata-atlantica/unidades-de-conservacao-mata-atlantica>.

IUCN (International Union for Conservation of Nature) (2014) The IUCN Red List of Threatened Species. Disponível em <http://www.iucnredlist.org>

IVLEV, V. S.: **Experimental ecology of the feeding of fishes**, led. Haven: Yale Univ. Press 1961

JACOBS, J. Quantitative Measurement of Food Selection: A Modification of the Forage Ratio and Ivlev's Electivity Index. **Oecologia**, n. 14, p: 413 – 417, 1974.

KAWAKAMI, E., VAZZOLER, G. Método gráfico e estimativa de índice alimentar aplicado no estudo de alimentação de peixes. **Boletim do Instituto Oceanográfico São Paulo**, v. 29, p: 205-207, 1980.

KEMP, W.M.; BATIUK, R.; BARTLESON, R.; BERGSTROM, P.; CARTER, V.; GALLEGOS, C.L.; HUNLEY, W.; KARRH, L.; KOCH, E.W.; LANDWEHR, J.M.; MOORE, K.A.; MURRAY, L.; NAYLOR, M.; RYBICKI, B.; STEVENSON, J.C.; WILCOX, D.J. Habitat requirements for submerged aquatic vegetation in Chesapeake Bay: Water quality, light regime, and physical-chemical factors. **Estuaries**, v.27, p: 363-377, 2004.

KLUMPP, D.W. & A. VAN DER VALK. Nutritional quality of seagrasses (*Posidonia australis* and *Heterozostera tasmanica*): comparison between species and stages of decomposition. **Marine Biology Letters**, v.5, p: 67-83, 1984.

KOCH, E.W. Beyond light: physical, geological, and geochemical parameters as possible submersed aquatic vegetation habitat requirements. **Estuaries**, v.24, p:1-17, 2001.

LAMOUR, M.R., SOARES, C.R., CARRILHO, J.C. Mapas de parâmetros texturais de sedimentos de fundo do Complexo Estuarino de Paranaguá – PR. **Boletim Paranaense de Geociências**, n.55, p: 77-82, 2004.

LAMOUR, M. R. (2007) **Morfodinâmica sedimentar da desembocadura do Complexo Estuarino de Paranaguá**. Tese (Doutorado), Universidade Federal do Paraná, Paraná, 2007.

LANA, P.C; MARONE, E.; LOPES, R.M.; MACHADO, E.C., The subtropical estuarine complexo of Paranaguá Bay, Brazil. **Coastal Marine Ecosystems of Latin America**. Ecological Studies. Seelinger, U. & Kjerve. B., 2001, v.144, p: 131-145, 2001.

LECHOWSKI, M.J. The sampling characteristics of electivity indices. **Oecologia**, v.52, p: 22-30, 1982.

LEIS, M. O.; DOMIT, C.; ROSA, L.; LAMOUR, M. R. **Monitoramento das variações espaço-temporais em áreas de alimentação da tartaruga-verde *Chelonia mydas* no Complexo Estuarino de Paranaguá, PR, Brasil**. In: V Jornada sobre Tartarugas marinhas do Atlântico Sul-Occidental, 2011, Florianópolis

LEIS, M.O. **Interações entre o ambiente sedimentar e pradarias de *Halodule wrightii* do Complexo Estuarino de Paranaguá – PR**. 2012. Monografia (Graduação em Oceanografia) – Universidade Federal do Paraná, Paraná, 2012.

LIMPUS, C.J., LIMPUS, D.J., ARTHUR, K.E., PARMENTER, C.J. (2005) **Monitoring green turtle population dynamics in Shoalwater Bay: 2000-2004**. Australian government, Great Barrier Reef Marine Park Authority, Research Publication n.83.

LITTLER, M. M.; LITTLER, D. S. Nondestructive sampling. In. **Ecological field methods: Macroalgae**. Washington: Cambridge University Press, 1985. p: 161 – 175.

LÓPEZ-BARRERA, E.A., LONGO, G.O., MONTEIRO-FILHO, E.L.A. Incidental capture of green turtle (*Chelonia mydas*) in gillnets of small-scale fisheries in the Paranaguá Bay, Southern Brazil. **Ocean and Coastal Management**, v.60, p: 11-18, 2012.

