PLANO DE MANEJO

ÁREA DE RELEVANTE INTERESSE ECOLÓGICO DO GUARÁ

Foto:Mario Nunes

Área de Relevante Interesse Ecológico Guará
Fundação Florestal
São Paulo Governo do Estado | Secretaria de Infraestrutura e Meio Ambiente

GOVERNO DO ESTADO
DE SÃO PAULO

GOVERNO DO ESTADO DE SÃO PAULO
João Agripino da Costa Doria Junior

SECRETARIA DE ESTADO DE INSFRAESTRUTURA E MEIO AMBIENTE
Marcos Rodrigues Penido

SUBSECRETARIA DO MEIO AMBIENTE
Eduardo Trani

Fundação Florestal

PRESIDENTE
Gerd Sparovek

DIRETORIA EXECUTIVA
Rodrigo Levkovicz

DIRETORIA LITORAL SUL
Edson Montilha Oliveira

GERÊNCIA REGIONAL VALE DO RIBEIRA E LITORAL SUL
Donizetti Borges Barbosa

ARIE DO GUARÁ
Letícia Quito

NÚCLEO PLANOS DE MANEJO
Fernanda Lemes de Santana

MINUTA

Área de Relevante Interesse Ecológico GUARÁ
FUNDAÇÃO FLORESTAL
SÃO PAULO GOVERNO DO ESTADO | Secretaria de Infraestrutura e Meio Ambiente

SUMÁRIO

1. INFORMAÇÕES GERAIS DA UNIDADE DE CONSERVAÇÃO (UC) 5
2. DIAGNÓSTICO 8
2.1 METODOLOGIA 8
2.1.1 COLETA DE DADOS 8
2.1.2. ÁREA DE ESTUDO 8
2.2 MEIO FÍSICO 8
2.2.1 CARACTERIZAÇÃO CLIMÁTICA E METEOROLÓGICA 8
2.2.2 MEIO FÍSICO MARINHO 11
2.2.2.1 CARACTERIZAÇÃO DA GEOLOGIA E GEOMORFOLOGIA MARINHA 11
2.2.2.2 CARACTERIZAÇÃO OCEANOGRÁFICA 21
2.2.2.3 QUALIDADE DA ÁGUA E DO SEDIMENTO 41
2.2.2.4 ANÁLISE INTEGRADA 49
2.2.3 MEIO FÍSICO TERRESTRE 55
2.2.3.1 CARACTERIZAÇÃO HIDROLÓGICA 55
2.2.3.2 CARACTERIZAÇÃO GEOLÓGICA / GEOMORFOLÓGICA 59
2.2.3.3 ANÁLISE INTEGRADA 70
2.3 MEIO BIÓTICO 73
2.3.1 FAUNA 73
2.3.1.1 AVIFAUNA 73
2.3.1.2 ICTIOFAUNA 85
2.3.1.3 HERPETOFAUNA MARINHA 95
2.3.1.4 HERPETOFAUNA TERRESTRE 108
2.3.1.5 MASTOFAUNA AQUÁTICA 114
2.3.1.6 MASTOFAUNA TERRESTRE 135
2.3.2 PLANCTON 152
2.3.3 ECOSSISTEMAS 189
2.3.3.1 PRAIAS 189
2.3.3.2 ECOSSISTEMAS BENTÔNICOS 197
2.3.3.3 RESTINGA 201
2.3.3.4 MANGUEZAL 215

MINUTA

2.4 MEIO SOCIOECONOMICO 233
2.4.1 DINÂMICA SOCIOECONOMICA 233
2.4.2 PESCA, EXTRATIVISMO E MARICULTURA 243
2.4.3 TURISMO 270
2.4.4 COMUNIDADES TRADICIONAIS 283
2.5 CONSIDERAÇÕES FINAIS 291
3.REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS 293
3.1 MEIO FISICO 293
3.2 MEIO BIÓTICO 306
3.3 MEIO SOCIOECONÔMICO 349

MINUTA

1. INFORMAÇÕES GERAIS DA UNIDADE DE CONSERVAÇÃO (UC)

Nome	Área de Relevante Interesse Ecológico do Guará – ARIEG
Código	0000.35.1725
Órgão Gestor	Fundação para Conservação e a Produção Florestal do Estado de São Paulo (FF).
Grupo de UC	Uso Sustentável.
Categoria de UC	A Área de Relevante Interesse Ecológico (ARIE) – De acordo com o Sistema Nacional de Unidades de Conservação (SNUC), essa categoria de Unidade de Conservação é uma área em geral de pequena extensão, com pouca ou nenhuma ocupação humana, com características naturais extraordinárias ou que abriga exemplares raros da biota regional, e tem como objetivo manter os ecossistemas naturais de importância regional ou local e regular o uso admissível dessas áreas, de modo a compatibilizá-lo com os objetivos de conservação da natureza.
Bioma(s)	Mata Atlântica, Costeiro-Marinho.
Objetivo(s)	Manter os ecossistemas naturais de importância regional ou local e regular o uso admissível dessas áreas, de modo a compatibilizá-lo com os objetivos de conservação da natureza.
Atributos	Manguezal, estuário, ambiente lagunar, ambiente de praia-duna-restinga, ecossistema bentônico, biota silvestre, recursos naturais e culturais.
Município(s) Abrangido(s)	Ilha Comprida.
UGRHI	11 – Ribeira de Iguape / Litoral Sul.
Conselho	Constituído e operando, em comum com a APA Marinha do Litoral Sul - Resolução SMA nº 69, de 08 de junho de 2018 (Biênio 2018-2020).
Plano de Manejo	Em processo de elaboração.
Instrumento(s) de Planejamento e Gestão Incidente(s)	<u>No âmbito federal:</u> – Portaria IBAMA nº 42, de 15 de março de 2001; – Instrução Normativa IBAMA nº 33, de 16 de junho de 2004; – Instrução Normativa MMA nº 15, DE 16 de junho de 2005; – Lei nº 11.428, de 22 de dezembro de 2006; – Instução Normativa Interministerial MPA/MMA nº 09, de 13 de junho de 2012; – Portaria Federal nº 14, de 22 de fevereiro de 2016 - Plano de Manejo da APA Cananeia-Iguape-Peruíbe; <u>No âmbito estadual:</u> – Decreto nº 26.881, de 11 de março de 1987;

MINUTA

	– Decreto nº 30.817, de 30 de novembro de 1989; – Decreto nº 53.538, de 08 de outubro de 2008; – Plano de Bacia UGRHI-11; No âmbito municipal: Lei nº 1.403, de 04 de outubro de 2017 – Plano Diretor de Ilha Comprida.
Situação quanto à Conformidade ao SNUC	Em conformidade com o SNUC.
CONTATO INSTITUCIONAL	
Endereço da Unidade (Sede)	Rua Prof. Vladimir Besnard, s/n.
CEP	11990-000.
Bairro	Morro São João.
UF	São Paulo.
Município	Cananeia.
Site da UC	http://fflorestal.sp.gov.br/litoral-sul/home
Telefone da UC	(13) 3851-1108 / (13) 3851-1163.
E-mail da UC	apamarinhals@fflorestal.sp.gov.br
ATOS NORMATIVOS	
Instrumento(s)	Decreto Estadual nº 53.527, de 08 de outubro de 2008.
Ementa(s)	Cria a Área de Proteção Ambinetal Marinha do Litoral Sul e A Área de Relevante Interesse Ecológico do Guará, e dá providências correlatas.
Instrumento de publicação	Diário Oficial – Executivo, 09 de outubro de 2008, p. 7.
Área da UC	455,275 hectares.
Memorial Descritivo	Anexo 3. Decreto Estadual nº 53.527, de 08 de outubro de 2008.
GESTÃO E INFRAESTRUTURA DA UC	
Edificações e Estruturas	Sede Administrativa - Núcleo Integrado da Fundação Florestal em Cananeia.

MINUTA

Equipamentos Eletrônicos para Gestão da UC	04 CPUs, 02 notebooks, 1 tablet, 02 GPS.
Comunicação	Telefone fixo e celular.
Meio de Transporte em Operação	1 automóvel e 1 embarcação.
Energia	Não se aplica
Saneamento Básico	Não se aplica
Atendimento e Emergência	Não se aplica
Recursos Humanos	1 gestor e 2 monitores ambientais terceirizados.
INFRAESTRUTURA DE APOIO AO USO PÚBLICO	
Portaria	Não se aplica
Centro de Visitantes	Inexistente
Sede dentro do Limite da UC	Inexistente
Guarita	Não se aplica
Hospedagem	Não se aplica
Alimentação	Não se aplica
Sanitários	Não se aplica
Lojas	Não se aplica
Estacionamento e/ou Atracadouro	Inexistente
ATRATIVOS TURÍSTICOS	
Nome do Atrativo	**Breve Descrição**
Lagoa da ponta da praia	Formada naturalmente, é ideal para o lazer e possui o entorno com belas paisagens, incluindo o avistamento de aves do Lagamar.
Praias estuarinas	Ao longo do território da ARIEG existem pequenas praias voltadas para o Mar Pequeno, que são ideais para o turismo de sol e praia, contemplação da paisagem, pesca amadora desembracada e esportes náuticos.
Manguezal	O ecossistema pode ser observado por meio de embarcações ou a partir de terra sendo

MINUTA

	possível a contratação de guias. No entorno há uma formação de morros cobertos pela vegetação da mata atlântica.
Observação de aves	Todo território da ARIEG é marcado pela presença de avifauna, incluindo espécies ameaçadas como o guará, o piru-piru, o savacu-de-coroa, o maçarico-rasteirinho e a maria-da-restinga, além de outras espécies aquáticas costeiras que utilizam o ambiente para reprodução, descanso e alimentação.
Ponta da praia de Ilha Comprida	Situada no extremo norte da Ilha Comprida, é uma praia deserta com pouca infraestrutura para o turismo. A região passa por forte processo erosivo, sendo possível observar diversas ruínas de construções atingidas por eventos de ressaca. A área é favorável para realização de tursimo de observação de aves costeiras e marinhas que se utilizam do local para repouso e alimentação.

2. DIAGNÓSTICO

2.1. METODOLOGIA

2.1.1. COLETA DE DADOS

O Diagnóstico foi elaborado em duas fases. Para a primeira fase, foi realizado um levantamento de informações junto aos diferentes segmentos que interagem com o territórios ou com a gestão da ARIEG (FUNDAÇÃO FLORESTAL, 2014).

Na segunda fase, o Diagnóstico Técnico foi construído com base em dados secundários, utilizando todos os instrumentos remotos de busca avançada disponíveis: acessos a referências em plataformas científicas, bibliotecas digitais de universidades, órgãos de fomento à pesquisa e órgãos governamentais; estudos ambientais, foram consultados, quando de acesso público. Ainda, redes de pesquisa temática e contatos com pesquisadores e grupos de pesquisa nas universidades e centros de pesquisa na medida do necessário.

Assim, o Diagnóstico Técnico incorpou as contribuições constantes no Diagnóstico Participativo, validados e aprovados em 2014 pela Fundação Florestal, referenciadas como FUNDAÇÃO FLORESTAL (2014).

2.1.2. ÁREA DE ESTUDO

O recorte espacial da ARIEG contemplado no presente Diagnóstico foi aquele definido pelo Decreto Estadual 53.527, de 08 de outubro de 2008. Como consequência, os ecossistemas costeiros envolvidos são, manguezais e marismas, o estuário, os ambientes bentônicos do infralitoral (Canal do Mar Pequeno) e, no Bioma Mata Atlântica, os manguezais e a restinga. Considerando que o cenário costeiro da ARIEG interage de diferentes formas com a retroárea terrestre continental, em todos os seus meios (físico, biótico e socioeconômico), o Diagnóstico incorporou em sua área de estudo a microbacia hidrográfica incidente sobre a mesma. No ambiente marinho, da mesma forma, considerando a forte interação do território da ARIEG com seu entorno e com processos de mesoescala (oceanográficos, meteorológicos e climáticos), o recorte espacial tem seu limite na quebra da plataforma continental (isóbata de 200 m). No entanto, em escala local, a área de interesse está associada basicamente ao estuário, Mar Pequeno e águas costeiras adjacentes.

2.2. MEIO FÍSICO

2.2.1. CARACTERIZAÇÃO CLIMÁTICA E METEOROLÓGICA

Para a caracterização meteorológica foram utilizados dados coletados ao longo da área de estudo, nas proximidades da ARIEG, cujas características estão detalhadas no Erro! Fonte de referência não encontrada. e a localização geográfica na **Figura 1.**

Para os ventos foi realizada análise e extremos a partir de distribuições conhecidas como Valores Extremos Generalizados (VEG) – descritas por Fisher & Tippett (1928). Neste estudo foram analisados os parâmetros VEG pelo método de Probabilidade de Momentos Moderados (HOSKING *et al.,* 1985) e, por meio de Brodtkorb *et al., (*2000) foram calculadas as probabilidades de ocorrências e tempos de retorno por meio de distribuição Weibull – descrita por Weibull (1951).

Com relação à sazonalidade, neste estudo foi utilizado o critério de estações meteorológicas, ou seja, o verão é compreendido entre dezembro e fevereiro, o outono de março a maio, inverno de junho a agosto e primavera de setembro a novembro. Quando citado o verão de um ano específico, o mês de dezembro representa o ano anterior. Por exemplo, o verão de 1995 contempla o mês de dezembro de 1994 e os meses de janeiro e fevereiro de 1995.

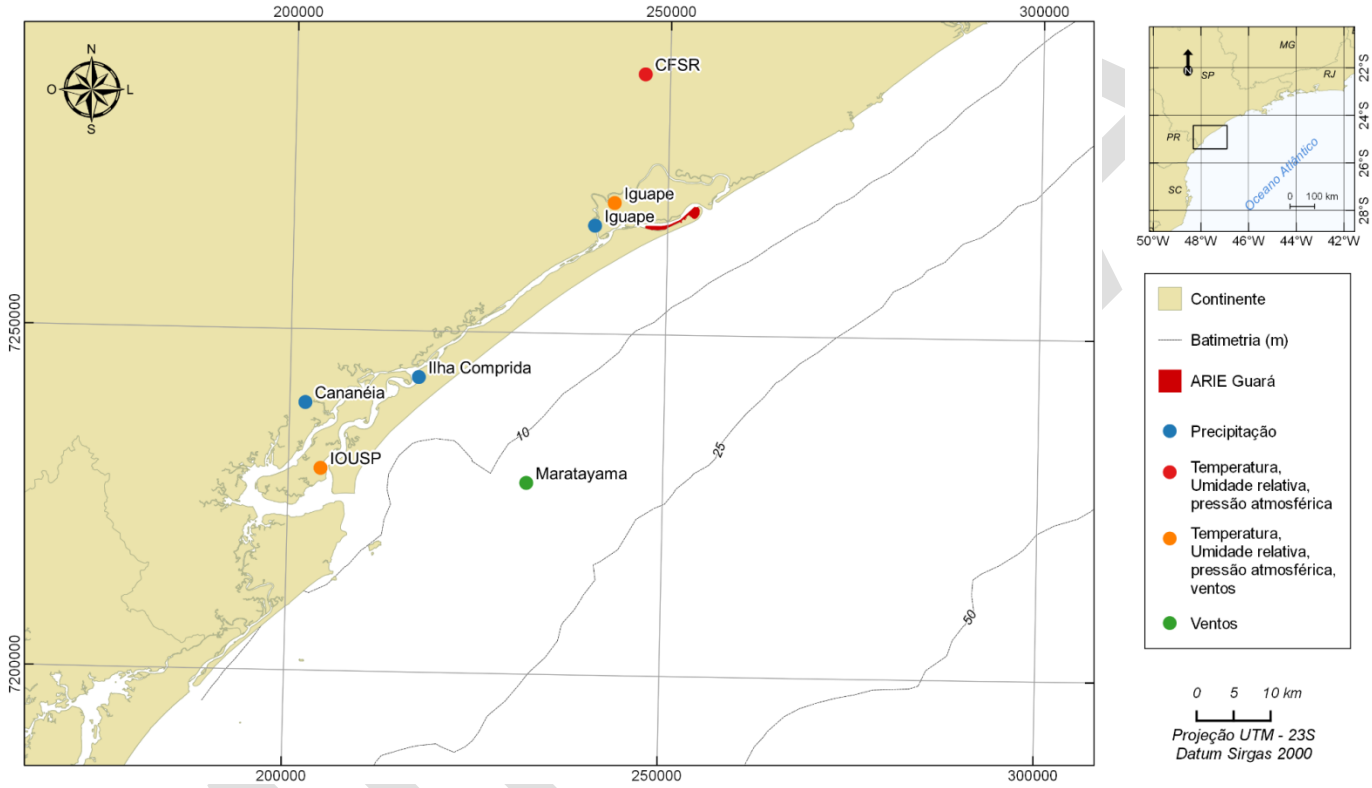


Figura 1 – Locais de obtenção dos dados utilizados na caracterização Climática e Meteorológica da ARIEG.

Em termos climáticos, o município inserido na ARIEG e os de entorno são classificados como tendo clima tropical, sem estação seca. As principais condicionantes do clima e da meteorologia na região são fenômenos atmosféricos de grande escala. Os ventos mais frequentes de N-NE-E na região são provenientes da Alta Subtropical do Atlântico Sul (ASAS). A ASAS também faz com que a pressão atmosférica seja maior durante o período de inverno e, quando este fenômeno é o dominante na região, ocorrem as características de períodos de tempo bom.

A condição de tempo bom é frequentemente alterada sob duas diferentes situações: passagem de frentes frias e estabelecimento da Zona de Convergência do Atlântico Sul (ZCAS). As frentes frias que passam pelo entorno imedito da ARIEG movem massas de ar frio dos polos em direção ao Equador. Quando estas frentes passam pela ARIEG, alteram os ventos mais frequentes da ASAS, de N-NE-E, para ventos de W a SE, provocando quedas na temperatura e na pressão atmosférica e também provocando chuvas no momento de sua passagem. As frentes frias são mais frequentes em período de outono e inverno na região. Já o estabelecimento da ZCAS, que é uma faixa de nebulosidade contínua que cruza a América do Sul, desde a Amazônia até o litoral do sudeste do Brasil, pode causar chuvas intensas e duradouras, principalmente em períodos de verão.

Assim, o tempo bom na região pode ser alterado por eventos de passagem de frentes frias, onde toda a meteorologia é alterada de uma forma geral, e pela formação da ZCAS, onde ocorre grande volume de chuvas principalmente no verão.

Com relação à temperatura atmosférica, os dados analisados neste diagnóstico mostram que os meses mais quentes do ano são janeiro e fevereiro (média aproximada de 24 °C entre todos os pontos analisados), enquanto que os meses mais frios são os de junho e julho (média aproximada de 18°C entre todos os pontos analisados). Entretanto foram observados que eventos com temperaturas superiores a 25 °C podem ocorrer em todas as estações do ano, inclusive em períodos de inverno. Já temperaturas relativamente mais baixas são observadas somente no inverno. O inverno é quando também ocorre a maior frequência de passagem de frentes frias e, assim, os meses de verão se caracterizam por apresentarem temperaturas mais elevadas e constantes, enquanto que nos meses de inverno as temperaturas médias são menores, entretanto com uma maior variabilidade.

A umidade relativa na região é típica de regiões costeiras, com valores médios mensais superiores a 80%, não tendo uma sazonalidade definida ao longo do ano.

A pressão atmosférica se altera de acordo com a influência da ASAS sobre a região e é também um bom indicativo da passagem de frentes frias. No momento da passagem destas frentes frias ocorre uma queda da pressão atmosférica. Assim, como nos meses de inverno ocorre uma maior frequência de passagem destes sistemas, a variabilidade da pressão atmosférica neste período também é mais elevada que no verão.

A precipitação na região apresenta sazonalidade bem marcada, com verões mais chuvosos e invernos menos chuvosos. No verão, devido à formação da ZCAS, ocorrem eventos de grande precipitação que podem durar diversos dias. Chuvas torrenciais já foram observadas na região durante este período do ano causando problemas sociais e ambientais. Diversos autores correlacionam a posição da ZCAS com fenômenos atmosféricos de grande escala, como o El Niño, que podem estar alterando o regime de chuvas em diversos locais, porém nos dados analisados não foram encontradas correlações para a região. Além disso, na região também é observada a formação de Complexos Convectivos de Mesoescala, que provocam chuvas torrenciais, porém por períodos de tempo mais curto, principalmente durante o final da tarde.

O regime de ventos na região é fortemente modulado pela presença da ASAS, tempo bom, e pela passagem de frentes frias. Assim, os ventos mais frequentes na região da ARIEG em todo o ano são os de N-NE-E. Com a passagem de frentes frias este vento é alterado para SE a W e, assim, as estações de outono e inverno são as que possuem maior frequência de ocorrência de ventos. Foi observado que no inverno e outono os ventos médios possuem menor intensidade que os ventos médios no verão e na primavera. Porém, nestas duas primeiras estações, existe maior probabilidade de eventos isolados extremos, com ventos mais intensos aos observados nas duas segundas estações.

Quadro 1 - Síntese do clima para a região da ARIEG

	Meses	**Valores médios**
Meses mais quentes do ano	Janeiro e fevereiro	Aproximadamente 24 °C
Meses mais frios do ano	Junho e julho	Aproximadamente 18°C
Meses mais chuvosos	Janeiro a março	Máximo de 341 mm em Cananeia e mínimo de 264 mm em Iguape
Meses mais secos	Junho e julho	Mínimo de 75,5 mm em Cananeia e máximo de 76,5 mm em Iguape
Umidade relativa	Praticamente constante	Acima de 80%
Mês maior pressão atmosférica	Julho	Aproximadamente 1019 hPa
Mês menor pressão atmosférica	Dezembro	Aproximadamente 1013 hPa
Mês com vento mais intenso	Novembro	Aproximadamente 3,7 m/s
Direção do vento mais frequente	Todo o ano	N-NE

MINUTA

	Meses	Valores médios
Direção do vento mais intenso	Todo o ano	W

Como apontado pelo relatório do Painel Intergovernamental para Mudanças Climáticas (IPCC, 2014), ambientes costeiros são sensíveis a elevações do nível do mar, variações na intensidade e frequência de eventos extremos (ex. Tempestades e ciclones extratropicais, aumento da precipitação e variações na temperatura da água). Associado a essas alterações, o aumento da concentração de CO2 na atmosfera promove a acidificação dos oceanos, o que também impacta os ecossistemas marinhos, particularmente nas regiões costeiras.

Com impacto possivelmente mais sensível do que o advento de novos problemas, as mudanças climáticas podem agravar desequilíbrios já instalados, como erosão costeira, inundações e poluição das águas, aumento a pressão sobre um ambiente já fragilizado. Esse cenário de desenvolve em paralelo ao crescimento populacional e ampliação das estruturas de suporte nas regiões litorâneas, demandando abordagens mais elaboradas para resolver questões relacionadas à gestão do uso do solo, da água, esgotos e dos ecossistemas (CCSP, 2008).

USGCRP, 2014 e IPCC, 2014 mostraram que as águas costeiras vêm se aquecendo durante as últimas décadas e que essa tendência deve se estender pelo século XXI, na ordem de 4 a 8 graus (USGCRP, 2009), o que também impacta os ecossistemas costeiros. Espécies termo-específicas tanto da flora quanto da fauna tendem a migrar para latitudes mais altas (USGCRP, 2014; IPCC, 2014), alterando habitats de espécies estabelecidas, que passam a sofrer com a competição por recursos com as novas espécies (FEMA, 2008).

2.2.2 MEIO FÍSICO MARINHO

2.2.2.1 CARACTERIZAÇÃO DA GEOLOGIA E GEOMORFOLOGIA MARINHA

- **Características da linha de costa**

A geomorfologia da linha de costa do Estado de São Paulo e da plataforma continental adjacente é resultante de eventos que ocorreram em dois momentos distintos do tempo geológico (TESSLER *et al.,* 2006). No final do Cretáceo, as reativações tectônicas promoveram o soerguimento da Serra do Mar e subsidência da Bacia de Santos (ALMEIDA, 1976). No Quaternário, variações do nível do mar promoveram a formação das bacias sedimentares quaternárias; Suguio & Martin (1978) reportaram a ocorrência de dois eventos transgressivos-regressivos com idades relativas ao máximo transgressivo de 120.000 e 5.100 AP (antes do presente).

A sucessão desses eventos resultou na formação de dois setores geomorfologicamente distintos do litoral paulista, onde a Ilha de São Sebastião representa o principal marcador geomorfológico tanto da linha de costa como da plataforma continental interna. Deffontaines (1935) reconheceu duas regiões bem definidas: a costa oeste, com características de costa retilínea, e a costa leste, com característica de costa recortada e com maior ocorrência de ilhas. Fúlfaro & Coimbra (1972) propuseram a compartimentalização do litoral em setor norte, situado entre a divisa com o Estado do Rio de Janeiro e a Ponta da Boracéia (Bertioga), e setor sul, da Ponta da Boracéia até a divisa com o Paraná.

Ao sul da Ilha de São Sebastião, a linha de costa apresenta direção predominantemente NE-SW, com rara presença de ilhas, compreendendo planícies costeiras mais amplas, exibindo um grande sistema estuarino-lagunar associado à maior bacia hidrográfica do litoral (Rio Ribeira de Iguape) e praias mais contínuas, separadas por pequenos pontões do embasamento cristalino.

O setor norte é caracterizado por uma linha de costa recortada (devido à proximidade da Serra do Mar), orientada na direção E-W, com amplitudes topográficas maiores e planícies costeiras estreitas, com a presença de diversas baías, enseadas, sacos, pontas rochosas que avançam em direção ao mar (SOUZA, 2012).

Na parte continental adjacente à porção sul do litoral paulista está localizado o Complexo Estuarino-lagunar de Cananeia - Iguape - Paranaguá (Lagamar): uma das mais importantes áreas úmidas da costa brasileira em termos de biodiversidade e

produtividade natural. Este é reconhecido nacional e internacionalmente como terceiro ecossistema mais produtivo do Atlântico Sul, devido às suas características ambientais estarem muito bem preservadas, sendo considerado como Reserva da Biosfera da Mata Atlântica em 1993 (UNESCO, 2005), bem como Sítio do Patrimônio Mundial Natural, do conhecimento científico e da preservação de valores humanos e do saber tradicional com vistas a modelos de desenvolvimento sustentado (UNESCO, 1999).

No Lagamar está inserido o território da Área de Relevante Interesse Ecológico do Guará (ARIEG), que faz parte de um mosaico de Unidades de Conservação (UC), voltadas à conservação da biodiversidade e ao uso sustentável dos recursos naturais, em especial, da preservação dos numerosos manguezais da região.

Evolução da Ilha Comprida

A Ilha Comprida é uma importante feição fisiográfica do Litoral Sul de São Paulo; uma ilha barreira quaternária, onde o Morrete com 40 m de altitude é o único destaque na paisagem essencialmente arenosa e cuja evolução impacta diretamente a configuração da linha de costa e a própria estrutura do Lagamar.

A Ilha Comprida tem aproximadamente 70 km de extensão, possui largura entre 3 e 5 km, e tem como limite sul a Ilha do Cardoso e ao norte a Ilha de Iguape, separada do continente por uma laguna denominada Mar Pequeno. Sua ocupação data desde a pré-história, com a presença de sambaquis, passando pela tentativa de formação de núcleo urbano na fase colonial, com a chegada de Martin Afonso de Souza e a colocação de um marco de pedra com as armas de Portugal na região de Cananeia.

Suguio & Martin (1978) apresentaram um modelo para evolução geológica da Ilha Comprida durante o Holoceno. Após o primeiro estágio de nível do mar (5500 AP), período o qual apenas a região do Morrete estava emersa, a ilha cresceu em direção a NE. Tal crescimento é percebido através de cristas praiais ao longo da porção mais interna da ilha atual. Durante um pequeno evento transgressivo (3500 AP), as cristas foram parcialmente erodidas, seguidas da construção das cristas praiais externas atuais.

Guedes *et al.* (2011) propuseram outro modelo de evolução para a Ilha Comprida, baseados em cinco fases distintas de evolução (**Figura 2**). Os autores apontam que a ilha começou como uma barreira transgressiva do Holoceno há 6000 anos antes do último máximo do nível relativo do mar. Após essa fase inicial, houve uma progradação até 5000 A.P., com rápido crescimento tanto longitudinal quanto transversal, pela adição de cordões litorâneos. Entre 5000 e 1900 A.P., a evolução se deu de maneira branda, com baixa engorda transversal e longitudinal (5,2 a 6,9 metros/ano). A partir de 1900 A.P. até aproximadamente 500 A.P., um processo de engorda transversal de toda a ilha se estabelece, devido ao bloqueio longitudinal da ilha na porção NE, devido à presença dos morros próximos a Iguape. Depois de um relativo período de estabilidade entre 500 e 200 A.P., devido provavelmente às variações no regime de ventos e ondas, a ilha vence o obstáculo natural e volta a apresentar um crescimento longitudinal acelerado para NE, sendo tal situação presente até os dias atuais. Os autores ainda sugerem a intensificação deste processo após a abertura do canal artificial do Valo Grande e o aumento da capacidade de retenção de sedimentos devido ao efeito de molhe hidráulico.

MINUTA

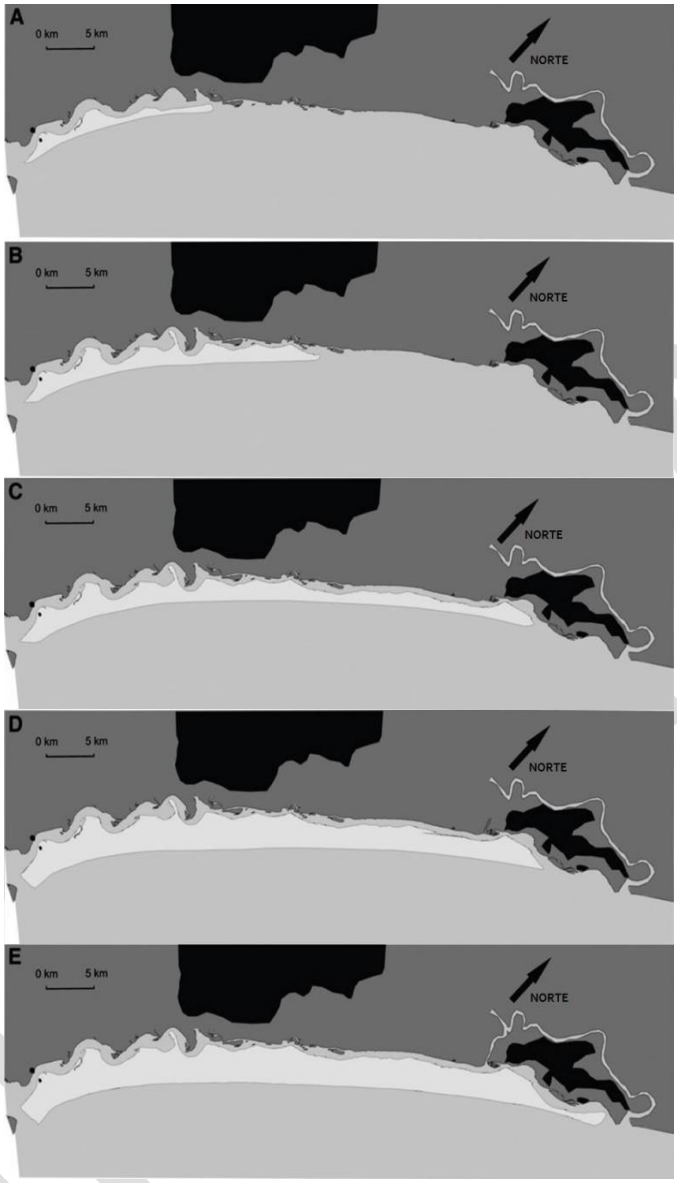


Figura 2 - Modelo evolutivo para a ilha proposto por Guedes *et al.* (2011), com cinco estágios de crescimento relacionados com variações do nível do mar relativo ao quaternário. A: Primeira fase (6000 AP); B: Segunda fase (5000AP); C: Terceira fase (1900 AP), D: Quarta fase (200 AP); E: Quinta fase (Presente).

A extremidade norte da Ilha Comprida, no lado lagunar onde se localiza a ARIEG, é formada por areias ricas em ácido húmico que parecem ter estado submersas durante o máximo da transgressão Santos há 5.100 AP, possivelmente pertencentes à Formação Cananeia. Após este nível máximo, a ilha sofreu processos de progradação rumo ao norte, processo associado à adição de cristas praiais paralelas à linha de costa atual, que podem ter sido parcialmente erodidas durante uma transgressão menor que ocorreu antes do segundo máximo (3.500 AP) (SUGUIO & TESSLER, 1992). Os canais lagunares do Lagamar ocupam uma área de 115 km^2 de superfície e desembocaduras nas duas extremidades da Ilha Comprida: Barra de Cananeia ao sul e Barra de Icapara ao norte (MIYAO *et al.,* 1986).

A **Figura 3** mostra as fisionomias costeiras no interior e entorno da ARIEG. Devido à sua natureza geomorfológica e à forte influência das águas de aporte fluvial, a linha de costa da ARIEG, bem como da margem oposta do Mar Pequeno nessa região, apresenta características de margens de rio, com banhados e manguezais. O limite norte da ARIEG é dado por uma lagoa formada durante o processo de progradação da Ilha Comprida, com as mesmas características nas bordas. No interior da ARIEG ocorrem alguns trechos de costa arenosa. A ponta da praia é formada por planícies de maré resultantes da ação dos processos de deriva litorânea e progradação da Ilha Comprida rumo a Iguape.

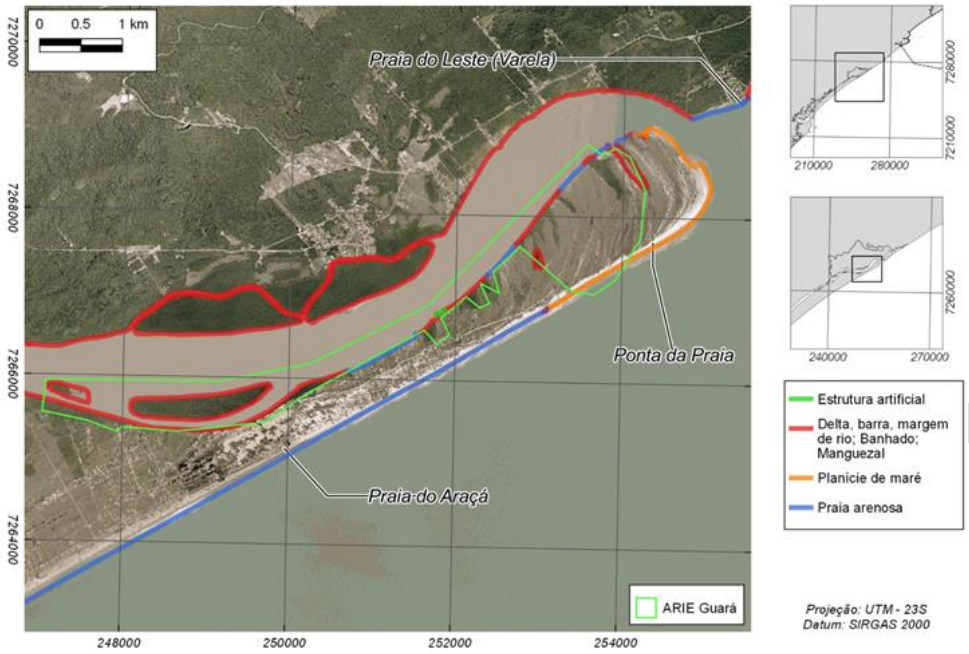


Figura 3 – Fisiografias costeiras no interior e entorno da ARIEG.

- **Características do fundo marinho: batimetria e composição**

Tessler (1982) cita que, na parte norte do sistema lagunar, onde se encontra a ARIEG, existe um único canal de separação entre o continente e a Ilha Comprida, denominado Mar Pequeno. Este autor nomeia esta região norte do Mar Pequeno, onde se encontra a ARIEG, de Mar de Iguape, sendo que a largura deste canal varia de 1 a 3 km, e profundidades máximas de 12 m, com média em torno de 6 a 7 m. Fato importante destacado por este autor é que na região do Mar Pequeno em direção à Barra de Icapara (Mar de Iguape) não existe um canal submerso contínuo mais profundo de circulação, como observado na porção mais ao sul do Mar Pequeno

Com relação da composição do fundo marinho, Tessler (1982) verificou predomínio de sedimentos arenosos em, praticamente, toda a extensão do Lagamar (76,3%), destacando-se as areias, que representam 56% do total de amostras analisadas. A distribuição espacial, com base na classificação do Diagrama Triangular de Shepard, evidencia o predomínio de sedimentos arenosos ao longo do canal do Mar de Cananeia. Essa mesma tendência é observada ao longo do Mar de Cubatão (95%), Mar Pequeno (87%) e na Baía do Trapandé (90%) – **Figura 4**.

Em direção a Iguape, os sedimentos tornam-se progressivamente mais finos. Próximo à cidade de Iguape, os sedimentos são geralmente arenosos, contudo quando se aproximam do Valo Grande, tornam-se sílticos ou argilosos. Depósitos de pelitos localizam-se, principalmente, entre a Pedra do Tombo e o Valo Grande, e secundariamente, nas margens convexas dos canais meandrantes e em zonas onde ocorrem quebras de energia associadas aos fluxos fluviais e às marés.

De um modo geral, há uma predominância de sedimentos arenosos deriva do retrabalhamento atual dos sedimentos arenosos pleistocênicos ressuspendidos pela ação das correntes geradas pelas marés, principalmente nas ocasiões de sizígia (TESSLER, 1982; BONETTI FILHO *et al.*, 1996).

Atualmente, o aporte de material da fração grossa (areia) para o sistema fica restrito às porções estuarinas e desembocaduras dos pequenos rios da região, que deságuam na área lagunar. De acordo com Bonetti Filho (1995) e Bonetti Filho *et al. (*1996), ocorre, no entanto, um aporte atual significativo de material pelítico em suspensão para o sistema através dos rios que drenam as serras localizadas ao S e SW da região, e principalmente, através do Valo Grande, a maior fonte de sedimentos para a área.

Toda a região sofre atualmente um forte processo de assoreamento, evidenciada pelo crescimento de feições sedimentares e deposição de finos, corroboradas pelas altas taxas de sedimentação observadas por Saito (2002).

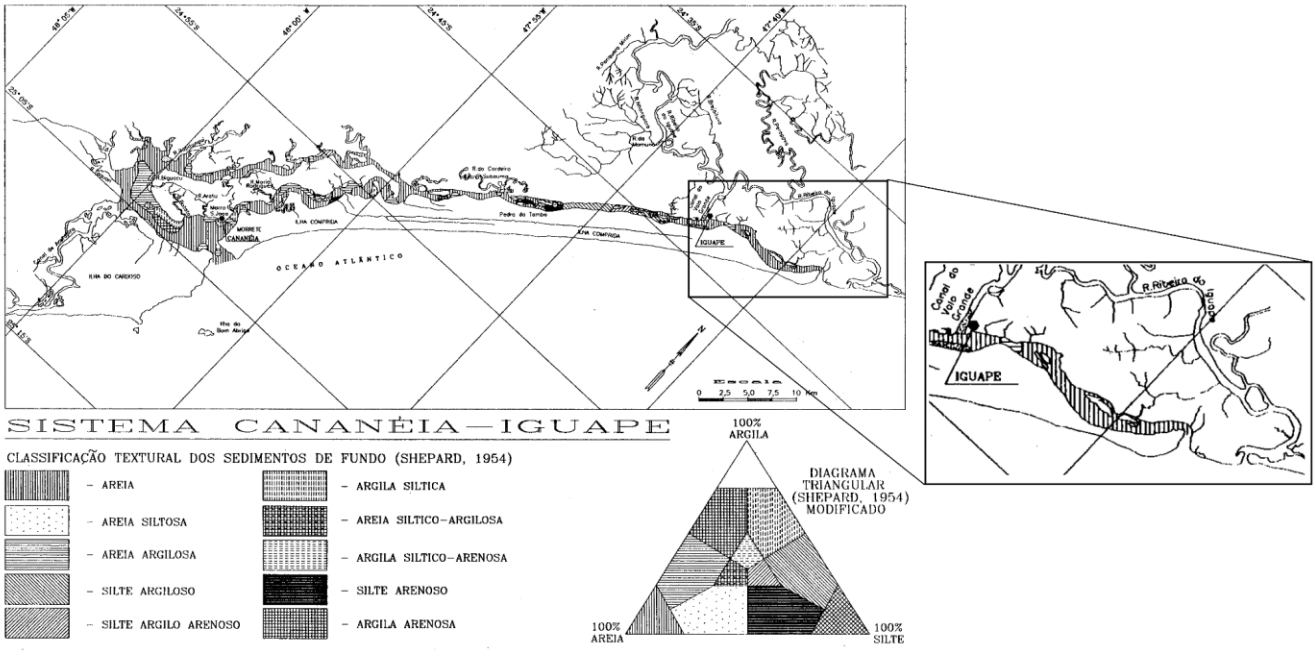


Figura 4 – Mapa de distribuição de sedimentos no sistema estuarino-lagunar de Cananeia-Iguape com enfoque na área da ARIEG. Fonte: adaptado de Tessler & Souza (1998).

Impactos do Valo Grande

Nas proximidades de Iguape o traçado natural do Rio Ribeira de Iguape se distancia 3 km do mar para continuar seu percurso por mais 30 km antes de desembocar no oceano. Entre 1827 e 1852 foi construído um canal artificial denominado Valo Grande, para promover a ligação entre o Porto do Ribeira e o Porto de Iguape no Mar Pequeno, e facilitar o escoamento da produção de arroz do Vale do Ribeira. Este canal foi originalmente aberto com 4,4 m de largura por 1,5 m de profundidade e, atualmente, apresenta 250 m de largura e 5 m de profundidade (GEOBRÁS, 1966).

Segundo Teles (1997), anteriormente à abertura deste canal, as profundidades médias não ultrapassavam 10 m, sendo forte a influência marinha através das correntes de maré. Durante os primeiros anos, as condições oceanográficas no Mar Pequeno praticamente não sofreram influências das cheias do Rio Ribeira de Iguape, que poderiam gerar processos erosivos no Valo Grande. Os sedimentos introduzidos no Mar Pequeno eram originários de desbarrancamentos nas margens do Valo Grande, e eram transportados pelas correntes de maré que avançavam pelo canal.

Entretanto, de 1860 a 1911, o Valo Grande despejou cerca de 4.200.000 m^3 de areia erodida de suas margens no Mar Pequeno (GEOBRÁS, 1966), principalmente durante as cheias do Rio Ribeira de Iguape. Estes sedimentos formaram depósitos submersos ou barras no Mar Pequeno, diante da desembocadura do Valo Grande, que, gradativamente, formaram ilhas no sentido da corrente predominante.

O carreamento do material arenoso do leito e das margens do Valo Grande foi a causa principal do seu alargamento, aliado as causas secundárias locais, como as variações do nível de água pelo efeito das marés, as infiltrações de água pluvial e as ondas provocadas por ventos locais e pela passagem de embarcações. Como consequência, houve o assoreamento do Porto de Iguape e o avanço deste, rumo às desembocaduras lagunares (GEOBRÁS, 1966).

A partir de 1978, o Valo Grande foi fechado por uma barragem, visando a proteção das margens do Valo Grande, evitando erosões provocadas pelas correntes e o aporte de água doce no sistema estuarino (GEOBRÁS, 1966). O sistema estuarino pararia de receber uma grande quantidade de sedimentos finos e o Mar Pequeno provavelmente não teria as mesmas condições ecológicas que apresentava antes da abertura do Valo Grande. Neste intervalo de tempo, entretanto, ocorreram

transposições de água doce por sobre a barragem e o rompimento desta, permitindo a descarga fluvial e de sedimentos em suspensão.

Atualmente, o Valo Grande encontra-se aberto, permitindo a descarga de água doce e sedimento em suspensão no sistema. Desse modo, as águas do Mar Pequeno apresentam, em diversos pontos, características físico-químicas mais próximas àquelas encontradas em águas interiores (como salinidade muito baixa) do que às características de águas marinhas ou salobras.

- **Progradação e erosão costeira**

Diante da relevância do tema associado às mudanças climáticas para a gestão da ARIEG, foi dada atenção especial ao mesmo neste Diagnóstico, ponto abordado também como relevante no Diagnóstico Participativo (FUNDAÇÃO FLORESTAL, 2014). Este tema está conectado com os temas detalhando as fragilidades geotécnicas e áreas de risco do presente Diagnóstico do meio físico.

Um agente dinâmico muito importante na determinação das características morfológicas de uma praia é a incidência de ondas na linha de costa, que gera um sistema de circulação ou correntes costeiras, classificadas em quatro tipos: transporte de massa de água costa-adentro (*onshore transport*); correntes de deriva litorânea (*longshore currents*); fluxos de retorno costa-afora, que incluem as correntes de retorno e o transporte de massa de água costa afora (*offshore transport*); e o movimento ao longo da costa das cabeças das correntes de retorno (USACE, 2003).

O ângulo de incidência das ondas na praia determinará o tipo de circulação costeira. A componente paralela à praia, denominada corrente de deriva litorânea ou longitudinal, é a mais importante dentre as correntes costeiras. Ela é o principal agente de movimentação, retrabalhamento e distribuição dos sedimentos ao longo da costa. A deriva litorânea é produto de duas componentes vetoriais, a deriva costeira, que atua na zona de surfe e tem sentido paralelo à praia, e a deriva praial, que atua na faixa entre marés e face da praia, definindo um padrão de transporte com padrão serrilhado, mas com mesmo sentido resultante da deriva costeira (TAGGART & SCHWARTZ, 1988; KOMAR, 1991).

A deriva litorânea resultante tem o sentido no qual a maioria dos sedimentos se move durante um longo período de tempo, independente de variações eventuais. Cada setor de costa com um determinado sentido de deriva litorânea resultante forma uma "célula de circulação costeira" (NODA, 1971; JACOBSEN & SCHAWARTZ, 1981; TAGGART & SCHWARTZ, 1988). Cada célula consiste de três zonas: (a) zona de erosão, onde se origina a corrente (barlamar) e há maior energia de ondas; (b) zona de transporte, através da qual os sedimentos são transferidos ao longo da costa; e (c) zona de deposição ou acumulação, onde a corrente termina (sotamar), havendo diminuição de energia das ondas. Uma célula de circulação costeira pode começar e terminar ao longo de um pequeno trecho, de poucas dezenas de metros, ou pode se prolongar por quilômetros de distância (TAGGART & SCHWARTZ, 1988).

A deriva litorânea resultante corresponde à somatória das células obtidas em cada arco ou segmento praial. Quando duas células estão presentes, lado a lado, duas situações podem ocorrer: (i) convergência de correntes (zona de sotamar de duas células), onde haverá intensa acumulação de sedimentos; (ii) divergência de correntes (zona de barlamar de duas células), onde o processo erosivo será acentuado.

Quando duas células de deriva litorânea se encontram ou a terminação da célula se dá na extremidade da praia, há a geração de outra componente, transversal à linha de costa, a corrente de retorno. Esta é responsável pelo transporte de sedimentos para fora da praia e também é uma das principais causas de afogamentos nas praias. De um modo geral, as correntes de deriva litorânea no litoral norte de São Paulo fluem para NE com retroflexões pontuais (SOUZA, 1997).

A **Figura 5** apresenta a variação sazonal da distribuição da deriva potencial calculada por Silva (2014) na região de Ilha Comprida. Ainda que exista uma predominância na deriva litorânea para NE, observam-se importantes inversões sazonais para SW, que desempenham papel fundamental no balanço sedimentado de toda a região, em especial na Ponta da Praia da Ilha Comprida, que vem sofrendo um processo de progradação desde, pelo menos, o final do século XIX (TESSLER & MAHIQUES, 1993).

MINUTA

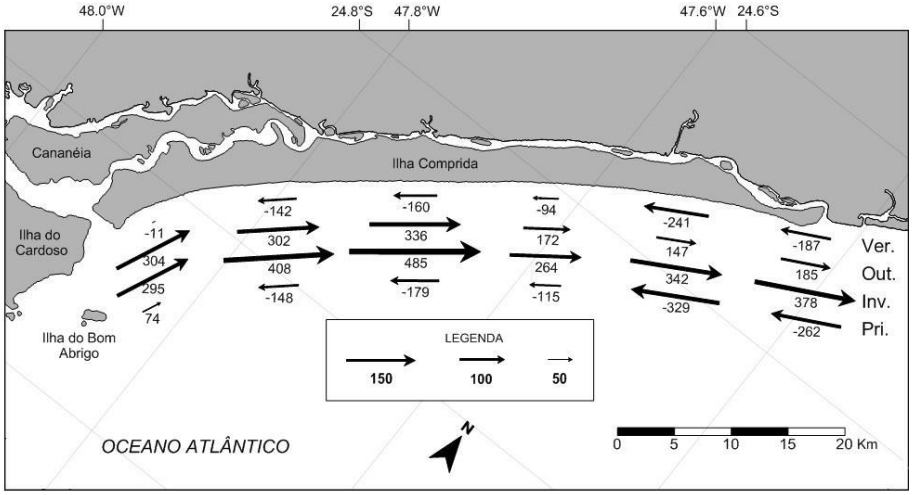


Figura 5 - Mapa com a direção preferencial sazonal das correntes de deriva litorânea potencial no Litoral Sul – valores adimensionais. Fonte: Silva (2014).

Os processos sedimentares (erosão, deposição e transporte) que ocorrem em uma praia são produto de condicionantes geológicos-geomorfológicos meteorológicos/climáticos, oceanográficos/ hidrológicos e antrópicos (SOUZA, 1997, 2009).

O resultado do conjunto de processos sedimentares que atuam na praia pode ser medido por meio do seu balanço sedimentar que é, em outras palavras, a relação entre as perdas/saídas e os ganhos/entradas de sedimentos nessa praia. Quando o balanço sedimentar da praia for negativo, ou seja, quando a saída/perda de sedimentos for maior do que a entrada/ganho de sedimentos, haverá um déficit sedimentar, predominando assim o processo erosivo. Isto acarretará diminuição paulatina de sua largura e a retração da linha de costa. Se o saldo for positivo, a praia tenderá a crescer em largura, pela deposição predominante de sedimentos, e ocorre a progradação da linha de costa. No balanço sedimentar nulo (igual à zero) haverá o equilíbrio do sistema praial.

A erosão em uma praia se tornará problemática quando for um processo severo, acelerado e permanente ao longo de toda essa praia ou em partes dela, ameaçando assim áreas de interesse ecológico e/ou socioeconômico (SOUZA *et al.,* 2005). Nessas condições o fenômeno passa a ser denominado de erosão praial, quando se refere somente às praias, ou erosão costeira, quando atinge também promontórios, costões rochosos e falésias.

Embora a erosão costeira seja essencialmente produto de balanço sedimentar negativo no sistema praial, essa situação é decorrente de diversos mecanismos e fenômenos que podem ser atribuídos a processos naturais e fatores antrópicos (SOUZA & SUGUIO, 1996; SOUZA, 1997).

No caso da Ilha Comprida, os processos de erosão e progradação, fundamentais para o desenvolvimento da fisiografia atual da ilha, continuam atuando e promovendo a alteração da linha de costa. A **Figura 6** mostra a evolução da Ponta da Praia desde 1962, quando a taxa de agradação dessa porção da Ilha Comprida estava acentuada. Apesar de a ARIEG ter sido criada somente em 2008, o contorno da UC é apresentado na figura para auxiliar a visualização da evolução temporal da região.

Figura 6 – Evolução da desembocadura do Mar Pequeno e da Ponta da Praia da Ilha Comprida. O contorno da ARIEG é mostrado na figura para facilitar a visualização do processo de crescimento da Ilha Comprida.
Fonte de dados (2001 a 2013): DigitalGlobe via Google Earth Pro. Fonte da imagem de 1962: Nascimento Jr. (2006).

No início da década de 1960 a desembocadura do Mar Pequeno ocupava uma posição a SW da sua posição atual, com leito mais estreito e um meandramento mais acentuado. A Barra de Icapara apresentava maior extensão zonal e se projetava mais para sul, em direção ao oceano. Em 2001, anteriormente à criação da ARIEG, a morfologia da região já se apresentava bem alterada. A Ponta da Praia crescera no sentido NE, o leito do Mar Pequeno estava mais largo e com meandramento mais suave e a Barra de Icapara se transformara num pontão, mas ainda separava a Ilha Comprida da Ilha de Iguape, ambas apresentando um crescimento convergente.

Em 2010, após a criação da ARIEG, o cenário continuava se alterando. A Ilha Comprida avançou mais em direção à Iguape. A lagoa que delimita a porção norte da ARIEG já podia ser observada, bem estabelecida sobre a porção interna da Ponta da Praia. A face oceânica da Ponta da Praia sofreu um processo de erosão, deixando a linha de costa mais retilínea. Um processo de erosão muito importante pode ser observado na Barra de Icapara, que se apresenta muito recuada em comparação a 1962.

A imagem do painel superior mostra que, em 2013, os processos de erosão e progradação mantiveram a mesma tendência. As ilhas Comprida e Iguape se aproximaram mais, devido aos processos de agradação dos cordões arenosos de ambas as ilhas, enquanto a linha de costa da Barra de Icapara recuou devido aos processos de erosão. A face oceânica da porção norte da Ilha Comprida continuou sendo erodida, de modo que o limite sudeste da ARIEG nessa região agora se projeta sobre o oceano. A lagoa no interior na ARIEG manteve-se estável nesse período.

Tessler *et al. (*2006) realizam um longo estudo por todo o litoral da costa paulista e concluíram que, ao contrário de muitos estados brasileiros, não possui grandes extensões praiais submetidas a processos de erosão e/ou assoreamento. Estes autores identificaram 19 pontos de instabilidade ao longo da costa do Estado de São Paulo. De um modo geral, estes desequilíbrios estão ligados ou a obstáculos naturais que barram a deriva costeira de sedimentos ou então (mais comumente) a obras realizadas nas praias ou nos rios maiores que deságuam nas mesmas. Dois pontos de instabilidade merecem atenção por se localizarem próximo à ARIEG.

- **Desembocadura da Barra de Icapara**

A Barra de Icapara divide a ilha Comprida e Iguape. A Ilha Comprida é caracterizada neste local por um pontal arenoso em processo de agradação, pelo menos desde o final do século XIX. Este crescimento se mantém no rumo geral da ilha exceto pela extremidade que apresenta uma rotação para norte. Em contrapartida, a Ilha de Iguape apresenta um processo erosivo acentuado. Ambos os processos ocorrem em situação muito semelhante àquela que existe na barra de Ararapira (TESSLER & MAHIQUES, 1993). Segundo estes autores, o que diferencia ambos os canais é justamente a direção do fluxo de maré vazante que, nesta barra, predomina para o rumo NE (concordando com a direção de crescimento da Ilha Comprida). Geobrás (1966) apontou crescimento na Ilha Comprida da ordem de 35m/ano e um recuo na Ilha de Iguape de aproximadamente 32 m/ano. A dinâmica local na desembocadura associada a progradação da Ilha Comprida e erosão da Ilha de Iguape resultou na erosão da antiga praia do Leste, hoje restrita a uma pequena faixa de areia. Em preamar, antigas casas são alcançadas pelo mar.

A ação conjunta do deságue da desembocadura da Barra de Icapara (um molhe hidráulico reforçado pela criação do Valo Grande) e de ondas incidentes no local barram a tendência regional de transporte sedimentar para NE e criam bancos arenosos submersos defronte à Ilha Comprida e, também, paralelos à mesma (TESSLER & MAHIQUES, 1993).

Próximo à cidade de Iguape (SP), situa-se o canal artificial do Valo Grande, que liga a calha original do rio Ribeira de Iguape à região do Mar Pequeno, no litoral sul paulista. Este canal foi escavado em 1852 com a finalidade de facilitar o transporte da carga e escoamento dos produtos do Vale do Ribeira entre o porto do Ribeira e o porto de Iguape. Sua largura inicial era de 4,40 metros sendo que após 130 anos, esta largura atingia 235 metros e profundidade máxima de 7 metros. O Rio Ribeira de Iguape adotou o valo como seu leito principal, escavando e carreando grandes volumes de material em suspensão e sedimentos para o Mar Pequeno, destruindo, por erosão de suas margens, parte da cidade de Iguape e assoreando seu porto. Com o Valo Grande aberto, a barra do Ribeira de Iguape evoluía de maneira não regular, parecendo avançar e retroceder ciclicamente em torno de uma posição média. O Mar Pequeno encontrava-se bastante assoreado, principalmente em frente à Iguape, embora este assoreamento fosse mais lento na década de 60 do que no passado, quando se formaram os bancos arenosos.

O Valo Grande foi fechado em agosto de 1978 e as águas do rio foram desviadas para a calha original. Esta situação perdurou até 1983 quando as enchentes do Ribeira destruíram as obras de fechamento do Valo Grande. A partir desta data, o rio Ribeira de Iguape voltou a desaguar diretamente no Mar Pequeno, impactando a circulação costeira, deriva litorânea e os processos sedimentares associados.

- **Desembocadura do Rio Ribeira de Iguape**

A foz do rio Ribeira de Iguape se separa da Barra de Icapara por um pequeno trecho de cordões arenosos e impacta diretamente a circulação local das correntes costeiras. A deriva litorânea na Ilha Comprida tem sentido preferencial rumo NE até a Barra de Icapara. Na foz do Ribeira de Iguape, mas a interação da desembocadura fluvial com o mar causa a inversão local da deriva litorânea para SW na região adjacente à foz e também na Praia da Juréia, que se localiza a norte da desembocadura do Ribeira de Iguape (Ponçano, 1976). Tessler & Mahiques (1993) apontaram a existência de um esporão arenoso, que obstrui parcialmente a desembocadura do rio, e o cíclico rompimento do mesmo. O rompimento estaria

MINUTA

relacionado à ação de marés de sizígia excepcionalmente fortes junto a grandes descargas fluviais. O sentido de crescimento deste esporão teria rumo SW, acompanhando a resultante das correntes costeiras neste ponto do litoral (GEOBRAS, 1966). Contudo, há controvérsias em relação ao sentido de crescimento deste esporão arenoso. IPT (1994) acredita não haver um sentido predominante de crescimento para toda a região adjacente à desembocadura do rio.

Yoshikawa (2001) apontou a tendência de fechamento em forma de golfo, formato este explicado pelo represamento de água causado pela passagem de frentes frias e pela deposição nas margens do rio em condições de pós-frontal.

Souza (1997) sugere que esta região pode ser considerada como passagem de sedimentos entre a praia da Juréia e a Ilha Comprida, estando sujeita à ação das desembocaduras do rio Ribeira de Iguape e da Barra de Icapara. A movimentação de sedimentos, segundo a autora, obedece a pequenas células de deriva para NE no verão e SW no inverno.

Ponçano *et al.* (1995) afirma que a erosão na porção sudoeste da Praia da Juréia foi resultante da retirada de um campo de dunas que representava uma barreira natural. Este estudo mostra, na barra do Ribeira de Iguape e adjacências, áreas preferenciais de erosão e deposição (**Figura 7**).

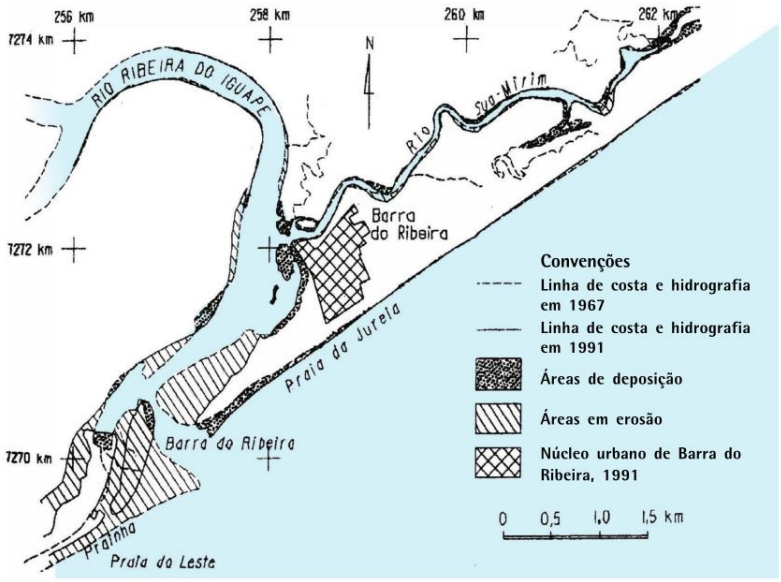


Figura 7 - Áreas preferenciais de sedimentação na barra do Rio Ribeira de Iguape.
Fonte: Ponçano *et al.* (1995).

A **Figura 8** mostra a evolução da linha de costa na região da ARIEG entre 2001 e 2013, onde se observam os processos de erosão e agradação descrito acima. Através desses dados foi possível calcular a taxa de crescimento da Ilha Comprida nos intervalos descritos. Entre 2001 e 2010 a taxa de crescimento da ilha foi de aproximadamente 7,76 ha/ano. Considerando o período total, 2001 – 2013, essa taxa cai para cerca de 6,67 ha/ano, o que sugere uma desintensificação desse processo no final do registro. Corroborando esse cômputo, a taxa de agradação da Ilha Comprida entre 2010 e 2013 foi de aproximadamente 3,47 ha/ano.

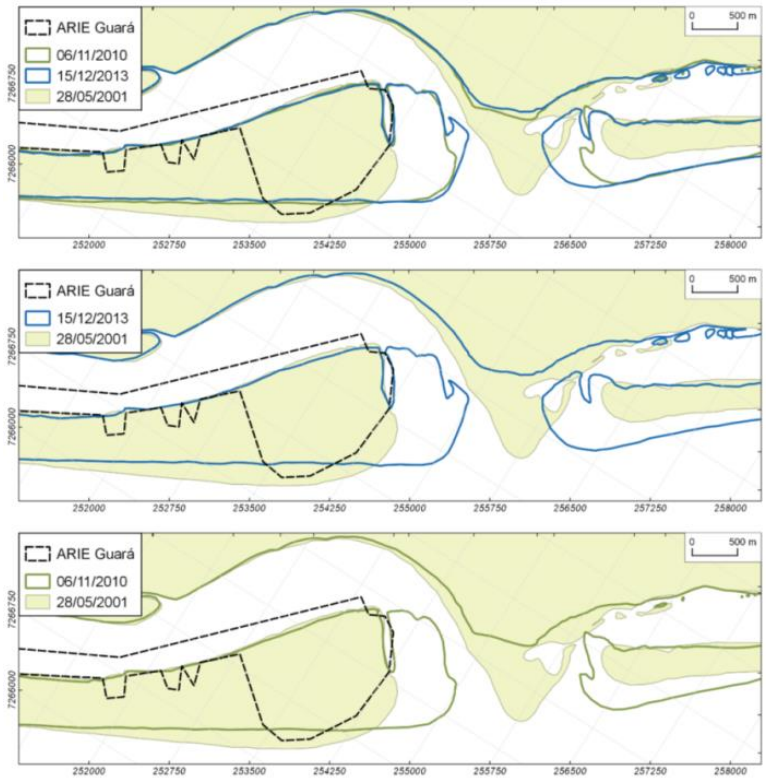


Figura 8 - Evolução da linha de costa na porção norte da ARIEG.
Fonte de dados: digitalização de imagens de DigitalGlobe via Google Earth Pro.

2.2.2.2 CARACTERIZAÇÃO OCEANOGRÁFICA

Neste item são descritas as características da oceanografia física para a do Sistema Estuarino-Lagunar de Cananeia-Iguape, considerando as variações de correntes, temperatura, salinidade, nível do mar e ondas.

- **Correntes, temperatura e salinidade no sistema estuarino-lagunar de Cananeia-Iguape**

Para o entendimento da circulação no sistema estuarino-lagunar de Cananeia-Iguape é importante ressaltar as características morfológicas deste sistema, que é separado do oceano pela Ilha Comprida: na porção sul se localiza a Ilha de Cananeia, separada do continente por um canal denominado Mar de Cubatão e da Ilha Comprida por um outro canal - Mar de Cananeia (TESSLER & SOUZA, 1998). Já na porção norte, existe um único canal de separação entre o continente e a Ilha Comprida, denominado de Mar Pequeno (TESSLER & SOUZA, 1998). Nos extremos sul e norte da Ilha Comprida existem duas desembocaduras lagunares: de Cananeia, ao sul, e de Icapara, ao norte, nas proximidades da ARIEG – **Figura 9**.

Segundo a definição clássica de Cameron & Pritchard (1963), estuários são corpos d'água litorâneos, semi-fechados, que possuem uma livre conexão com o oceano, onde a água do mar é diluída pela água doce proveniente da drenagem continental. Pritchard (1952) propôs classificar os estuários de acordo com a sua morfologia. A **Figura 10** mostra as classificações possíveis. O complexo estuarino-lagunar de Cananeia-Iguape é classificado como sendo construído por barra. Além deste critério morfológico, os estuários podem ser classificados de acordo com a sua hidrodinâmica e, Miyao (1977), Miyao *et al. (*1986) e diversos outors autores, estudaram a distribuição de propriedades físicas e da circulação durante varios ciclos de maré no Mar de Cananeia, classificando a região como do tipo parcialmente misturada, de acordo com o critério de estratificação da salinidade.

Para esta região é importante contextualizar o histórico da alteração do aporte fluvial. Até o ano de 1841, a água do mar que entrava no sistema estuarino-lagunar de Cananeia-Iguape era diluída pela precipitação total e, principalmente, pela água doce drenada para o seu interior pelos rios Taquari, Mandina, das Minas, Itapitangui e pequenos canais de maré (BONETTI FILHO & MIRANDA, 1977). Entretanto, nesse ano, foi concluída a construção de um canal artificial relativamente estreito para

interligar o Rio Ribeira de Iguape ao Mar Pequeno, nas proximidades da cidade de Iguape. Esse canal, que facilitou o transporte de mercadorias do interior para o litoral na época colonial, passou a representar no início uma pequena fonte adicional de água doce para esse sistema estuarino. Como esse canal foi construído em solo pouco resistente à erosão, a sua largura foi aumentando gradativamente ao longo dos anos (BÉRGAMO, 2000). Depois de algumas décadas, no fim do século XIX, esse canal passou a ser denominado Valo Grande – localização na **Figura 11**. Nessa época o canal atingiu larguras maiores do que 100 m e profundidade acima de 10 m, continuando sempre os desbarrancamentos das margens com a destruição das primeiras casas da cidade (GEOBRÁS, 1966). Logo, a descarga de água doce no sistema estuarino-lagunar de Cananeia-Iguape, além da variação sazonal dos processos de precipitação e evapo-transpiração naturais, foi aumentando gradativamente com o aporte de água do Rio Ribeira de Iguape através desse canal (BÉRGAMO, 2001). Essa situação persistiu até o fechamento do Valo Grande com uma barragem, cuja construção foi concluída em agosto de 1978. Em consequência, houve novamente uma alteração da descarga de água doce no sistema estuarino, com a diminuição drástica do fluxo do Valo Grande, voltando à que existia antes desta intervenção. Sob essa nova condição, uma bacia hidrográfica com cerca de 1.339 km² (MISHIMA *et al.,* 1985), voltou a ser responsável pela descarga da maior parte da água doce no sistema.

Em fevereiro de 1995, intensas chuvas ocorridas no Vale do Ribeira ocasionaram o rompimento da barragem do valo Grande, permitindo novamente o aporte de águas do Rio Ribeira de Iguape para o Sistema Estuarino-Lagunar de Cananeia-Iguape, modificando mais uma vez o fluxo de água doce nesse sistema estuarino (BÉRGAMO, 2001).

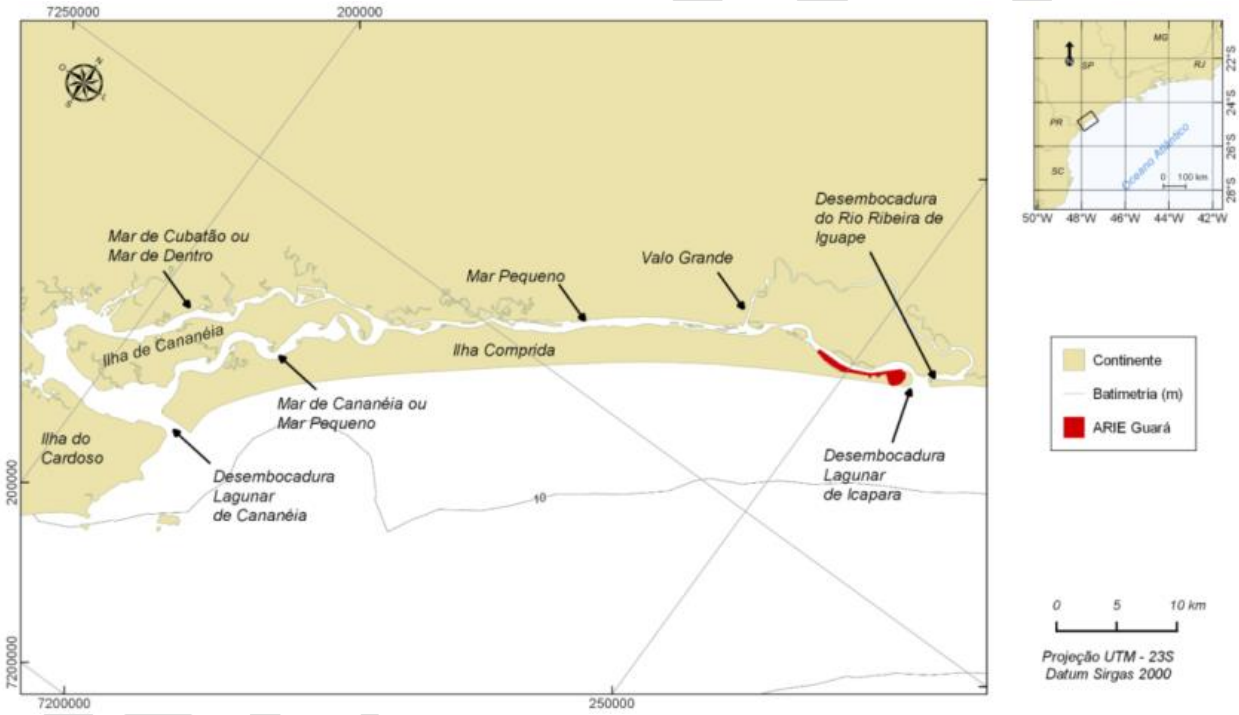


Figura 9 – Sistema estuarino-lagunar de Cananeia-Iguape. A ARIEG está localizada na porção norte da Ilha Comprida (direita da figura – área em vermelho), nas proximidades da desembocadura lagunar de Icapara.
Fonte: baseado em Tessler & Souza (1998).

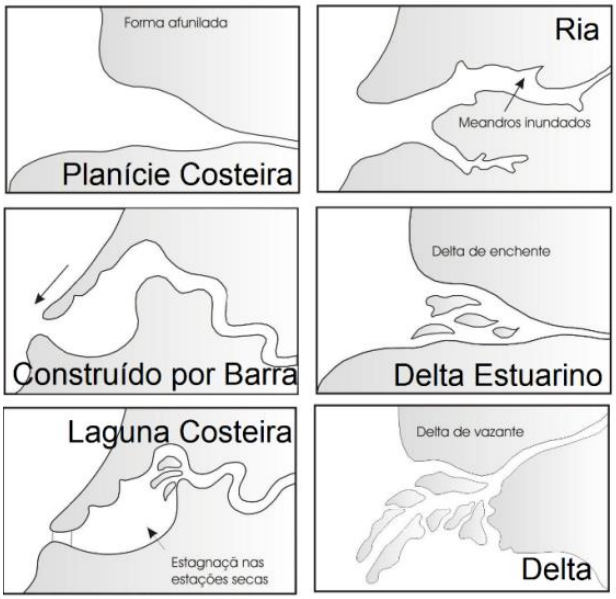


Figura 10 – Classificação morfológica para os estuários.
Fonte: adaptado de Miranda *et al.* (2002).

Desde 2010 a CETESB realiza o monitoramento das águas e sedimento do litoral paulista no âmbito do programa Rede Costeira, constituído de 62 pontos fixos de monitoramento permanente ao longo da costa do Estado de São Paulo - semestralmente, sendo que três destes pontos estão dispostos no Mar Pequeno, nas proximidades da ARIEG. O Ponto 1 localiza-se ao norte do Valo Grande, em direção à ARIEG, e o ponto 2 na desembocadura do Valo Grande no Mar Pequeno.

Dentre as coletas realizadas nestes pontos, a CETESB realiza medições de temperatura e salinidade da água. A **Figura 11** e a **Figura 12** mostram a variação vertical de temperatura e salinidade, respectivamente, para os anos de 2013 a 2015, semestralmente, no Ponto 1 e Ponto 2 descritos anteriormente.

Estes valores de temperatura mostram que na região da ARIEG a temperatura da água é praticamente homogênea ao longo da coluna d'água, com menores valores durante os meses frios e maiores valores nos meses quentes. Além disso, mostra pouca variação horizontal da temperatura, pois as temperaturas registradas no Ponto 1 (próximo à ARIEG) e as registradas na desembocadura do Valo Grande (Ponto 2), são praticamente as mesmas.

MINUTA

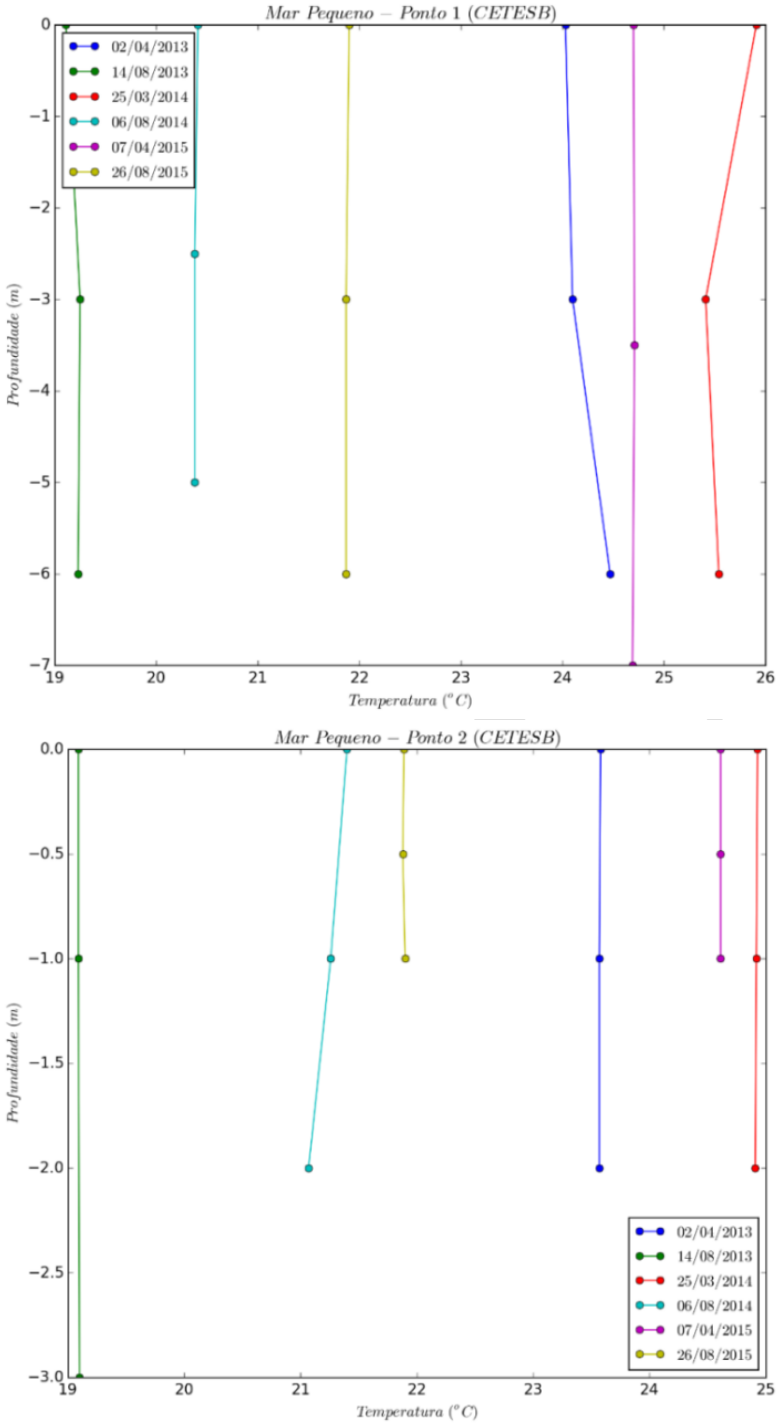


Figura 11 – Variação vertical e temporal da temperatura da água do Mar Pequeno na desembocadura do Valo Grande (painel da direita) e em ponto entre a desembocadura do Valo Grande e a ARIEG.
Fonte: Cetesb (2014, 2015, 2016).

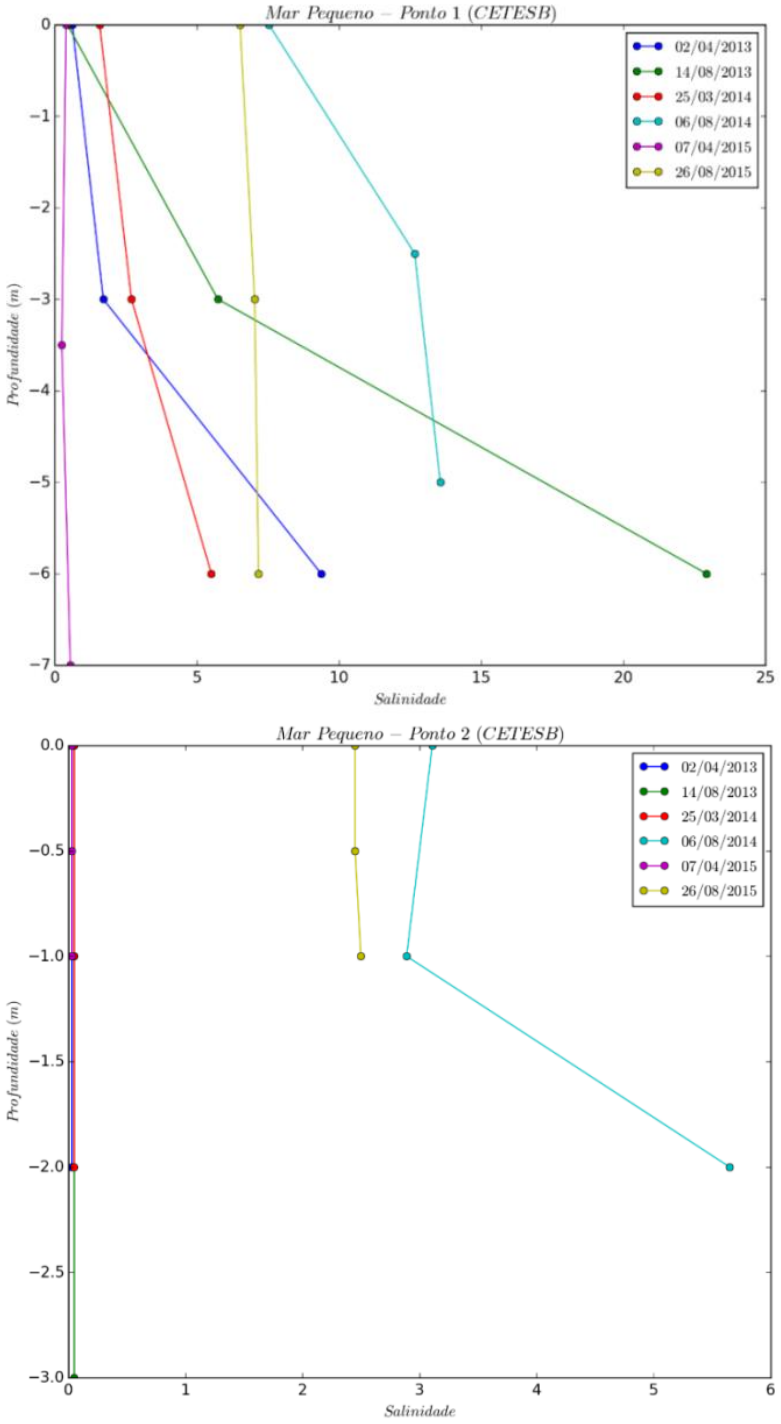


Figura 12 – Variação vertical e temporal da salinidade da água do Mar Pequeno na desembocadura do Valo Grande (painel da direita) e em ponto entre a desembocadura do Valo Grande e a ARIEG.
Fonte: Cetesb (2014, 2015, 2016).

Já para a salinidade, existe algum grau de estratificação horizontal e vertical. Analisando-se esse parâmetro ao longo da coluna d´água, nas proximidades da ARIEG (Ponto 1) são observados os maiores valores de salinidade próximo ao fundo, enquanto que, na superfície, os valores são muito baixos, menores que 10. Entretanto, mesmo esta estratificação vertical não é considerada muito significativa, visto que os valores de salinidade de fundo também são, com exceção da medição do dia 14/08/2015, inferiores a 15. Já para o ponto na desembocadura do Valo Grande, os valores de salinidade são praticamente zero em toda a coluna d'água, com exceção das medições dos dias 06/08/2014 e 26/08/2015. Jaworski & Eichler (2005) encontraram valores de salinidade da ordem de 18,5 em superfície e 25,9 na desembocadura lagunar de

Icapara, mostrando que mesmo na conexão com o oceano a água doce proveniente do Rio Ribeira de Iguape continua exercendo grande importância na hidrodinâmica local. Esses resultados mostram a seguinte variação horizontal de salinidade: no fundo, valores na ordem de 25 a 0, desde a Barra de Icapara até a desembocadura do Valo Grande; na superfície, valores de 18 a 0, desde a Barra de Icapara até a desembocadura do Valo Grande.

Estes valores de temperatura e salinidade na região da ARIEG não são estáticos, pois a influência da maré nestes canais é marcante. Os dados apresentados de CETESB (2014, 2015, 2016) estão indexados com datas, mas não com horários, o que dificulta a análise com relação ao instante da maré em que ocorreram as coletas. Em momentos de maré enchente, Tessler (1981) mostrou que a água salgada, mais densa, adentra no sistema estuarino através dos canais lagunares pelas camadas próximas ao fundo – o que ocasiona uma diminuição na intensidade das correntes devido à "competição" entre a corrente gerada pela maré em direção ao rio e a corrente gerada pela descarga fluvial, em direção ao oceano. Já em instante de maré vazante ocorre o oposto, um aumento da intensidade das correntes, pois a corrente de maré flui em direção ao oceano, mesma direção do fluxo fluvial. Nestes instantes a água doce proveniente dos rios é dominante na região, deixando o sistema com valores ainda mais baixos de salinidade. Tessler (1981) apresentou esquematicamente os fluxos de entrada e saída de água do complexo estuarino-lagunar de Cananeia-Iguape, disponíveis na **Figura 13** para momentos de enchente e **Figura 14** para momentos de vazante. Para a região da ARIEG a corrente de enchente no fundo tem magnitude próxima a 0,6 m/s, enquanto que a corrente de vazante no fundo tem velocidade de 0,7 m/s. Para a superfície, este mesmo autor encontrou valores máximos de 0,7 e 0,8 m/s, para momentos de enchente e vazante, respectivamente.

Assim, destaca-se para a região que, com a abertura do Valo Grande, a região do Mar Pequeno, e consequentemente as imediações da ARIEG, tornaram-se praticamente uma extensão do Rio Ribeira de Iguape, com baixíssimos valores de salinidade. Em momentos de maré cheia são observados valores maiores de salinidade próximo ao fundo, mas ainda muito baixos se considerados os valores da região costeira adjacente.

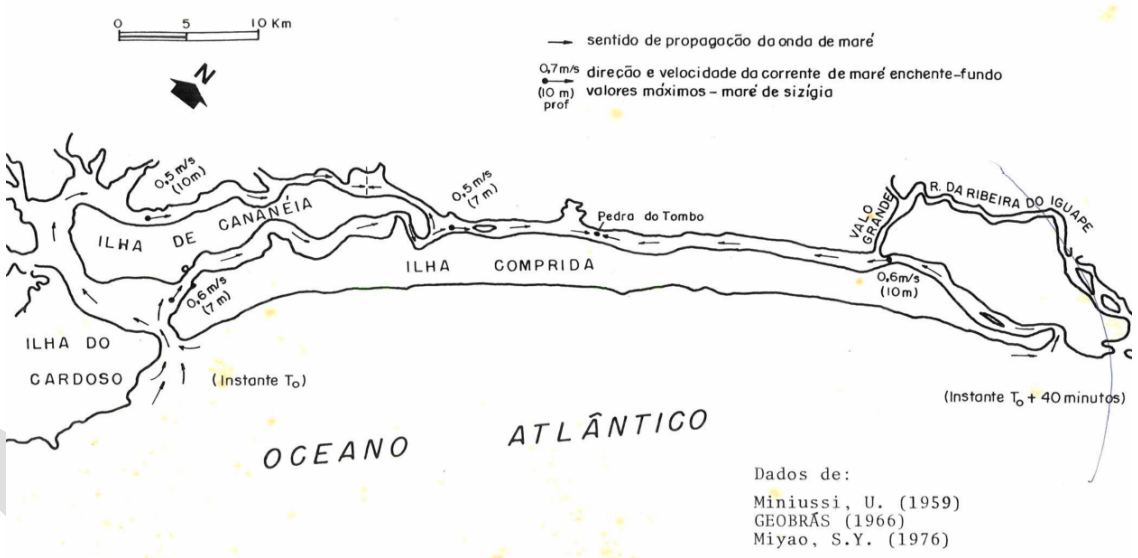


Figura 13 – Esquema geral de propagação da onda de maré (preamar) na região laguna de Cananeia-Iguape. Direção e velocidade de corrente de maré enchente (fundo).
Fonte: Tessler (1981).

Figura 14 – Esquema geral de propagação da onda de maré (baixamar) na região laguna de Cananeia-Iguape. Direção e velocidade de corrente de maré vazante (fundo). Fonte: Tessler (1981).

Além dessa ação da maré astronômica e descarga fluvial, a região costeira da área de estudo sofre com a ação de ressacas que, além de ondas, são acompanhadas pela maré meteorológica, que soergue o nível do mar. Estes eventos ocorrem frequentemente durante a passagem de frentes frias, que também são acompanhadas por eventos de intensas chuvas. Esta combinação de intensa chuva e ressaca na região costeira adjcente faz com que a região do estuário sofra uma pressão dupla: aumento da vazão do rio e aumento do nível do mar. Esta entrada de água por ambas as desembocaduras do estuário faz com que ocorra um alagamento de suas margens, conforme apresentado esquematicamente na **Figura 15.**

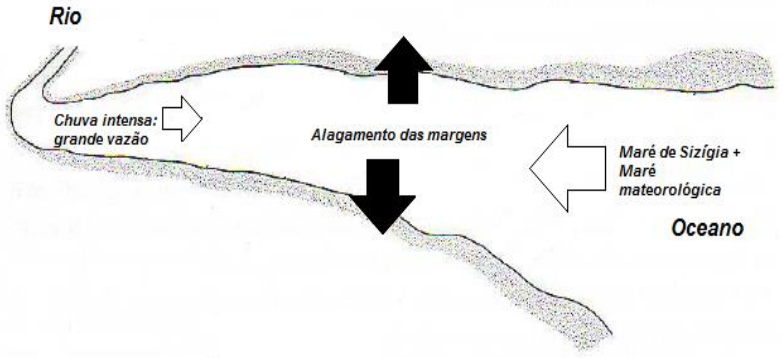


Figura 15 – Situação de passagem de frente fria, com aumento da pluviosidade e do nível do mar, ocasionando alagamento das margens do estuário.

- **Variação do nível do mar e ressacas**

As oscilações do nível do mar na costa do Brasil possuem duas componentes mais significativas: maré astronômica e variações no campo atmosférico.

Gregório (2014) analisou dados extensos coletados em Cananeia, nas proximidades da ARIEG, e em Ubatuba, litoral norte de São Paulo, e encontrou estas duas forçantes. Este autor mostrou que as marés nesta região são semidiurnas (duas marés cheias e duas marés baixas por dia), fortemente marcadas por períodos de sizígia e quadratura com amplitudes máximas de 1,2 m e 0,8 m, respectivamente. Para a forçante gravitacional, a **Figura 16** mostra as constantes harmônicas para a região da ARIEG, tendo como referência o Instituto Oceanográfico da Universidade de São Paulo em Cananeia.

Analisando somente esta forçante gravitacional, a partir de dados de altimetria de satélite e previsão harmônica para as marés, levando-se em consideração as componentes mais importantes (de acordo com a **Figura 16** – M_2, S_2, N_2, K_2, K_1, O_1, P_1,

Q_1, MM, M4), a **Figura 17** mostra a variação máxima de amplitude para a área de estudo. Este valor não se altera ao longo do ano. Para a região costeira adjacente à ARIEG as variações máximas são da ordem de 1,1 a 1,3 m - estado de acordo com as variações proposta pela **Figura 17**.

FEMAR-FUNDAÇÃO DE ESTUDOS DO MAR *Catálogo de Estações Maregráficas Brasileiras*

Nome da Estação :	**CANANÉIA – SP**				
Localização :	No trapiche da estação de pesquisa da USP				
Organ. Responsável :	Instituto Oceanográfico da Universidade de São Paulo - IOUSP				
Latitude :	25° 01,0' **S**		**Longitude :**	47° 55,5' **W**	
Período Analisado :	1978		**N° de Componentes :**	176	
Análise Harmônica :	Método Almirante Santos Franco				
Classificação :	Maré de Desigualdades Diurnas				
Estabelecimento do Porto: (HWF&C)	III H 02 min		**Nível Médio (Zo):**	71 cm acima do NR	
Média das Preamares Superiores (MHHW) :	132 cm acima do NR.		**Média das Preamares Inferiores (MLHW) :**	130 cm acima do NR	
Média das Baixa-mares Superiores (MHLW) :	23 cm acima do NR.		**Média das Baixa-mares Inferiores (MLLW) :**	2 cm acima do NR.	