LÓPEZ-MENDILAHARSU, M.; GARDNER, S.C.; SEMINOFF, J.A.; RIOSMENA-RODRIGUEZ, R. . Identifying critical foraging habitats of the green turtle (*Chelonia mydas*)

along the Pacific coast of the Baja California peninsula, Mexico. **Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems**, v: 15, p: 259–269, 2005.

LÓPEZ-MENDILAHARSU, M. ;GARDNER, S.C. ;RIOSMENA-RODRIGUEZ,R.; SEMINOFF,J.A. Diet selection by immature green turtles (*Chelonia mydas*) at Bahia Magdalena foraging ground in the Pacific coast of the Baja California Peninsula, Mexico. **Journal of the marine biological association of the United Kingdom**, United Kingdom, v.88, p: 641-647, 2008.

LUTZ, P.L. **Biology of Sea Turtles**. 1.ed. Boca Raton, FL: CRC Press, 1997.

MAKOWSKY, C., SEMINOFF, J.A. Home range and habitat use of juvenile Atlantic green turtles (*Chelonia mydas* L.) on shallow reef habitats in Palm beach , Florida, USA. **Marine Biology**, v.148, p: 1167-1179, 2006.

MARCOVALDI, M.A.A.G.; SANTOS, A.S. **Plano de ação nacional para a conservação das Tartarugas Marinhas**. Brasília:Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade, Icmbio. 120p. 2011.

MARQUES, L. V.; CREED, J. C. **Biologia e Ecologia das Fanerógamas Marinhas do Brasil**. 2008. Tese (Doutorado) – Universidade do Estado do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2008.

MEYLAN, A.B.; BOWEN, B.W.; AVISE, J.C., A genetic test of the natal homing versus social facilitation models for green turtle migration. **Science**, v.248, 1990.

MILLER, J.D. Reproduction in sea turtles.In:Lutz, P.L. **The biology of Sea Turtles**. Boca Raton, FL: CRC Press, 1997.p: 51-82.

MOURA, S.P.G. **Avaliação da ocorrência de resíduos sólidos em áreas de alimentação de tartaruga-verde *Chelonia mydas* (LINNAEUS, 1758), no complexo estuarino de Paranaguá, Brasil**. 29f. Trabalho de conclusão de curso (Licenciatura em Biologia). Pontifícia Universidade Católica, Curitiba, 2011.

NAGAOKA, S.M., MARTINS, A.S., SANTOS, R.S., TOGNETTA, M.M.P., OLIVEIRA FILHO, E.C., SEMINOFF, J.A. Diet of juvenile green turtles (*Chelonia mydas*) associating with artisanal fishing traps in a subtropical estuary in Brazil. **Marine Biology**, v.159, p: 573-581, 2012.

NAKASHIMA, S.B. **Dieta da tartaruga-verde, *Chelonia mydas* Linnaeus, 1758 (Testudines, Cheloniidae), no litoral norte do Rio Grande do Sul**. 38f. Dissertação (Mestrado em Zoologia) Faculdade de Biociências, PUCRS, Porto Alegre-RS,2008.

NETTO, S. A., LANA, P. C. Influence of *Spartina alterniflora* on superficial sediment characteristics of tidal flats in Paranaguá Bay (South-eastern Brazil). **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, v. 44, p: 641-648, 1997.

NOERNBERG, M.A.; LAUTERT, L.F.C.; ARAÚJO, A.D.; MARONE, E.; ANGELOTTI, R.; NETTO JR., J.P.B.; KRUG, L.A. Remote sensing and GIS integration for modelling the

Paranaguá Estuarine Complex – Brazil. **Journal of Coastal Research**, v.39, p: 1627-1631, 2006.

ORTH, R.J., CARRUTHERS, T.J.B., DENNISON, W.C., DUARTE, C.M., FOURQUREAN, J.W., HECK JR., K.L., HUGHES, A.R., KENDRICK, G.A., KENWORTHY, W.J., OLYARNIK, S., SHORT, F.T., WAYCOTT, M., WILLIAMS, S.L. A global crisis for seagrass ecosystems. **BioScience**, v.56, p: 987-996, 2006.