CONSTANTES HARMÔNICAS SELECIONADAS

Componentes	Semi-amplitude (H) cm	Fase (g) graus (°)	Componentes	Semi-amplitude (H) cm	Fase (g) graus (°)
Sa	5,7	027	MU_2	2,3	152
Ssa	5,3	097	N_2	5,6	162
Mm	-	-	NU_2	0,7	151
Mf	-	-	M_2	36,6	092
MTM	4,7	153	L_2	2,3	102
Msf	-	-	T_2	0,5	103
Q_1	3,1	061	S_2	23,7	094
O_1	11,0	082	K_2	7,6	085
M_1	0,8	317	MO_3	5,3	022
P_1	2,3	147	M_3	8,1	234
K_1	6,5	145	MK_3	2,7	138
J_1	-	-	MN_4	3,4	157
OO_1	-	-	M_4	7,0	208
MNS_2	-	-	SN_4	-	-
$2N_2$	1,9	155	MS_4	3,5	314

Referências de Nível: Nas dependências da estação de pesquisa oceanográfica da IOUSP.

Obs:
1- Existem dados no IOUSP para o período de 1954 a 1967 e análises de longo período de 1969 a 1974.
2- Valores extraídos de informações diretas e do relatório interno do Instituto Oceanográfico da Universidade de São Paulo (II): 1-14, 1983 dos professores Afranio Mesquita e Joseph Harari.
3- Estação do Programa GLOSS

Código BNDO: NC

Figura 16 – Constantes harmônicas para o Instituto oceanográfico da USP em Cananeia. Fonte: FEMAR (2002).

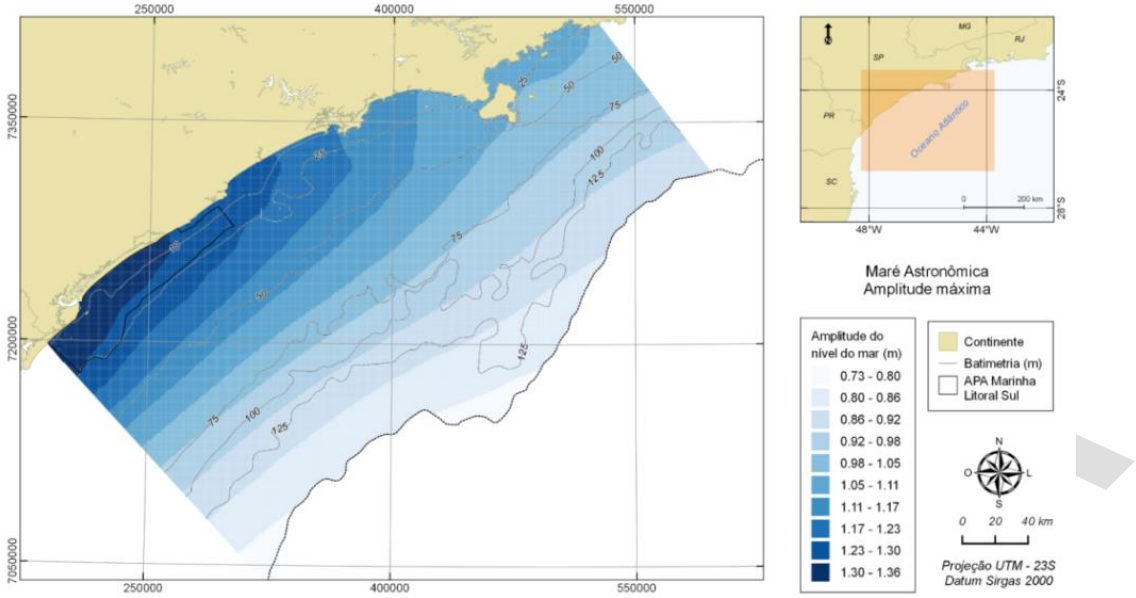


Figura 17 – Amplitude máxima do nível do mar devido as forçantes gravitacionais.
Fonte de dados: Modelo global inverso TPXO 7.2.

Já a porção subinercial[1] da variação do nível do mar, devido a fenômenos atmosféricos, Gregório (2014) observou grande diferença de amplitude entre os períodos de inverno e verão. Estas variações do nível do mar em escala subinercial estão fortemente associadas à passagem de frentes frias, que, como mostrado anteriormente, são mais frequentes no inverno. Em Ubatuba, região ao norte do litoral paulista, mas que sofre praticamente os mesmos fenômenos atmosféricos que a região sul, durante o verão, 14,7% da variância do nível do mar é devido a fenômenos atmosféricos, enquanto que no inverno, este valor é de 32,4%. Estas variações do nível do mar ocorrem principalmente no sentido positivo, ou seja, além da variação da maré devido a ação gravitacional, esta variação subinercial com a passagem de frentes frias faz com que ocorra uma elevação do nível do mar, muitas vezes superior à maré prevista. Este autor mostrou ainda a grande importância de fenômenos remotos para a variação do nível do mar subinercial na região norte do estado de São Paulo, podendo chegar a contribuir com até 40% da variância. Estes fenômenos remotos se propagam em forma de Ondas de Plataforma Continental e quando associados a ondulações intensas, são comumente chamados de ressacas.

O termo ressaca é utilizado de forma popular para o fenômeno oceanográfico maré meteorológica (ou *storm surge* do inglês). A definição de maré meteorológica é a diferença entre a maré observada e aquela prevista pela Tábua de Marés (PUGH, 1987). A maré meteorológica é um fenômeno que ocorre com certa frequência e possui grande importância devido à sua influência sobre a navegação, pesca e processos de erosão costeira, por exemplo. O efeito conhecido como ressaca geralmente está acompanhado de uma maré meteorológica intensa, e é caracterizado pelo avanço do mar em áreas normalmente não alcançadas, causando assim danos a propriedades e também provocando inundações. Embora as ondas de superfície possuam um alto poder destrutivo, as inundações associadas às marés meteorológicas podem se manter durante um intervalo de tempo muito maior, aumentando ainda mais os problemas relacionados a esse fenômeno, como por exemplo o represamento de águas de drenagem continental (GMO, 2016).

Conforme estudado por Gregório (2014), estas variações subinerciais de variação do nível do mar na costa sudeste do Brasil se propagam em forma de Ondas de Plataforma Continental, que são geradas na porção sul do Brasil, ou mais ao sul na costa da Argentina e Uruguai. Essas ondas se propagam de sul para o norte com grande comprimento de onda (aproximadamente 2000 km, segundo este autor), que faz com que em praticamente toda a costa de São Paulo as variações observadas sejam semelhantes, como mostrado na **Figura 18** e na **Figura 19**.

[1] Subinercial: movimentos de baixa frequência. Na região de estudo são movimentos com frequência inferior a aproximadamente 40h – correntes que não são influenciadas pela maré, por exemplo.

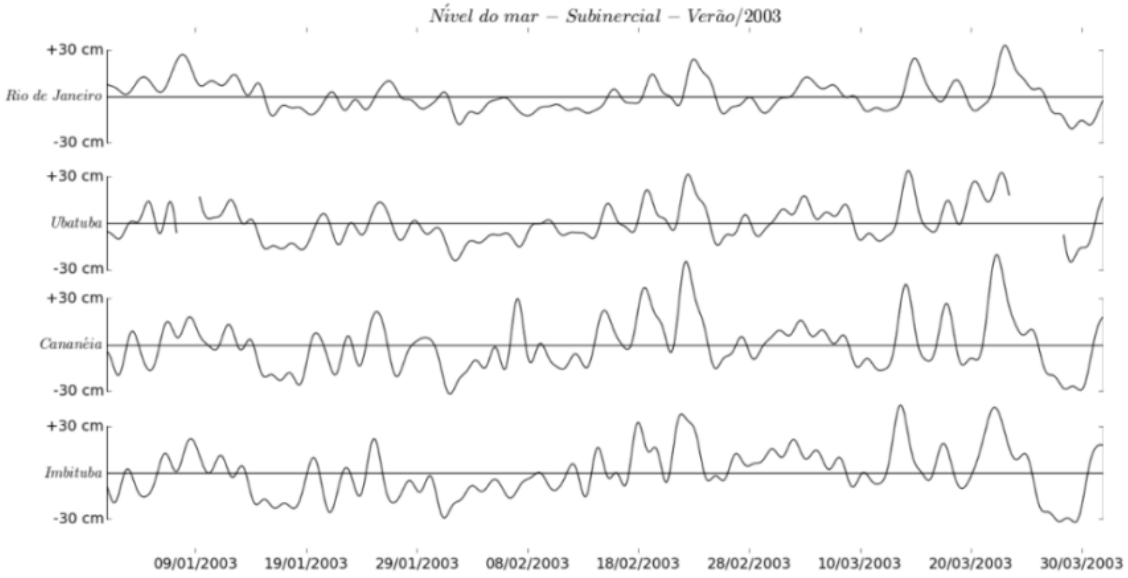


Figura 18 – Variação do nível do mar subinercial no verão de 2003, indicando que a variação do nível do mar é semelhante em toda a costa de São Paulo (Cananeia – sul do estado – segundo painel de baixo para cima; Ubatuba – norte do estado – terceiro painel de baixo para cima).
Fonte: Gregório (2014)

Figura 19 – Variação do nível do mar subinercial no inverno de 2004, indicando que a variação do nível do mar é semelhante na costa de São Paulo (Cananeia – sul do estado – segundo painel de baixo para cima; Ubatuba – norte do estado – terceiro painel de baixo para cima).
Fonte: Gregório (2014)

Assim, para analisar as ressacas na região da ARIGE foram utilizados dados coletados em Cananeia. As séries totais e subinercial (filtradas) estão apresentadas da **Figura 20** à **Figura 23**.

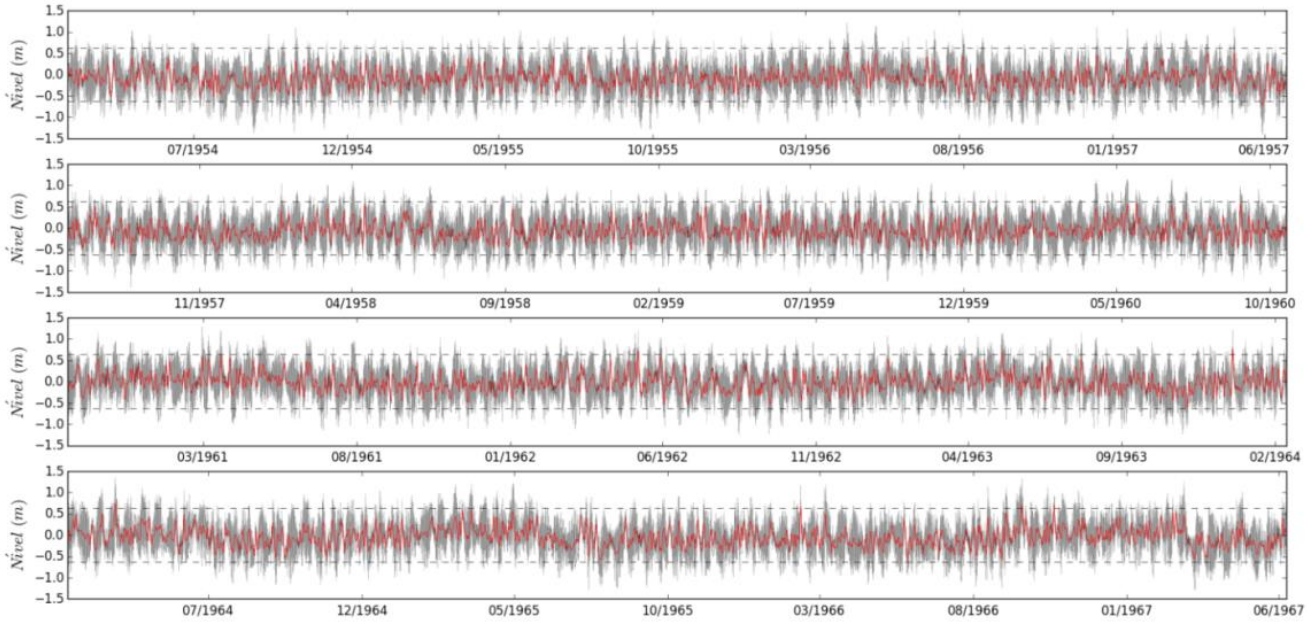


Figura 20 – Variação do nível do mar total (linhas cinzas) e subinercial (linhas vermelhas) para Cananeia entre 1954 (painel superior) e 1967 (painel inferior). As linhas tracejadas horizontais indicam os valores máximo e mínimo estabelecidos para se determinar eventos extremos.

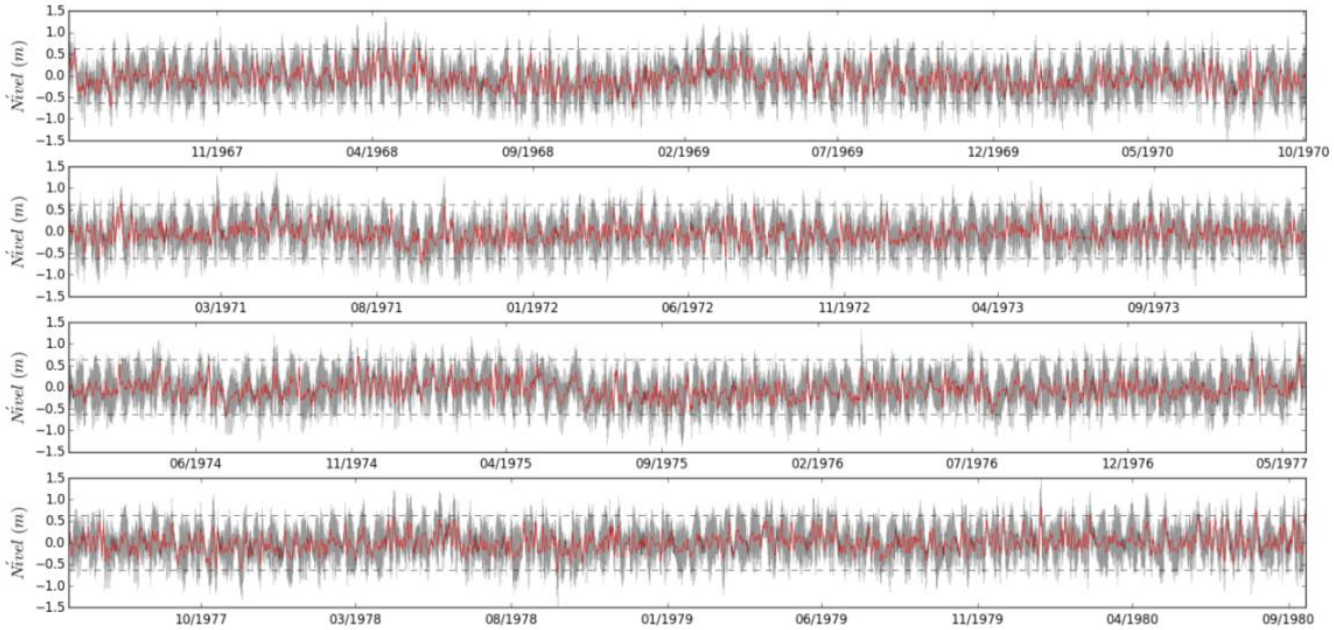


Figura 21 – Variação do nível do mar total (linhas cinzas) e subinercial (linhas vermelhas) para Cananeia entre 06/1967 (painel superior) e 09/1980 (painel inferior). As linhas tracejadas horizontais indicam os valores máximo e mínimo estabelecidos para se determinar eventos extremos.

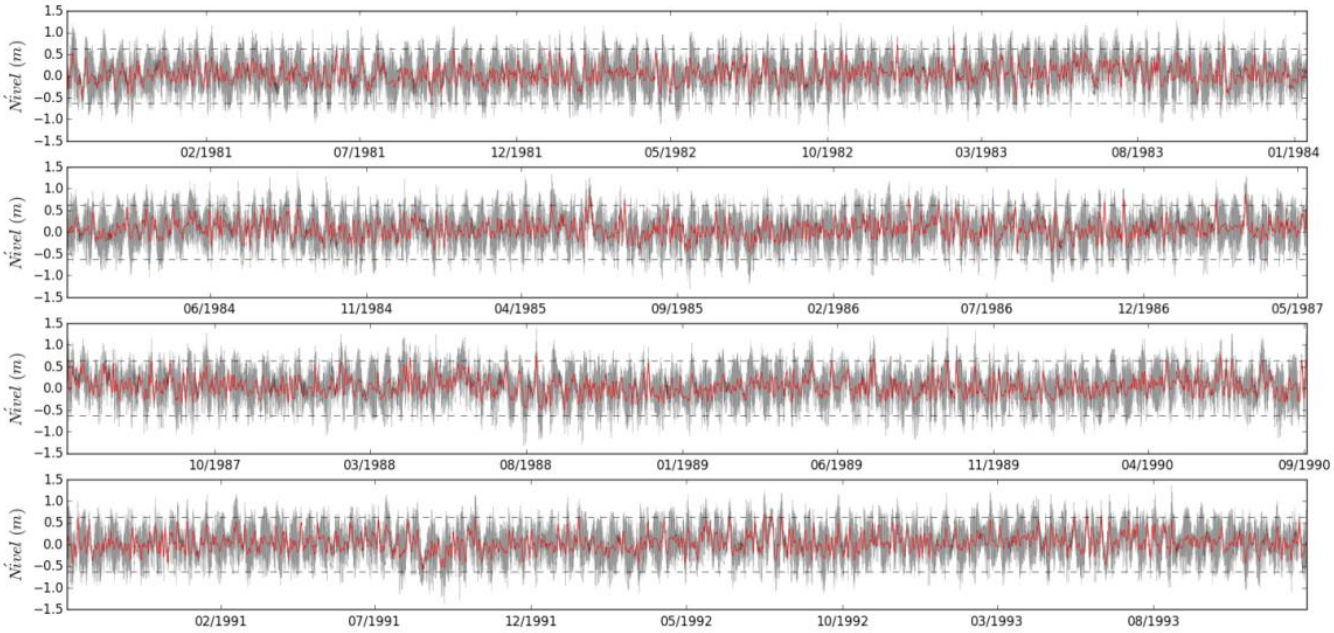


Figura 22 – Variação do nível do mar total (linhas cinzas) e subinercial (linhas vermelhas) para Cananeia entre 09/1980 (painel superior) e 12/1993 (painel inferior). As linhas tracejadas horizontais indicam os valores máximo e mínimo estabelecidos para se determinar eventos extremos.

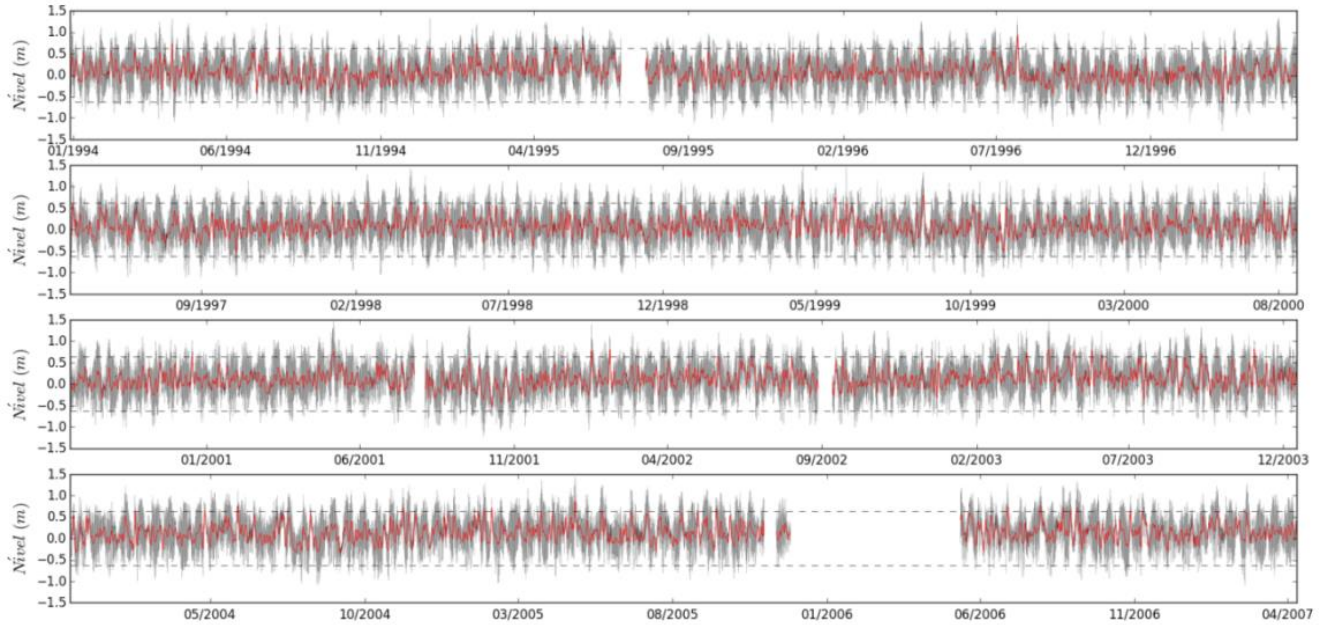


Figura 23 – Variação do nível do mar total (linhas cinzas) e subinercial (linhas vermelhas) para Cananeia entre 01/1994 (painel superior) e 04/2007 (painel inferior). As linhas tracejadas horizontais indicam os valores máximo e mínimo estabelecidos para se determinar eventos extremos.

Dessa maneira, para identificar eventos extremos de maré meteorológica positiva e negativa foi utilizado o critério do valor médio do nível do mar subinercial, acrescido de três vezes o desvio padrão. Ou *seja*, os valores de nível do mar subinercial maiores que 0,63 m (valor médio do nível do mar de toda a série - 0,00 m - acrescido três vezes o desvio padrão de toda a série - 0,21 m) são classificados como sendo eventos extremos de maré subinercial positiva. Estes valores subinerciais podem ser entendidos como sendo o aumento (ou rebaixamento) do nível do mar com relação à previsão de maré. O **Quadro 2** mostra a quantidade média de eventos por ano, para cada mês, bem como a porcentagem do tempo que o nível do mar excedeu o limite extremo positivo estabelecido para o critério de eventos extremos.

Quadro 2 – Quantidade média e % do tempo com eventos de maré meteorológica extrema positiva (ressacas) e negativas, para a costa de São Paulo entre 1954 e 2007.

Mês	Nível médio do mar (m)	Nível máximo do mar (m)	Maré meteorológica extrema positiva	
			Quantidade média por ano	% de ocorrência de eventos extremos
Janeiro	-0,01	0,83	1	0,2
Fevereiro	0,03	0,79	3	0,4
Março	0,04	0,87	2	0,3
Abril	0,06	0,88	5	0,7
Maio	0,06	0,79	7	1,0
Junho	0,02	0,85	3	0,4
Julho	-0,02	0,92	3	0,4
Agosto	-0,03	0,80	2	0,3
Setembro	-0,04	0,72	2	0,3
Outubro	-0,04	0,70	1	0,1
Novembro	-0,03	0,83	2	0,3
Dezembro	-0,02	0,75	1	0,1

Para avaliar a variação interanual destas ressacas, a **Figura 24** mostra o nível médio anual do mar em Cananeia ao longo da série analisada, bem como o nível máximo do mar registrado anualmente e a ocorrência de eventos extremos de elevação do nível do mar – ressacas.

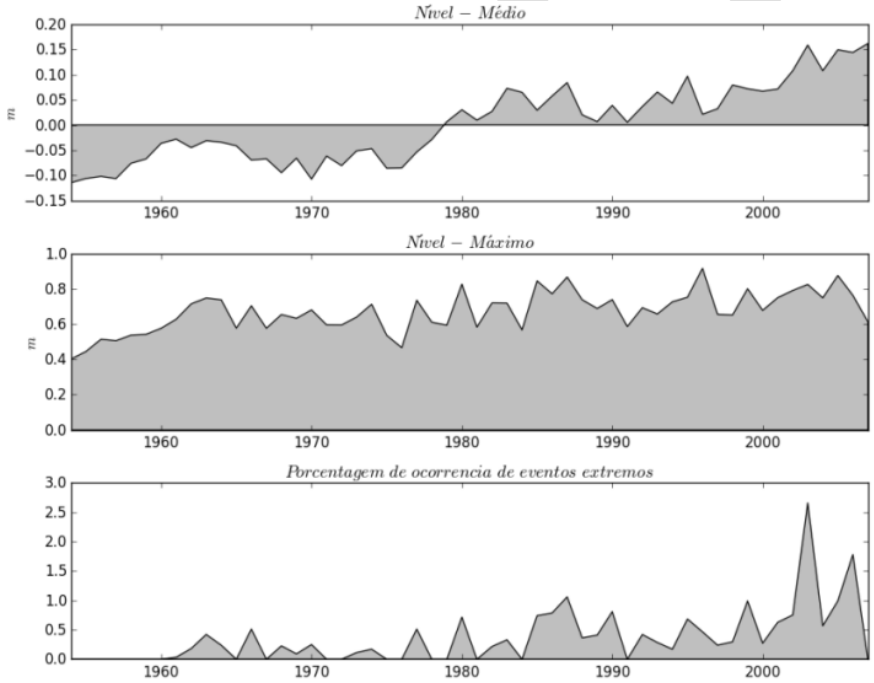


Figura 24 – Nível médio do mar (painel superior), nível máximo registrado (painel central) e porcentagem de ocorrência de eventos extremos de elevação do nível do mar na costa de São Paulo entre 1954 e 2007.

A **Figura 43** mostra que houve uma variação de aproximadamente 0,2 m no nível médio do mar em Cananeia entre os anos de 1954 e 2007 (uma média de 3 mm/ano), sendo que no ano de 1978 aproximadamente o nível do mar estava na média de toda a séria analisada. Os dados mais atuais mostram nível do mar mais elevado que a média do período. A ausência de dados de longo período de marégrafos na costa brasileira dificulta a assertividade com relação ao aumento do nível médio do mar. França (1995) *apud* Mesquita (2000) indica valores médios para a costa brasileira de cerca de 4 mm por ano. Já o nível do mar máximo registrado ao longo dos anos também tem aumentado nos dados mais recentes, contudo, se descontado o aumento médio relatado, observa-se pouca variação na severidade. Com relação a porcentagem de ocorrência de eventos extremos, observa-se que a partir do ano de 1990 ouve um crescente, com valor máximo aproximadamente 2,5% de

frequência de ocorrência de eventos extremos no ano de 2003, indicando também um aumento no número de ocorrência destes fenômenos.

Campos *et al. (*2010) estudaram também ressacas no litoral central de São Paulo com base de série de dados no Porto de Santos, entre 1950 e 1990, e encontraram relativamente similares aos apresentados aqui. Neste estudo o critério utilizado para identificação de eventos extremos foi no nível médio acrescido de duas vezes o desvio padrão, que seleciona mais eventos. Para eventos de sobre-elevação do nível do mar a ocorrência média é de 14,5 % na primavera, 13,4 % no verão, 40,2 % no outono e 30,8 % no inverno. Para o período entre 1951-1960 os autores encontraram 104 eventos, 1961-1970 119 eventos e para 1971-1980 e 1981-1990 os resultados foram 134 e 120 eventos, indicando que a década de 1971-1980 foi a que apresentou a maior ocorrência de eventos extremos.

- **Ondas**

As ondas superficiais de gravidade são a principal e mais constante forma de transporte da energia no mar. As ondas presentes em um determinado local, próximo à costa ou em mar aberto, podem ser classificadas em vagas e marulho (CANDELLA, 1997). Vagas (em inglês *wind-sea*) são ondas localizadas na zona de geração, ou seja, estão em processo de formação, recebendo energia do vento. O marulho (em inglês *swell*) é composto por ondas que se propagaram para fora da zona de geração (CANDELLA, 1997). As maiores ondas que atingem a costa sul-sudeste brasileira são do tipo marulho com direções entre SW e SE, onde as principais zonas de geração estão nas tempestades ocorridas entre os paralelos 35°S e 55° S (FREIRE, 1960). Porém, é possível que ocorram algumas ondas de amplitudes significativas vindas do quadrante nordeste (SEIXAS, 1997).

Pinho (2003) propõe a classificação do estado de mar na Bacia de Campos de acordo com os sistemas meteorológicos que dominam a circulação dos ventos em cada situação. Estes cenários podem ser estendidos para área de estudo, por estar sujeita aos mesmos padrões atmosféricos. São basicamente três situações:

- Situação de Bom Tempo: ondulações de N, NE e E (principalmente NE), com sistema de alta pressão da ASAS dominante;
- Situação de Mau Tempo de SW: ondulações de SW e S em que há a passagem de frente fria seguida de um ciclone extratropical;
- Situação de Mau Tempo de SE: após a passagem de uma frente fria um anticiclone polar domina a circulação na região.

Para a análise do regime de ondas que atinge a região de estudo foram utilizados dados do modelo *WaveWatch* III da NOAA. Devido a limitações do modelo e do campo batimétrico, estes dados são válidos somente para oceano profundo, podendo ser extrapolado até aproximadamente a profundidade de 50 m. A **Figura 25** e a **Figura 26** mostram o campo médio de altura, direção e período de pico de onda que atingem a área de estudo, até a profundidade de 50 m. Já o **Quadro 3** mostra os valores médios sobre o ponto ARIEG.

MINUTA

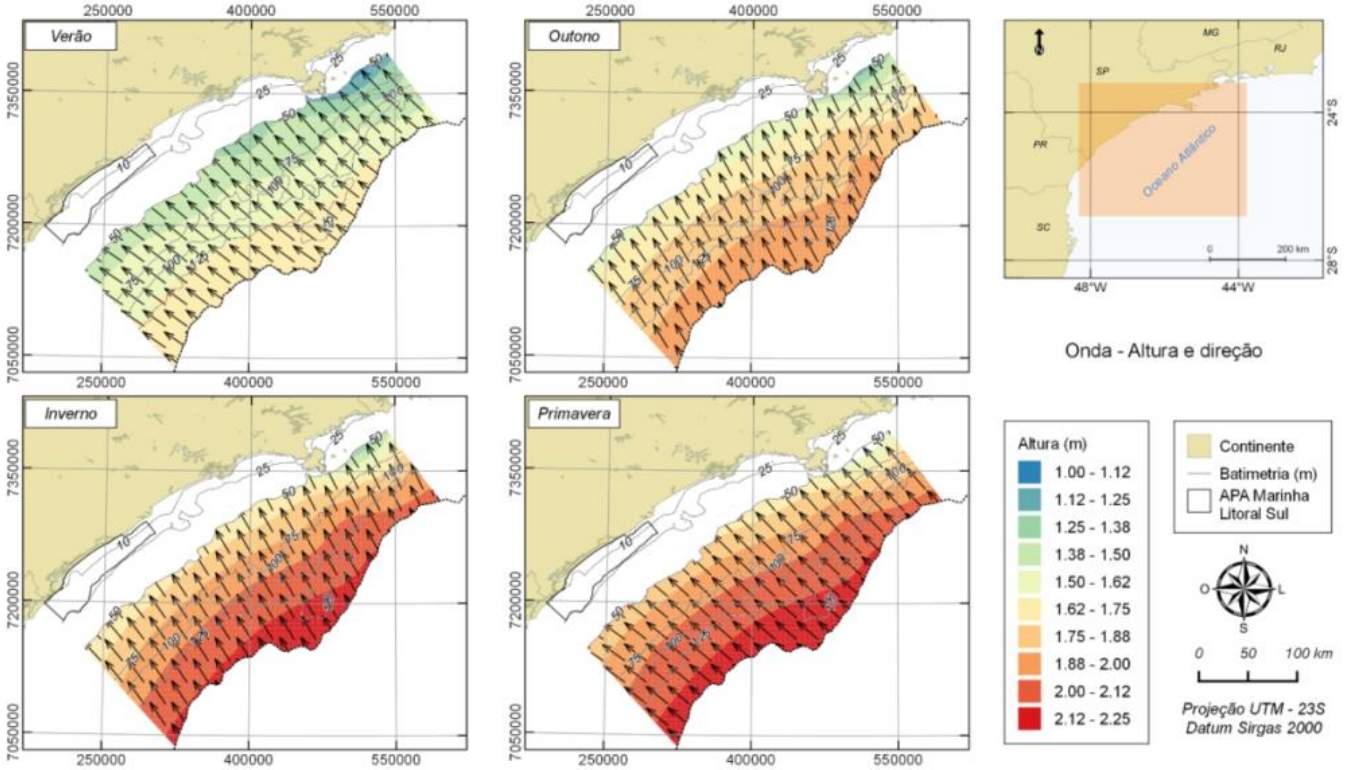


Figura 25 – Altura (cores) e direção (vetores) média das ondas que atingem a região de estudo. O painel superior esquerdo corresponde ao verão, superior direito ao outono, inferior esquerdo ao inverno e inferior direito à primavera.

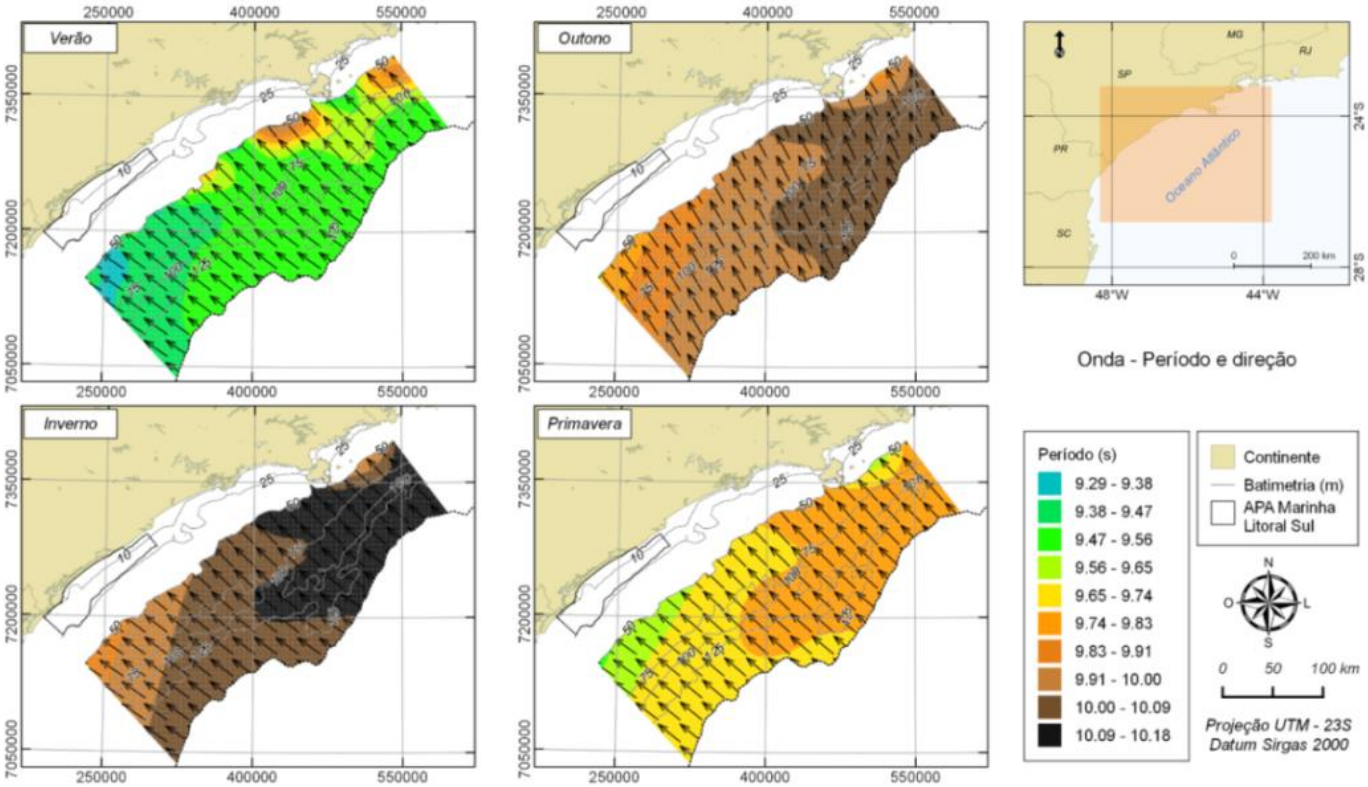


Figura 26 – Período (cores) e direção (vetores) média das ondas que atingem a região de estudo. O painel superior esquerdo corresponde ao verão, superior direito ao outono, inferior esquerdo ao inverno e inferior direito à primavera.

Quadro 3 – Estatística básica da altura e direção de ondas que incidem sobre o ponto ARIEG.

	Altura				Período			
	Média	**Mínimo**	**Máximo**	**Desvio**	**Média**	**Mínimo**	**Máximo**	**Desvio**
Verão	1,10	0,00	3,56	0,41	7,60	0,00	17,77	1,78
Outono	1,20	0,33	3,60	0,46	8,71	2,56	16,94	2,27
Inverno	1,20	0,29	3,23	0,46	9,09	3,31	19,05	2,34
Primavera	1,35	0,36	3,17	0,41	8,25	3,73	17,07	1,83

Os dados de altura mostram maiores valores para os períodos de primavera (1,35 m) e menores no verão (1,10 m), com valores intermediários para outono e inverno (1,20 m). Para a direção, a média de incidência em ambas as estações do ano é de SW, porém para o outono e inverno ocorre uma maior influência da direção S, enquanto que para o verão e primavera da direção W. Estas correlações entre estações do ano para a direção de incidência de ondas se observa também para os períodos das ondas incidentes. Os campos de invernos e outono são similares entre si, enquanto que os campos de verão e primavera também apresentam semelhanças. Os maiores períodos de incidência média são observados no inverno (aproximadamente 9,1 s) e os menores no verão (aproximadamente 7,6 s).

Analisando toda a série temporal, a **Figura 27** e a **Figura 28** mostram os diagramas direcionais para altura e período de onda, respectivamente, que atingem o ponto ARIEG. Os histogramas mostram que para o verão, outono, inverno e primavera, as direções de maior incidência de ondas são de NE (29,2 %), S (34,8%), S (28,7%) e NE (26,4%), respectivamente. Estas ondas possuem altura média de 1,78 m, 2,42 m, 2,66 m e 2,13 m, com período médio de 6,69 s, 10,14 s, 10,39 s e 6,99 s, para cada estação do ano, respectivamente – **Quadro 4.**

MINUTA

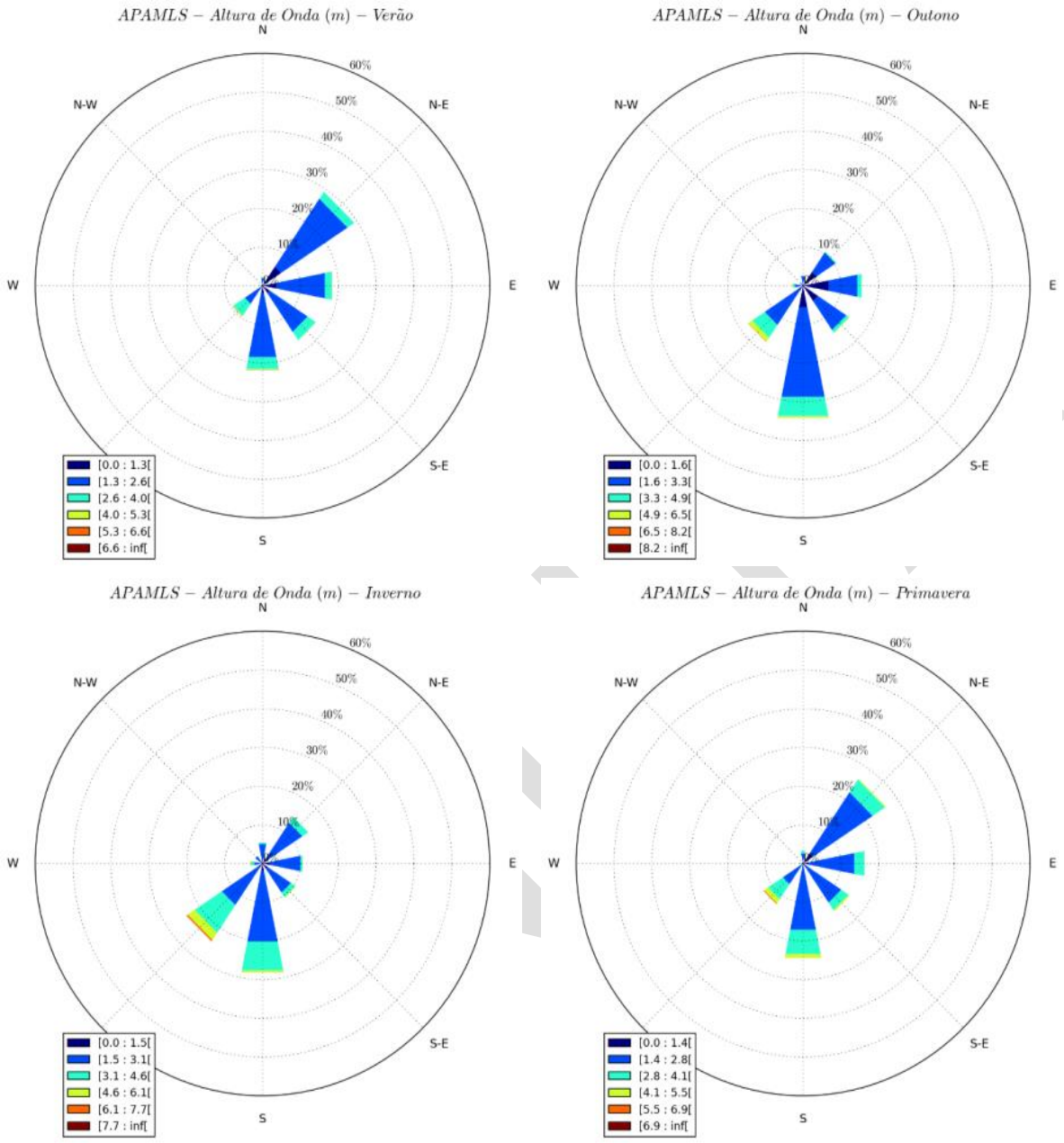


Figura 27 – Histograma direcional de altura de onda para o ponto ARIEG. O painel superior esquerdo corresponde ao verão, superior direito ao outono, inferior esquerdo ao inverno e inferior direito à primavera.

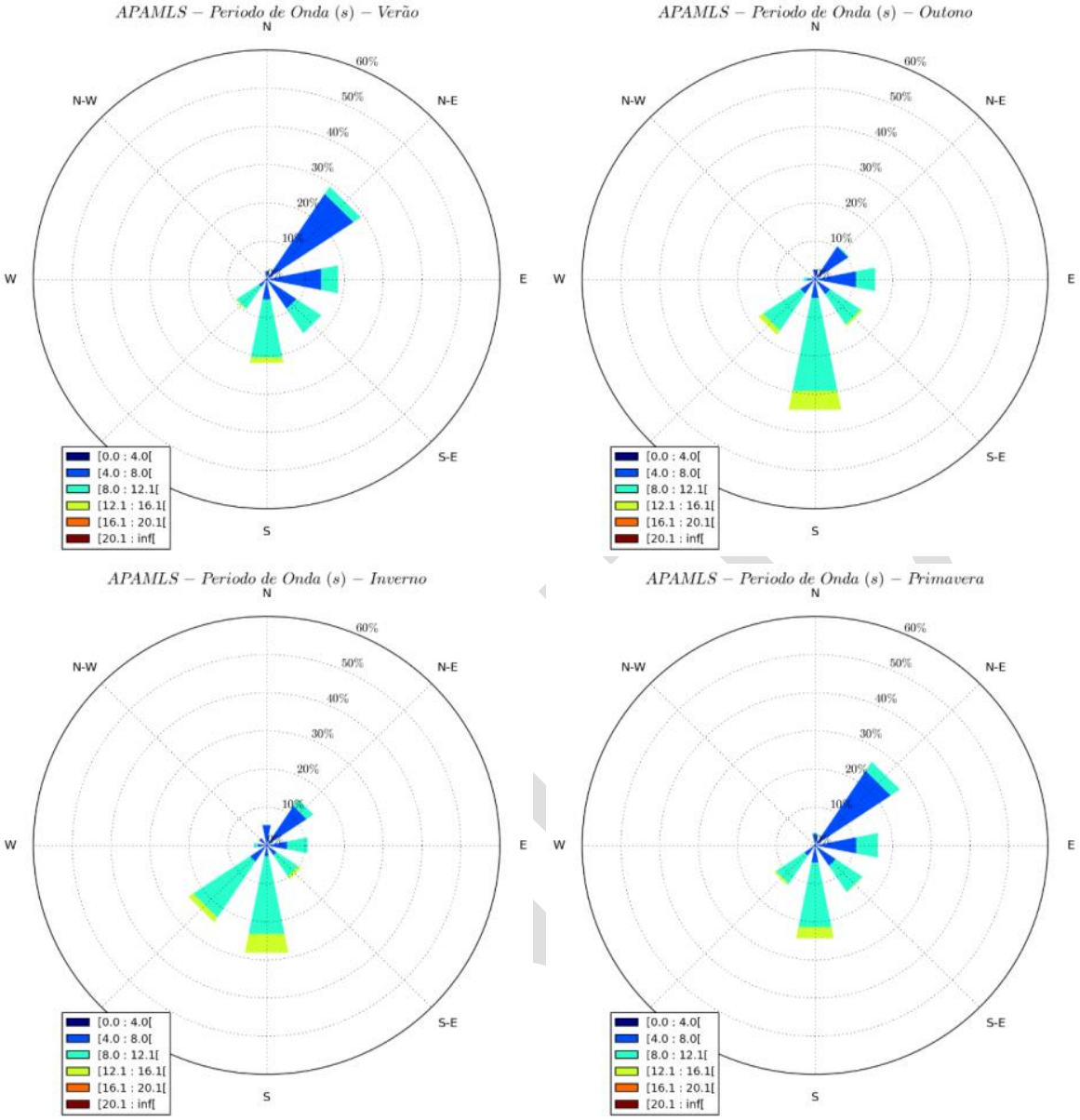


Figura 28 – Histograma direcional de período de onda para o ponto ARIEG. O painel superior esquerdo corresponde ao verão, superior direito ao outono, inferior esquerdo ao inverno e inferior direito à primavera.

Quadro 4 – Estatística básica da altura e períodos de ondas de direção mais frequente sobre o ponto ARIEG.

Direção mais frequente								
	Altura				Período			
	Direção	Altura	Desvio	Máxima	Direção	Período	Desvio	Máxima
Verão	NE	1, 78	0, 54	4, 06	NE	6,69	0,92	9,53
Outono	S	2, 42	0, 85	8, 16	S	10,1	1,88	15,96
Inverno	S	2, 66	0, 85	7, 08	S	10,39	1,83	15,67
Primavera	NE	2, 13	0, 67	5, 19	NE	6,96	0,91	9,82

Já o **Quadro 5** mostra a estatística básica para as direções com maiores alturas médias e maiores períodos médios. Em todas as épocas do ano a direção que possui maior altura média é a de SW, enquanto que as ondas de direção S são as que apresentam maior período médio. As maiores alturas e períodos nestas direções são observados em período de inverno, e os menores no verão.

Quadro 5 – Estatística básica da altura de ondas de direção com maior média de altura e de período para a direção de maior período médio sobre o ponto ARIEG.

Direção maior média								
	Altura				Período			
	Direção	Altura	Desvio	Máxima	Direção	Período	Desvio	Máxima
Verão	SW	2,49	0, 85	6, 61	S	9,38	1,85	16,99
Outono	SW	2,92	1, 17	7, 98	S	10,10	1,88	15,96
Inverno	SW	3,13	1, 18	7, 65	S	10,39	1,83	15,67
Primavera	SW	3,13	1, 29	6, 71	S	9,75	1,92	16,13

Estes resultados apresentados para as ondas relacionam-se com a literatura (PINHO, 2003, PIANCA, 2010) e indicam a forte correlação com os sistemas atmosféricos apresentados da descrição meteorológica da área de estudo.

No verão, os ventos mais frequentes de N-NE proporcionam também ondas desta direção. Já durante as estações do ano que possuem maior frequência de ocorrência de ventos das direções SW-S-SE são as estações que possuem ondas com maior frequência de ocorrência também destas direções – outono e inverno. Como a formação destas ondas é remota, vindo de regiões ao sul da América do Sul, neste caso o campo de ventos mais constante de N-NE no verão e primavera não são suficientes para criarem as ondas de maior altura média. Assim, as maiores ondas registradas para a região têm origem remota, de sul, associada, de acordo com Pinho (2003) a situações de Mau Tempo, que correspondem as passagens de frente fria sobre a área de estudo.

Silva (2014) estudou as ondas incidentes na Ilha Comprida, e os resultados médios apresentados aqui também foram encontrados por este autor, que mostrou a variação sazonal da força de onda incidente na região – **Figura 29.** Esta figura mostra que os períodos de primavera e verão apresentam condições mais amenas, com valores que não excedem 220.000 W/m. Em contrapartida, os meses de outono e inverno apresentam um aumento nos valores associados, com estimativas que alcançam cerca de 380.000 W/m. É importante frisar que, nos meses mais energéticos, o foco de concentração de onda é justamente a região mais ao norte – nas proximidades da ARIEG. Esta porção norte da Ilha Comprida, Silva (2014) caracterizou como sendo aberta à incidência de ondas provenientes de todos os quadrantes.

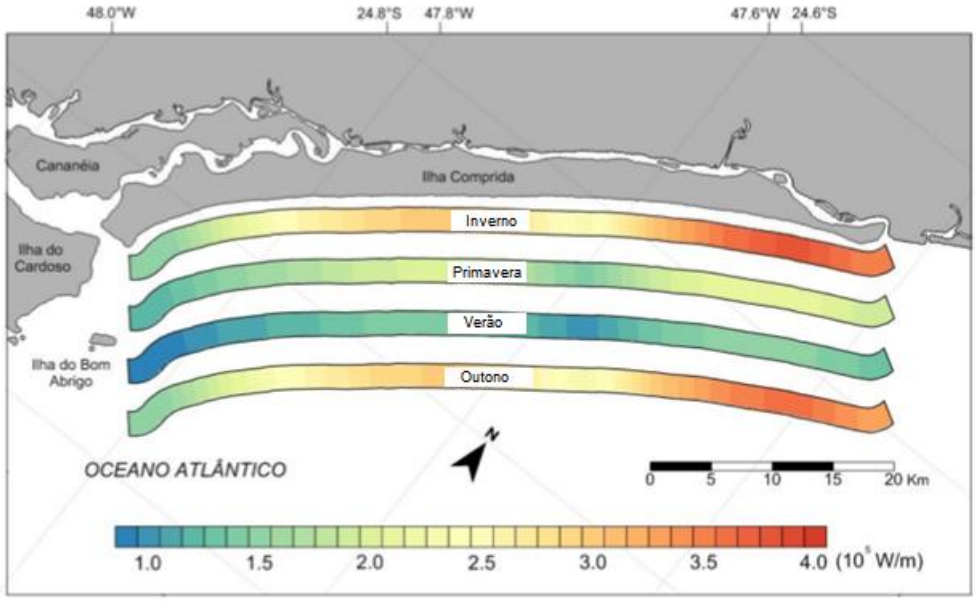


Figura 29 – Distribuição espacial da força de onda ao longo da costa da Ilha Comprida, sazonalmente. Os valores são apresentados em W/m.
Fonte: adaptado de Silva (2014).

Foi realizada análise de extremos para a série de ondas apresentada. As probabilidades de ocorrências de ondas de acordo com classes de altura são apresentadas no **Quadro 6**. Estes dados mostram que para ondas de até 1,5 m o inverno apresenta

maior probabilidade de ocorrência. Já pra ondas maiores que 3,5 m, as maiores probabilidades aparecem para o outono e primavera. Esses resultados mostram que durante o inverno ocorre uma maior frequência de ocorrência de ondas de maiores alturas, mas menor probabilidade de ondas extremas isoladas, diferente do outono e primavera. Estes valores se refletem também quando analisados as alturas de retorno para períodos até 100 anos - **Figura 30 .** Estes resultados mostram que a onda centenária no outono é a maior em comparação as demais estações, com aproximadamente 8 m, denotando novamente a grande probabilidade de eventos extremos durante esta época do ano.

Quadro 6 – Probabilidade de ocorrência de ondas de acordo com intervalos de altura para o ponto ARIEG.

Estação do ano	Probabilidade de ocorrência (%) de ondas maiores que							
	1,0 m	1,5 m	2,0 m	2,5 m	3,0 m	3,5 m	4,0 m	4,5 m
Verão	78,0	43,9	14,6	2,4	0,2	0,0	0,0	0,0
Outono	84,3	58,5	30,0	10,5	2,3	0,3	0,0	0,0
Primavera	87,0	63,5	35,0	13,4	3,3	0,5	0,0	0,0
Inverno	92,5	71,5	39,1	12,3	1,8	0,1	0,0	0,0

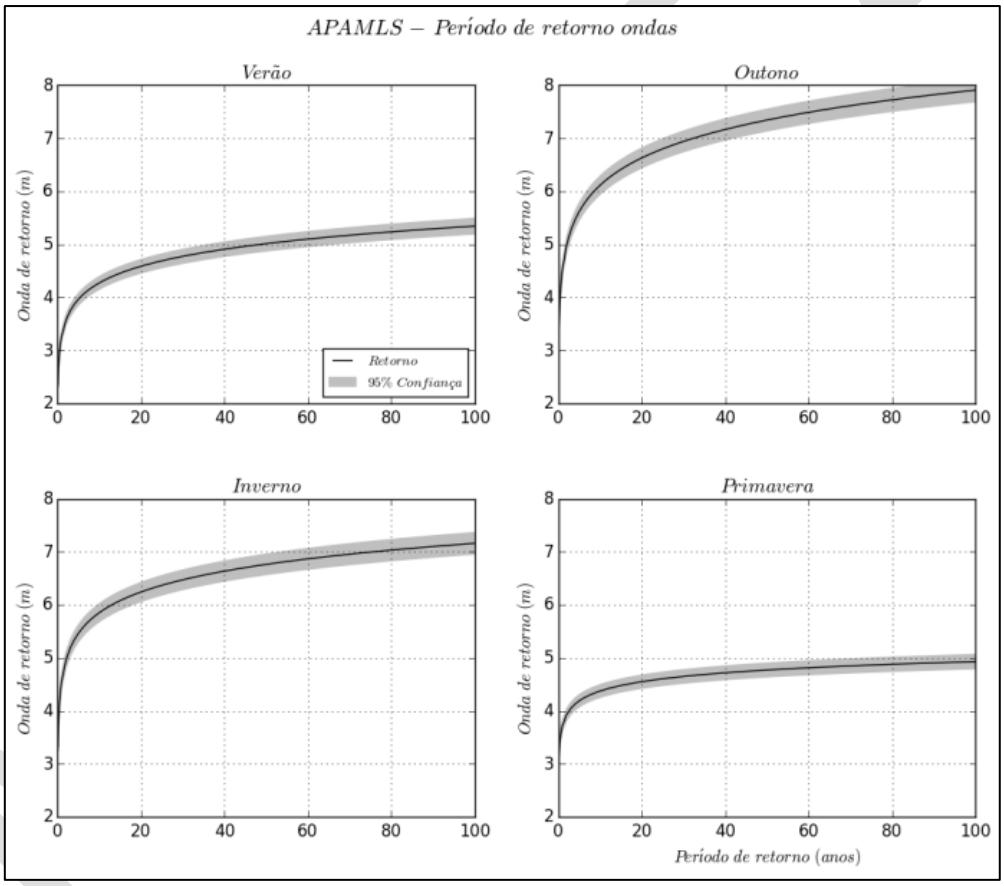


Figura 30 – Ondas de retorno para período máximo de 100 anos para o ponto ARIEG. O painel superior esquerdo corresponde ao verão, superior direito ao outono, inferior esquerdo ao inverno e inferior direito à primavera.

- **Síntese da caracterização da oceanografia física e indicadores para manejo e gestão**

Com relação às correntes marinhas, a dinâmica na região costeira adjacente à ARIEG é regida pelas características da Plataforma Continental Interna da PCSE. Esse compartimento tem os movimentos regidos, transversalmente à linha de costa, pelos regimes de maré e, ao longo da linha de costa, pelo regime de vento e gradientes de densidade. As correntes na região costeira adjacente à ARIEG possuem direção preferencial para S-SW. Ao largo desta região, em profundidades entre 50 e 100 m, aproximadamente, o regime de correntes é regido pelo vento, tendo assim sentido preferencial para S-SW.

As correntes na região sofrem grande alteração na dinâmica nos momentos de passagem de frentes frias. Como este fenômeno altera a direção dos ventos de N-NE para S-SW, as correntes nestas regiões também são alteradas, tendo dessa maneira sentido oposto aos observados mais frequentemente.

Na região da costeira adjacente à ARIEG foram encontradas principalmente a massa de água Água Costeira, que é a mistura entre as águas presentes na PCSE e as águas de descargas continentais. Durante o inverno principalmente é observada a introdução de águas mais frias provenientes da região mais ao sul que, por serem provenientes da mistura com descargas continentais possuem grande quantidade de nutrientes dissolvidos.

Próximo às regiões costeiras onde ocorre o deságue dos rios através das desembocaduras, ocorre uma circulação característica, forçada pelo regime de marés e aporte fluvial. Em momentos de maré alta, a água oceânica adentra os rios, aumentando o nível do mar e a salinidade locais. Já em momentos de maré vazante, a corrente de maré e a corrente forçada pelo deságue do rio se somam, fazendo com que o nível do mar abaixe e as salinidades diminuam. Este regime de enchente e vazante e alteração da salinidade é muito importante para a fixação de algumas espécies animais e vegetais.

A maré na região apresenta variação máxima de aproximadamente 1,4 m, com duas marés altas e baixas por dia, e períodos de sizígia (maior amplitude) e quadratura (menor amplitude) bem marcados. Aliada a esta variação previsível devido a agentes gravitacionais, o nível do mar na região é fortemente influenciado pelas variações atmosféricas, popularmente chamadas de ressacas. Foi verificado que muitas vezes ocorrem variações no nível do mar devido a fenômenos atmosféricos maiores do que as previstas pela maré gravitacional. Estes fenômenos estão associados à passagem de frentes frias na região, e foi verificado que nas últimas décadas têm ocorrido com maior frequência e intensidade.

O regime de ondas na região também apresenta grande correlação sazonal com o vento. Em períodos de verão e primavera as ondas mais frequentes tem origem N-NE, enquanto que no outono e no inverno estas são de S-SW. A passagem de frentes frias também altera este regime, trazendo ondas de maiores alturas e períodos, sempre do quadrante S-SW.

Portanto, na questão dinâmica das correntes, nível do mar e ondas na região, em situações de tempo bom, dominância da ASAS - ventos de N-NE - as correntes fluem para sul, com ondas predominantemente de N-NE e oscilação do nível do mar de acordo com a maré. Em situação de passagem de frentes frias, onde os ventos são alterados para S-SW, as correntes alteram de sentido, fluindo também para NE. O regime de ondas é alterado, com maiores alturas e períodos e direção de S-SW. Ocorre um aumento do nível do mar fazendo com que os níveis máximos sejam maiores que os previstos para a maré astronômica. Na região da ARIEG, no Mar Pequeno do Sistema Estuarino-lagunar de Cananeia-Iguape, em momentos de maré enchente, a água salgada, mais densa, adentra no sistema estuarino pelos canais lagunares pelas camadas próximas ao fundo – o que ocasiona uma diminuição na intensidade das correntes devido à “competição” entre a corrente gerada pela maré em direção ao rio e a corrente gerada pela descarga fluvial, em direção ao oceano. Já em instante de maré vazante ocorre o oposto, um aumento da intensidade das correntes, pois a corrente de maré flui em direção ao oceano, mesma direção do fluxo fluvial. Nestes instantes a água doce proveniente dos rios é dominante na região, deixando o sistema com valores ainda mais baixos de salinidade.

2.2.2.3 QUALIDADE DA ÁGUA E DO SEDIMENTO

As águas costeiras, muito utilizadas para recreação de contato primário e secundário, também abrigam fauna e flora importantes no ecossistema marinho. As águas próximas ao litoral são as mais produtivas do oceano, pois recebem a contribuição de nutrientes carreados pelos rios, são também as que sofrem maior pressão antrópica. Assim, o gerenciamento ambiental dos recursos costeiros a partir de uma visão integrada e sistêmica do uso e da ocupação da região costeira possibilita determinar o panorama de problemas e conflitos, visando estabelecer e desenvolver diretrizes fundamentais de gestão.

São encontradas nessa região áreas onde coincidem intensa urbanização, atividades de pesca, atividades portuária e industrial relevantes, e exploração turística em larga escala. A manutenção da qualidade dessas águas é imprescindível não só para garantir o lazer da população, mas também para a preservação da vida aquática e a manutenção da produtividade pesqueira.

Em geral, o quadro é problemático do ponto de vista da gestão ambiental, demandando ações de caráter corretivo, com a mediação dos "múltiplos conflitos de uso" dos espaços e recursos comuns, e de controle do impacto sobre o ambiente estuarino, decorrente de poluição e contaminação por diferentes tipos e fontes.

Para cada uso pretendido para as águas costeiras, requer-se um nível de qualidade e faz-se necessário um monitoramento específico, adequado às necessidades criadas pela atividade desenvolvida, garantindo a qualidade requerida ao uso do recurso hídrico, como também para manter sua qualidade ambiental, visando o bem-estar e a saúde da população que utiliza esse recurso.

Como já citado, desde 2010 a CETESB realiza o monitoramento das águas e sedimento do litoral paulista no âmbito do programa Rede Costeira, constituído de 62 pontos fixos de monitoramento permanente ao longo da costa do Estado de São Paulo. Com o objetivo de obter o registro histórico da evolução da qualidade ambiental do litoral, o monitoramento tanto da água quanto do sedimento é realizado com frequência pré-estabelecida e em concordância com as atividades econômicas desenvolvidas, de modo a subsidiar as tomadas de decisão de Agências Ambientais frente a possíveis alterações em cada compartimento.

Além deste programa Rede Costeira, a CETESB, desde 1968, possui a Rede de Monitoramento de Praias, com o início das amostragens limitado às praias da Baixada Santista, estendendo-se posteriormente a todo o litoral. Hoje o Programa possui 172 pontos de amostragem em praias com alta frequência de banhistas ou com a presença de adensamento urbano próximo que apresente fonte de poluição fecal.

Na sequência são apresentados alguns detalhes do local da Rede Costeira que foi analisado neste Diagnóstico:

Mar Pequeno

O Mar Pequeno faz parte do sistema estuarino-lagunar de Iguape-Cananeia e é um braço de mar com mais de 50 km de extensão, que separa a Ilha Comprida do município de Iguape na parte continental. Possui duas embocaduras que fazem a ligação com o mar, a Barra da Icapara ao norte e a de Cananeia ao Sul. É uma área rica em manguezais e berçário para várias espécies marinhas e aves aquáticas. Na área localizam-se diversas unidades de conservação como a Estação Ecológica Juréia Itatins e Áreas de Proteção Ambiental de Ilha Comprida. Recebe as águas do Rio Ribeira de Iguape, por meio do Valo Grande, no centro urbano de Iguape.

O Valo Grande é um canal artificial inaugurado em 1855 cujo objetivo era encurtar o caminho das canoas que traziam arroz para carregamento no porto marítimo de Iguape, bastante importante para a economia local. Originalmente com 4 m de largura, foi sofrendo forte e rápida erosão provocada pelas águas do Rio Ribeira. Os sedimentos carreados para o Mar Pequeno assorearam o porto marítimo inutilizando-o para operações no final do século XIX. O aumento da água doce provocou sensíveis mudanças no ambiente local tanto na temperatura quanto na salinidade, turbidez e mesmo na comunidade aquática, fonte de renda para muitos ribeirinhos. Por sua vez, o Rio Ribeira com apenas 1/3 de suas águas chegando até a foz, também sofreu assoreamento e grandes mudanças no sistema hídrico. Obras para contenção da erosão provocada pelo Valo Grande foram realizadas, contudo nenhuma delas obteve o sucesso esperado e outras nem chegaram ao término por alegação de falta de recursos financeiros. Hoje, o Valo Grande possui mais de 200 m de largura em alguns trechos, recebe 2/3 das águas do Rio Ribeira e é uma grande influência no ambiente aquático do Mar Pequeno.

- **Avaliação da qualidade da água costeira**

Nesta seção serão apresentados os resultados e discutidos os resultados das análises de qualidade de águas e sedimentos realizados no âmbito do programa “Rede Costeira” para Litoral Sul de São Paulo (CETESB, 2016) para o ano de 2015.

IQAC - Índice de Qualidade de Águas Costeiras

Os resultados de IQAC para o Mar Pequeno por ponto de amostragem e a média obtida para cada área estudada são apresentados na **Figura 31** e no **Quadro 7** (CETESB, 2016). São apresentados, também, os parâmetros que se mostraram não conformes em cada uma delas independentemente de serem computados no índice. De um modo geral, a região do Mar Pequeno foi classificada com um IQAC Regular, com amostras apresentando diversos parâmetros não conformes: Carbono Orgânico Total (COT), Fósforo total, Enterococos e Clorofila a.

MINUTA

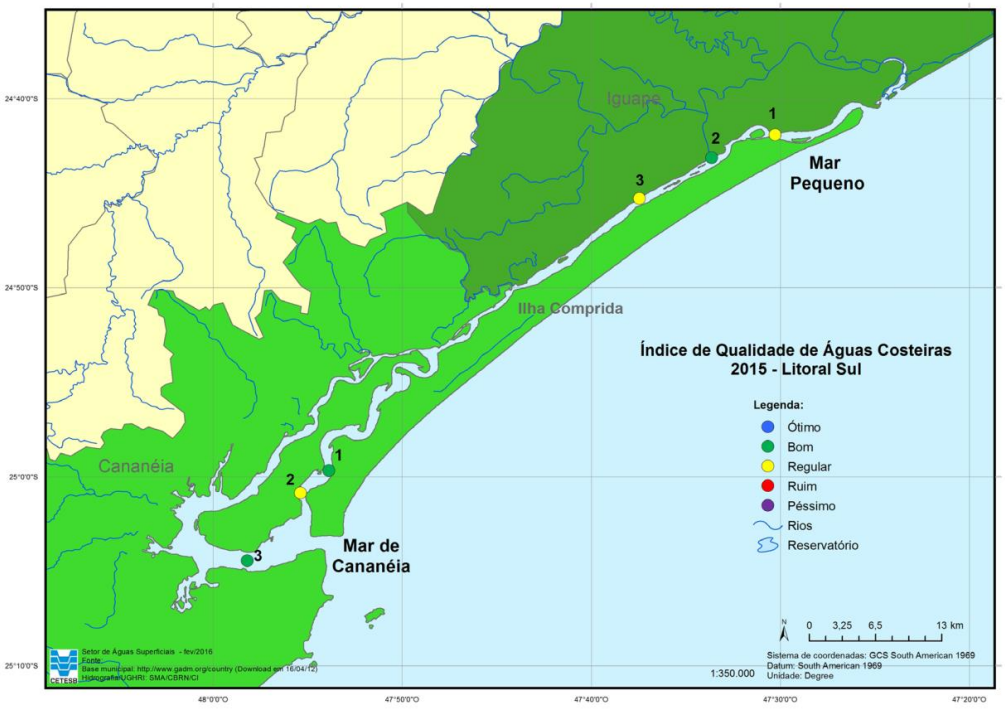


Figura 31 - Mapa com o Índice de Qualidade de Água Costeira 2015 – Litoral Sul.
Fonte: CETESB (2016).

Quadro 7 - IQAC para os pontos amostrados no Mar Pequeno. Fonte: CETESB (2016).

Classificação - IQAC 2015					(%) de amostras não conformes por Parâmetro
Local de amostragem	Ponto 1	Ponto 2	Ponto 3	Média	
Mar Pequeno	75	82	77	78	COT (33%), Fósforo total (11%), Enterococos (17%), Clorofila *a* (33%)

Legenda:	Ótima	Boa	Regular	Ruim	Péssima
	≥ 95	< 95 e ≥ 80	< 80 e ≥ 65	< 65 e ≥ 45	< 45

IETC - Índice de Estado Trófico

Os pontos de amostragem para análise de eutrofização foram avaliados em duas profundidades (superfície e meio) e classificados segundo o Índice de Estado Trófico Costeiro (IETC), para as duas campanhas realizadas em 2015. No **Quadro 8** são apresentados os resultados para Mar Pequeno das médias das duas profundidades por ponto, a média por campanha e a média anual.

O Mar Pequeno apresentou características opostas nas duas campanhas, o que pode evidenciar a sazonalidade associada à ocupação de temporada na região. A primeira campanha obteve IETC elevado, sendo o ambiente considerado Oligotrófico. A segunda campanha, em contrapartida, resultou em numa classificação do ambiente como Supereutrófico.

Quadro 8 - Classificação dos pontos monitorados na Rede Costeira de acordo com o Estado Trófico. Fonte: CETESB (2016).

Local / Ponto	1ª CAMPANHA				2ª CAMPANHA				MÉDIA ANUAL
	1	2	3	MÉDIA	1	2	3	MÉDIA	
*Mar Pequeno	2,45	0,62	5,73	2,93	59,04	45,71	23,13	42,63	22,78

* Ambiente de águas salobras

Estado Trófico	Mar Clorofila *a* µg/L	Estuário Clorofila *a* µg/L
Oligotrófico	CL<1,00	CL<3
Mesotrófico	1,00<CL<2,50	3<CL<10
Eutrófico	2,50<CL<5,00	10<CL<30
Supereutrófico	CL>5	CL>30

Nas águas do Mar Pequeno foram identificadas não conformidades de alguns metais cujos ensaios foram realizados apenas no 1º semestre. O alumínio dissolvido superou o padrão legal em todas as amostras, assim como o ferro dissolvido. O fósforo total esteve acima do limite legal em apenas duas amostras este ano. Já o COT superou esses limites em todas as amostras dos pontos 1 e 3 no 1º semestre.

Quanto aos indicadores de contaminação fecal, três amostras apresentaram concentrações de enterococos acima de 100 UFC/100 mL na 1ª campanha. De acordo com o IQAC, o ponto 2 foi classificado como Bom e os demais Regulares.

As concentrações de Clorofila a na 1ª campanha foram menores, variando de Oligotrófico (pontos 1 e 2) a Mesotrófico (ponto 3), com a média da campanha indicando um ambiente com Boa qualidade da água, classificado como Oligotrófico. Já na 2ª campanha observou-se uma significativa piora no ambiente que variou de Eutrófico (ponto 3) a Supereutrófico (pontos 1 e 2) tendo a média da campanha classificado o local como Supereutrófico. Pela média anual dos três pontos, este local foi considerado um ambiente eutrofizado sendo classificado, como Eutrófico. Comparado ao ano anterior, este local exibiu uma piora significativa.

Qualidade dos sedimentos

Nas amostras de sedimento foram avaliados aspectos de suas características física, química, ecotoxicológica e microbiológica.

O **Quadro** 9 e a **Figura 32** apresenta a classificação química estabelecida para os pontos do Litoral Sul de acordo com os critérios canadenses (CCME, 1999). Essa classificação química do sedimento leva em consideração os resultados dos parâmetros das duas campanhas de amostragem. Tanto o Mar Pequeno quanto o Mar de Cananeia apresentaram sedimento classificado com qualidade Ótima para substâncias químicas.

Quadro 9 - Qualidade dos sedimentos nas áreas costeiras monitoradas em 2015 de acordo com as substâncias químicas. Fonte: CETESB

Regiões	Índice de Qualidade dos Sedimentos			
	Local de amostragem	Ponto 1	Ponto 2	Ponto 3
Litoral Sul	Mar Cananéia			
	Mar Pequeno			

Critério Substâncias Químicas: Ótimo Bom Regular Ruim Péssimo

(2016).

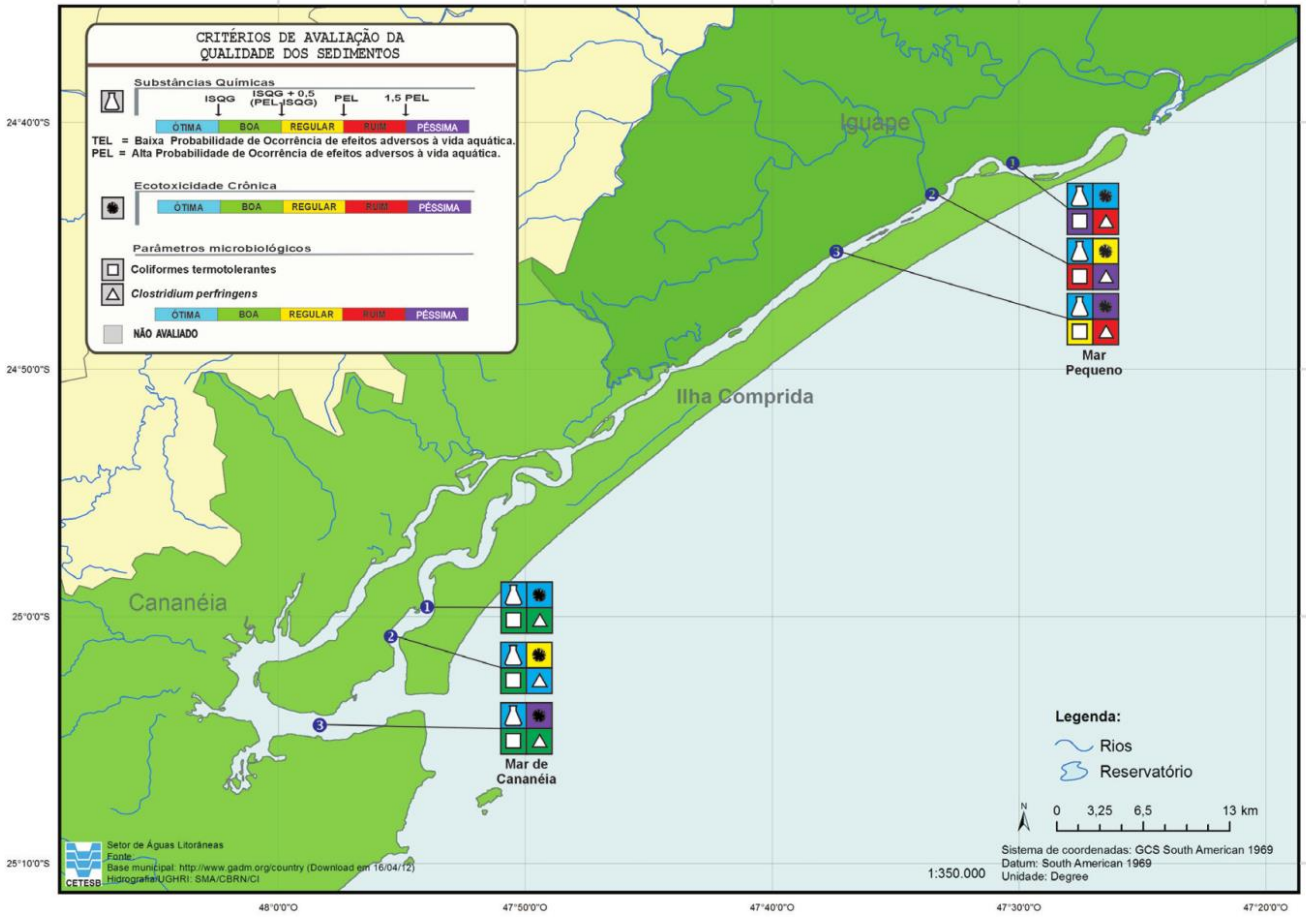


Figura 32 - Mapa com a avaliação da qualidade dos sedimentos 2015 – Litoral Sul.
Fonte: CETESB (2016).

O **Quadro 10** mostra a classificação dos sedimentos das áreas monitoradas do Litoral Sul de São Paulo com os ensaios ecotoxicológicos. A partir de 2015, no ensaio agudo, foi utilizada a espécie *Grandidierella bonnieroides*. Este ensaio foi realizado nas duas campanhas e o ensaio crônico com *Lytechinus variegatus* apenas na 2ª campanha. Nesta tabela também é apresentada a classificação final por campanha uma vez que, no caso de resultados divergentes entre os ensaios de toxicidade crônica e aguda, para um mesmo ponto, é adotada a classificação mais restritiva para expressar a qualidade do sedimento nesta região, visando à proteção das comunidades mais sensíveis.

Quadro 10 - Qualidade ecotoxicológica dos sedimentos nas duas campanhas em 2015. Fonte: CETESB (2016).

		Primeira Campanha			Segunda Campanha								
Regiões	2015	Classificação = (Toxicidade Aguda²)			Toxicidade Crônica¹			Toxicidade Aguda²			Classificação		
	Área / Pontos	1	2	3	1	2	3	1	2	3	1	2	3
Litoral Sul	Mar Pequeno												
	Mar de Cananéia												

Critérios Ecotoxicológicos:	Ótima	Boa	Regular	Ruim	Péssima
	Não Tóxico (a)	71 - 80%	51 - 70%	26 - 50%	< 25%
		-	-	< 50% (b)	≥ 50%

¹ (% de larvas normais - *L. variegatus*)
² (% de mortalidade - *L. plumulosus*)

O **Quadro 11** mostra a classificação do sedimento de acordo com critérios microbiológicos. Para isso foram utilizados dois indicadores de contaminação fecal: coliformes termotolerantes, que indicam contaminação fecal recente, e os *Clostridium perfringens*, que indicam contaminação fecal remota. O Mar Pequeno apresentou contaminação pelos dois tipos de coliformes e recebeu classificação Ruim ou Péssima em pelo menos uma das campanhas para cada ponto. Isso evidencia a

contaminação a qual a região está sujeita, muito provavelmente resultante do descarte de esgoto na porção norte do Lagamar.

Quadro 11 - Classificação dos pontos monitorados na Rede Costeira de acordo com o critério microbiológico – Primeira e segunda campanhas de 2015. Fonte: CETESB (2016).

Campanha 1 - 2015	1		2		3	
Ponto	coliformes termotolerantes (NMP/100g)	*Clostridium perfringens* (NMP/100g)	coliformes termotolerantes (NMP/100g)	*Clostridium perfringens* (NMP/100g)	coliformes termotolerantes (NMP/100g)	*Clostridium perfringens* (NMP/100g)
Mar Pequeno	13.000	330.000	230	1.300.000	790	49.000
Mar de Cananéia	490	22.000	490	2.700	490	3.300

Campanha 2 - 2015	1		2		3	
Ponto	coliformes termotolerantes (NMP/100g)	*Clostridium perfringens* (NMP/100g)	coliformes termotolerantes (NMP/100g)	*Clostridium perfringens* (NMP/100g)	coliformes termotolerantes (NMP/100g)	*Clostridium perfringens* (NMP/100g)
Mar Pequeno	2.800	35.000	1.300	17.000	130	130.000
Mar de Cananéia	330	13.000	18	2.600	45	17.000

* análise não realizada

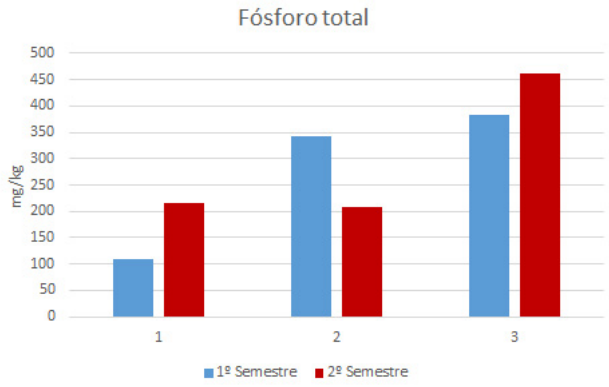
Legenda:

Categoria	CTt (NMP/100g)	*Clostridium perfringens* (NMP/100g)
ÓTIMA	≤ 200	≤ 10.000
BOA	≤ 500	≤ 50.000
REGULAR	≤ 1000	≤ 100.000
RUIM	≤10.000	≤ 500.000
PÉSSIMA	> 10.000	> 500.000

A análise granulométrica apontou sedimento predominantemente arenoso. Os valores de potencial redox foram negativos, indicando ambiente com decomposição anaeróbia de matéria orgânica típico de áreas estuarinas. As concentrações de nutrientes não ultrapassaram os valores orientadores. Com base no critério de classificação química dos sedimentos, os três pontos foram classificados como Ótimos.

Com base na poluição fecal, as densidades de coliformes termotolerantes classificaram as amostras do primeiro semestre como Péssima, Boa e Regular, respectivamente. No 2º semestre as amostras dos pontos 1 e 2 foram classificadas como Ruins e do ponto 3 como Boa. As densidades de *Cl. perfringens* classificaram as amostras do primeiro semestre como Ruim, Péssima e Boa. Já no 2º semestre as amostras dos pontos 1 e 2 foram classificadas como Boas e do ponto 3 como Ruim.

Os testes de toxicidade aguda com amostras de sedimento do Mar Pequeno, realizados na 1ª campanha, apresentaram qualidade Ótima nos pontos 1 e 2 e Péssima no ponto 3. Já na 2ª campanha observou-se uma melhor qualidade do sedimento do ponto 3, avaliado nesse tipo de ensaio, uma vez que os 3 pontos apresentaram qualidade Ótima. No ensaio crônico os pontos 1 e 3 também apresentaram qualidade Ótima enquanto o ponto 2 apresentou qualidade Regular. Salienta-se que a amostra do ponto 3 na 2ª campanha apresentou concentração de Pb acima do ISQG, provavelmente não biodisponível para causar efeito tóxico sobre os organismos-teste.



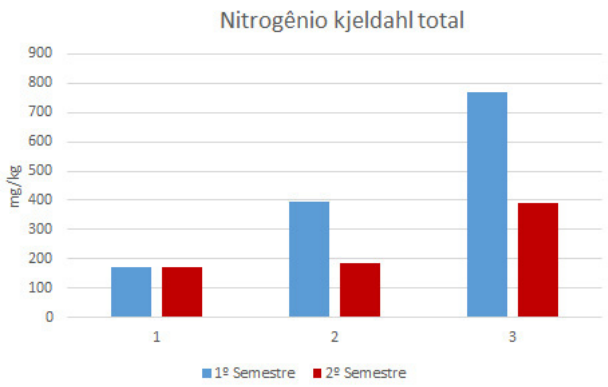


Figura 33 - Concentração de fósforo total e nitrogênio Kjeldahl total nos sedimentos da área do Mar Pequeno nas duas campanhas de 2015.
Fonte: CETESB (2016).

- **Conclusões sobre a qualidade da água e sedimentos**

Qualidade da Água

Os resultados do monitoramento do programa Rede Costeira da CESTEB mostram que as águas no Mar Pequeno apresentam índices intermediários de qualidade ambiental se comparado ao Litoral Norte (com índices elevados) e ao Litoral Centro (com os piores índices da costa paulista). O gráfico da **Figura 34** a concentração dos IQACs em todos os pontos monitorados em 2015.

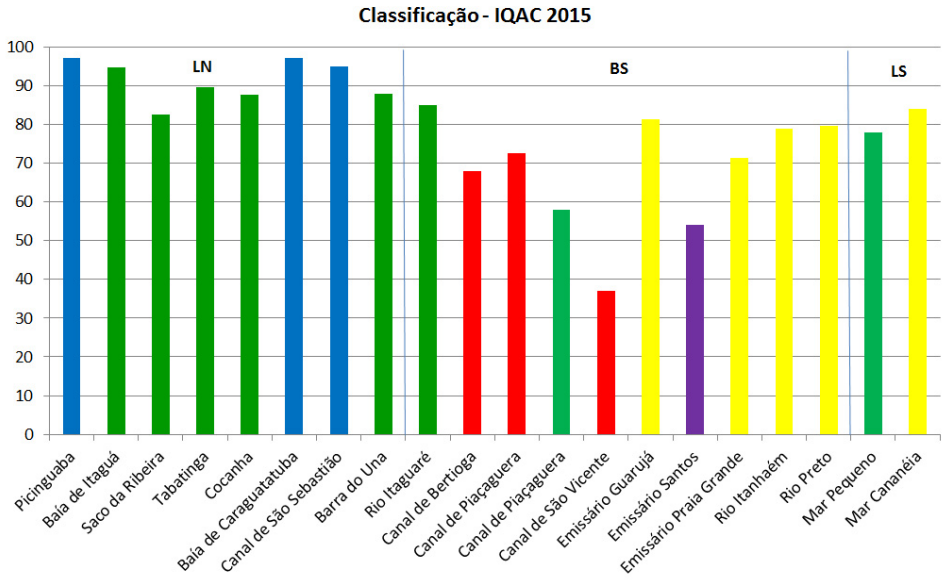


Figura 34 - Classificação média das áreas pelo IQAC em 2015.
Fonte: CETESB (2016).

Outro ponto a ser analisado é a evolução temporal do IQAC médio na costa. A região do Mar pequeno apresenta uma melhora do IQAC médio desde 2011. O Mar Pequeno passou de Ruim em 2011 para Regular nos anos seguinte, em uma tendência ascendente até 2015.

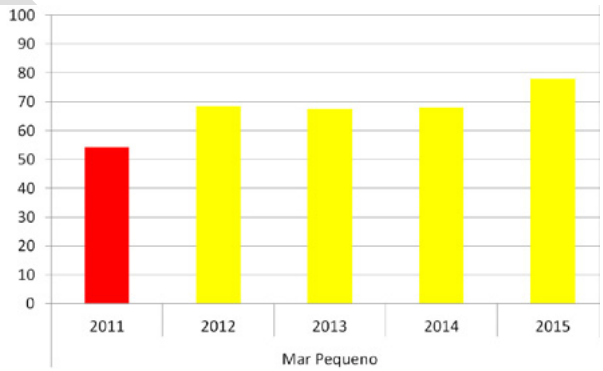


Figura 35 - Evolução do IQAC médio de 2011 a 2015 no Litoral Sul do Estado de São Paulo.
Fonte: adaptado de CETESB (2016).

De um modo geral, o grau de eutrofização em 2015 exibiu condições de baixa e média trofia. Em 32% das amostras de superfície na primeira campanha e do meio da coluna d'água na segunda campanha foi possível observar indicativos de ambientes já eutrofizados (Eutróficos e Supereutróficos).

Em ambas as campanhas as porcentagens das classes tróficas foram similares diferindo apenas em relação às porcentagens de amostras indicativas de ambiente eutrofizados nas duas profundidades de coletas, ou seja, na primeira campanha as amostras de meio da coluna d'água indicaram um ambiente menos eutrofizado, resultado da maior incidência de luminosidade na superfície, favorecendo o estabelecimento da comunidade fitoplanctônica. Na segunda campanha houve um aumento das classes Eutrófica e Supereutrófica, indicativas de ambiente eutrofizado, nas amostras do meio da coluna d'água quando comparado às amostras de superfície, sendo a principal contribuição dada pelo Mar Pequeno.

O **Quadro 12** apresenta as concentrações médias anuais da Clorofila a e as tendências da qualidade das águas, em relação à eutrofização, para o período de 2011 a 2015. Para a avaliação da tendência foi utilizada a função linha de tendência estatística Linear, considerando-se como significativo o valor do Coeficiente de Variação (R^2) a partir de 0,5. A região do Mar Pequeno não apresentou alterações significativas em relação aos cinco últimos anos, porém piorou em relação ao ano anterior atingindo condição Eutrófica, indicativa de ambiente já eutrofizado com elevadas concentrações de Clorofila a.

Quadro 12 - Concentração média anual da clorofila a e as tendências da qualidade das águas de acordo com o IETC entre 2011 e 2015.
Fonte: adaptado de CETESB (2016).

Local	2011	2012	2013	2014	2015	Tendência
*Mar Pequeno	5,42	17,52	5,86	7,69	22,78	N.S.

Qualidade do Sedimento

Em relação aos testes de ecotoxicidade do sedimento, os organismos apresentam diferenças na sensibilidade em função dos mecanismos de ação dos contaminantes. Assim, a utilização de dois tipos de ensaios para a avaliação ecotoxicológica pode gerar resultados divergentes para uma mesma amostra. Nestes casos, com o objetivo de proteger as espécies mais sensíveis, foi utilizado o diagnóstico mais restritivo para classificar cada região.

A partir da classificação anual obtida para 2015 nos ensaios ecotoxicológicos, observou-se que o Mar Pequeno apresentou uma piora significativa ao longo dos anos de monitoramento, passando de uma classificação Ótima em 2011 e 2012 para Péssima em 2014 e 2015 (ponto 3). Essa variação aponta para a sensibilidade do sistema ao aumento no aporte de poluição de origem continental e reforçam a necessidade do monitoramento constante dessa região – **Quadro 13.**

Quadro 13 - Classificação ecotoxicológica dos sedimentos costeiros da Baixada Santista do Estado de São Paulo entre de 2011 e 2015.
Fonte: CETESB (2016).

Regiões	Área / Pontos	2011			2012			2013			2014			2015		
		1	2	3	1	2	3	1	2	3	1	2	3	1	2	3
Litoral Sul	Mar Pequeno															
	Mar de Cananéia															
% de pontos amostrais que não apresentaram toxicidade/ano		48%			61%			45%			48%			53%		

Critérios Ecotoxicológicos: Ótima Boa Regular Ruim Péssima
* amostra não analisada

A qualidade microbiológica dos sedimentos foi atribuída de acordo com as concentrações dos indicadores de contaminação fecal: coliformes termotolerantes (contaminação atual - fezes humanas e animais) e *Clostridium perfringens* (contaminação remota).

Foram encontradas concentrações acima de 100.000 NMP/100g de *Clostridium perfringens* na área do Mar Pequeno na primeira campanha; a mesma campanha obteve valores acima de 1.000 NMP/100g de coliformes termotolerantes também para o Mar Pequeno.

2.2.2.4 ANÁLISE INTEGRADA

- **Ameaças Diretas e Indiretas, Fragilidade e Sensibilidade**

Neste item é apresentada a sensibilidade diagnosticada para a área, dentro da temática dos itens anteriores. A partir da descrição desta sensibilidade, são identificadas as ameaças diretas e indiretas para estas propriedades.

Desta maneira, foi identificado que o regime pluviométrico pode apresentar eventos de grande precipitação, principalmente durante o verão. Estes eventos de grande pluviosidade aumentam a vazão dos rios na área adjacente à ARIEG.

Foi diagnosticado que os ventos possuem maior frequência de ocorrência de direções proveniente de N-NE, relacionadas a tempo bom. Entretanto, em momentos de passagem de frentes frias, que são mais frequentes durante o inverno e outono, o vento inverte de sentido, tendo origem S-SW.

Foi identificada a grande vulnerabilidade que a porção norte da ARIEG possui. Esta região sofre processo de deposição de sedimentos e esta área tem se expandido consideravelmente nas últimas décadas. Já na porção da ARIEG voltada para o oceano, está ocorrendo processo de erosão que vem estreitando este setor da Ilha Comprida. Souza (2009) relacionou muitos desses riscos de erosão a processos naturais que vêm se intensificando nos últimos anos, como eventos de ressacas extremas. De fato, nos dados utilizados neste diagnóstico foi observado um aumento no número de ressacas e na severidade das mesmas.