PEDRINI, A.G. **Macroalgas (Chlorophyta) e gramas (Magnoliophyta) marinhas do Brasil**. Vol 2. Rio de Janeiro: Technical Books, 2011.

PEREIRA LEITE, F.P. and TURRA, A. Temporal variation in *Sargassum* biomass, *Hypnea* epiphytism and associated fauna. **Brazilian archives of biology and technology**, v.46, 2003.
PIOLA, A.R., EDMO, J.D., CAMPOS, O., MOLLER, O., CHARO, M., MARTINEZ, C. Subtropical shelf front off eastern South America. **Journal of Geophysical research**, v.105, p: 6565-6578, 2012.

POSSATTO, F.E., BARLETTA, M., COSTA, M.F., IVAR DO SUL, J.A., DANTAS, D.V. Plastic debris ingestion by marine catfish: An unexpected fisheries impact. **Marine Pollution Bulletin**, v.62, 2011

PRADHEEBA, M.; DILIPAN, E.; NOBI, E.P.; THANGARADJOU, T.; SIVAKUMAR, K. Evaluation of seagrasses for their nutritional value, **Indian Journal of Geo-Marine Sciences**, v.40, p: 105-111, 2011.

RALPH, P.J., DURAKO, M.J., ENRÍQUEZ, S., COLLIER, C.J., DOBLIN, M.A. Impact of light limitation on seagrasses. **Journal of experimental marine biology and ecology**, n.350, p: 176-193, 2007.

REICH, K.J., BJORN DAL, K.A., BOLTEN, A.B. The ‘lost years’ of green turtles: using stable isotopes to study cryptic lifestages. **Biology letters**, v.3, p: 712-714, 2007.

REISSER, J., PROIETTI, M., SAZIMA, I., KINAS, P., HORTA, P., SECCHI, E. Feeding ecology of the green turtle (*Chelonia mydas*) at rocky reefs in western South Atlantic. **Marine Biology**, 2013.

RICKLEFS, R. E. **A Economia da Natureza**. New York: Guanabara Koogan, 2003.

ROBERT, M.C.; DOMIT, C.; ROSA, L. Relatório técnico Projeto Intermar. Fundação Grupo O Boticário, Paraná, 2012.

ROSA, L.; DOMIT, C.; BRITO JUNIOR, J.L. **Mercúrio total em tecidos de tartarugas-verde (*Chelonia mydas*, Linnaeus, 1758) no sul e sudeste do Brasil**. In: VI Jornada sobre Tartarugas marinhas do Atlântico Sul-Occidental, 2013, Piriápolis.

SABINO, C. M.; VILLAÇA, R. Estudo comparativo de métodos de amostragem de comunidades de costão. **Revista Brasileira Biol.**, v.59, p: 407–419, 1999.

SANTOS, C., SCHWARZ, R., OLIVEIRA NETO, J.F., SPACH, H.L. A ictiofauna em duas planícies de maré do setor eusalino da Baía de Paranaguá, PR. **Boletim do Instituto de Pesca**, v. 28, p: 49-60, 2002.

SANTOS, R.G., MARTINS, A.S., FARIAS, J.N., HORTA, P.A., PINHEIRO, H.T., TOREZANI, E., BAPTISTOTTE, C., SEMINOFF, J.A., BALAZS, G.H., WORK, T.M. Coastal habitat degradation and green sea turtle diets in Southeastern Brazil. **Marine Pollution Bulletin**, v.62, p: 1297-1302, 2011.

SCHUYLER, Q., HARDESTY, B.D., WILCOX, C., TOWNSEND, K. To eat or not to eat? Debris selectivity by marine turtles. **Plos One**, v.7, 2012.

SEMINOFF, J. A., RESENDIZ, A., NICHOLS, W. J. Diet of east green turtles (*Chelonia mydas*) in the central Gulf of California, México. **Journal of Herpetology**, v.36, p: 447-453, 2002.