Com relação às massas de água, correntes e ondas na região, foi descrito que, principalmente durante o inverno, a região costeira adjacente à ARIEG é ocupada por águas frias provenientes do sul do Brasil, que têm grande influência de água de descarga continental dos estuários de Paranaguá (PR), São Francisco do Sul (SC) e, algumas vezes da Lagoa dos Patos (RS) e Rio da Prata (Argentina) (PEREIRA *et al.*, 2008). Estas águas, por serem caracterizadas como de descarga continental, possuem baixa salinidade, relativamente às demais águas da PCSE, e possuem grande concentração de nutrientes.

Na região da ARIEG no Mar Pequeno, as correntes são regidas pelos fluxos de maré: durante a maré enchente, a água marinha, salgada, adentra o sistema pelas camadas próximas ao fundo, e a água proveniente do sistema fluvial permanece em superfície, tendo-se assim correntes opostas em superfície (direção oceano) e no fundo (direção sistema estuarino). Já durante a maré vazante, tanto em superfície quanto no fundo as correntes apontam em direção ao oceano, dominando os fluxos fluviais.

Para o padrão de ondas incidente na face da Ilha Comprida próxima a região da ARIEG, foram observadas ondas de origem do quadrante NE durante períodos de tempo bom e, durante episódios de passagem de frentes frias, aumento da altura e período e direção proveniente de S-SW.

A partir da apresentação destes locais com fragilidade e sensibilidade destacada, é importante mostrar as ameaças diretas e indiretas a que estão submetidos. As principais ameaças estão relacionadas a modificações na dinâmica sedimentar da linha de costa, bem como à alteração da qualidade da água e do sedimento. As ameaças a linha de costa são visíveis e preocupantes para a população, ao contrário da poluição das águas que pode estar em um nível alto de contaminação e mesmo assim ser imperceptível às comunidades.

Com relação às ameaças, Souza *et al. (*2005) e Souza (2009a, b) apresentaram as principais ameaças diretas, naturais e antrópicas, à dinâmica sedimentar na linha de costa – **Quadro 14**. Dentre as ameaças naturais apontadas, a autora destaca aquelas relacionadas a:

- Transporte litorâneo;
- Morfologia da praia – relacionada a susceptibilidade as ondas;
- Aporte natural de sedimentos;
- Fisiografia costeira;

MINUTA

- Alterações climáticas.

Já para as ameaças antrópicas, esta autora destaca algumas causas presentes na região da ARIEG relacionadas a:

- Urbanização da orla;
- Estruturas artificiais na linha de costa.

Assim, destaca-se a crescente urbanização da região costeira e margens fluviais, expansão da rede viária e a presença de diversos píeres, molhes e quebra-mares ao longo da costa, principalmente no interior do Mar Pequeno. O Valo Grande apresenta também influência direta na região, tanto com relação ao aporte de sedimento, quanto ao aporte de água doce e poluentes. Estas informações também são apresentadas no **Mapa de sensibilidade, ameaças e áreas críticas do meio físico marinho** que mostra as ameaças diretas para o regime erosivo-deposicional na ARIEG.

Quadro 14 – Causas naturais e antrópicas da erosão costeira no Brasil (SOUZA *et al.*, 2005, SOUZA 2009a, b).

CAUSAS NATURAIS				CAUSAS ANTRÓPICAS	
1	Dinâmica de circulação costeira: presença de zonas de barlamar ou centros de divergência de células de deriva litorânea em determinados locais mais ou menos fixos da linha de costa (efeito "foco estável").	**7**	Inversões na deriva litorânea resultante causada por fenômenos climáticos-meteorológicos intensos: sistemas frontais, ciclones extratropicais e a atuação intensa do "*El Nino/ENSO*".	**14**	Urbanização da orla, com destruição de dunas e/ou impermeabilização de terraços marinhos holocênicos e eventual ocupação da pós-praia.
2	Morfodinâmica praial: praias intermediárias têm maior mobilidade e suscetibilidade à erosão costeira, seguidas das reflexivas de alta energia, dissipativas de alta energia, reflexivas de baixa energia, dissipativas de baixa energia e ultradissipativas.	**8**	Elevações do nível relativo do mar de curto período devido a efeitos combinados da atuação de sistemas frontais e ciclones extratropicais, marés astronômicas de sizígia e elevações sazonais do NM, resultando nos mesmos processos da elevação de NM de longo período.	**15**	Implantação de estruturas rígidas ou flexíveis, paralelas ou transversais à linha de costa: espigões, molhes de pedra, enrocamentos, píeres, quebramares, muros, anteparos em pedra etc., para "proteção costeira" ou contenção/mitigação de processos erosivos costeiros ou outros fins; canais de drenagem artificiais.
3	Aporte sedimentar atual naturalmente ineficiente ou ausência de fontes de areias.	**9**	Efeitos atuais da elevação do nível relativo do mar durante o último século, em taxas de até 30 cm: forte erosão com retrogradação da linha de costa.	**16**	Armadilhas de sedimentos associadas à implantação de estruturas artificiais, devido à interrupção de células de deriva litorânea e formação de pequenas células.
4	Fisiografia Costeira: irregularidades na linha de costa (mudanças bruscas na orientação, promontórios rochosos e cabos inconsolidados) dispersando as correntes e sedimentos para o largo; praias que recebem maior impacto de ondas de maior energia.	**10**	Efeitos secundários da elevação de nível do mar de longo período: Regra de Bruun e migração do perfil praial rumo ao continente.	**17**	Retirada de areia de praia por: mineração e/ou limpeza pública, resultando em déficit sedimentar na praia e/ou praias vizinhas.
5	Presença de amplas zonas de transporte ou trânsito de sedimentos (*by-pass*), contribuindo para a não permanência dos sedimentos em certos segmentos de praia.	**11**	Evolução quaternária das planícies costeiras: balanço sedimentar de longo prazo negativo e dinâmica e circulação costeira atuante na época.	**18**	Mineração de areias fluviais e desassoreamento de desembocaduras; dragagens em canais de maré e na plataforma continental: diminuição/perda das fontes de sedimentos para as praias.

MINUTA

CAUSAS NATURAIS				CAUSAS ANTRÓPICAS	
6	Armadilhas de sedimentos e migração lateral: desembocaduras fluviais ou canais de maré; efeito "molhe hidráulico"; depósitos de sobrelavagem; obstáculos fora da praia (barras arenosas, ilhas, parcéis, arenitos de praia e recifes).	**12**	Balanço sedimentar atual negativo originado por processos naturais individuais ou combinados.	**19**	Conversão de terrenos naturais da planície costeira em áreas urbanas (manguezais, planícies fluviais/ e lagunares, pântanos e áreas inundadas) provocando impermeabilização dos terrenos e mudanças no padrão de drenagem costeira (perda de fontes de sedimentos).
		13	Fatores Tectônicos: subsidências e soerguimentos da planície costeira.	**20**	Balanço sedimentar atual negativo decorrente de intervenções antrópicas.

Já para a qualidade de água e sedimento, as ameaças naturais se limitam às desembocaduras dos rios e canais do sistema estuarino-lagunar de Cananeia-Iguape, que podem carrear sedimentos e águas com propriedades diferentes daquelas encontradas no meio marinho. Com relação às alterações antrópicas, as fontes são diversas, destacando-se:

- Urbanização – ocupação costeira desordenada ou sazonal;
- Marinas, portos e atracadouros – destaque para as regiões no interior do Mar Pequeno e do Valo Grande, no município de Ribeira de Iguape;
- Travessias de balsas que ligam os municípios de Cananeia e Ilha Comprida e as áreas insular e continental de Cananeia, além da travessia entre Iguape e a Barra do Ribeira;
- Destacam-se ainda outras fontes indiretas na região como a presença de agricultura no vale do Rio Ribeira de Iguape, que introduz resíduos de pesticidas e agrotóxicos no meio, os quais são carreados pelos rios para o Mar Pequeno.

Além destes vetores diretos e indiretos, a poluição associada ao tráfego marinho, que é intenso na região, principalmente por navios de grande porte que viajam entre os Portos de Santos e Paranaguá em águas mais profundas, e por embarcações de pesca e turismo em águas mais costeiras, deve ser destacada. Além do aumento dos riscos da ocorrência de acidentes, a poluição associada ao tráfego marinho é significativa. Considerando as resoluções MARPOL e a Nota Técnica IBAMA 01/11, embarcações de grande porte terão os efluentes sanitários e águas servidas lançadas entre 3 e 12 milhas náuticas da costa após passagem por sistema de tratamento. Sem tratamento, o descarte só ocorrerá após as 12 milhas náuticas da costa, desde que a embarcação esteja em movimento.

Outro agravante em embarcações é a questão da água oleosa, ou água do tanque de SLOP, que são águas de lavagem e da casa de máquinas que devem ser tratadas antes do lançamento. As legislações MARPOL e Nota Técnica IBAMA 01/11, determinam o tratamento que estas águas devem sofrer, mas não legislam sobre os locais de lançamento. Assim, embarcações em trânsito na região da ARIEG podem fazer lançamentos de água oleosa, desde que os parâmetros estejam enquadrados.

Além dos empreendimentos em terra e nos arredores da ARIEG, destacam-se também as plataformas de Tiro e Sídon e os demais empreendimentos no Polo Pré-Sal, mais distantes da ARIEG, mas que, como toda a indústria de petróleo, trazem consigo a possibilidade de acidentes com vazamento de óleo e derivados. Acidentes com grandes volumes de óleo nestes campos, principalmente em situação de tempo ruim – frentes frias – poderiam atingir a região costeira adjacente à ARIEG, conforme se pode observar na **Figura 36**, que mostra uma probabilidade aproximada de 20% de toque na costa em caso de acidente de pior caso no inverno proveniente do conjunto de empreendimentos Etapa 2 de exploração e produção da Petrobras no Pré-Sal da Bacia de Santos. A região da ARIEG, dentro do sistema estuarino, é menos vulnerável durante momentos de maré vazante, quando o fluxo fluvial domina. Entretanto, em momentos de maré enchente, as correntes apontam para dentro do sistema estuarino, o que deixa toda a região mais vulnerável.

MINUTA

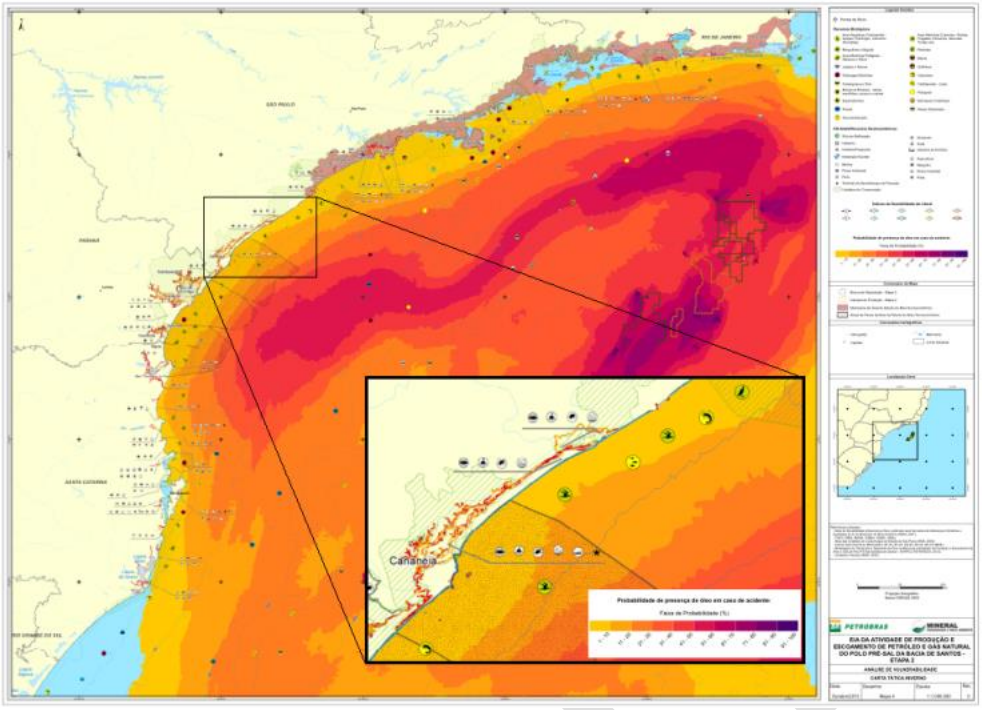


Figura 36 – Probabilidade máxima de presença de óleo em superfície para vazamentos de pior caso no inverno provenientes do conjunto de empreendimentos Etapa 2 de exploração e produção da Petrobras no Campo Pré-Sal da Bacia de Santos. Adaptado de MINERAL/PETROBRAS (2014).

- **Áreas Críticas**

Apresentadas a sensibilidade ambiental regional e as ameaças diretas e indiretas, este item mostra as áreas críticas levantadas por este diagnóstico técnico e com base no Diagnóstico Participativo (FUNDAÇÃO FLORESTAL, 2014). Os locais considerados críticos na ARIEG são:

- Região norte da ARIEG – acelerado processo de deposição de sedimentos e consequente expansão do terreno;
- Porção da ARIEG voltada para o oceano - processo de erosão que vem estreitando este setor da Ilha Comprida;
- Zona de influência do Mar Pequeno – introdução de poluentes orgânicos e pesticidas provenientes do Rio Ribeira de Iguape.

Com relação aos processos erosivos relativos ao crescimento da Ilha Comprida na região da ARIEG, este processo está relacionado ao deslocamento predominante da corrente de vazante que atua no Mar Pequeno. Esta corrente de direção NE, ao interagir com as correntes de deriva litorânea formadas por ondas provenientes do quadrante S-SE (corrente de mesmo sentido), resulta tanto no crescimento da ilha como na erosão da Ilha de Iguape (TESSLER & MAHIQUES, 1993). Os sedimentos erodidos são transportados em direção ao oceano, e, posteriormente, são retidos pela ação das ondas na região da desembocadura lagunar, criando um conjunto de bancos arenosos submersos. Esses sedimentos, por sua vez, não são novamente deslocados pelas correntes de deriva litorânea em virtude da ação do bloqueio fluvial e lagunar (TESSLER, 1988), que, além de reter o deslocamento do sedimento no sentido NE, interfere nas características hidrodinâmicas locais. Um outro bloqueio que ocorre na foz do rio Ribeira está associado à carga de sedimentos transportada pelas correntes de deriva litorânea geradas por incidência de ondas do quadrante NE-E. Ao sofrer o embate das correntes do sistema de ondas de S-SE atuante, proporciona o desenvolvimento do esporão arenoso presente. A direção de seu crescimento coincide com a direção das correntes geradas por ondas vindas do quadrante NE-E, ou seja, é para SW.

Já com relação à criticidade das águas e sedimentos na região do Mar Pequeno, em Iguape, que deságua na ARIEG, observou-se a presença de enterococos nas águas, o que sugere a contaminação por esgoto doméstico. Além disso, o ambiente foi classificado como Supereutrófico, apresentando uma queda significativa da qualidade da água, classificada como Regular. O sedimento do Mar Pequeno apresenta qualidade Péssima, tendo sido detectada a presença de coliformes fecais de origem remota e origem local, toxicidade crônica e qualidade Regular. Nesta região, ainda, foram encontrados indícios de contaminação e do impacto da agricultura nos corpos d'água da Bacia Hidrográfica do Rio Ribeira de Iguape. Foi reportada a

presença de pesticidas (resíduos de carbofurano), associada à utilização de agrotóxicos na agricultura da região, cuja concentração é maior em períodos de grande pluviosidade devido à lixiviação do solo.

- **Cenários Futuros**

Em termos de erosão e progradação da costa, a região da ARIEG apresenta algumas localidades bem ativas, conforme destacado nos itens anteriores. Os limites da ARIEG no momento de sua criação compreendiam a totalidade do terreno da Ponta da Praia. Porém, a porção ao norte vem sofrendo processo de agradação, fazendo com que parte do terreno ao norte não esteja incluída na área da ARIEG. Já a porção que está voltada para o oceano vem sofrendo processo de erosão, que vem diminuindo a largura da Ilha Comprida nesse trecho. Assim, os limites atuais da ARIEG na face oceânica da Ponta da Praia estão atingindo áreas da região costeira adjacente, que faz parte da APAMLS.

Dessa maneira, devido à ativa dinâmica costeira da região, é recomendável uma revisão constante dos limites da ARIEG para assegurar que todo o terreno da ponta da praia esteja compreendido no território da ARIEG. Esta revisão pode ser realizada a partir dos resultados do monitoramento dos processos de erosão e agradação que ocorrem na região.

Outra perspectiva importante para a região está relacionada à área próxima à cidade de Iguape (SP), onde se situa o canal artificial do Valo Grande, que liga a calha original do rio Ribeira de Iguape à região do Mar Pequeno. Esta alteração ao mesmo tempo que introduz água doce na região do Mar Pequeno faz com que a calha original do rio Ribeira de Iguape deixe de receber água, fazendo com que a região sofra processo de assoreamento mais elevado. Esse processo, portanto, intensifica a entrada de água doce na região da ARIEG. Esta água doce, proveniente do Rio Ribeira de Iguape, está atualmente com presença de poluentes, o que agrava a situação.

Outros problemas que vêm afligindo parte da população e tomadores de decisão estão relacionados aos impactos ocasionados pelas alterações climáticas.

Desde os primórdios, a distribuição da população humana esteve fortemente associada às zonas costeiras, devido, particularmente, à disponibilidade de recursos naturais e à biodiversidade inerentes a esses ambientes. Contudo, o crescimento dessa ocupação costeira pode, em muitos casos, serem acompanhados do aumento da vulnerabilidade e dos riscos a que tais ambientes estão sujeitos.

Aspectos sociais e ambientais são analisados em estudos como o de Zanetti *et al. (*2016), que apresentou um novo "Índice de Vulnerabilidade Socioambiental para Áreas Costeiras", aplicado à cidade de Santos (SP), para avaliar a vulnerabilidade das regiões costeiras no contexto de mudanças climáticas. Os autores sugerem que cerca de 70% da área do município de Santos seja considerada altamente vulnerável aos impactos das mudanças climáticas, especialmente à elevação do nível do mar e inundações. De maneira semelhante, estudos como o de Souza (2009; 2010; 2012) apontam a elevação do nível do mar, possivelmente associada às mudanças climáticas, como um dos principais fatores de risco para o litoral paulista.

A interpretação desses resultados deve ser realizada com muita cautela pela população e, principalmente, pelos tomadores de decisão. Via de regra, esses estudos se baseiam em projeções climáticas futuras geradas por modelos numéricos que representam, de fato, ferramentas muito poderosas para investigações climáticas.

A necessidade de cuidado na utilização desses resultados reside na compreensão do conceito de projeção climática. De maneira muito simplificada, as projeções climáticas são estudos de probabilidade. Elas apresentam diversos resultados com alguma probabilidade de ocorrer frente aos diferentes cenários utilizados para calcular tais projeções. Um cenário de aumento nas concentrações de gases de efeito estufa na atmosfera, por exemplo, gera aumento na probabilidade numérica de ocorrência de ressacas em determinadas regiões devido ao aquecimento do planeta.

Deve-se ainda, considerar a diferença entre tempo e clima. Enquanto o primeiro se refere às condições observadas num dado local e momento, o segundo está ligado a um padrão médio com escala espaço–temporal bem maior. As condições de tempo num determinado local não configuram um bom indicativo de tendências globais, do mesmo modo que tendências globais não implicam, necessariamente, em variações locais da mesma ordem e magnitude.

A resposta à elevação média global do nível do mar depende da variabilidade local do nível do mar e dos efeitos das atividades humanas nessa região. Por exemplo, enquanto a tendência global mostra uma elevação do nível do mar nas

MINUTA

últimas décadas, a região equatorial do Oceano Pacífico sofreu uma diminuição de 45 cm nas médias mensais de nível do mar durante quase um ano entre 1997 e 1998, devido a uma alternância entre os eventos de El Niño para La Niña (DONNER, 2012).

O desenvolvimento costeiro, acompanhado de programas de controle de erosão, drenagem de áreas emersas e manejo de inundações, vêm crescendo paralelamente à elevação do nível do mar. Da mesma maneira que a alteração da cobertura do solo em grandes cidades impacta a temperatura e a umidade do ar localmente (formando-se as chamadas ilhas de calor), as modificações antrópicas na costa podem alterar a magnitude e frequência das inundações, bem como a própria fisiografia da costa, pela alteração da hidrodinâmica local e do balanço sedimentar. Cria-se, portanto, um paralelo geomorfológico costeiro análogo às ilhas de calor.

Assim, é importante considerar a variabilidade natural e a contribuição antrópica para a modificação da linha de costa antes de simplesmente se atribuir essas alterações à elevação do nível do mar, bem como diferenciar as observações das projeções numéricas. Torna-se possível, então, o desenvolvimento de políticas de manejo mais precisas e adequadas para cada ambiente costeiro, sem causar um alarde infundado na população e evitando a pressão do ceticismo em relação às mudanças climáticas e seus reais impactos na costa.

- **Indicadores de Monitoramento**

Para a região da ARIEG o principal indicador de monitoramento é relativo aos processos erosivos deposicionais que ocorrem na região. Este monitoramento tem o objetivo de identificar os agentes causadores destas alterações. É importante diferenciar as pressões exercidas localmente daquelas atribuídas a alterações climáticas, sendo que a melhor maneira de se obter essa quantificação é a partir de monitoramentos de longo período.

Na região, o Instituto Oceanográfico da Universidade de São Paulo monitora o nível do mar há um longo tempo, e estes dados são públicos por fazerem parte do programa *Global Sea Level Observing System.* Já para séries de dados de ondas, a situação é crítica, com total ausência de dados públicos coletados e pouquíssimos registros produzidos em âmbito científico. Seria importante a instalação de ondógrafo – ou convênio com instituições que possuem estas medições, para obtenção de dados de ondas na região, de maneira contínua, a fim de se avaliar este parâmetro em longo período.

Ainda, como alguns autores indicaram que o sedimento carreado pelas águas do Valo Grande pode contribuir para o processo de progradação que ocorre no local, seria de grande importância também o monitoramento da quantidade de material em suspensão que entra no sistema devido a este canal artificial. Estes autores também apontaram que as correntes de maré vazante são importantes nessa dinâmica sedimentar. Assim, sugere-se também o monitoramento de correntes na região, visto que os dados disponíveis são escassos e de longa data.

Por fim, os pontos de monitoramento da CETESB estão localizados nas proximidades da desembocadura do Valo Grande no Mar Pequeno. Seria importante o monitoramento da qualidade da água e do sedimento em regiões mais próximas à Barra de Icapara para verificar se de fato os poluentes estão presentes na costa da ARIEG e a variação de seus teores. Devem ser avaliados no mínimo indicadores de contaminação por esgoto e metais, além de óleos e graxas.

- **Lacunas de conhecimento**

Existe uma lacuna de conhecimento com relação às longas séries temporais que podem identificar a importância de fenômenos locais e climáticos sobre as alterações observadas na ARIEG. Destaca-se principalmente dados de ondas na região costeira adjacente, bem como registros de correntes na região do Mar Pequeno, nas proximidades da ARIEG.

Destacando-se os processos de erosão e progradação na região, que são ligados às correntes de maré vazante no sistema estuarino-lagunar e às correntes de deriva litorânea na região costeira adjacente, não existe um dimensionamento da real importância da abertura do Valo Grande para esses processos, seja pelo aumento de água introduzida no sistema - que aumenta a intensidade das correntes de maré vazante - seja pelo aporte de sedimentos – que contribui para a progradação na porção norte da Ilha Comprida. Assim, sugerem-se estudos específicos para este tema.

MINUTA

2.2.3 MEIO FÍSICO TERRESTRE

A caracterização do meio físico terrestre teve como foco Identificar/caracterizar áreas sujeitas a movimentos de massa, erosão, assoreamento, alagamento, enchente e inundação e identificar áreas de riscos ambientais e sociais, além de abordar a dinâmica de uso e ocupação da terra e suas implicações sobre a Área de Relevante Interesse Ecológico do Guará (ARIEG).

Para tal, serão abordados os seguintes aspectos: identificação e análise dos aspectos climáticos, geológicos, geomorfológicos, pedológicos relevantes para a conservação; caracterização geológica, tipos de rochas, relevo e tipos de solo; caracterização geomorfológica; hidrografia, bacias hidrográficas, interação com a linha de costa, as ilhas e linha de costa no entorno imediato (retro área) do território da ARIEG, considerando as interações diretas e indiretas com essa área, afetando a integridade ambiental (física, biótica) e socioeconômica.

2.2.3.1 CARACTERIZAÇÃO HIDROLÓGICA

A região que abrange o limite da ARIEG e para o meio físico terrestre é composta pelo conjunto de municípios e sub-bacias do Litoral Sul (Iguape, Cananeia e Ilha Comprida), que formam o Complexo Estuarino Lagunar da Unidade de Gerenciamento de Recursos Hídricos[2]- UGRHI-11, com extensão territorial de 17.056 km^2 e área de drenagem de 17.068 km^2 (para a área de toda a UGRHI-11, que abrange 23 municípios).

Na região há dois sistemas aquíferos importantes: o sistema aquífero fraturado (Aquífero Cristalino) correspondente a terrenos cristalinos da Serra do Mar, permeáveis por fraturamento de rochas, que corresponde aproximadamente 60% da área, com potencial hidrogeológico de 1 a 6m^3/h (CBH-RB, 2015); e o sistema aquífero sedimentar (Aquífero Litorâneo), permeáveis por porosidade granular, correspondendo a sedimentos ao longo das praias (CAMPOS, 1993), com aproximadamente 40% da área e potencial hidrogeológico médio de 13 m^3/h (CBH-RB, 2015).

Os principais cursos d'água da Bacia do Rio Ribeira de Iguape são o próprio Rio Ribeira de Iguape e seus afluentes: Rio Juquiá, São Lourenço, Jacupiranga, Pardo, Turvo, Una da Aldeia, Ponta Grossa e Itariri.

Segundo o relatório de situação das águas do Comitê de Bacias Hidrográficas do Ribeira do Iguape (CBH-RB, 2015), um dos aspectos mais relevantes da bacia hidrográfica é sua condição de disponibilidade hídrica extremamente rica, com disponibilidade *per capita* acima de 20.000 m³/hab/ano. Além disso, não se observa alterações significativas de disponibilidade per capita nos últimos anos, considerando, no geral, o baixo crescimento populacional e o pequeno aumento na demanda, embora apresentando carências pontuais em função do posicionamento geográfico, ou seja, as regiões das cabeceiras dos rios, próximas ao divisor de águas, além das que sofrem com os impactos do desmatamento.

Apesar da baixa densidade demográfica, o relatório de CBH-RB (2015) relaciona alguns pontos que podem influenciar a demanda pelo uso da água na região e que devem ser monitoradas, são eles:

- O crescimento de aglomerações urbanas locais, e também das Regiões Metropolitanas de São Paulo e Curitiba/PR, que intensificam o fluxo de população flutuante na área da bacia do Ribeira.
- A duplicação do eixo da Rodovia BR-116
- Alerta quanto à possibilidade de baixos índices pluviométricos, como a do final de 2013 e durante 2014, decorrentes de alterações climáticas, que podem reduzir a recarga de aquíferos e nascentes.

[2] As UGRHIs constituem **unidades territoriais** '*com dimensões e características que permitam e justifiquem o gerenciamento descentralizado dos recursos hídricos*' (Política Estadual de Recursos Hídricos – Lei Estadual 7663/1991 – SÃO PAULO, 1991). Em geral, são formadas por partes de bacias hidrográficas ou por um conjunto delas, que de forma alguma podem ser consideradas bacias hidrográficas. Por outro lado, deve-se observar que os estudos devem sempre ter a **bacia hidrográfica como unidade de planejamento**. No estado de São Paulo há 22 UGRHIs. Ver também: <http://www.daee.sp.gov.br/acervoepesquisa/perh2204_2207/perh08.pdf>.

- **Qualidade das águas superficiais**

De acordo com o relatório de águas superficiais do estado de São Paulo (CETESB, 2016), houve um aumento na porcentagem do tratamento dos esgotos domésticos no Estado de São Paulo, representando uma redução de aproximadamente 225 toneladas de DBO[3] dia^{-1} entre 2010 e 2015.

A carga orgânica potencial de cada município é calculada a partir da população e da carga de matéria orgânica gerada diariamente por habitante, representada pela Demanda Bioquímica de Oxigênio - DBO. Com a carga potencial gerada pela população do município e as porcentagens de coleta e tratamento, bem como a eficiência do sistema de tratamento dos esgotos, calcula-se a carga orgânica remanescente, ou seja, aquela que é lançada nos corpos hídricos receptores.

Em 2015, a somatória da carga remanescente, lançada nos corpos hídricos pelos 645 municípios do Estado, foi de aproximadamente 1.045 t DBO dia^{-1}, indicando uma redução de 4,9% em relação a 2014.

Apesar da melhoria na coleta e tratamento de esgotos no estado de São Paulo, analisado como um todo, ainda são observados problemas frequentes na zona costeira de São Paulo em relação ao lançamento esgotos em corpos hídricos e diretamente no mar – através de emissários –, como já observado em relatórios de águas interiores e águas salobras (CETESB, 2007; 2010; 2011; 2012; 2013; 2014; 2015; 2016a,b). De acordo com a CETESB (2016b), os dois principais mecanismos de destinação do esgoto sanitário coletado no litoral de São Paulo são realizados ou pela ETEs (estações de tratamento de esgoto), cujo efluente é lançado em corpos d'água na região; ou pelas EPCs (estações de pré-condicionamento), cujo efluente é lançado no mar, por meio de um emissário submarino. Como as cidades localizadas à beira-mar, na maioria dos casos, não possuem infraestrutura de saneamento suficiente para atender toda sua população, o aporte de esgotos domésticos para rios e praias é frequente e tem forte implicação sobre a qualidade dessas águas (CETESB, 2016b).

No caso dos municípios da UGRHI-11, o relatório de Situação da Bacia Hidrográfica do Ribeira de Iguape de 2015 (ano base 2014) (CBH-RB, 2015), 64,9% do efluente doméstico produzido na bacia foi coletado e 61,8% deste foi tratado.

Em específico aos municípios do Litoral Sul, ressalta-se o município de Ilha Comprida, que apresentou o ICTEM[4] (Índice de Coleta e Tratabilidade de Esgotos da População Urbana de Municípios) abaixo de 5, enquanto Cananeia e Iguape em torno de 6. São índices melhores quando comparados com os municípios costeiros da UGRHI-7 (Baixada Santista) e UGRHI-3 (Litoral Norte), mas os municípios costeiros do Litoral Sul não atingiram um sistema de esgotamento sanitário pleno (com pelo menos 80% de coleta e tratamento).

A Cetesb (2016b) destaca também um conjunto de fatores que se relacionam ao contexto do saneamento no litoral paulista: (1) mesmo com a implantação das redes coletoras, boa parte da população não faz a ligação – os motivos vão desde a falta de informação até as condições de vulnerabilidade social; (2) no litoral há um grande número de pessoas vivendo em áreas irregulares ou em assentamento precários, onde não é possível a instalação de equipamentos de saneamento básico. Essas questões, analisadas em conjunto, tornam um grande desafio atingir a meta de universalização dos serviços públicos de saneamento básico preconizada pela Lei de Saneamento (Lei nº 11.445/2007 - BRASIL, 2007).

Essa situação atual coloca os municípios do Litoral Sul em estado de alerta (Ilha Comprida marcada em vermelho no **Quadro 15**, uma vez que recebem contribuição de grande parte dos cursos de água continentais. Os valores do Índice de Coleta e Tratabilidade de Esgotos da População Urbana de Municípios – ICTEM considera a efetiva remoção da carga orgânica, (em relação à carga orgânica potencial gerada pela população urbana) ponderando a importância do sistema de tratamento de esgotos como um todo, desde sua coleta, afastamento até o tratamento. O índice permite transformar os valores nominais de carga orgânica em valores de comparação entre situações distintas dos vários municípios, refletindo a evolução ou estado

[3]A Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO), grosso modo, corresponde à quantidade de oxigênio necessária para ocorrer a oxidação da matéria orgânica biodegradável sob condições aeróbicas. O valor da DBO é usado para estimar a carga orgânica dos efluentes e dos recursos hídricos, e de acordo com Von Sperling (1996), a DBO média de um esgoto doméstico é de 300 mg/L ea carga per capita, que representa a contribuição de cada indivíduo por unidade de tempo é de54 g/hab.dia de DBO.

[4]O cálculo do ICTEM a CETESB considera nulo o tratamento quando se trata de disposição oceânica, uma vez que os efluentes enviados aos emissários submarinos não são submetidos a tratamento prévio ao lançamento, ocorrendo apenas o Pré-Condicionamento para remoção de sólidos, por meio de gradeamento, peneiras e caixa de areia, e eventual cloração (CETESB, 2016a,b).

de conservação de um sistema público de tratamento de esgotos. Por hipótese, foi admitido que qualquer efluente não encaminhado à rede pública coletora de esgotos, que não pertencesse a sistemas isolados de tratamento, seria considerado como carga poluidora sem tratamento ou não adequadamente tratada. Dessa maneira, soluções individualizadas do tipo fossa séptica e infiltração, apesar de apresentarem remoção da carga orgânica, são contabilizadas como cargas potenciais sem tratamento (CETESB, 2015; 2016a,b).

Quadro 15 - Atendimento de esgotamento sanitário nos municípios do Litoral Sul, com influência sobre a e ARIEG.

UGHRI	Municípios	Atendimento esgotamento sanitário (%)		Eficiência (%)	Carga poluidora (kg DBO/dia) - 2015		ICTEM	Status	Classes*	Corpo receptor
11 - Litoral Sul	Cananeia	67	100	70,55	581	306	6,08	Monito-ramento	5,1 - 7,5	Mar Pequeno - Classe 1 - salina (96%); Rio Itapitangui
	Iguape	68	100	71	1.405	727	6,16	Monito-ramento	5,1 - 7,5	Rio Ribeira de Iguape
	Ilha Comprida	44	100	91	1.423	853	4,96	Alerta	2,6 - 5	Rio Candapuí

*** Baseado em classes de acordo com CETESB (2016) - ver Mapa 2, p. 34.**

Este cenário do atual sistema de saneamento na região implica na variação da qualidade de águas superficiais. Dentre os vários índices construídos e analisados pela CETESB, pode-se tomar como *proxy* para avaliar o lançamento de esgotos em corpos hídricos o Índice de Qualidade de Água (IQA). O IQA se baseia em variáveis de qualidade que indicam principalmente o lançamento de efluentes sanitários para o corpo d'água, fornecendo uma visão geral sobre as condições de qualidade das águas superficiais. Este índice pode indicar alguma contribuição de efluentes industriais, desde que sejam de natureza orgânica biodegradável. O IQA é composto nove variáveis e seu cálculo é analisado sobre a pontuação na qualidade (q) que varia de 0 a 100. A qualidade (q) é elevada à ponderação (w) correspondente à importância da variável. O IQA é obtido multiplicando-se cada componente (qw). As faixas de classificação do IQA veriam em: 0 - 19 (péssimo), 20 - 36 (ruim), 37 - 51 (regular), 52 - 79 (bom) e 80 - 100 (excelente).

De acordo com a análise dos Índices de Qualidade de Água Superficiais (IQA) de 2006 a 2015, observa-se que na rede de pontos de monitoramentos há locais onde é recorrente o IQA considerado 'bom'(CBH-RB, 2015),com exceção do ponto de monitoramento no rio Jacupiranga (afluente do Ribeira do Iguape), classificado como "Regular", conforme pode ser observado no **Quadro 16** e **Figura 37.**

Quadro 16 – Índice de Qualidade de Água (IQA) nos rios que demandam atenção, com influência sobre a e ARIEG.

UGHRI	Copo hídrico	IQA 2006	IQA 2009	IQA 2010	IQA 2011	IQA 2012	IQA 2013	IQA 2014	IQA 2015
11 - Litoral Sul	Rio Jacupiranga - JAPI02100	49	50	45	52	48	46	47	45
	Mar de Dentro - MADE21700	-	66	64	72	73	70	71	68
	Rio Ribeira - RIBE02500	73	63	64	68	67	66	62	59
	Ribeira do Iguape - RIIG02500	58	57	53	62	65	62	64	57
	Ribeira do Iguape - RIIG02900	59	59	60	62	69	69	67	60
	Ribeira do Iguape - RIIG02995	-	56	58	65	66	65	61	62

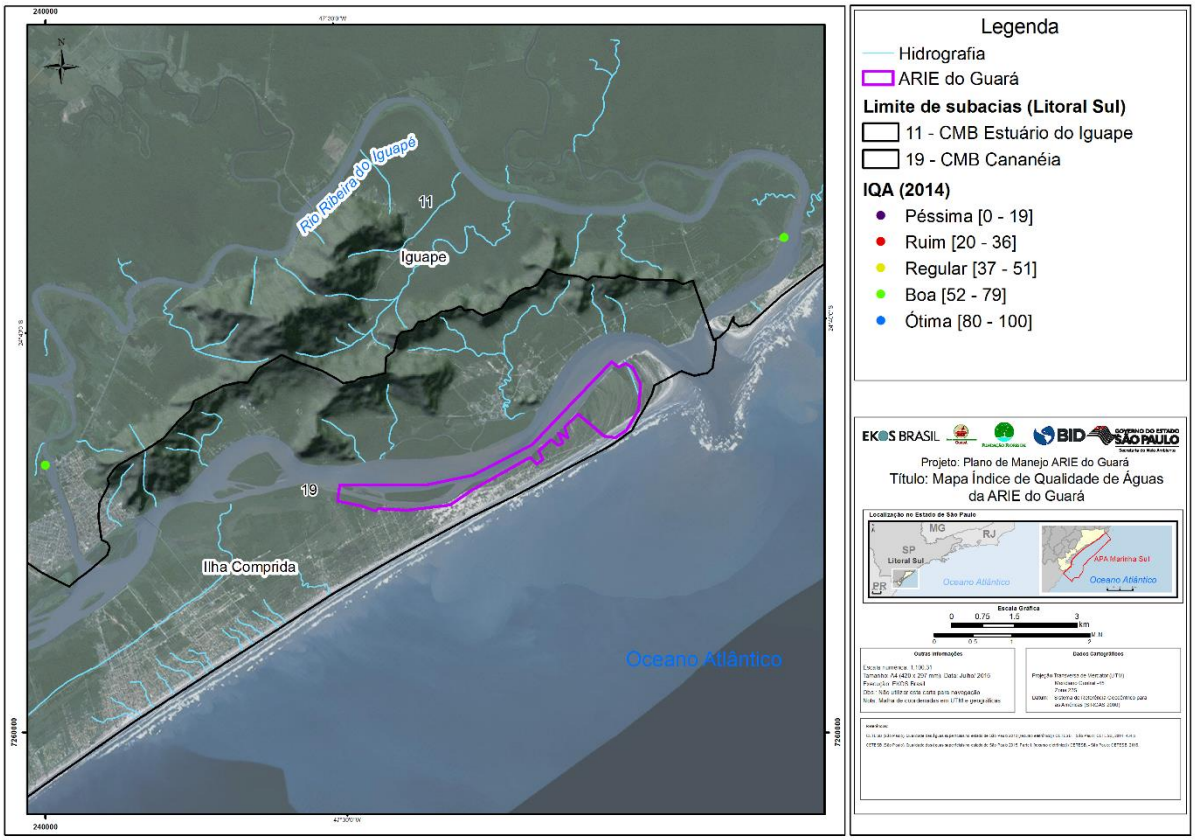


Figura 37 - Rede de pontos de monitoramento da CETESB (CETESB, 2015; 2016a,b).

Uma questão relevante na UGRHI-11, que pode afetar os cursos de água dos municípios do Litoral Sul e a área de influência da ARIEG, são os riscos de contaminação por metais pesados, oriundos de antigas minas de chumbo desativadas, localizadas próximo às cabeceiras do Ribeira de Iguape (**Figura 38**).

Os níveis de chumbo na água do Mar Pequeno ultrapassaram 550 vezes o limite permitido em levantamento feito em 1987 (EYSINK *et al.*, 1988) e apesar das minas estarem desativadas desde 1996 a região lagunar ainda apresenta significativas quantidades de metais pesados devido à grande persistência dos mesmos (MORAES, 1997; CETESB, 2007). Maluf (2009) identificou o aumento na concentração de Chumbo (Pb), Zinco (Zn) e Cádmio (Cd) no período de verão, apontando que essas quantidades de metais estão associadas ao passivo ambiental deixado pelas mineradoras. Esse aumento pode indicar fontes de poluição altamente nocivas sendo carreadas pelo rio Ribeira, uma vez que sua concentração aumenta no complexo estuarino quando a precipitação é elevada (verão).

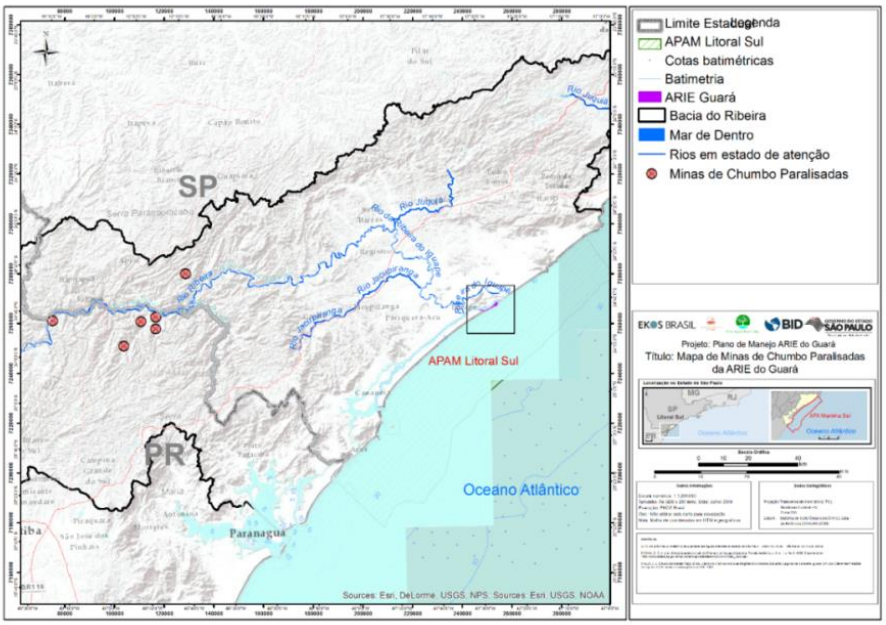


Figura 38 - Localização de Minas de Chumbo desativadas na bacia do Ribeira de Iguape.

2.2.3.2 CARACTERIZAÇÃO GEOLÓGICA / GEOMORFOLÓGICA

Diversos autores têm mostrado que a região do litoral paulista é caracterizada por um relevo bastante acidentado, com avanço da escarpa da Serra do Mar em direção à planície costeira na área correspondente aos municípios do Litoral Norte (São Sebastião a Ubatuba), contrastando com maior domínio da planície na Baixada Santista e Litoral Sul (AB'SABER, 2003; KOGA-VICENTE & NUNES, 2011).

A região é marcada pelo relevo da Serra do Mar (caracterizado como escarpa - elevação súbita do solo, normalmente > 45º, caracterizada pela formação de um penhasco ou uma encosta íngreme), que atua como importante fator de intensificação orográfica (SANT'ANNA NETO, 1990; ROSEGHINI, 2007) e, associado aos fluxos atmosféricos originários do oceano e a uma zona de encontro de sistemas atmosféricos, propicia uma dinâmica de altos montantes pluviais (ver NUNES, 1990; 1997). Em períodos de chuvas intensas e prolongadas na região, são frequentes os registros de aumento de movimentos de massa, como escorregamentos, rolamentos, queda de blocos e corridas (ver TAVARES *et al.*, 2004; MARCELINO, 2004; KOGA-VICENTE, 2010; KOGA-VICENTE & NUNES, 2011; LOPES, 2006).

- **Características geológicas**

De acordo com os dados de (CPRM, 2009), a parte continental da ARIEG é constituída por rochas sedimentares, ocupando cerca de 2,87 km^2 (**Quadro 17**). As rochas sedimentares estão localizadas nas proximidades da linha costeira, nos domínios de restinga, com depósitos aluvionares e marinhos, como pode ser observado na **Figura 39**.

Quadro 17 - Tipos de grupos de rochas formadoras de solos e percentual na ARIEG. Fonte: Elaborado com base em dados do Serviço Geológico do Brasil (CPRM, 2016).

Unidade	Hierarquia	Litologia	Rochas principais (classes)	Área (km^2)
Depósitos litorâneos indiferenciados	(Não definida)	Depósitos de argila, Depósitos de areia	Sedimentar (ou Sedimentos)	2,87

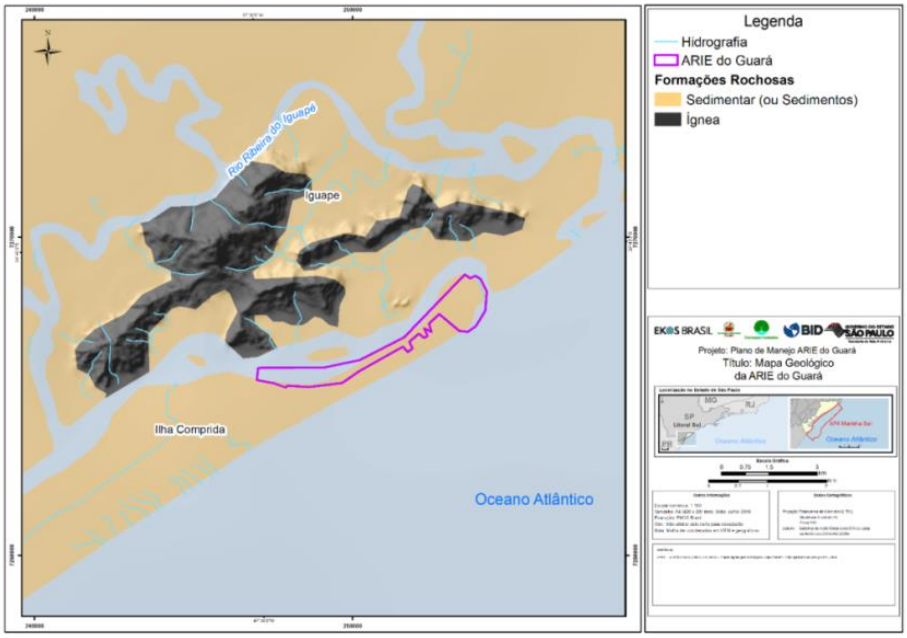


Figura 39 - Mapa Geológico e classes de rochas principais na área de influência sobre a ARIEG.

- **Características geomorfológicas**

De acordo com Ross (2002), o relevo da bacia do rio Ribeira do Iguape, apresenta macro compartimentos geomorfológicos muito distintos que variam desde os morros da superfície de cimeira regional e os morros fortemente dissecados dos níveis intermediários da serra do Mar, até as terras da depressão tectônica do baixo Ribeira e a planície costeira marinha e fluvial

A **Figura 40** apresenta os domínios de relevo mapeados pela Companhia de Pesquisa de Recursos Minerais (CPRM) presentes na área de estudos. As planícies costeiras cobrem uma área de 2,87 km^2 da ARIEG. A planície costeira Cananeia-Iguape, que ocorre por cerca de 130 km ao longo da costa entre a ilha do Cardoso e o maciço de Itatins, em Peruíbe. Essa região é o domínio mais expressivo de sedimentação quaternária do estado de São Paulo e só foi possível graças ao recuo da Serra do Mar em relação à linha de costa nesta região (GIANNINI *et al.*, 2009). Estes dados encontram-se organizados no **Quadro 18**.

MINUTA

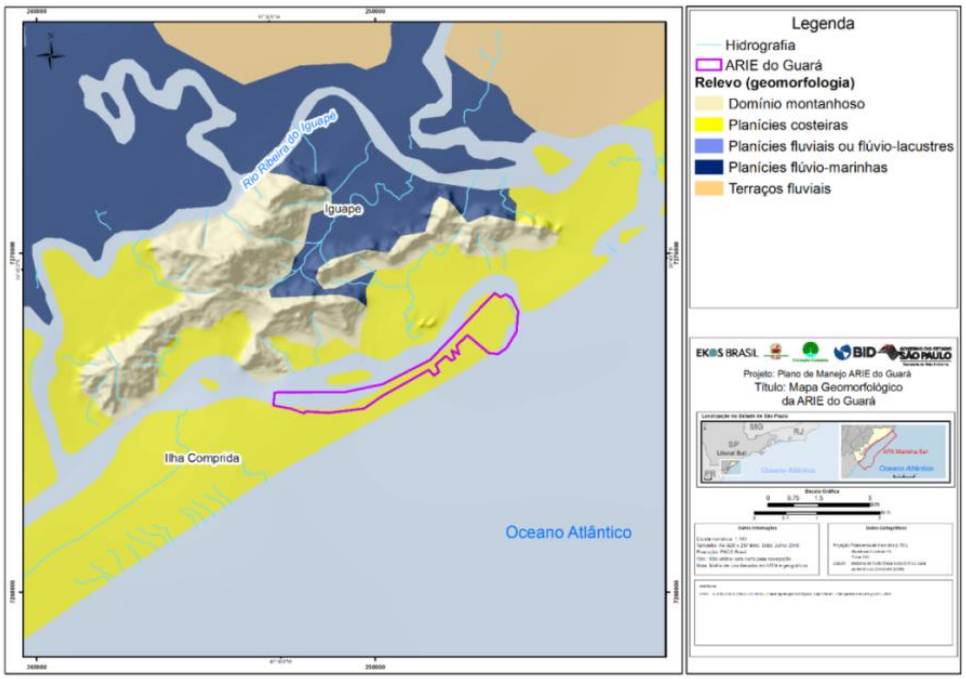


Figura 40 - Mapa Geomorfológico na área de influência sobre a ARIEG.

Quadro 18 - Tipos de relevo presentes na ARIEG. Fonte: Elaborado com base em dados do Serviço Geológico do Brasil (CPRM, 2009).

Domínio de relevo	Declividade (graus)	Altitude (metros)	Área (km2)	Percentual (%)
Planícies costeiras	0 a 5°	0 a 20 metros	505,00	16

- **Características pedológicas**

Na região do litoral sul de São Paulo há pelo menos três grandes grupos de solos: (i) espodossolos; (ii) cambissolos e (iii) latossolos (Vermelhos-Amarelos)[5], sendo que toda a parte continental da ARIEG apresenta espodossolos (3,30 km^2), com destaque para a ocorrência próxima a linha de costa e regiões de domínios de restinga. Ver **Quadro 19** sobre as características de cada tipo de solo, e o Mapa Pedológico – **Figura 41.**

Quadro 19 - Tipos de solo da região do litoral sul de São Paulo. Fonte: Elaborado com base em dados do Instituto Agronômico e Embrapa (OLIVEIRA et al., 1999; EMBRAPA, 2006).

Tipo de Solo	Classes de Solos	Descrição	Área (km2)
Espodossolos	ES2	Associação complexa de Espodossolos Ferrocárbicosórticos A moderado + Espodossolos Ferrocárbicos Hidromórficos hísticos ambos textura arenosa + Organossolo sendo tiomórficos+ Solos de Mangue indiscriminados + Gleissolos indiscriminados todos relevo de v	30,03

[5] **(i) Espodossolos**, solos muito arenosos desde sua superfície, com acúmulo de compostos de ferro e/ou alumínio e/ou matéria orgânica ao longo do perfil, geralmente solos pobres e muito ácidos, com altos teores de alumínio, sendo distribuídos de maneira esparsa e nos domínios de restinga e da costa brasileira (SANTOS *et al.*, 2013); **(ii) Cambissolos** – distribuem-se por todo o território nacional, caracterizados por solos pouco desenvolvidos, com horizonte B pouco evoluído (fragmentos de rochas e minerais primários) (SANTOS *et al.*, 2013); **(iii) Latossolos (Vermelhos-** alumínio. São solos mais profundos, abrangendo superfícies mais velhas e estáveis de paisagem. Ocupam aproximadamente 39% do território nacional, sendo os solos mais representativos do país (SANTOS *et al.*, 2013). **Amarelos)** – caracterizados por horizonte B latossólico, intemperização intensa dos constituintes minerais, com concentração de óxidos e hidróxidos de ferro e

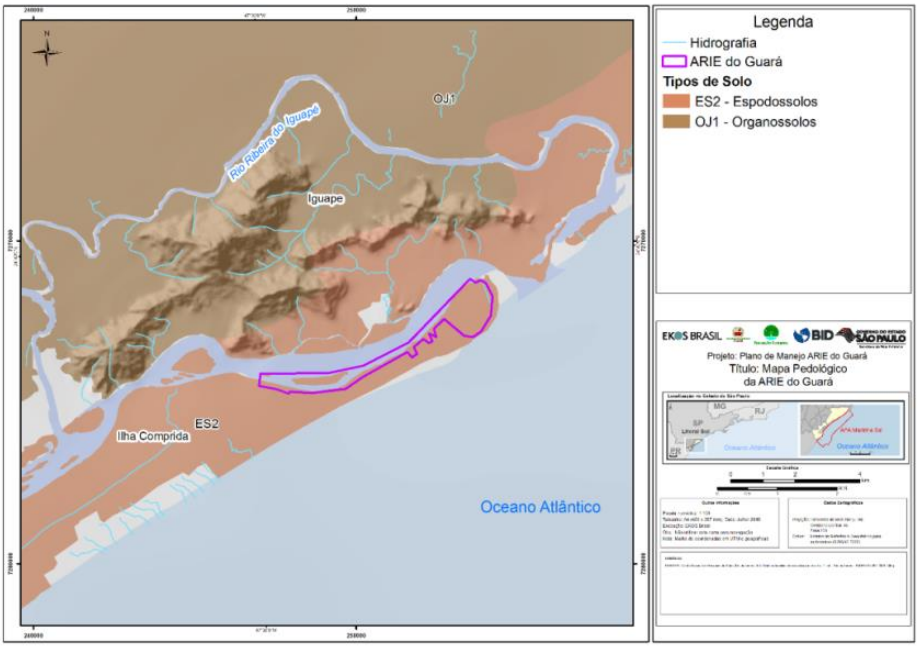


Figura 41 - Mapa Pedológico. Tipos de solo na área de influência sobre a ARIEG.

- **Processos geodinâmicos: perigos de escorregamento e inundação**

Para esta análise, utilizaram-se os dados do mapeamento de perigos de escorregamento e inundação do estado de São Paulo, elaborados e disponibilizados pela Coordenadoria de Planejamento Ambiental (CPLA) e Instituto Geológico (IG) da Secretaria de Meio Ambiente de São Paulo (SMA/CPLA, 2013; 2014; IG/SMA, 2014). O mapeamento das Unidades Básicas de Compartimentação Fisiográfica (UBC) considera perigo como fenômeno, substância, atividade humana ou condição que pode causar perda de vidas, ferimentos ou outros impactos na saúde, danos às propriedades, perda de bens e serviços, distúrbios sociais e econômicos e danos ao meio ambiente (UNISDR, 2009).

A classificação das UBCs varia entre P0 a P5, onde P0 representa uma probabilidade nula a quase nula de ocorrência do evento perigoso (escorregamento ou inundação) e P5 a probabilidade máxima (classe Muito Alta). As demais classes representam situações intermediárias entre estes extremos: P4 (Alta), P3 (Média), P2 (Baixa) e P1 (Muito Baixa). Dadas as características geomorfológicas (presença de coberturas sedimentares inconsolidadas, baixas altitudes) atribui-se a classe P0 às planícies no caso do perigo de escorregamento (**Figura 42)**. No caso do perigo de inundação, atribui-se P0 para as áreas de encostas, cujas características apresentavam relevo mais declivoso (**Figura 43**).

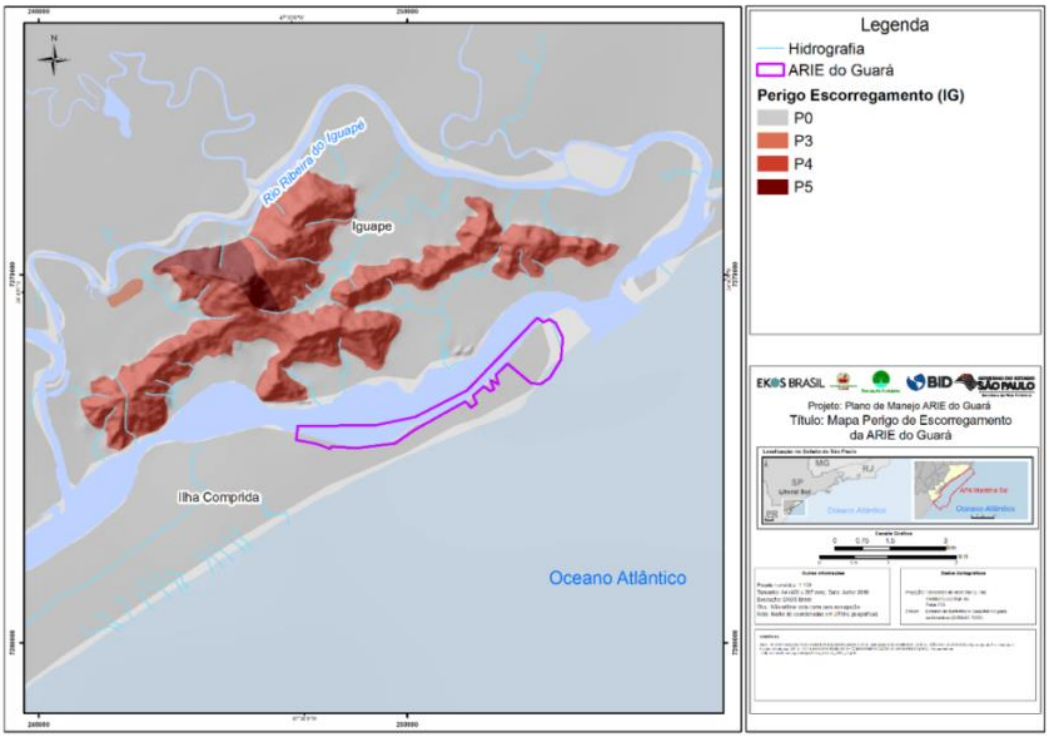


Figura 42 - Perigo de Escorregamento (SMA/CPLA, 2013; 2014; IG/SMA, 2014).

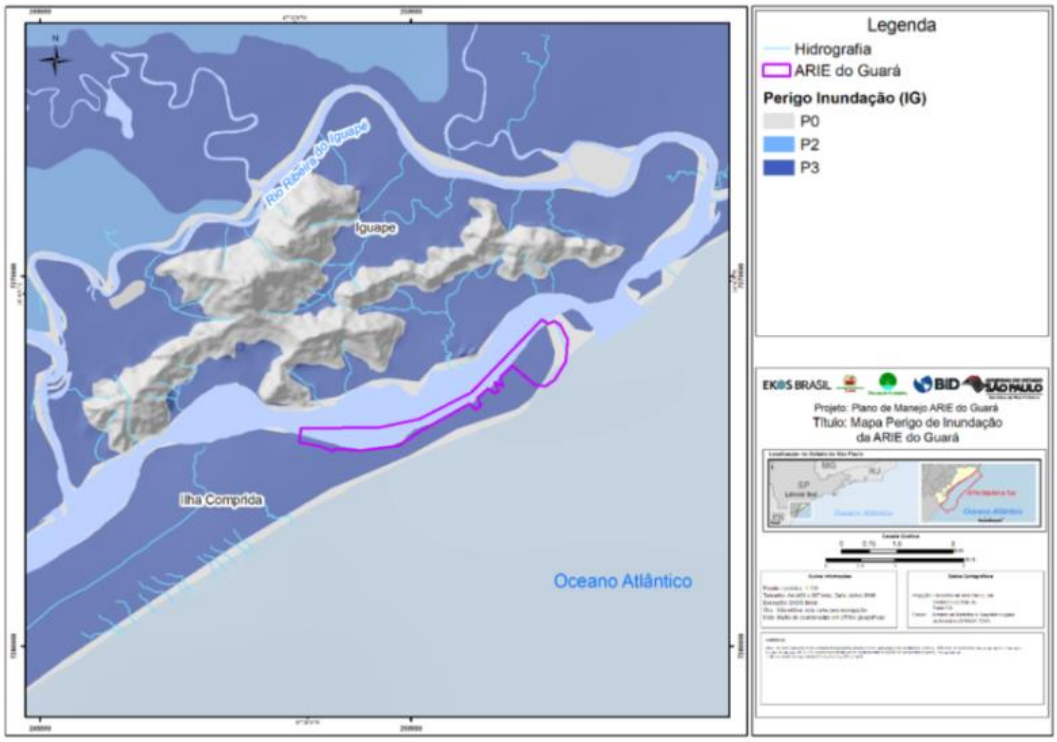


Figura 43 - Perigo de Inundação (SMA/CPLA, 2013; 2014; IG/SMA, 2014).

Com base nos dados mapeados por CPLA e IG (2014), em relação aos municípios de Iguape, Ilha Comprida e Cananeia e ao perigo de escorregamento, 22% deste território está em área de perigo P4 (15%) e área de perigo P5 (7%). Pelas

características geomorfológicas dos municípios do Litoral Sul, os perigos de escorregamentos estão presentes, mas são em menores proporções quando comparados aos perigos de inundação. Iwama *et al.* (*prelo*), com base na Pesquisa de Informações Básicas Municipais do IBGE (2013) e CEPED (2011) verificaram que não há registros de escorregamento de grande magnitude nas áreas urbanas do Litoral Sul. Em relação ao território abrangido pela ARIEG, 1,75 km^2 foram mapeados como P0 para o perigo de escorregamento, e como P3, para o perigo de inundação. Ameaças diretas e indiretas, fragilidades e sensibilidade

- **Ameaças aos processos do meio físico terrestre associadas à distribuição populacional e vulnerabilidade social**

O processo de ocupação do território no litoral paulista tem uma característica observada em outras regiões brasileiras que reflete um padrão de distribuição da população em zonas centrais, seja pela procura por locais com maior oferta de emprego, de infraestrutura ou serviços em geral e de saúde (postos de apoio, hospitais), mas pelo padrão centro-periferia já observado por outros autores (MORAES, 2007; OJIMA, 2008; MMA, 2007; IWAMA *et al.*, *prelo*). A **Erro! Fonte de eferência não encontrada.** apresenta a distribuição da densidade populacional, dada em número de habitantes por km^2, ilustrando a concentração de população nos principais centros urbanos Iguape, Cananeia e Ilha Comprida, mas com pouca proporção de habitantes, quando comparado às regiões da UGRHI-7 e UGRHI-3. A **Figura 44** apresenta a distribuição da densidade populacional para a ARIEG.

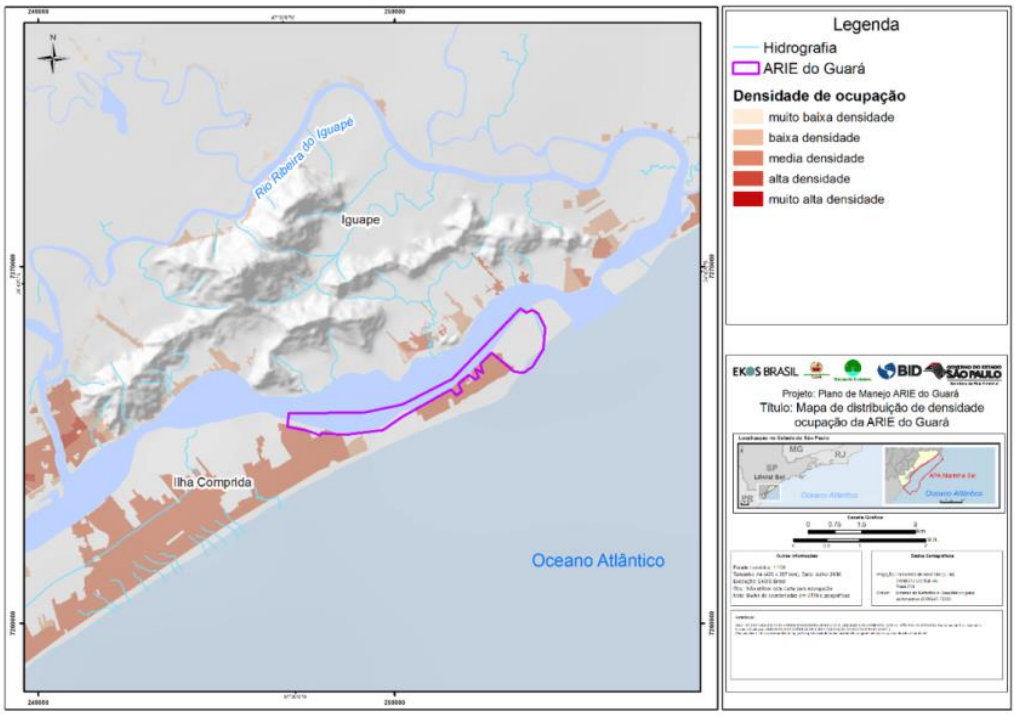


Figura 44 - Distribuição da densidade de ocupação na região da ARIEG. Elaborado a partir de dados do IG/SMA (2014), as Unidades Homogêneas de Cobertura da Terra e do Uso e Padrão da Ocupação Urbana (UHCT).

Iwama *et al.* (prelo) analisou a distribuição da população em áreas de riscos geotécnicos no litoral paulista. A região que abrange a ARIEG apresenta mancha de ocupação dispersa (embora com centros urbanos ocupados), com menor proporção de edificações na orla marítima. O nome da região "Complexo Estuarino Lagunar" indica uma região caracterizada por um ambiente de transição entre rios e oceanos e essa é uma das razões por que a maior proporção de riscos no litoral sul está relacionada a perigos de inundação associados com movimentos das marés e ressacas do mar, além de erosões costeiras. Os municípios de Iguape, Ilha Comprida e Cananeia apresentam média densidade de ocupação, determinada pelo arranjo espacial dos elementos urbanos, isto é, representada pela relação entre o tamanho ou número de lotes por unidade de área (FERREIRA & ROSSINI-PENTEADO; 2011; FERREIRA *et al.* ; 2013; IG/SMA, 2014) – **Figura 45.**

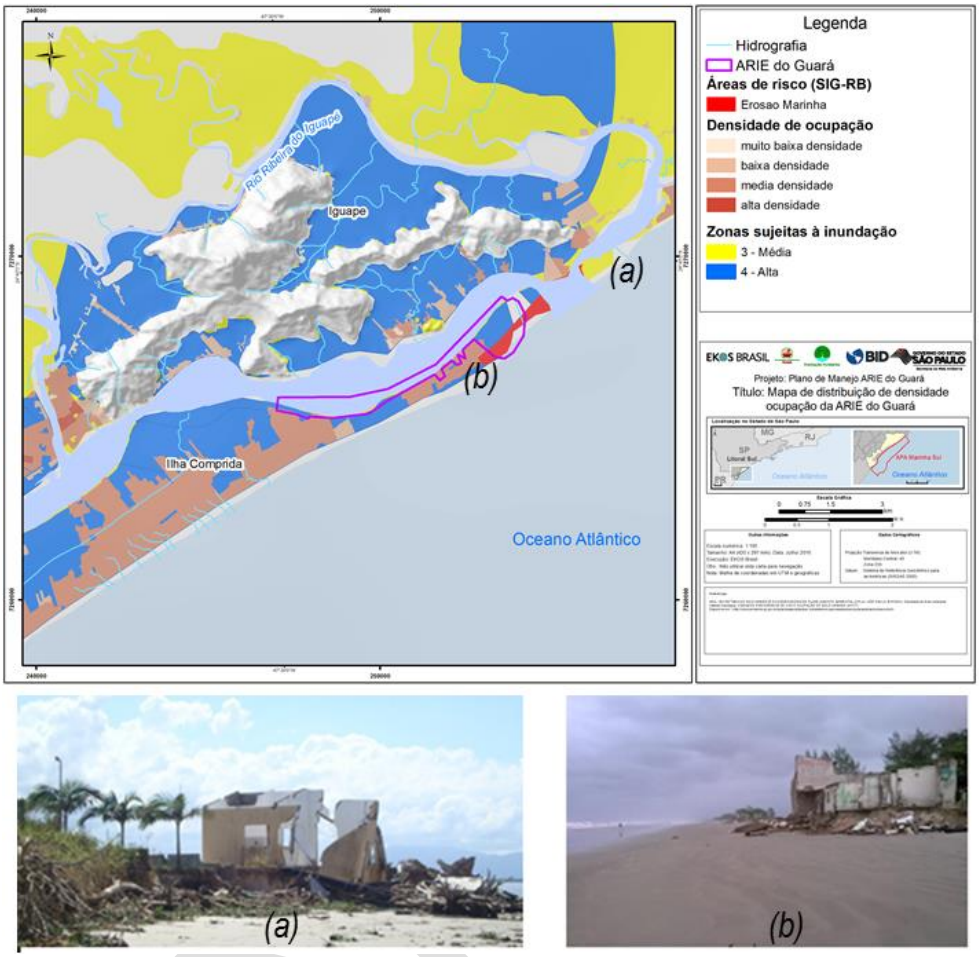


Figura 45 - Riscos Geodinâmicos e densidade de ocupação na UGRHi-11–porção Litoral Sul.(a) moradia destruída pelo avanço da maré, na praia do leste de Iguape (CBH-RB, 2013, foto registrada em 2011);(b) moradia destruída pelo avanço da maré, na ponta da praia de Ilha Comprida (MODESTO, 2015).

Em relação à distribuição do Índice Paulista de Vulnerabilidade Social (IPVS) de 2010, associado com a distribuição da população, nota-se um padrão de distribuição da população em zonas centrais, e também reflete (de certo modo) a procura por locais com maior oferta de emprego, de infraestrutura ou serviços diversos e de saúde (postos de apoio, hospitais). De modo geral, essas características influem também na distribuição da população em situações de vulnerabilidade social: nas áreas centrais e mais próximas dessas condições mencionadas, pode-se apontar para um perfil de pessoas ou famílias de idade entre 15-59 anos, com maior renda domiciliar e escolaridade, caracterizando, por um lado, uma distribuição da população de menor vulnerabilidade social; nas áreas mais distantes do mar, entre as planícies e encostas, pode-se observar a população ou domicílios de maior vulnerabilidade social (população menos servida ou favorecida de serviços básicos, maior proporção de jovens ou mulheres como responsáveis pelo domicílio).

De acordo com Iwama (2014), pode-se observar a distribuição de setores censitários segundo o Índice de Vulnerabilidade Social Paulista (IPVS) de 2010. As áreas mais próximas de encostas ou distantes da linha costeira (chamadas de 'sertões') – que muitas vezes coincidem com áreas onde estão situados os aglomerados subnormais ou núcleos de transição entre o urbano e rural – são os setores com indicativos de situação de maior vulnerabilidade social. O mapa de vulnerabilidade social (**Figura 46** e **Figura 47)**, a partir da distribuição dos setores censitários, indica um padrão de segregação socioespacial tendo os setores mais próximos às encostas ou em áreas de transição do urbano para áreas de urbanização não consolidada representados pelas classes 5, 6 ou 7 do IPVS, com características de ocupação de menor faixa de rendimento domiciliar, concentração de pessoas jovens (0 a 14 anos) e menores proporções de alfabetização.

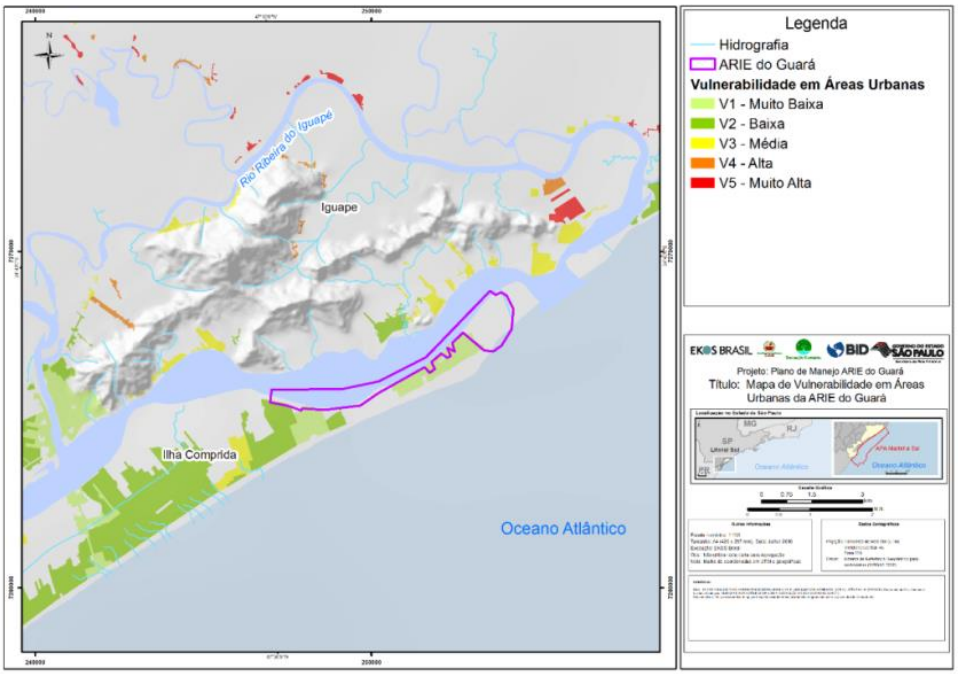


Figura 46- Distribuição espacial do Índice Paulista de Vulnerabilidade Social (IPVS, 2010) nos municípios costeiros da ARIEG.

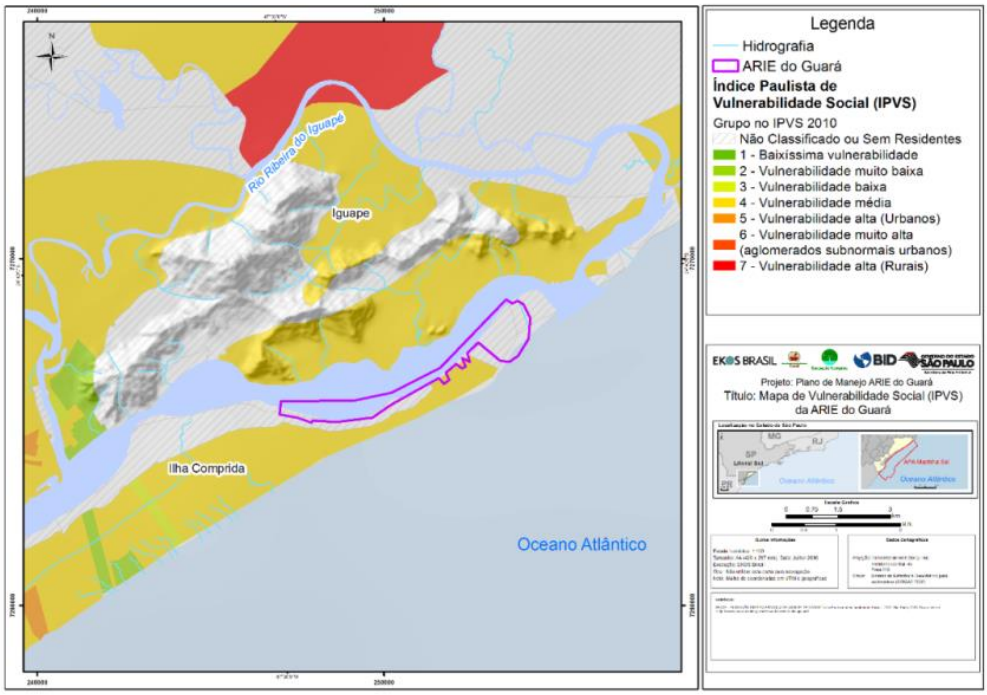


Figura 47- Distribuição da vulnerabilidade em áreas urbanas da ARIEG (IG/SMA, 2014).

Ameaças aos processos do meio físico terrestre associadas às áreas sujeitas à inundação, vulnerabilidade em áreas urbanas e ecossistemas

Para essa análise, buscou-se representar as principais ameaças associadas aos processos dinâmicos do meio físico terrestre (e riscos geodinâmicos) sobre os ecossistemas e limite imediato da ARIEG:

Nesta região encontram-se as áreas urbanas de Iguape e Ilha Comprida, e há uma forte influência da abertura do canal artificial do Valo Grande, aberto no século XIX. O canal artificial inaugurado em 1855 cujo objetivo foi encurtar o caminho das canoas que traziam arroz para carregamento no porto marítimo de Iguape, bastante importante para a economia local (CETESB, 2016b).

De acordo com o relatório de GEOBRÁS (1966), o curso original do rio Ribeira de Iguape (representado pela letra C na **Figura 48** deságua no oceano pela Barra do Ribeira (representado pela letra E), no entanto 70% do seu fluxo foi desviado para o Mar Pequeno depois da abertura do canal denominado Valo Grande (representado pela letra A) entre 1827 e 1852 (MELO & MICHAELOVITCH, 2014). Com a abertura deste canal, houve um aumento do aporte de água doce no Mar Pequeno, que influencia toda a dinâmica da região, tendo contribuído para a formação de ilhas (representado pela letra B) e nos processos de erosão e progradação que transformam rapidamente a desembocadura da Barra de Icapara (NASCIMENTO *et al.* , 2008; SOUZA, 2012).

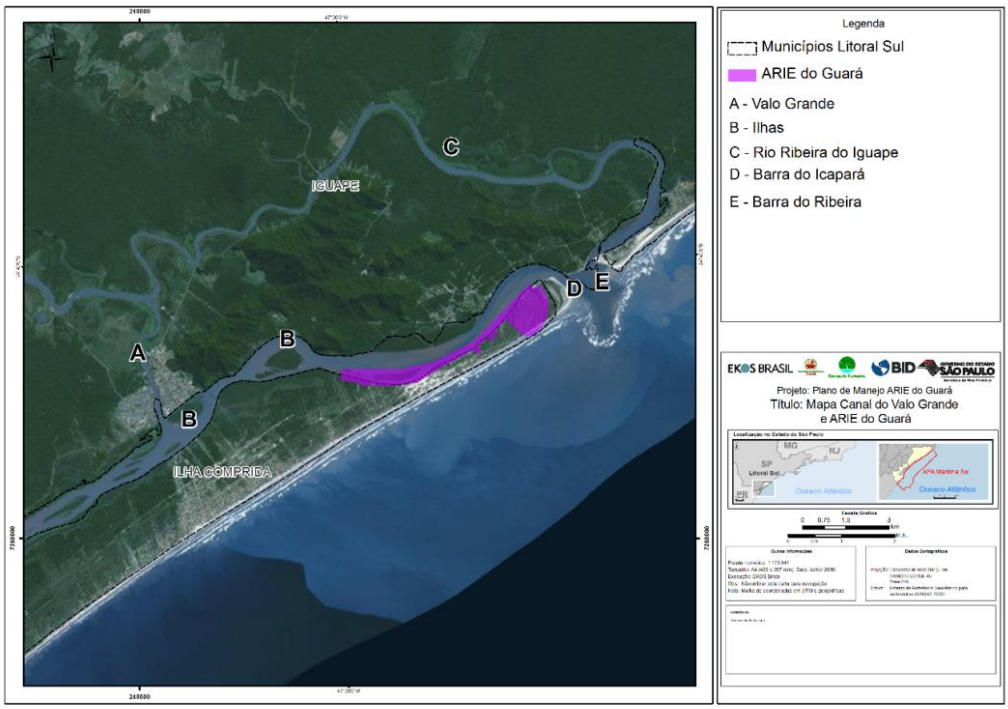


Figura 48 - Localização do canal artificial Valo Grande, municípios de Iguape e Ilha Comprida, com influência sobre a ARIEG.

Segundo Bergamo (2000), a descarga de água doce para a bacia de drenagem do rio Ribeira de Iguape foi estimada em 773,56 m3/s (média anual), com médias mensais que variaram entre 99 m3/s (mínima, no mês de agosto) e 1.751 m3/s (máxima, no mês de março). De acordo com a GEOBRÁS (1966), a abertura do Valo Grande teve a contribuição para a descarga de sólidos no sistema de drenagem da ordem de 1.000.000 m3/ano, com a desembocadura do rio Ribeira de Iguape.

De acordo com a Cetesb (2016b), o aumento da água doce provocou sensíveis mudanças no ambiente local tanto na temperatura quanto na salinidade, turbidez e mesmo na comunidade aquática, fonte de renda para muitos ribeirinhos. Por sua vez, o Rio Ribeira com apenas 1/3 de suas águas chegando até a foz, também sofreu assoreamento e grandes mudanças no sistema hídrico. Obras para contenção da erosão provocada pelo Valo Grande foram realizadas, contudo nenhuma delas obteve o sucesso esperado.

Em relação às características de ocupação urbana, observa-se que Iguape apresenta uma zona urbana mais adensada em termo de proximidade de lotes, enquanto Ilha Comprida, por suas características geomorfológicas e de relevo, tem a área urbana mais dispersa ao longo da linha de costa.

Segundo a CETESB (2016 a,b), os Índices de Qualidade de Água (IQA) têm sido indicados como bons no período de 2006-2015 para a rede de pontos de monitoramento de águas superficiais localizados no Mar Pequeno, entretanto há carga poluidora sendo lançada pelos municípios por ainda não apresentarem a coleta de esgotos universalizada.

Outra questão relevante são os resultados do Índice de Qualidade de Águas Costeiras (IQAC), que considera 9 parâmetros (tais como sedimentos, estado trófico, entre outros) e classifica as águas em cinco categorias de acordo com a qualidade observada: Ótima, Boa, Regular, Ruim e Péssima.

Na rede de monitoramento de 3 pontos do IQAC (2015) no Mar Pequeno, há algumas não conformidades apontadas no último relatório de águas salinas e salobras do estado de São Paulo (CETESB, 2016b):

- o nível de alumínio e ferro dissolvido superaram o padrão legal;
- o fósforo total esteve acima do limite legal em duas amostras em 2015;
- o Carbono Orgânico Total (COT) superou os limites em todas as amostras da rede de pontos 1 e 3 no 1º semestre de 2015;
- contaminação fecal em três amostras, com concentrações de enterococosacima de 100 UFC/100 mL.

O IQAC no Mar Pequeno, no geral, teve classificação como Bom no ponto 2 e Regular nos outros dois pontos distribuídos ao longo do corpo hídrico.

A região está localizada em zonas com riscos de inundação e erosões costeiras e abriga ecossistemas de manguezais ao longo do Mar Pequeno e do Rio Ribeira de Iguape, incluindo aqueles protegidos pela ARIE Guará. É uma área considerada berçário para várias espécies marinhas e aves aquáticas, localizada próximo a diversas unidades de conservação como a Estação Ecológica Juréia Itatins e Áreas de Proteção Ambiental de Ilha Comprida (CETESB, 2016b).

Por outro lado, existem diversas áreas de autorização de pesquisa para o minério de areia ao longo do Mar Pequeno e do rio Ribeira de Iguape, que podem ameaçar estes ecossistemas se não realizados em conformidade legal e respeitando as funções ecossistêmicas – **Figura 49.**

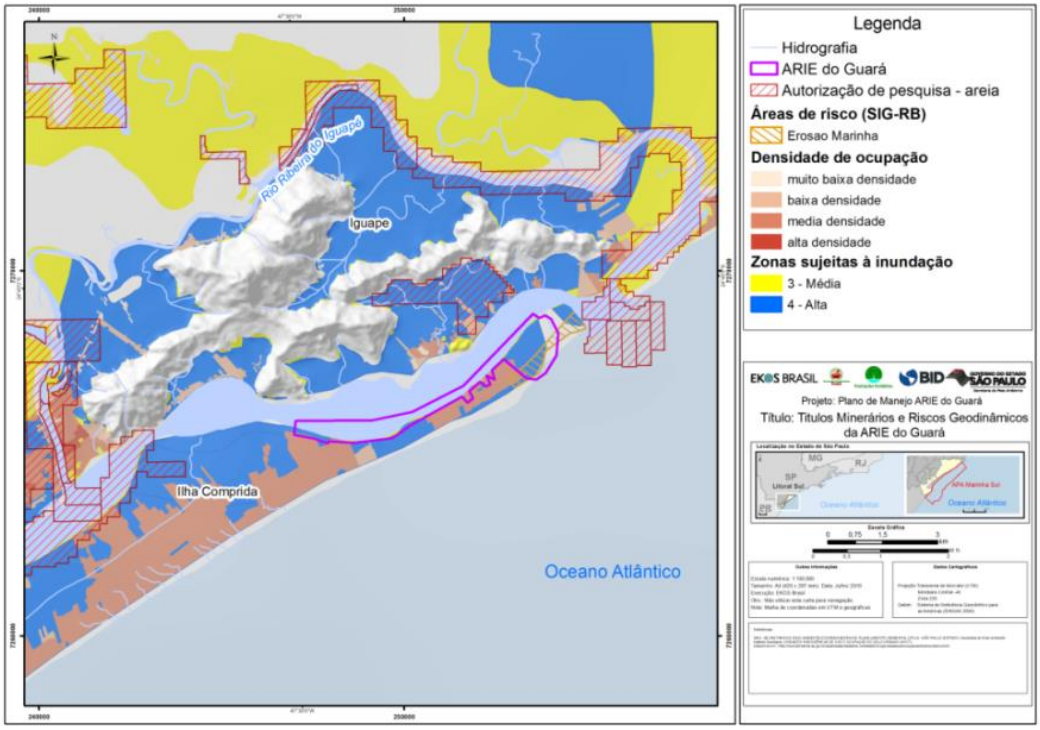


Figura 49 - Riscos geodinâmicos e áreas autorizadas para pesquisa de exploração em areia na ARIEG.

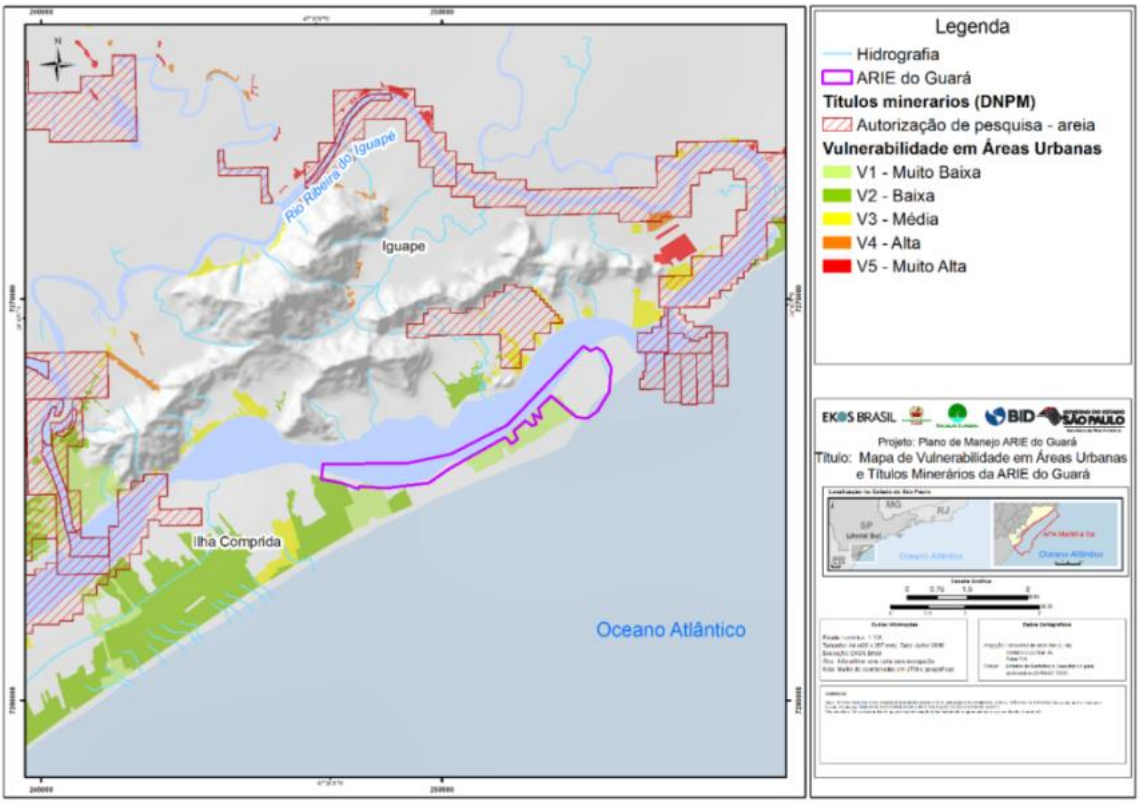


Figura 50 - Vulnerabilidade em áreas urbanas e títulos minerários na ARIEG.

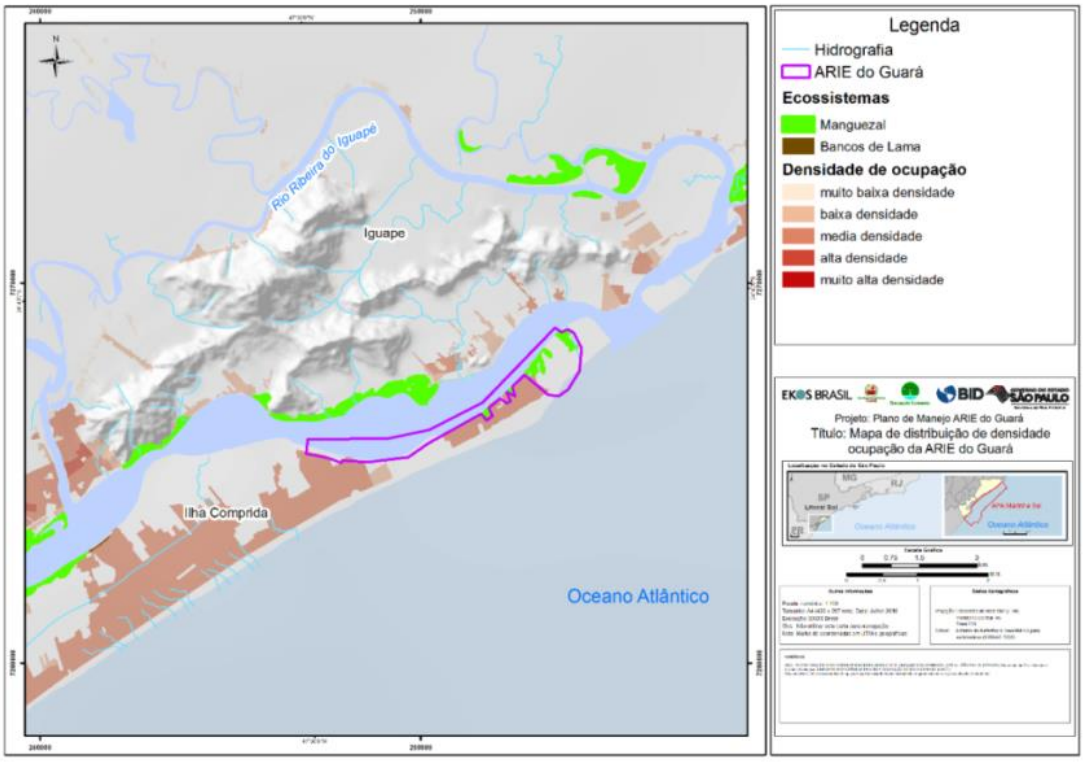


Figura 51 - densidade de ocupação e ecossistemas, com influência sobre a ARIEG.