SHORT, F.; CARRUTHERS, T.; DENNISON, W.; WAYCOTT, M. Global seagrass distribution and diversity: a bioregional model. **Journal of Experimental Marine Biology and Ecology**, v.350, p: 3-20, 2007.

SNOVER, M. L.; HOHN, A. A. Validation and interpretation of annual skeletal marks in loggerhead (*Caretta caretta*) and Kemp's ridley (*Lepidochelys kempii*) sea turtles. *Fishery Bulletin*, v.102, p: 682–692, 2004.

SORDO, L.; FOURNIER, J.; OLIVEIRA, V. M.; GERN, F.; PANIZZA, A. C.; LANA, P. C. V. Temporal variations in morphology and biomass of vulnerable *Halodule wrightii* meadows at their southernmost distribution limit in the southwestern Atlantic. **Botanica Marina**, v.54, p: 13–21, 2011

SPOTILA, J.R. **Sea turtles: a complete guide to their biology, behavior, and conservation**. Baltimore. The Johns Hopkins University Press. Baltimore & London. 2004.

TOURINHO, P. Ingestão de resíduos sólidos por juvenis de tartaruga-verde (*Chelonia mydas*) na costa do Rio Grande do Sul, Brasil. 44f. Monografia (Oceanografia) – Departamento de Oceanografia, Fundação Universidade Federal do Rio Grande (FURG), Rio Grande, 2007.

UNESCO (United Nations Educational, Scientific and Cultural Organization) (2010) World Heritage List 1999. Available at <http://whc.unesco.org/en/stateparties/br>

VAN KATWIJK, M.M., BOS, A.R., HERMUS, D.C.R., SUYKERBUYK, W. Sediment modification by seagrass beds: Muddification and sandification induced by plant cover and environmental conditions. **Estuarine, coastal and shelf science**, v.89, p: 175-181, 2010.

VASKE-JUNIOR, T.; RINCÓN-FILHO, G. Conteúdo estomacal dos tubarões azul (*Prinace glauca*) e anequim (*Isurus oxyrinchus*) em águas oceânicas no sul do Brasil. **Revista Brasileira de Biologia**, v.58, p: 445-452, 1998.

WALLACE, B.P., LEWISON, R.L., MCDONALD, S., MCDONALD, R.K. Global patterns of marine turtle bycatch. **Conservation Letters**, v.3, p: 131-142, 2010.

WALLACE, B.P., DIMATTEO, A.D., BOLTEN, A.B., CHALOUPKA, M.Y., HUTCHINSON, B.J., ABREU-GROBOIS, F.A., MORTIMER, J.A., SEMINOFF, J.A., AMOROCHO, D., BJORNDAL, K.A., BOURJEA, J., BOWEN, B.W., DUEÑAS, R.B., CASALE, P., CHOUDHURY, B.C., COSTA, A., DUTTON, P.H., FALLABRINO, A., FINKBEINER, E.M., GIRARD, A., GIRONDOT, M., HAMANN, M., HURLEY, B.J., LÓPEZ-MENDILAHARSU, M., MARCOVALDI, M.A., MUSICK, J.A., NEL, R., PILCHER, N.J., TROENG, S., WITHERINGTON, B., MAST, R.B. Global conservation priorities for marine turtles, **Plos one**, v.6, 2011.

WAYCOTT, M., DUARTE, C.M., CARRUTHERS, T.J.B., ORTH, R.J., DENNISON, W.C., OLYARNIK, S., CALLADINE, A., FOURQUIREAN, J.W., HECK, K.L., HUGHES, A.R., KENDRICK, G.A., KENWORTHY, W.J., SHORT, F.T., WILLIAMS, S.L. Accelerating loss of seagrasses across the globe threatens coastal ecosystems. **PNAS**, v.106, p: 12377-12381, 2009.

WYNEKEN, J. **The Biology of Sea turtles**. 3.ed. Boca Raton, FL: CRC Press, 2013.

ZUG, G. R.; WYNN, A. H.; RUCKDESCHEL, C. Age determination of loggerhead sea turtles, *Caretta caretta*, by incremental growth marks in the skeleton. *Smithsonian Contributions to Zoology*, v.427, p:1-34, 1986.