Quadro 20 - Zonas ameaçadas (afetam rios/bacias hidrográficas e ecossistemas), segundo fatores do meio físico, áreas vulneráveis e densamente ocupadas na ARIEG.

Abrangência da ARIEG	Zona sujeita a riscos	Vulnerabilidade	Densidade de ocupação	Bacia/ Rios afetados	Ecossistemas afetados
Região norte do Litoral Sul - Iguape e Ilha Comprida	Zona de média e alta probabilidade de eventos de inundação e efeitos de marés. Moradias historicamente afetadas nas proximidades da linha costeira (IWAMA *et al.* , prelo; MODESTO, 2015)	Baixa e média vulnerabilidade em áreas urbanas	Média densidade de ocupação (em relação as outras regiões), com predomínio de lotes que variam de 250m^2 a 450m^2 (ver IG/ SMA, 2014)	Mar Pequeno; Rio Ribeira de Iguape	Manguezais

2.2.3.3 ANÁLISE INTEGRADA

- **Estado de Conservação**

A análise do diagnóstico técnico do meio físico terrestre pode aferir a prioridade de conservação com base nos indicadores apresentados, que mostram áreas mais afetadas por atividades humanas e alterações no ecossistema – **Quadro 21** e **Figura 52**

Quadro 21 - Sintetiza a prioridade para conservação de bacias hidrográficas, levando em consideração o grau de alteração e ocupação, bem como as áreas sujeitas aos riscos geodinâmicos e importâncias de ecossistemas em integridade.

Municípios	Rios afetados/ Sub-bacias da UGRHi - 11 (Porção Litoral Sul)	Ameaças	Bacias hidrográficas com prioridade para Conservação
Iguape	Rio Itimirim	Baixa Densidade de ocupação; Média Vulnerabilidade; Sujeito a riscos geodinâmicos	1 - Monitoramento
Iguape	Rio Esplanado		
Iguape	Rio Branco		
Iguape	Complexo Juréia - Rio Una do Prelado Comprido	Média densidade de ocupação; Média Vulnerabilidade em Áreas urbanas; áreas sujeitas a riscos associados a elevação do nível dos mares. Erosão costeira, assoreamentos de rios	2 - Alerta
Iguape	Rio Pariquera-Mirim		
Iguape	Rio do Cordeiro		
Iguape	Rio Momuna		
Iguape	11 - Estuário de Iguape	Média densidade de ocupação; Média Vulnerabilidade em Áreas urbanas; desembocadura de importantes corpos hídricos, áreas sujeitas a riscos associados a elevação do nível dos mares	3 - Alta
Ilha Comprida	19 - Complexo Cananeia		

MINUTA

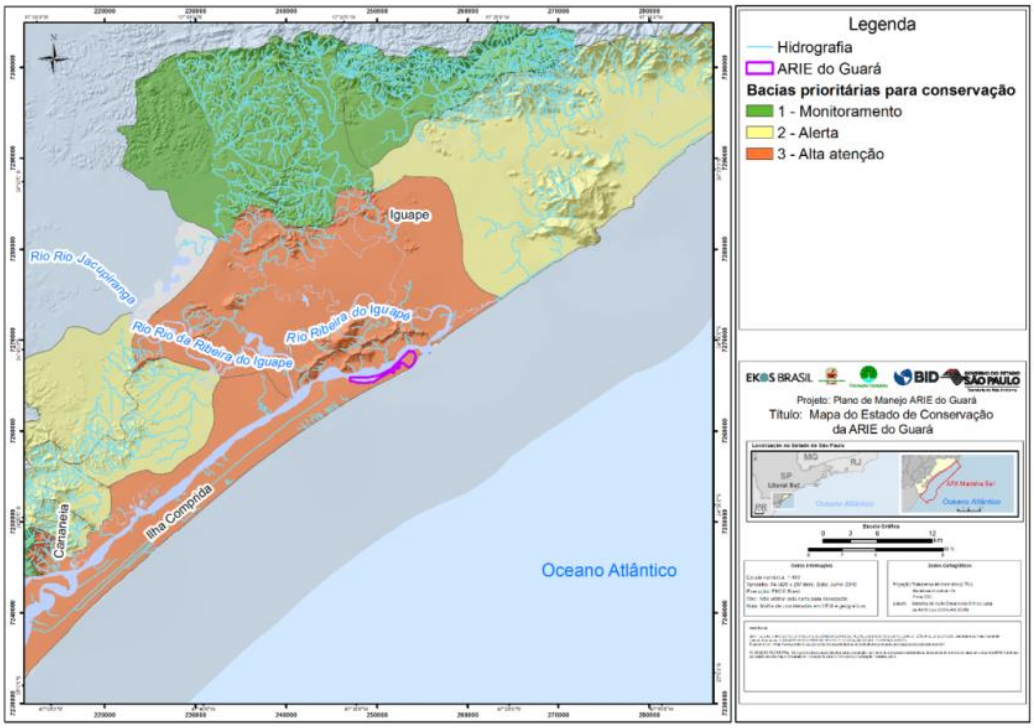


Figura 52 - Indicação de sub-bacias hidrográficas prioritárias para ações voltadas à conservação, segundo variáveis do meio físico (riscos geodinâmicos), vulnerabilidade em áreas urbanas (UHCT) e densidade de ocupação. Incluem-se também indicações feitas pelo diagnóstico participativo de 2013 (FUNDAÇÃO FLORESTAL, 2014).

- **Áreas Críticas**

Em relação às ameaças e pressões, segundo dados do meio físico terrestre e informações sobre o processo de ocupação do território, na região da ARIEG, os principais rios/bacias hidrográficas em estado de atenção crítico são o Ribeira de Iguape e o Mar de Dentro, devido a alterações na desembocadura dos rios e/ou afetados pela qualidade de água em alguns trechos específicos – **Quadro 22**.

Quadro 22 - Síntese fatores de ameaças que indicam áreas críticas, levando em consideração o grau de alteração e ocupação, bem como as áreas sujeitas aos riscos geodinâmicos.

Municípios	Rios | Sub-bacias da UGRHi-11 (porção Litoral Sul)	Ameaças	Criticidade
Iguape	11 - Estuário de Iguape, com influência de processos dinâmicos/erosivos na Barra de Icapara e Barra do Ribeira de Iguape – Progradação	Média densidade de ocupação; Média Vulnerabilidade em Áreas urbanas; desembocadura de importantes corpos hídricos, áreas sujeitas a riscos associados a elevação do nível dos mares, erosão costeira	3 - Alta

- **Cenários Futuros**

Com base no levantamento das características geológicas e geomorfológicas, bem como análise de ameaças/fragilidades/sensibilidade, estado de conservação e áreas críticas, ressaltam os cenários de atenção para:

- As bacias hidrográficas situadas no limite imediato da ARIEG, exigindo que as políticas de ordenamento territorial e saneamento sejam efetivos para reduzir ou minimizar os impactos sobre os cursos de água que deságuam no mar;

- Integração de políticas e estratégias de adaptação aos eventos climáticos extremos, tais como a abordagem da Adaptação baseada nos Ecossistemas (AbE), que grosso modo é o uso da biodiversidade e dos serviços ambientais como parte de uma estratégia de adaptação completa para ajudar pessoas a se adaptarem aos efeitos adversos das mudanças climáticas;
- Estudos relacionados ao conhecimento e identificação de impactos relacionados à elevação do nível dos mares e a frequência de ressacas do mar associados com processos erosivos costeiros.

- **Indicadores de Monitoramento**

- No que diz respeito ao monitoramento de qualidade de águas superficiais e continentais, é importante destacar que os dados da CETESB trazem um panorama geral sobre a qualidade das águas na região, tais como os índices de qualidade da água (IQA) e de qualidade das águas costeiras (IQAC) ambos os dados disponíveis em: (http://aguasinteriores.cetesb.sp.gov.br/informacoes-basicas/indices-de-qualidade-das-aguas/).
- Cabe também destacar o papel do Comitê de Bacias Hidrográficas da Bacia do Ribeira de Iguape e Litoral Sul (CBH-RB), com importante atuação na região e que traz em seus Relatórios de Situação o conhecimento atual sobre a qualidade das águas e a disponibilidade hídrica.
- Neste tópico são apresentados sistemas de monitoramento já implantados e que podem apoiar a gestão da ARIEG. Em nível federal, deve-se destacar o Centro Nacional de Monitoramento e Alerta a Desastres Naturais (CEMADEN[6]) cuja missão é realizar o monitoramento das ameaças naturais em áreas de riscos em municípios brasileiros suscetíveis à ocorrência de desastres naturais. Uma série de projetos vem sendo desenvolvidos no CEMADEN, a saber:
- Monitoramento dos municípios abrangidos pela APAMLS, com histórico de registros de desastres naturais decorrentes de movimentos de massa (deslizamentos de encosta, corridas de massa, solapamentos de margens/terras caídas, queda/rolamento de blocos rochosos e processos erosivos) e/ou decorrentes de processos hidrológicos (inundações, enxurradas, grandes alagamentos). Em complemento, as áreas de riscos para processos hidrológicos e geológicos identificados, mapeados e georreferenciadas (http://www.cemaden.gov.br/municipios-monitorados/).
- Projeto 'Pluviômetros nas Comunidades', cujo objetivo é introduzir a cultura da percepção de riscos de desastres naturais no Brasil, envolvendo a população que vive em áreas de risco e fortalecendo as capacidades locais de enfrentamento de eventos adversos (http://www.cemaden.gov.br/pluviometros-nas-comunidades/).
- Projeto Monitoramento de Encostas para Prevenção de Deslizamentos, com a instalação de Estações Totais Robotizadas (ETRs) para funcionarem como sensores geotécnicos que medem os deslocamentos (nos três eixos) das encostas e/ou moradias e foram instaladas em nove municípios piloto de diferentes regiões do País que foram severamente afetadas por deslizamentos.
- Projeto Cemaden-Educação, implantado em 2014 pelo Centro Nacional de Monitoramento e Alertas de Desastres Naturais, do Ministério da Ciência, Tecnologia e Inovação – Cemaden/ MCTI, com objetivo de atuar junto às escolas de Ensino Médio localizadas em cidades com áreas de riscos de desastres socioambientais. Atualmente encontra-se em fase piloto de execução (http://educacao.cemaden.gov.br/).

Em nível estadual, as instituições com grande histórico de monitoramento e de trabalhos realizados aos processos do meio físico no estado de São Paulo têm contribuído com o conhecimento do estado da arte em termos de desastres, tais como o Instituto Geológico (IG) e o Instituto de Pesquisas Tecnológicas (IPT).

- **Lacunas de conhecimento**

Estudos que permitam avaliar eventos ligados a extremos climáticos são apontados como lacuna de conhecimento, sobretudo, associados às ressacas do mar e erosão costeira. Embora o CEMADEN tenha sido criado para fazer o monitoramento e alerta a desastres, ainda não existe um sistema de monitoramento de ressacas que abrange a ARIEG.

[6] O CEMADEN foi criado pelo Decreto Presidencial nº 7.513/2011, sendo um órgão vinculado ao Ministério da Ciência, Tecnologia, Inovações e Comunicações (MCTIC), adotando uma estrutura técnico-científica especializada, desenvolvendo capacidade científica, tecnológica e de inovação para continuamente aperfeiçoar os alertas de desastres naturais.

MINUTA

Recentemente, o Comitê da Bacia Hidrográfica do Ribeira de Iguape e Litoral Sul – CBH-RB, juntamente com a Coordenadoria Regional de Defesa Civil – REDEC-I-1 e outros órgãos colocaram em pauta da discussão os Impactos da Elevação do Nível do Mar no Litoral Sul de São Paulo e Possíveis Medidas de Prevenção, Mitigação e Adaptação, além da criação de um Plano Preventivo de Defesa Civil para Ressacas. Entretanto, até o momento, não existe um plano preventivo sobre ressacas.

Os indicadores de monitoramento podem ser explorados com os diferentes usos ou atividades em relação a diferentes cenários de contaminação da qualidade das águas. No entanto, não existe ou há poucos trabalhos que estabelecem essas relações causais, em específico, nos casos de contaminação por Boro e por concentrações de Carbono Orgânico total, excetuando-se aqueles relacionados com a região.

No que diz respeito ao meio físico, são elencados alguns pontos importantes que já foram destacados como lacunas de conhecimento no Diagnóstico Participativo (FUNDAÇÃO FLORESTAL, 2014) da região:

- Falta de conhecimento sobre a pluma do Rio Ribeira (qualidade da água)
- Falta de conhecimento sobre sedimentação ao longo dos principais rios de desaguam no mar
- Existe uma variedade de estudos e trabalhos voltados para caracterização do Ribeira e Ribeira de Iguape (TESSLER, 1988; MORAES, 1997; SOUZA, 2012; GEOBRAS, 1966; BERGAMO, 2000). A criação de um banco de projetos de pesquisa em andamento na ARIEG, poderia incluir análises de hidrodinâmica da bacia do Ribeira do Iguape e Litoral Sul que permitam um melhor conhecimento sobre a sedimentação e efeitos sobre a ARIEG.
- Integração de trabalhos acadêmicos e pesquisas que sejam voltadas também para a gestão da região, a fim de ampliar os esforços em diferentes áreas do conhecimento.
- Trabalhos com foco sobre a adaptação baseada em ecossistemas (AbE).

2.3 MEIO BIÓTICO

2.3.1 FAUNA

2.3.1.1 AVIFAUNA

No ano de 2003, um ninhal de guarás foi formado na ponta nordeste da Ilha Comprida (PALUDO *et al.* , 2004), onde se reproduziram até 2012. Com o intuito de preservar esta colônia, em 2008 foi criada a Área de Relevante Interesse Ecológico do Guará – ARIEG (Decreto n° 53.527 de 8 de outubro de 2008), mas a história contemporânea desta população de guarás que hoje enfeita o Lagamar iniciou-se no ano de 1984, quando uma colônia reprodutiva de aproximadamente 100 aves foi redescoberta em um manguezal da área portuária de Santos-Cubatão (BOKERMANN e GUIX, 1987), sendo que o guará era considerado extinto no Sudeste desde os anos 60 como consequência da coleta de ovos e da caça.

Estudos de biologia reprodutiva e diversas ações de conservação foram conduzidos e ao fim da década de 90, a população de guarás nos mangues de Santos-Cubatão era estimada em cerca de 600 indivíduos, entre adultos reprodutivos e imaturos. Entretanto, pressões exercidas por caçadores entre 1997 e 1999, inibiram o estabelecimento da colônia de nidificação naquela região, e com o tempo a população, que havia crescido, passou a deslocar rumo ao sul (OLMOS e SILVA e SILVA, 2003), explorando áreas mais ao sul do Lagamar e estabelecendo um ninhal no Pontal de Leste, do Parque Estadual da Ilha do Cardoso, em setembro de 2014. Em dezembro de 2015 a colônia da ARIEG foi retomada, simultaneamente à continuidade daquela na Ilha do Cardoso (FUNDAÇÃO FLORESTAL, 2015a; 2016a; CAMPOS *et al.* , 2016).

As altas diversidade e abundância de espécies de aves da área de gestão da ARIEG contam com um relato histórico muito relevante feito no início do século XIX, por Martim Francisco de Andrada I (1775-1844). Naturalista e político da região de Santos, foi designado no ano de 1800 como inspetor de minas e matas da Capitania de São Paulo, empreendendo algumas viagens de prospecção e percorrendo, em 1805, o litoral paulista partindo de Santos e passando por Peruíbe, Itanhaém, Iguape e Cananeia, adentrando o Mar Pequeno e cruzando o vale do rio Ribeira, até Iporanga, de onde retornou. O relato de sua viagem de aproximadamente três meses foi publicado pelo Instituto Histórico e Geográfico Brasileiro (ANDRADA, 1896 apud STRAUBE, 2011) e dentre as aves mais importantes nas menções deste relato, estão as espécies presentes nos bancos lodosos, como os carões (*Aramus guaraúna)* e os guarás (*Eudocimus ruber).* Também há uma importante menção histórica quanto as aves observadas nas restingas nas palavras do naturalista: *"os papagaios, espécies do genero Psitacus*"; tratando-

se certamente dos papagaios-de-cara-roxa *Amazona brasiliensis* endêmicos da região e que atualmente encontram-se ameaçados de extinção (GALETTI *et al.* , 2006; STRAUBE, 2011).

- **Características Ecológicas**

No levantamento de dados secundários foram encontradas 18 referências (literatura científica, listas de espécies, registros fotográficos, banco de dados "*online*", entre outros) para composição da lista de avifauna da ARIEG e seu entorno. Examinando-se estas referências foram identificadas 74 espécies distribuídas em 22 famílias e 13 ordens (**Quadro 23**).

Quadro 23 – Lista de espécies e status de conservação das aves reportadas para área da ARIEG e entorno.

Nome do Táxon	Nome em Comum	*Status* de Conservação						
		IUCN (2014)	CITES (2014)	BRASIL (2014)	São Paulo (2014)	Livro Vermelho SP (2009)	Migrante Residente	Hábito
ANSERIFORMES								
Anatidae								
Dendrocygna bicolor	marreca-caneleira						R	A
Dendrocygna viduata	Irerê						R	A
Dendrocygna autumnalis	marreca-cabocla						R	A
Cairina moschata	pato-do-mato						R	A
Amazonetta brasiliensis	ananaí						R	A
Anas bahamensis	marreca-toicinho						R	A
SULIFORMES								
Fregatidae								
Fregata magnificens	tesourão						R	M
Sulidae								
Sula leucogaster	atobá						R	M
Phalacrocoracidae								
Nannopterum brasilianus	biguá						R	A
PELICANIFORMES								
Ardeidae								
Nycticorax nycticorax	socó-dorminhoco						R	A
Nyctanassa violácea	savacu-de-coroa				Am	VU	R	A
Butorides striata	socozinho						R	A
Bubulcus íbis	garça-vaqueira						R	A
Ardea cocoi	garça-moura						R	A
Ardea alba	garça-branca						R	A
Syrigma sibilatrix	maria-faceira						R	A
Egretta thula	garça-branca-pequena						R	A
Egretta caerulea	garça-azul						R	A
Threskiornithidae								
Eudocimus ruber	guará		II		Am	EN	R	A
Mesembrinibis cayennensis	coró-coró						R	A
Phimosus infuscatus	tapicuru						R	A
Platalea ajaja	colhereiro						R	A
ACCIPITRIFORMES								
Pandionidae								
Pandion haliaetus	águia-pescadora						VN	T
GRUIFORMES								
Aramidae								
Aramus guaraúna	carão						R	A
Rallidae								
Rallus longirostris	saracura-matraca				Am		R	A
Aramides mangle	saracura-do-mangue				Am		R	A
Aramides cajaneus	saracura-três-potes						R	A
Aramides saracura	saracura-do-mato						R	A
Laterallus melanophaius	sanã-parda						R	A
Gallinula galeata	galinha-d'água						R	A
Porphyrio martinicus	frango-d'água-azul						R	A
Fulica armillata	carqueja-de-bico-manchado						R	A
CHARADRIIFORMES								
Charadriidae								
Vanellus chilensis	quero-quero						R	L
Pluvialis dominica	batuiruçu				Qa		VN	L

Nome do Táxon	Nome em Comum	*Status* de Conservação						
		IUCN (2014)	CITES (2014)	BRASIL (2014)	São Paulo (2014)	Livro Vermelho SP (2009)	Migrante Residente	Hábito
Pluvialis squatarola	batuiruçu-de-axila-preta				Qa		VN	L
Charadrius semipalmatus	batuíra-de-bando						VN	L
Charadrius collaris	batuíra-de-coleira						R	L
Charadrius modestus	batuíra-de-peito-tijolo						VS	L
Haematopodidae								
Haematopus palliatus	piru-piru				Am	VU	R	L
Recurvirostridae								
Himantopus melanurus	pernilongo-de-costas-brancas						R	L
Scolopacidae								
Gallinago paraguaiae	narceja						R	L
Limosa haemastica	maçarico-de-bico-virado						VN	L
Numenius phaeopus	maçarico-galego						VA (N)	L
Bartramia longicauda	maçarico-do-campo				Qa		VN	L
Actitis macularius	maçarico-pintado						VN	L
Tringa solitária	maçarico-solitário						VN	L
Tringa melanoleuca	maçarico-grande-de-perna-amarela						VN	L
Tringa flavipes	maçarico-de-perna-amarela						VN	L
Arenaria interpres	vira-pedras						VN	L
Calidris canutus	maçarico-de-papo-vermelho						VN	L
Calidris alba	maçarico-branco						VN	L
Calidris pusilla	maçarico-rasteirinho	NT		EN			VN	L
Calidris fuscicollis	maçarico-de-sobre-branco						VN	L
Calidris melanotos	maçarico-de-colete						VN	L
Calidris himantopus	maçarico-pernilongo						VN	L
Calidris subruficollis	maçarico-acanelado	NT			Qa		VN	L
Phalaropus tricolor	pisa-n'água						VN#	L
Jacanidae								
Jacana jacana	jaçanã						R	A
Stercorariidae								
Stercorarius longicaudus	mandrião-de-cauda-comprida						VN	M
Laridae								
Larus dominicanus	gaivotão						R	M
Sternidae								
Sternula superciliaris	trinta-réis-pequeno				Am	VU	R	C
Phaetusa simplex	trinta-réis-grande				Am	VU	R	C
Sterna hirundo	trinta-réis-boreal						VN	C
Sterna hirundinacea	trinta-réis-de-bico-vermelho			VU	Qa		R	C
Sterna trudeaui	trinta-réis-de-coroa-branca						R	C
Thalasseus acuflavidus	trinta-réis-de-bando				Am	VU	R	C
Thalasseus maximus	trinta-réis-real			EN	Am	VU	R	C
Rynchopidae								
Rynchops niger	talha-mar						R	A
CORACIFORMES								
Alcedinidae								
Megaceryle torquata	martim-pescador-grande						R	A
Chloroceryle amazona	martim-pescador-verde						R	A
Chloroceryle americana	martim-pescador-pequeno						R	A
PSITTACIFORMES								
Psittacidae								
Amazona brasiliensis	papagaio-de-cara-roxa	VU	II		Am	EN	R, E	T
PASSERIFORMES								
Rhynchocyclidae								
Phylloscartes kronei	maria-da-restinga	VU			Am	VU	R, E	T
Thraupidae								
Conirostrum bicolor	figuinha-do-mangue	NT			Am		R	T

A nomenclatura, taxonomia, ordem filogenética baseou-se na Lista Primária de Aves do Brasil proposta pelo Comitê Brasileiro de Registros Ornitológicos (PIACENTINI *et al.* , 2015) e o status de ameaça de cada espécie foi consultado segundo a Lista Mundial de Espécies Ameaçadas de Extinção (IUCN, 2014); Lista Mundial de Espécies Comercializadas e Ameaçadas de Extinção (CITES, 2014); Lista Nacional de Espécies Ameaçadas de Extinção (BRASIL, 2014); Lista de Espécies da Fauna Ameaçada do Estado de São Paulo (Decreto Estadual de nº 60.133 de 7 de fevereiro de 2014, SÃO PAULO, 2014); e "Livro

Vermelho" que contém a lista da 'Fauna Ameaçada de Extinção no Estado de São Paulo: Vertebrados' e propõe categorias para as espécies em risco no Estado (BRESSAN *et al.* , 2009).

A codificação das categorias segue a padronização internacional: NT = quase ameaçada; VU = vulnerável; EN = em perigo e CR = criticamente em perigo; I = apêndice 1 da CITES; II = apêndice 2 da CITES. A codificação do *status* de ocorrência no país segue Piacentini *et al.* (2015): R = residente (evidências de reprodução no país disponíveis); VS = visitante sazonal oriundo do sul do continente; VN = visitante sazonal oriundo do hemisfério norte; VO = visitante sazonal oriundo de áreas a oeste do território brasileiro; VA = vagante (espécie de ocorrência aparentemente irregular no Brasil; pode ser um migrante regular em países vizinhos, oriundo do sul [VA(S)], do norte [VA(N)] ou de oeste [VA(O)], ou irregular num nível mais amplo [VA]); D = status desconhecido. Tais abreviaturas são ainda eventualmente combinadas com as seguintes: E = espécie endêmica do Brasil; # = status presumido, mas não confirmado. O hábito de cada espécie segue a codificação: A = aquática; L = limícola; C = costeira; M = marinhas e T = terrestre (SICK, 1997).

Dentre as 74 espécies com ocorrência documentada para a área da ARIEG e seu entorno, 18 estão incluídas em pelo menos uma categoria de espécie ameaçada das listas consultadas (nível estadual, nacional e mundial). Trinta e quatro são aquáticas, 25 limícolas, sete costeiras, quatro marinhas e quatro terrestres especialistas de manguezal e restinga. Embora pouco expressivo no cenário do estado, a região conta com presença de uma espécie destaque que atrai observadores de várias partes do mundo, o guará *Eudocimus ruber* (**Foto 1, Foto 2** e **Foto 3**).

Foto 1 – Guarás Eudocimus ruber alimentando-se em um baixio do Lagamar de Ilha Comprida-SP

Fonte: Leandro Caetano.

Foto 2 – Guarás Eudocimus ruber deslocando-se para dormitórios coletivos no Lagamar de Ilha Comprida-SP.

Fonte: Leandro Caetano.

Foto 3 – Guarás Eudocimus ruber empoleirados em dormitórios compartilhados com outras espécies de aves aquáticas no Lagamar de Ilha Comprida-SP.

Fonte: Leandro Caetano.

- **Características Socioeconômicas**

A importância socioeconômica das espécies da avifauna se relaciona ao crescente aumento do número de visitantes interessados na observação e fotografia de aves. Empresas de turismo e guias autônomos oferecem passeios em embarcações percorrendo o Mar Pequeno, Mar de Cananeia, Ilha do Cardoso e zonas costeiras e marítimas para contemplação de aves e da beleza cênica da região.

Neste âmbito ainda prevalece localmente o turismo de pesca em zonas estuarinas e marítimas, de forma que quando comparadas com outras cidades do litoral paulista a região da APAMLS e ARIEG ainda não possui um mercado de observação de aves fortemente estabelecido, como no litoral norte.

O portal brasileiro "Wikiaves" foi lançado em dezembro de 2008, e hoje acumula 1.741.060 imagens e 102.015 gravações de aves, compreendendo principalmente espécies brasileiras. Com o passar dos anos tornou-se um canal de integração entre especialistas e observadores (24.870 usuários), servindo como base para a publicação de artigos, compartilhamento de informações e funcionando como uma ferramenta importante para o aprendizado sobre a avifauna brasileira. Conforme observado na **Figura 53**, a cidade litorânea com o maior número de fotos de aves submetidas no Estado de São Paulo é Ubatuba, com 24.458 imagens conforme acesso em 1º agosto de 2016. Além de destacar-se no cenário estadual, corresponde ao 5º lugar no *ranking* nacional das cidades com o maior número de espécies registradas (494), atrás apenas de quatro extensos municípios situadas no bioma Amazônico - conhecido pela alta diversidade de espécies. Somadas, as imagens submetidas com localidades situadas nos municípios da região da APAMLS e ARIEG, contribuem com 6.263 registros.

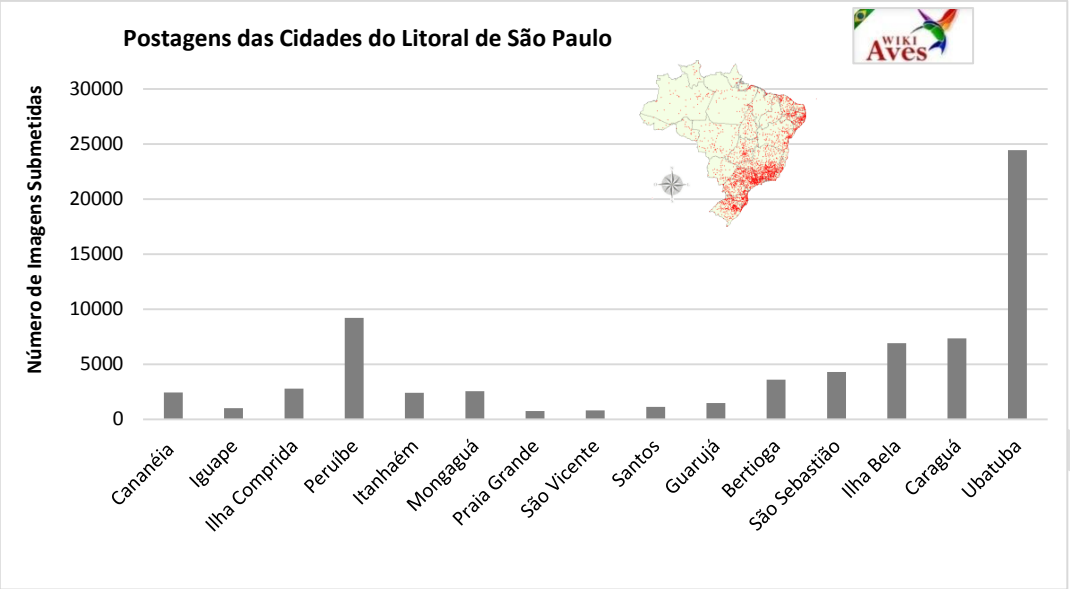


Figura 53 – Fotos submetidas no portal Wikiaves de aves fotografadas nas cidades do litoral paulista. - Dados contabilizados até 1º de agosto de 2016.

No contexto do turismo de observação (*birdwatching*), o guará figura entre as três espécies mais fotografadas nas principais cidades do Litoral Sul.

Quadro 24 – Ranking das espécies de aves com mais imagens submetidas dentre os municípios do Litoral Sul. Dados contabilizados até 1º de agosto de 2016.

Espécies mais Fotografadas nas Cidades da APAMLS - Site Wikiaves.com			
Ranking	**CANANEIA**	**IGUAPE**	**ILHA COMPRIDA**
1ª	**atobá (70)**	**guará (35)**	**tiê-sangue (97)**
	Sula leucogaster	**Eudocimus ruber**	**Ramphocelus bresilius**
2ª	**gaivotão (68)**	**garça-azul (27)**	**guará (91)**
	Larus dominicanus	**Egretta caerulea**	**Eudocimus ruber**
3ª	**guará (67)**	**savacu (25)**	**urubu-de-cabeça-vermelha (32)**
	Eudocimus ruber	**Nycticorax nycticorax**	**Cathartes aura**

- **Ameaças diretas e indiretas, fragilidades e sensibilidades**

Perturbação em ninhais

Ameaças à população dos guarás foram registradas no Diagnóstico Participativo para Plano de Manejo da ARIEG (FUNDAÇÃO FLORESTAL, 2014), que apontou problemas com o turismo e as colônias de nidificação desta espécie ameaçada bem como outras que também se reproduzem e empoleiram nos mesmos locais.

Desde o estabelecimento da população de guarás, muitas pessoas foram atraídas à região para observá-los e fotografá-los principalmente em dormitórios e na colônia de nidificação. Maus procedimentos como provocar revoada das aves para tomada de fotos foram relatados à gestão da ARIEG e APAMLS durante as oficinas realizadas junto às comunidades locais para a produção do Diagnóstico Participativo da ARIEG e APAMLS. Moradores do entorno da ARIEG reportaram que no ano

de 2010, dois dias antes do Natal, observavam-se grandes revoadas. Em visitas de monitoramento realizadas nos ninhais em oito e nove de janeiro de 2011, pesquisadores encontraram muitos ninhos destruídos e caídos. Desde a primeira formação da colônia de guarás em 2003, há rumores de coleta de ovos de guarás, mas nenhuma denúncia pôde ser comprovada (FUNDAÇÃO FLORESTAL 2011).

Casos semelhantes foram relatados em colônias mistas de aves aquáticas em outras regiões, resultando no abandono do ninhal (MARQUES e UETANABARO, 1992; VALENTE, 1997). A perturbação causada por turistas, a fim de propiciar a tomada de belas imagens das aves em voo, foi a principal causa do não estabelecimento das colônias no rio Vermelho, no Pantanal de Mato Grosso do Sul, em 1997 (Com. pess. Eliezer José Marques). O balanço das árvores que suportam os ninhos pode causar a queda de ovos e filhotes. A intensidade dos danos à colônia é diretamente proporcional ao número de indivíduos envolvidos na revoada. Aves Ciconiformes são conhecidas por alternarem o local de suas colônias ao longo do tempo, por razão não totalmente compreendida pelos ecólogos, mas dada a memória dos fatos ocorridos em Santos-Cubatão, uma associação direta de causa e efeito é quase inevitável. Em 2012, a última colônia deixou de ser formada ali, para onde só retornou em 2015.

Interações com a Pesca

Embora hipoteticamente estejam a salvo dos riscos que a pesca incidental com espinhéis inflige sobre as aves oceânicas, as espécies aquáticas que habitam ambientes estuarinos também sofrem interações negativas com a mesma.

Descartes de material de pesca artesanal frequentemente são encontrados nas faixas costeiras ou aderidos às superfícies das raízes das árvores do manguezal, deixados ali pela oscilação da maré. Este também é o ambiente em que aves aquáticas e limícolas buscam suas presas, e podem se ferir ou prender-se nas mais variadas formas de fios encontrados nestes descartes. Como durante uma das vistorias realizadas pela equipe da ARIEG em área de manguezal, situado no Balneário Recanto Ana Cristina, em que foi encontrada morta uma garça-branca-pequena *Egretta thula*, fisgada por um anzol e linha de pesca, que se prendeu à vegetação do mangue (**Foto 4**). Além de acidentes, existe também a possibilidade de ingestão de partículas plásticas e destes itens serem oferecidos aos ninhegos.

Foto 4 – Garça-branca-pequena *Egretta thula* morta, na área de reprodução de guarás *Eudocimus ruber*, devido a acidente com material de pesca descartado irregularmente.

Fonte: Acervo Fundação Florestal.

Contaminação

As espécies encontradas na ARIEG podem sofrer por contaminação da água por poluentes químicos e pelo excesso de sedimentos originários do Ribeira de Iguape, carreados pelo Valo Grande, ou trazidos de outras fontes pelas correntes e marés.

Partículas plásticas são em geral resistentes a abrasão e uma vez nos oceanos continuam a flutuar por anos tornando-se um contaminante ambiental, com o potencial de afetar não apenas as aves marinhas. Partes plásticas ingeridas podem ferir ou bloquear o aparato digestivo e por absorver substâncias contaminantes podem funcionar como um veículo de contaminação

MINUTA

química. Os próprios componentes dos plásticos (corantes, impermeabilizantes, antioxidantes) também podem agir como contaminantes, além de muitos organoclorados que se associam às superfícies plásticas (FURNESS, 1985).

Um estudo realizado através do Instituo de Pesca em Cananeia (BARBIERI, 2009a) avaliou o conteúdo de moelas e proventrículos de dez espécies de aves oceânicas Procellariformes encontradas mortas em praias de Ilha Comprida, entre janeiro de 2000 e dezembro de 2002. O autor reporta que dentre as 110 aves examinadas cerca de 65% haviam ingerido partículas plásticas entre 0,5 e 98 mm, de cores preferencialmente escuras (marrom, bege escuro e cinza). Em todas as dez espécies foram encontradas partículas plásticas, em proporções variadas, e em seis delas houve maior frequência: petrel-grande *Macronectes giganteus,* albatroz-de-sobrancelha *Thalassarche melanophris,* pardela-sombria *Puffinus puffinus,* pardela-de-barrete *Puffinus gravis,* pomba-do-cabo *Daption capense,* pardela-escura *Puffinus griseus.* Exceto por quatro indivíduos analisados, a quantidade de partículas encontradas seria insuficientes para bloquear o sistema digestório, levando-os a óbito. E em pardela-sombria *Puffinus puffinus* e albatroz-de-sobrancelha *Thalassarche melanophris,* as quantidades encontradas seriam suficientes para reduzir a capacidade de armazenamento na moela e afetar a assimilação dos nutrientes da dieta.

Um estudo de mesma natureza, conduzido em Santos-SP, apontou outro problema envolvendo resíduos plásticos que também pode estar ocorrendo dentro da área da APAMLS, embora ainda não tenham sido propriamente investigados. O monitoramento da colônia de nidificação realizado no Parque Estadual Marinho da Laje de Santos (MAPEMLS, 2016) detectou interações negativas com partículas plásticas e a nidificação das aves marinhas. Estas têm recolhido materiais que flutuam sobre a superfície do oceano para a confecção de ninhos, sendo que quando este material é enroscado no corpo das aves, podem causar restrições dos movimentos, injúrias e o óbito do indivíduo, além dos ricos de ingestão.

Acidentes com Petróleo

Com a intensificação das atividades petrolíferas, iniciadas na década 30, e a necessidade de importar e exportar o produto, a costa sudeste do Brasil passou a assistir a movimentação de navios petroleiros, sobretudo nas proximidades dos portos de Santos e São Sebastião (BOERSMA *et al.* , 2011). Esta região está inserida em rotas migratórias de aves marinhas (BARBIERI e PAES, 2008) e a situação é agravada pela crescente implantação das plataformas de petróleo no campo Pré-Sal na Bacia de Santos.

Cenários acidentais envolvendo vazamentos de óleo nestas unidades, diante das dimensões dos empreendimentos e produtos transportados, têm potencial de causar severos impactos sobre a avifauna marinha na APAMLS. A contaminação de aves por petróleo tem efeitos colaterais negativos que podem reduzir a capacidade de flutuação e termoregulação, obstruir vias respiratórias e sensoriais, suprimir o sistema imunológico, impedir o forrageio e causar afogamento (BOERSMA *et al.* , 2011; GEEVERGHESE, 2013; MÄDER *et al.* , 2010; MÄDER, 2011).

Os modos de vida de algumas espécies as deixam mais propensas à contaminação por petróleo do que outras. Em suas pesquisas, Geeverghese (2013) notou que os pinguins (Sphheniciformes) são particularmente muito vulneráveis a este tipo de contaminação, pois não voam, mergulham profundamente, necessitam emergir para respirar e são incapazes de detectar petróleo na água. Além do pinguim-de-magalhães, outras espécies consideravelmente afetadas pelo derramamento de petróleo, destacadas na literatura científica, são: pardelão-prateado (*Fulmarus glacialoides),* pardela-sombria (*Puffinus puffinus),* atobá (*Sula leucogaster)*, maçarico-branco (*Calidris alba)*, entre outras (KRUL & MORAES, 1998; VOOREN & FERNANDES, 1989). Todas registradas na área da APAMLS.

Todos os anos, os pinguins se deslocam junto com a Corrente das Malvinas, também chamada de Corrente das Falklands em busca de alimento. Esta corrente ascende a partir da costa da Patagônia Argentina, Ilhas Malvinas, para Uruguai e Brasil e alguns animais marinhos se perdem na convergência subtropical com a Corrente do Brasil e aparecem em praias do Sul e Sudeste.

Uma pesquisa publicada em 2006 que consultou os 25 centros de reabilitação distribuídos no sul e oeste do Atlântico, desde Salvador no Brasil até San Antonio do Oeste, na Argentina revelou que apenas quatro centros mantiveram registros das aves encontradas vivas e levadas à reabilitação. Desde 1987 foram recebidos 3.869 pinguins-de-magalhães (*Spheniscus magellanicus)* tratados, equivalente a 63.7% de todas as aves resgatadas, e dentre os pinguins com necessidade de tratamento, 77% haviam sido contaminados por óleo (GARCÍA-BORBOROGLU *et al.* , 2006). O Programa de Monitoramento

de Praias da Bacia de Santos, que monitora as praias entre Ubatuba-SP e Laguna-SC, atendeu 5.567 aves entre agosto de 2015 e fevereiro de 2016 e apenas três indivíduos apresentaram sinais de intoxicação por óleo (PMP-BS, 2016).

- **Estado de Conservação**

Apesar das diversas pressões antrópicas detectadas sobre a avifauna na ARIEG e seu entorno, observa-se que a área sustenta uma grande variedade e riqueza de espécies, tanto residentes como migratórias, associadas à diversidade de ambientes, com presença de praias, restingas, manguezais e canais estuarinos.

Considerando que essa biodiversidade está sendo mantida, apesar das ameaças, observa-se, de um modo geral, que a avifauna encontra-se em um bom estado de conservação (diante das informações disponíveis para a ARIEG), mas a falta de estudos específicos dificulta a real percepção do grau de integridade do grupo. Além disso, certamente, o nível e tipologia das perturbações variam entre espécies ou grupos da avifauna (ex. aves costeiras, oceânicas, limícolas e migratórias). No entanto, considerando a elevada sensibilidade e vulnerabilidade do grupo e sua enorme importância no equilíbrio do ecossistema costeiro, é necessário que medidas de gestão específicas sejam adotadas pela ARIEG para que um diagnóstico preciso do estado de conservação da avifauna seja realizado e acompanhado ao longo do tempo.

- **Áreas Críticas e Prioritárias**

A heterogeneidade dos ambientes abrangidos pelos três setores da ARIEG, manguezais, restingas, pequenas lagoas, denota condições de abrigar grande concentração e diversidade de espécies de aves, destacando-se a laguna situada no extremo norte da Ilha Comprida (24º40'29.71''S 47º25'56.94''W), próximo à barra de Icarapa (DELCHIARO, 2012).

Os solos dos manguezais possuem grande quantidade de matéria orgânica em decomposição que serve de alimentos para uma miríade de micro e macro organismos, que ao proliferarem nos bancos de lodo tornam-se a base de cadeias alimentares, como a dos peixes. Estes bancos quando expostos pela maré baixa, são chamados localmente de baixios, verdadeiros banquetes a céu aberto, tanto para os guarás e outras aves residentes e migratórias (BARBIERI & PAES, 2008; SCHAEFFER-NOVELLI, 2008).

O mosaico de tipos de restingas alternados com pequenos manguezais em estágios variados de formação, conforme se observa no setor 1 da ARIEG, tem o potencial de abrigar uma incrível diversidade de aves e três espécies ameaçadas foram registradas nesta localidade e são espécies extremamente dependentes de restingas e zonas costeiras para as fases de seus ciclos de vida (**Foto 5**).

Foto 5 – Maria-da-restinga Phylloscartes kronei (esq.); papagaio-de-cara-roxa Amazona brasiliensis.

Fonte: Carlos Gussoni.

O papagaio-de-cara-roxa (*Amazona brasiliensis)* alimenta-se preferencialmente em restingas, manguezais e florestas de baixadas, o que explica o fato da maior parte de sua população estar concentrada na porção sul do rio Ribeira em Iguape e Ilha Comprida. Quatro dormitórios da espécie foram identificados nas proximidades da ARIEG e o censo populacional feito para os papagaios-de-cara-roxa *Amazona brasiliensis* (GALETTI *et al.* , 2006) estimou que há pelo menos 1.674 indivíduos no Estado de São Paulo. A maior ameaça para esta espécie é a captura ilegal de filhotes e adultos, sendo que, entre os anos

1991-1992, Martuscelli (1995) contabilizou que 356 filhotes foram roubados de ninhos nas cidades de Iguape, Cananeia e Ilha Comprida.

A maria-da-restinga *Phylloscartes kronei* é uma ave passeriforme descrita na década de 1990, através de um exemplar primeiramente encontrado na Ilha Comprida (WILLIS e ONIKI, 1992). Habitante prioritariamente de zonas de restinga, como as encontradas no setor 1 da ARIEG, atualmente encontra-se ameaçada, sob a categoria vulnerável devido ao avanço imobiliário sobre seus ambientes preferenciais (GUSSONI, 2011). Esse avanço na ponta norte da Ilha Comprida tem ameaçado tanto manguezais - áreas de nidificação de guarás – como restingas e praias arenosas.

Nestas praias da Ponta Norte e outras localidades em Ilha Comprida foram realizados os primeiros registros da reprodução do piru-piru (*Haematopus palliatus)* no Estado de São Paulo. Esta ave limícola depende da rala vegetação das praias arenosas para nidificar, camuflando seus ovos e filhotes. Os primeiros ninhos que documentam a nidificação desta espécie em praias de São Paulo também foram encontrados em áreas de gestão da ARIEG e entorno (BARBIERI e DELCHIARO, 2009) **(Foto 6**).

Foto 6 – Um par de piru-piru *Haemantopus palliatus.* Pares reprodutivos com ninhos no litoral de Ilha Comprida-SP

Fonte: Patrick Pina.

Equipes de monitoramento da ARIEG reportaram uso intenso de áreas próximas ao ninhal de guarás para recreação, trazendo problemas secundários como acúmulo de lixo e risco de incêndios, devido a práticas como utilização de churrasqueiras ou fogueiras improvisadas **(Foto 7)**. A intensificação do trânsito de veículos e pessoas nestas áreas tem ameaçado a integridade das praias arenosas e jundus, bem como as espécies de aves dependentes destes ambientes (FUNDAÇÃO FLORESTAL, 2015b; 2016b).

Foto 7 – Risco de incêndios devido a improvisação de fogueiras e churrasqueiras. Intensificação do uso de praias arenosas em áreas de nidificação, repouso e concentração de aves limícolas residentes e migratórias.

Fonte: Acervo Fundação Florestal

Recomenda-se a instalação de placas instrutivas e restritivas nas áreas de especial interesse para conservação, apontando as espécies-alvo e mencionando leis de proteção à fauna. Se possível, orienta-se o bloqueio de acesso às colônias de nidificação dos guarás.

- **Cenários Futuros**

A expansão da população de guarás e o estabelecimento de novas colônias de nidificação conflitam diretamente com a pressão de ocupação dos manguezais e demais ambientes estuarinos por empreendimentos de infraestrutura, turismo e avanços imobiliários desordenados. Para a efetiva proteção dos ninhais de guarás e das outras espécies que compartilham os ambientes da ARIEG é necessário considerar se a categoria atual da Unidade atende as necessidades de proteção da espécie. Além disso, considerando os processos dinâmicos do meio físico que estão alterando de forma significativa a configuração da costa, com acrescidos (progradação) e erosão, é necessário adequar a configuração formal dos limites da ARIEG, a fim de melhor se ajustar à configuração atual da área.

Efeitos das Mudanças Climáticas

Grandes variações no clima do Planeta afetam principalmente o sucesso reprodutivo das aves marinhas e aquáticas. De forma direta, a irregularidade das tempestades desfavorece a nidificação, sobretudo de espécies migratórias (QUILLFELDT e MASELLO, 2013). Muitas aves marinhas alimentam-se de uma variedade bastante estreita de níveis tróficos, principalmente consumindo zooplâncton maiores, pequenos peixes pelágicos e lulas, e grande parte das presas de aves marinhas está fortemente associada às cadeias tróficas com base no fitoplâncton, que são influenciadas pelo clima (BEHRENFELD *et al.* , 2006), sendo que a manutenção dos suprimentos de alimentos nas áreas de forrageamento, durante o período reprodutivo, são decisivos na criação dos filhotes.

Campos *et al.* (2004) reportaram que intensas ressacas causaram o impedimento da formação de colônias reprodutivas de aves marinhas, bem como mortandades e abandono dos locais nos anos de 2001 e 2002 no litoral paulista. Trinta-réis não conseguiram estabelecer a colônia reprodutiva, em maio de 2001, na Ilha da Prainha, situada no Canal de São Sebastião. No ano seguinte apenas alguns trinta-réis-de-bico-vermelho *Sterna hirundinacea* retornaram ao local. Em julho do ano seguinte ressacas e frio intenso provocaram a mortalidade de trinta-réis-de-bico-vermelho *Sterna hirundinacea* e trinta-réis-de-bando *Thalasseus acutiflavidus* na Laje de Santos. Após o evento, esta última espécie abandonou o local não retornando naquela temporada reprodutiva. Para algumas espécies de aves migratórias que utilizam poucas áreas para nidificação e produzem poucos ovos por evento, a perda da nidificação em uma colônia pode ter um efeito bastante intenso na população das espécies ameaçadas (QUILLFELDT e MASELLO, 2013).

Espécies cujas migrações são diretamente relacionadas com o ciclo e disponibilidade de presas específicas, como o pinguim-de-magalhães *Spheniscus magellanicus* (que segue a desova de anchoíta *Engraulis anchoita*) podem ser afetados similarmente, como no verão de 2008 que foi excepcionalmente frio e os pinguins se deslocaram muito ao Norte do que costumavam ir (próximo à linha do Equador). Garcia-Borboroglu *et al.* (2006) postularam que este fenômeno ocorreu devido à escassez de presas, pressionando a espécie a migrar para áreas mais distantes em busca de alimento. Entretanto, o estresse do enorme esforço empreendido causou sensível debilidade e óbitos no contingente migrante. Esse efeito pode ser mais determinante para espécies que migram para a nidificação e contam com a coincidência dos picos de disponibilidade de suas presas (QUILLFELDT e MASELLO, 2013). Este mesmo fenômeno implica diretamente no aumento do número de encontros de pinguins nas praias das APAMLC e outras áreas do litoral paulista.

Em termos de cenário futuro, merece destaque também o processo de implantação dos empreendimentos de exploração e produção de petróleo e gás do Pré-Sal na Bacia de Santos, defronte ao litoral paulista, a partir de 2008, que está sendo feita de forma sequencial (etapa 1, etapa 2, etapa 3, e eventuais vindouras). Sabe-se dos impactos da atividade sobre a avifauna marinha, tanto oceânica como costeira e há uma preocupação sobre as efetivas consequências desta relevante mudança no cenário do litoral paulista para as próximas décadas.

MINUTA

- **Indicadores de Monitoramento**

Os monitoramentos da avifauna baseiam-se, basicamente, em avaliações populacionais e identificação de impactos e riscos às áreas de ninhais, reprodução e alimentação. Assim, estes indicadores serão produzidos por meio de censos de aves aquáticas participando das colônias de nidificação e dormitórios junto aos guarás, e do monitoramento do impacto da presença de visitantes sobre o ambiente dos ninhais e da contaminação dos bancos lodosos nas áreas e forrageio.

- **Lacunas do Conhecimento**

Não foram encontradas informações sobre a condição da área aquática da ARIEG, sobretudo as duas ilhas de mangue dentro da área sob sua jurisdição. É possível que ninhais também sejam formados nestes ambientes onde o isolamento pode reduzir pressão de predação natural sobre as colônias. É necessário continuar o monitoramento sistemático da população de guarás *Eudocimus ruber* e outras aves que nidificam e forrageiam na área de gestão ARIEG.

Outra lacuna se refere ao status atual da ocorrência do gavião-caranguejeiro *Buteogallus aequinoctialis,* que figura entre um dos raros endemismos do habitat manguezal (HAVERSCHMIDT, 1962). Atualmente, apenas dois registros desta espécie foram confirmados para o Estado de São Paulo, na cidade de Iguape e no Parque Estadual da Ilha do Cardoso. Há registros regulares no Estado do Paraná, inclusive na Ilha do Mel, na divisa com o estado de São Paulo e próxima à Ilha do Cardoso (MORAES, 1991). Bressan *et al.* (2009) sugere que o gavião-caranguejeiro *Buteogallus aequinoctialis* seja considerado criticamente ameaçado no Estado de São Paulo, devido aos poucos registros, à pressão da especulação imobiliária sobre os manguezais e à contaminação que afeta os caranguejos, o principal item da sua dieta.

- **Potencialidades/ Oportunidades**

A região da ARIEG apresenta alto potencial para o turismo de observação de aves, atividade em franco crescimento no país. As áreas estuarinas na Ponta do Icapara são áreas de alta concentração de aves. Todavia, distâncias seguras para evitar a perturbação das colônias precisam ser garantidas e respeitadas, e para tal as visitas precisam ser sempre monitoradas pela gestão da UC.

Além do turismo, o local apresenta grande potencial para a realização de atividades de educação ambiental dada a beleza cênica, e o fato de muitos ambientes das zonas costeiras, estuarinas e marítimas estarem bem representadas nos limites da ARIEG. Pelas mesmas razões o local apresenta grande potencial para o desenvolvimento de projetos de pesquisa e de restauração dos ambientes.

- **Contribuição para Planejamento das UCs**

Uma nova colônia de guarás *Eudocimus ruber* foi estabelecida no Pontal de Leste, comunidade presente no extremo sul do Parque Estadual da Ilha do Cardoso. Segundo o relato dos moradores desta comunidade, as aves iniciaram a agregação em uma lagoa, cercada de manguezal, nas proximidades da vila em setembro de 2014. Iniciaram a reprodução no mesmo ano, e a repetiram no ano seguinte (CAMPOS *et al.* , 2016). Sugere-se que o monitoramento da nova colônia seja conduzido de maneira conjunta com as equipes do PEIC e ARIEG.

Segundo reportado pela comunidade, alguns turistas têm visitado a área de nidificação, sendo guiados por moradores locais. Sugere-se a instalação de placas informativas e restritivas, bem como o monitoramento da colônia e dos baixos e manguezais nas cercanias onde os guarás têm sido observados.

Uma nova colônia estabelecida fora da área de gestão da ARIEG, tal quais as principais áreas de alimentação como o baixio Boguaçu em Cananeia, evidenciam a necessidade de integração entre as Unidades de Conservação locais, para a conservação efetiva das espécies, que não conhecem limites, se não os ambientais.

Em julho de 2016, o 1º Plano de Ação Nacional para a Conservação das Aves Limícolas Migratórias foi aprovado e publicado (ICMBIO, 2013; BRASIL, 2016). O objetivo geral deste PAN é "*ampliar a proteção efetiva dos habitats críticos para as aves limícolas. Através de as ações prioritárias em identificar, evitar e minimizar os impactos antrópicos nesses habitats, principalmente aqueles decorrentes da implementação de atividades de infraestrutura e exploração de recursos naturais, além do turismo desordenado e avanço de empreendimentos imobiliários*".

MINUTA

As metas e diretrizes do plano priorizam cinco espécies ameaçadas, mas as ações de conservação previstas podem beneficiar outras 23 espécies de aves limícolas. Com exceção da águia-pescadora *Pandion haliaetus,* todas as outras 22 espécies migratórias com ocorrência reportada para a ARIEG são maçaricos e batuíras que se servem nos bancos de lodo e andam pelas praias e restingas. O maçarico-rasteirinho *Calidris pusilla* e o maçarico-acanelado *Calidris subruficollis* foram as espécies ameaçadas encontradas na ARIEG que constam entre as cinco priorizadas pelo PAN de Aves Limícolas e Migratórias. O maçarico-rasteirinho *Calidris pusilla* está contemplado sob a categoria em perigo (EN) e o maçarico-acanelado *Calidris subruficollis* sob a categoria vulnerável (VU). Outras 16 espécies beneficiadas pelo PAN de Aves Limícolas e Migratórias foram encontradas na ARIEG.

As praias da Ilha Comprida foram identificadas como áreas de concentração e repouso durante rota migratória para batuíra-de-bando *Charadrius semipalmatus*, bautuíruçu *Pluvialis dominica*, batuiruçu-de-axila-preta *Pluvialis squatarola*, maçarico-branco *Calidris alba*, maçarico-de-papo-vermelho *Calidris canutus*, maçarico-de-sobre-branco *Calidris fuscicolis* e trinta-réis-boreal *Sterna hirundo* para o descanso e alimentação durante a migração na primavera de volta para o Hemisfério Norte (abril) e sua migração de outono para forrageamento áreas no Hemisfério Sul (setembro) (WILLIS e ONIKI, 1993, OLMOS *et al.* , 1995; BARBIERI e PAES, 2008). A relevância da ARIEG e Ilha Comprida como área de concentração de espécies em rota migratória pode representar uma fonte importante de obtenção de recursos e implementação de proteção de conservação e monitoramentos.

2.3.1.2 ICTIOFAUNA

Ao se considerar a composição da Ictiofauna, o litoral de São Paulo, está inserido na Província Argentina que vai do Cabo Frio (RJ) até a Península Valdés (Argentina) (22º-24ºS a 41-43ºS) e é considerada uma região de transição faunística porque ocorrem espécies tanto tropicais como temperadas, além de endêmicas (FIGUEIREDO, 1981).

Um levantamento realizado no litoral do Estado de São Paulo, Menezes (2011), indicou a presença de 594 espécies de peixes, que é um número bem expressivo, considerando que, para toda a costa brasileira, estima-se a presença de mais de 1200 espécies marinhas (HAIMOVICI & KLIPPEL, 2002; ICMBIO, 2016). Destes, 437 são espécies recifais, ou seja, ocorrem a menos de 100 m de profundidade associadas a substratos consolidados ou próximos a estes, sendo que 10,5% desse total são de espécies endêmicas (FLOETER *et al.* , 2008).

Essa grande diversidade é explicada pela variedade de ecossistemas do litoral paulista, como praias arenosas, costões rochosos, estuários lagunares margeados por manguezais e ilhas costeiras, formando ambientes de alta complexidade ecológica (BRANDINI, 2016). Aliado a essa grande diversidade, a ampla distribuição geográfica, em relação aos outros grupos, e a sua posição no topo das cadeias tróficas, fazem dos peixes uma importante ferramenta de avaliação ambiental ao permitir uma visão mais integrada do ambiente marinho.

- **Características ecológicas**

Espacialmente a lâmina d'água pertencente à ARIEG é bastante restrita. A seguir é apresentada a análise integrada das informações obtidas sobre a Ictiofauna na ARIEG e seu entorno, consolidadas com base em Höfling *et al.* (1998; 2000); Maciel (2001); Mendonça & Katsuragawa (2001); Mishima & Tanji (1985; 1986); Motta *et al.* (2016); Radasewsky (1976); Rios (2001); Sadowsky (1967; 1971); Sadowski & Almeida Dias (1986).

Na ARIEG e seu entorno foram registradas 72 espécies, pertencentes a 26 famílias e 12 ordens. Do total, houve a ocorrência de três representantes dos Chondrichthyes, sendo três espécies e quatro em nível de gênero. Considerando-se a frequência de ocorrência das famílias, é observada a dominância da família Sciaenidae (**Figura 54**). Além desta, as famílias mais frequentes foram Garangidae e Ariidae.

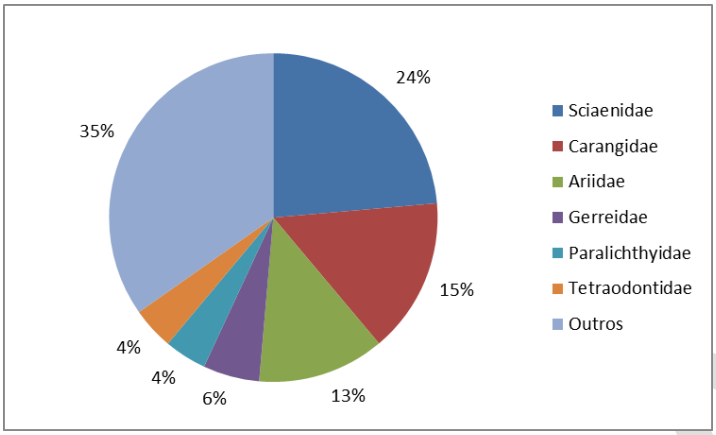


Figura 54 – Frequência de ocorrência das principais famílias em porcentagem (%) na ÁRIE Guará. As famílias com baixa ocorrência estão representadas pela categoria "outras".

Já foi descrita a importância crescente do grupo dos bagres marinhos no litoral paulista, principalmente próximo às regiões lagunares e estuarinas. Um estudo na Ilha Pai Matos, no Mar Pequeno, Silva (1996), verificou que a área constitui um local de desova da espécie *C. spixii*, a qual ocorre no verão, entre novembro a fevereiro.

O gerreídeo *D. rhombeus* também é uma espécie comum nos ambientes costeiros do sul e sudeste do Brasil, sendo considerada uma espécie estruturadora da comunidade, titulo este, justificado por sua abundância. Estima-se que os adultos desovem em regiões de maior profundidade, mas que os jovens utilizam as águas rasas de praias e canais de mangue como área de desenvolvimento (MENEZES & FIGUEIREDO, 1980). Foi observado que exemplares de menor porte residem em manguezais durante uma etapa de seu crescimento, enquanto os de maior porte armazenam, também neste ambiente, reservas somáticas para o período reprodutivo (CHAVES & OTTO, 1998).

C. parallelus é um recurso pesqueiro importante na área; foi observada a sobrepesca dessa espécie, também na prática pesca esportiva (MOTTA *et al.* , 2016). Habitam águas costeiras rasas, estuários e lagunas costeiras, algumas vezes penetrando na água doce. São diádromos, eurihalinos e predadores que ocupam altos níveis na trama trófica (MENEZES & FIGUEIREDO, 1980), e seu alto valor de mercado faz dessa espécie um importante objeto de manejo.

Os representantes das famílias mais representativas, Sciaenidae e Ariidae, indicam a necessidade de políticas de manejo voltadas para esses grupos de peixes. Do total das espécies que ocorreram na ARIEG e entorno, 20 fazem parte da lista de espécies-alvo, sendo três de Chondrichthyes.

Sumário dos resultados

- Na ARIEG e seu entorno foram registradas 72 espécies de peixes, mais 25 gêneros, todas comuns também à APAMLS; dois representantes do grupo dos elasmobrânquios.
- A Família Sciaenidae apresenta alta frequência de ocorrência.
- Três espécies consideradas dominantes, sendo uma, recurso pesqueiro (robalo *C. parallelus*).
- Ocorre uma espécie em status CO (Colpsada): *Rhinobatos horkelli.*
- Presença de uma espécie com *status* CR (*Critically Endangered*): *Rhinobatos horkelli.*
- Presença de cinco espécies com status SE (Sobreexplotada): *Rhinobatos percellens, Bagre marinus*, *Mugil liza*, *Macrodon ancylodon* e *Micropogonias furnieri.*
- A raia-viola *Rhinobatos horkelli* aparece nas três listas de espécies ameaçadas.
- A Ictiofauna da ARIEG apresenta alto Índice de Riqueza.
- 13,8% das espécies estão na lista de espécies-alvo.

MINUTA

- **Considerações sobre as principais espécies-alvo**

Espécies ameaçadas são definidas como aquelas sujeitas a um significante risco de extinção no futuro ou aquelas cujas populações e habitats estão desaparecendo rapidamente, de forma a colocá-las em risco de tornarem-se extintas (MMA, 2016).

A lista de espécies-alvo foi elaborada segundo o *status* conservacionista de cada uma e foram levados em consideração diferentes níveis de ameaça, bem como os locais de ocorrência dessas espécies. Dentre as famílias que constam nessa lista, algumas merecem algumas considerações.

Família Sciaenidae

A família Sciaenidae é sem dúvida a mais representativa da costa do estado de São Paulo e muitas espécies deste grupo são importantes recursos pesqueiros. Da lista, quatro são consideradas ameaçadas e, portanto, mais informações sobre elas são disponibilizadas:

Pescada-foguete (*Macrodon ancylodon*)

A pescada-foguete (**Foto 8**) é uma espécie marinha, demersal e costeira, sendo os juvenis abundantes em estuários. Alimenta-se de camarões e peixes (MENEZES & FIGUEIREDO, 1980; FROESE & PAULY, 2016).

Foto 8 – Pescada-foguete – *Macrodon ancylodon* (pescada-foguete).

Fonte: www.fishbase.com.

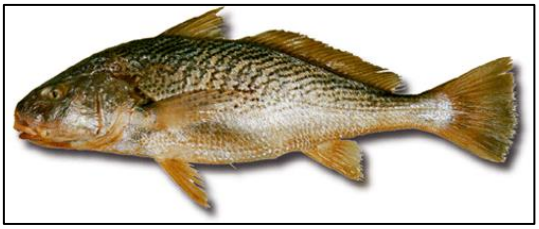
Para a pescada-foguete o comprimento total para o início da primeira maturação é de 25 cm (VAZZOLER, 1962), o tipo de desova é parcelada causando um prolongado período de reprodução, que ocorre entre outubro e maio (fim da primavera até outono no hemisfério sul), e apresenta duas épocas de desova mais intensas: dezembro e março-abril. O local de desova encontra-se entre a latitude 32°5 e longitudes 51°W e 52°W (YAMAGUTI, 1967). A pescada-foguete migra dentro da área de 28°S a 34°S, tendo como causa possível, o deslocamento da Convergência, Subtropical (SANTOS & YAMAGUTI, 1965). É uma Importante fonte alimentar.

Corvina *(Micropogonias furnieri)*

A corvina (**Foto 9**) é uma espécie demersal, encontrada sobre fundos lodosos e areia em águas costeiras e em estuários. Os hábitos alimentares variam de acordo com o desenvolvimento ontogênico e estação: juvenis se alimentam de crustáceos bentônicos e moluscos sésseis, enquanto os adultos, que formam cardumes, são comedores de invertebrados bentônicos e ocasionalmente capturam peixe (MENEZES & FIGUEIREDO, 1980; FROESE & PAULY, 2016).

MINUTA

Foto 9 – Corvina – Micropogonias furnieri.



Fonte:http://www.dinara.gub.uy/web_dinara/images/stories/fichas/corvina.gif.

Para a corvina, a primeira maturação se inicia aos 28 cm de comprimento no terceiro ano de vida (VAZZOLER, 1962). Estudos na região de Ubatuba (SP) mostram que a espécie apresenta três desovas durante o ano: urna no outono (abril-junho), outra no inverno (agosto-setembro) e outra na primavera-verão (novembro-fevereiro) (ISAAC-NAHUM, 1983). A corvina realiza migrações, ao longo da costa sul do Brasil, entre as latitudes 28°S e 33°S. As concentrações mais densas de corvina encontram-se, no verão, no extremo sul da área de migração e, no inverno, no extremo norte (VAZZOLER, 1962; 1965).

Na região da costa brasileira, compreendida entre as latitudes 23°S e 33°S, ocorre diversificação dessa espécie, que se constitui em duas populações: uma ocupando a área entre 23°S denominada área I (sub-tropical) e outra ocupando a área entre 33°S, denominada área II (temperada quente). As duas populações diferem quanto à reprodução (na área I a desova ocorre durante o inverno-primavera na região de Bom Abrigo, enquanto que na área II a desova ocorre durante a primavera-verão na região da barra de Rio Grande); considerando-se as épocas em que ocorre recrutamento mais intenso, temos que na área I a entrada de jovens ocorre no outono, e na área II durante o verão-outono. O início da primeira maturação sexual da corvina da área I, as fêmeas iniciam a maturação sexual com 27,5 cm aos sete meses de idade e os machos com 25 cm aos 4 meses; na área II as fêmeas encontram-se com 35 cm com um ano e 11 meses e os machos com 33 cm com um ano e cinco meses de idade (VAZZOLER, 1971).

É uma das espécies comerciais mais importantes do litoral sudeste, pois constitui uma parcela bastante significativa do pescado desembarcado nos portos de toda a região (MENEZES & FIGUEIREDO, 1980). Dessa maneira, verifica-se que, para a família Sciaenidae, a pesca é, sem dúvida, o fator de maior impacto sobre a sua abundância.

Além das espécies descritas acima que são exploradas comercialmente e sobre as quais existe um conhecimento sobre sua biologia, há algumas famílias que necessitam de conhecimentos mais aprofundados sobre sua biologia reprodutiva para serem utilizados em programas de manejo. A família Centropomidae pode ser citada nesse contexto.

Família Mugilidae

Tainha (*Mugil liza*)

Os peixes da família Mugilidae são peixes costeiros, demersais, muito abundantes em lagoas estuarinas, onde passam parte do seu ciclo de vida (**Foto 10**). Depois migram para o mar onde, provavelmente, ocorre a desova. Alimentam-se de detritos ou filamentos de alga. São pescadas com redes arrasto ou outros tipos especialmente adaptadas (MENEZES & FIGUEIREDO, 1985; FROESE & PAULY, 2016).

Foto 10 – Tainha – *Mugil liza*.

Fonte: www.inaturalist.org.

MINUTA

Família Centropomidae (Robalos)

O robalo (**Foto 11**) é um peixe costeiro, diádromo e eurihalino, encontrado em ambientes salobros ou mesmo totalmente em água doce, muito acima da foz dos rios e estuários, sendo considerados como estuarino-dependente (SOUZA, 2013).

Foto 11 – Robalo (Centropomus undecimalis).

Fonte: www.inaturalist.org

Com hábitos nectônicos e demersais, sua reprodução e estágios iniciais de desenvolvimento são associados a migrações entre água doce e salgada. Alimentam-se basicamente de peixes e crustáceos, podendo sofrer alterações nas diferentes fases de desenvolvimento sendo consideradas espécies predadoras de topo de cadeia. São animais que possuem como característica sexual o hermafroditismo protândrico, característica que dificulta seu manejo, pela predominância de machos, pois sofrem reversão sexual geralmente no início da idade adulta, após alcançar o tamanho médio de 283 mm e 400 mm, poucos permanecem machos nos comprimentos acima de 300 mm (*C. parallelus* e *C. undecimalis* respectivamente) (SOUZA, 2013). Dessa maneira, tem-se que a reversão sexual possa ser uma das características mais importantes que ameaçam essas espécies, desde que o desconhecimento dessa dinâmica compromete seu manejo adequado.

Família Engraulidae (Anchovas)

Manjuba-de-Iguape (*Anchoviella lepidentostole*)

A manjuba-de-Iguape (**Foto 12**) é um peixe pequeno, com boca ampla e maxilar alongado que apresenta uma faixa longitudinal prateada de cada lado do corpo (CARVALHO, 1950 *apud* GIMAS *et al.*, 1984) Com hábitos costeiros, preferem águas de baixa salinidade e adentram o rio a fim de completar seu ciclo reprodutivo, chegando a se distanciar até 140 km do mar (CARVALHO, 1951).

Foto 12 – Manjuba-de-Iguape (*Anchoviella lepidentostole*).

Fonte: www.inaturalist.org

- **Características Socioeconômicas**

A Ictiofauna está diretamente associada com a pesca, ao se tratar das características socioeconômicas do grupo. Sabe-se que a porção da comunidade ictíica explorada comercialmente é relevante, especialmente ao se tratar dos recursos da plataforma continental e, segundo o MPA (2011), São Paulo contribui fortemente com a produção do sudeste que, em 2011, foi de 113.877 toneladas. A produtividade primária no Sudeste é relativamente elevada, favorecendo o desenvolvimento da biomassa de espécies pelágicas como a sardinha e anchoita. Robalo, tainha e muitas outras espécies essenciais para a pesca da região também estão presentes na ARIEG.

A pesca artesanal é uma atividade relacionada a importantes interfaces sociais, especialmente envolvendo a cultura caiçara. Observa-se ainda, outra interface da socioeconomia com a Ictiofauna, associada à pesca amadora. Como detalhado pela

MINUTA

FUNDEPAG (2015), a Ictiofauna sustenta a atividade de pesca amadora e esportiva na ARIEG. A Ictiofauna também sustenta a atividade de piscicultura que, no litoral norte, está crescendo, com novas iniciativas, apesar da atividade ainda carecer de um correto ordenamento.

- **Ameaças diretas e indiretas, fragilidades e sensibilidade**

Dentre os principais impactos sobre a ictiofauna do litoral sul do Estado de São Paulo, está a pressão pesqueira que a região é submetida. Ainda que contemplada por alguns processos de ordenamento pesqueiro (*e.g.* pesca do iriko, IN 15/2005; arrasto de praia, IN 49/2004; ordenamento de pesca da manjuba, IN 33/2004), a limitada fiscalização para o devido comprimento dessas e outras normas, contribui para a exploração indevida dos recursos pesqueiros da região.

Na região estuarina, o robalo (*Centropomus parallelus* e *C. undecimalis*) é um importante recurso, tanto para a pesca amadora quanto para a pesca artesanal. Para estas espécies, a pescaria predatória sem respeitar as legislações como tamanho mínimo de captura (IN N°53/2005) e, exclusivamente para os pescadores amadores, a cota máxima de captura (IN N°09/2012) é um dos principais fatores responsáveis pelo quadro de sobre-exploração que as duas espécies de robalo se encontram (MOTTA *et al.* , 2016). Outras espécies importantes que sofrem ameaça pela pesca na ARIEG e entorno são: *Genidens barbus* (Bagre-branco), que adentra o estuário nas fases ontogenéticas iniciais; *Micropogonias furnieri* (Corvina), que desova no mar e entram no estuário na sua fase ontogenética inicial; *Mugil liza* (tainha), que apresenta elevadas concentrações de adultos no interior do estuário, se deslocando para as regiões marinhas durante os meses de inverno para a reprodução (RADASEWSKY, 1976) e *Pomatomus saltatrix* (anchova), que desova no oceano e entra ocasionalmente nos estuários (CONTENTE, 2013).

Apesar do bagre-branco (*Genidens barbus*) estar inserido nas listas de espécies ameaçadas estadual (SE – sobreexplotado) e federal (EN – ameaçado pela Portaria 455/2014), seu estoque pesqueiro é estável para o estado de São Paulo (comunicação pessoal). Sua inclusão no presente DT deve-se ao fato desta espécie protagonizar uma importante discussão dentro da APAMLS. O GT de Pesca da APAMLS junto com a APACIP elaborou um laudo técnico sobre a ecologia, biologia e com sugestões de manejo e monitoramento da espécie. Assim houve a sinalização do MMA de que o laudo técnico elaborado pelo GT seria incorporado em um Plano de Recuperação, mecanismo legal no qual as diretrizes para a conservação da espécie em questão seria abordada para que ocorresse sua liberação em regiões específicas. Assim, após diversas suspensões e retomadas da Portaria MMA 445/2014, em 2018 ela foi reestabelecida e foram publicados os Planos de Recuperação de diversas espécies, dentre elas, o bagre-branco, assim a pesca da espécie foi liberada nos litorais de São Paulo e Paraná, mediante uma série de medidas para a sua conservação. A conquista para as comunidades pesqueiras locais só foi possível devido ao trabalho conjunto da equipe da APAMLS, técnicos do GT e representantes do setor pesqueiro local.

Outra espécie que merece maior destaque é a tainha (*Mugil liza*), pois é uma espécie de elevada importância para a pesca da região e apresenta seu *status* de Sobreexplotada (SE) na lista estadual de espécies ameaçadas. Devido sua relevância para a região, esta espécie já possui um ordenamento pesqueiro específico (IN – IBAMA, n°171/2008) que, dentre outras normas, estabelece o período de defeso da tainha entre 15 de março até 15 de Agosto para todas as modalidades de pesca nas desembocaduras de estuarino-lagunares do litoral das regiões Sudeste e Sul do Brasil.

Por ser uma espécie pelágica catádroma, a tainha passa a maior parte da sua vida em regiões estuarinas, migrando para áreas marinhas no período reprodutivo. Durante os meses de inverno, a captura da tainha é mais elevada, principalmente dos animais "ovados", pois as ovas desta espécie são visadas no mercado como uma iguaria. Porém, a captura de animais no período de reprodução pode causar a diminuição da abundância desta espécie (MIRANDA & CARNEIRO, 2007).

Outra ameaça que podemos observar na região estuarina-lagunar é a presença de espécies de peixes não-nativos. Contente (2013) cita a ocorrência de espécies invasoras dulcícolas da Bacia do Rio Paraná (*Salminus brasiliensis* (dourado)*, Piaractus mesopotamicus* (pacu) *e Prochilodus lineatus* (curimbatá)) além de outras como as tilápias (*Oreochromis niloticus* e *Tilapia rendalli*), tendo em vista que essas espécies ocorrem na foz do Valo Grande, com aumento de sua captura durante estações chuvosas. Mesmo em se tratando de espécies não-nativas, sua presença não causa um impacto significativo na ictiofauna característica de ambientes estuarinos-costeiro. Como são espécies residentes em águas continentais, o aumento da salinidade já se torna uma barreira para sua dispersão.

Outra espécie que merece atenção, por possuir uma potencial capacidade invasora é o bagre-africano (*Claris sp.*). Barbieri *et al.* (2007) relataram sua presença na comunidade do Jairé, no Rio Ribeira de Iguape, devido sua capacidade de dispersão, esta espécie pode vir a apresentar uma iminente ameaça à comunidade ictíca da região.

As ocupações desordenadas da costa com a instalação de construções e estruturas que adentrem o corpo dágua podem resultar na supressão/modificação localizada de hábitats para a ictiofauna, além de alterações na hidrodinâmica e deposição de sedimentos. Tais impactos podem ameaçar a ictiofauna de forma direta e indireta (suspensão de sedimentos, sombreamento, aterro, poluição orgânica e química associada). A poluição orgânica associada ao despejo de esgotos não tratados é uma ameaça à Ictiofauna da ARIEG especialmente em estuários no entorno das áreas mais urbanizadas. Da mesma forma, a poluição por resíduos sólidos também afeta a Ictiofauna.

A abertura do Canal do Valo Grande apresenta uma ameaça constante para a ARIEG tendo sido aberto inicialmente para facilitar o escoamento de cargas entre o Rio Ribeira de Iguape e o estuário, mas resultando em um aumento considerável do aporte de matéria orgânica na Região Estuarina. Pelo fato do Rio Ribeira de Iguape drenar regiões com grande quantidade da estrutura vegetal original deteriorada, para dar espaço às plantações, às atividades mineradoras, à urbanização e às agroindústrias, a abertura do canal contribuiu para uma contaminação mais intensa do estuário. Desta forma, a contaminação de algumas espécies de peixes por metais pesados provenientes das mineradoras, a presença elevada de fósforo derivado da produção de fertilizantes, assoreamento acelerado, entre outras, compõe as principais ameaças para a região estuarina lagunar Cananeia-Iguape (CONTENTE, 2013).

Vazamentos de óleo associados às atividades portuárias e de petróleo e gás também devem ser consideradas uma ameaça, mesmo que potencial, à Ictiofauna. A contaminação de habitats intensamente utilizados pela ictiofauna, como regiões estuarinas, configura uma ameaça e impacto de grandes proporções para estas comunidades. Esse aspecto é especialmente relevante para a ARIEG que está localizada entre duas áreas portuárias (Santos e Paranaguá – Paraná).

- **Estado de conservação dos habitats**

A ictiofauna presente na área da ARIEG e seu entorno é rica e diversa, com o registro de 72 espécies de peixes. Esta elevada riqueza e biodiversidade ictíica está associada fortemente à variedade de nichos e ambientes que compõem fisicamente a ARIEG, com destaque para os estuários e manguezais, sendo que, quando comparamos a região na qual a ARIEG está inserida com as demais regiões costeiras do Estado de São Paulo, podemos notar que, em relação à pressão causada pela ocupação antrópica, o litoral sul se encontra em um ambiente mais preservado.

Fica claro que na ARIEG, assim como para as outras áreas da costa paulista, a maior pressão sobre a integridade da Ictiofauna é a pesca. Apesar desta atividade tão diversa estar focada em espécies de interesse comercial (recursos pesqueiros), estas representam um contingente relevante da ictiofauna. Os demais tensores antrópicos citados como ameaça à Ictiofauna atuam de forma cumulativa alterando o grau de integridade deste grupo.

Merecem destaque os manguezais presentes no entorno e dentro da ARIEG, com seu papel fundamental no ciclo reprodutivo da maioria das espécies da Ictiofauna nerítica. Estes ambientes estão relativamente bem preservados, o que reflete também na saúde e integridade da comunidade ictíica da ARIEG e da APAMLS. As medidas de gestão adotadas na ARIEG bem como os regramentos legais de restrição à pesca vigente, certamente têm contribuído para a manutenção da Ictiofauna em uma condição de integridade ecológica, no entanto, para várias espécies, a situação é de absoluta depleção e perturbação e, considerando a estreita dependência das espécies com os ambientes costeiros, as perturbações nos manguezais da ARIEG resultam também na perda de integridade da ictiofauna associada.

Dentre os ambientes de grande importância para ictiofauna que sofreram alterações, a região próxima ao Canal do Valo Grande é o que vem sofrendo grandes impactos. O Valo Grande foi aberto, inicialmente, para facilitar o escoamento de cargas, entre o Rio Ribeira de Iguape e o estuário, mas o aporte de matéria orgânica na Região Estuarina aumentou consideravelmente e pelo fato do Rio Ribeira do Iguape drenar regiões com grande quantidade da estrutura vegetal original deteriorada para dar espaço às plantações, às atividades mineradoras, à urbanização e às agroindústrias, a abertura do canal acabou contribuindo para uma contaminação mais intensa do estuário.

A contaminação de algumas espécies de peixes por metais pesados provenientes das mineradoras, a presença elevada de fósforo derivado da produção de fertilizantes, assoreamento acelerado, entre outras, compõe as principais ameaças para a

região estuarina lagunar Cananeia-Iguape (CONTENTE, 2013) e, como medidas de recuperação, Contente (2013) sugere a instalação de comportas, de forma a controlar o aporte de água continental, proporcionando o aprofundamento dos canais.

Com o aporte fluvial voltando para o seu fluxo natural, é esperado que o próprio ecossistema regulasse a qualidade deste processo, mas outras medidas podem ajudar a acelerar a recuperação deste habitat, como a remoção das macrófitas, seguido pelo replantio de vegetação de mangue e marisma. Porém, é importante ressaltar a necessidade de projetos de monitoramento sistemático, para acompanhar os resultados destas medidas de recuperação.

O Diagnóstico Participativo (FUNDAÇÃO FLORESTAL, 2014) indicou áreas importantes para a conservação, como a Barra do Icapara e a desembocadura dos rios. Outras áreas destacadas foram os manguezais, considerados locais de grande diversidade e importantes regiões de berçário para diversas espécies de peixes.

- **Áreas críticas e prioritárias**

Apesar de estar inserida em um mosaico de UCs e apresentar um ecossistema relativamente preservado, a ARIEG possui áreas críticas que devem ser tratadas de forma mais cautelosa. Estas áreas se destacam por serem importantes sítios de reprodução, berçários, áreas de alimentação e abrigo de diversas espécies de peixes considerados importantes, tanto ecológica, como economicamente, e estão susceptíveis a diferentes tipos de pressão, como ocupação humana, pesca predatória realizada de forma irregular, circulação de embarcações, despejo de efluentes químicos e acumulo de matéria orgânica.

Dentre essas áreas, a região estuarina-lagunar próximo ao Canal do Valo Grande sofre constantes ameaças e pressões. O canal despeja no estuário uma grande quantidade de produtos químicos, como fertilizantes provenientes das propriedades rurais que margeiam o Rio Ribeira de Iguape, e o elevado aporte de sedimentos e matéria orgânica pode causar à redução da complexidade física do ambiente bentônico, reduzindo desta forma a disponibilidade de abrigos para diferentes espécies de peixes. Além disso, com o elevado acúmulo de matéria orgânica nesta região, está ocorrendo uma substituição avançada de manguezal por macrófitas e essa perda do ecossistema de manguezal causa um impacto direto sobre a ictiofauna, tendo em vista que diversas espécies utilizam este habitat nas suas fases ontogênicas iniciais (*e.g. Centropomus parallelus* e *C. undecimalis*).

A Barra de Icapara também deve ser considerada como área crítica, tendo em vista a alta concentração e produtividade de peixes associadas a esses ambientes. Este aspecto foi também relatado no Diagnóstico Participativo, levando em consideração a experiência dos principais atores envolvidos na criação da APAMLS e ARIEG.

Outro ponto que merece destaque é a exploração de Petróleo e Gás na Bacia de Santos, geradora de impactos como o aumento do trânsito de embarcações próximo aos limites da ARIEG. Com estas embarcações, a possibilidade de introdução de espécies exóticas, devido ao despejo de água de lastro, aumenta; além do risco de vazamento de óleo dessas embarcações e das próprias unidades do Pré-Sal instaladas na Plataforma Continental defronte o litoral paulista.

- **Cenários futuros**

A ARIEG possui habitats de alta sensibilidade e importância para a manutenção da ictiofauna. Devido às particularidades existentes, a falta de ações que visem à conservação das espécies de peixes que vivem associadas a esses ambientes pode causar mudanças irreversíveis na composição da fauna ictiíca. Além disso, a exploração de espécies de peixes que já se encontram em algum grau de ameaça, se não for feita de forma regrada, ou até mesmo proibida, pode causar um impacto ainda maior na população dessas espécies.

A partir de um ordenamento pesqueiro mais efetivo, é de se esperar que as populações dessas espécies voltem a apresentar características mais saudáveis, com maior quantidade de indivíduos no tamanho apto para a reprodução e retorno a condição de população estável. Além disso, é de fundamental importância que se tome medidas para mitigar os impactos do Canal do Valo Grande nesta área, que já vêm causando uma mudança nas características físico-químicas e biológicas neste local e podem afetar de forma significativa a comunidade ictíica da ARIEG.

MINUTA

- **Indicadores de monitoramento**

Monitoramentos constantes, que englobem o levantamento de estatísticas pesqueiras regionais mais abrangentes são de fundamental importância para um aprofundado conhecimento dos estoques de peixes locais, ajudando na gestão e conservação das espécies mais atingidas pela pesca. No geral, as atividades pesqueiras são mais focadas na captura de espécies associadas a fundos inconsolidados (e.g. corvinas, pescadas, bagres, cações e raias), desta forma, a consolidação de programas de monitoramento pesqueiro, assim como a realização de projetos que visem o levantamento da ictiofauna em uma escala espaço-temporal (e.g. Contente (2013)), é de fundamental importância.

- **Lacunas do conhecimento**

O diagnóstico mostrou que há algumas famílias que necessitam de conhecimentos mais aprofundados, sobre sua biologia reprodutiva, para serem utilizados em programas de manejo. A família Centropomidae merece destaque, pois possui representantes que apresentam reversão sexual e estas espécies hermafroditas sucessivas são especialmente sensíveis às pressões antrópicas já que a depleção de indivíduos reflete fortemente no sucesso reprodutivo e consequentemente na reposição da população. Sem que se conheça efetivamente sua estabilidade, dinâmica populacional e muito menos sua capacidade de suporte, estas espécies são fortemente pressionadas pela pesca e caça subaquática.

Apesar de estudos com elasmobrânquios no litoral sul do Estado de São Paulo serem incipientes, relatos de pescadores mostram que algumas espécies ainda são capturadas incidentalmente na região costeira de Cananeia, Iguape e Peruíbe. Tais informações corroboram com a necessidade de implantação de estudos com o caráter de levantamento e monitoramento de dados referentes à ocorrência destas espécies, que atuam como indicadoras, na ARIEG.

Programas de monitoramento são também fundamentais para que dados com séries temporais robustas possam sustentar estudos envolvendo capacidade de suporte e a avaliação de impactos antrópicos sobre a Ictiofauna. Estudos dessa natureza são inexistentes na ARIEG.

Aspectos relacionados ao deslocamento das espécies são relevantes, especialmente para as espécies de peixes migratórias ou que têm longos deslocamentos sazonais. Observa-se, uma carência relacionada a estes estudos, especialmente para as espécies mais pressionadas pela pesca. As barras (Barra de Icapara e Barra do Ribeira) podem ser importantes alvos de estudos, visto que podem ser consideradas como corredores de diversas espécies de peixes (e.g. tainhas, pescadas, corvinas, robalos e raias) que os utilizam para acessar o estuário, tanto em migrações reprodutivas quanto migrações diárias para alimentação.

- **Potencialidades e oportunidades**

Em Cananeia, a presença do Instituto de Pesca e da base sul do Instituto Oceanográfico da USP representam uma grande oportunidade para a pesquisa na área da ictiofauna. Muitos dos dados referentes à ecologia, biologia, recurso pesqueiro, estatística pesqueira, distribuição de populações, entre outros, foram coletados por essas duas instituições.

Na cidade de Registro, onde se localiza o Campus da Unesp com o curso de Engenharia Pesqueira, parcerias de pesquisadores e alunos da Unesp Registro, já realizaram alguns projetos na região de Cananeia. O "Levantamento e Ordenamento de Usos da Ilha do Bom Abrigo" e também um importante projeto que envolve a pesca amadora do robalo-peva e robalo-flecha, o "Projeto Robalo", são exemplos desses projetos.

O "Projeto Robalo", desde 2013, vem estudando padrões de movimentação das duas espécies de robalo, *C. parallelus* e *C. undecimalis,* além dos locais de reprodução. Com o levantamento desses dados, ações focadas na gestão e conservação dessas espécies terão uma importante contribuição. Além disso, ele tem um enfoque voltado para a capacitação de guias-de-pesca e ações de educação ambiental com os pescadores esportivos que vêm para a região, sendo que as atividades realizadas abrangem desde palestras para os guias-de-pesca e proprietários de pousadas de pesca e marina até a confecção de um "Manual de Boas Práticas de Pesca Esportiva", aonde são apresentadas diversas técnicas que, quando utilizadas, visam o bem-estar e diminuição do estresse do peixe antes da volta para a água. Uma das principais bandeiras do "Projeto Robalo" é precisamente a difusão do pesque-solte, pois, sendo a pesca amadora a principal responsável pela captura dos robalos, iniciativas como essa irão contribuir de forma significativa para a conservação e regeneração dos estoques desta espécie.

MINUTA

Além da criação de novas tecnologias de pesca ou readequação dos petrechos já existentes, a criação de espécies nativas também é uma boa opção a ser incentivada; como a parceria que já vem acontecendo entre a UNESP e a Prefeitura de Ilha Comprida no Laboratório Nacional de Aquicultura Marinha – LANAM. As vantagens de uma parceria mais sólida e consolidada, entre a Universidade e a Unidade de Conservação, incluem: maior facilidade em se estabelecer programas de estágio em futuros projetos a serem realizados na APAMLS, aumento da participação de alunos e professores nas Câmaras Temáticas da APAMLS, entre outras.

- **Contribuição para Planejamento das UCs**

As propostas para o zoneamento levaram em conta as informações técnicas, os temas prioritários para a ARIEG e os levantamentos realizados no Diagnóstico Participativo.

Com relação às Barras, áreas importantes para a manutenção do estoque de algumas espécies de peixes, já possui legislação vigente em relação à pesca, porém, na Barra de Icapara, a pesca da manjuba é uma atividade praticada em conflito com a proibição vigente.

Também é necessário que se estabeleça uma série de medidas que possibilite a existência de um potencial reprodutivo, capaz de permitir um efetivo recrutamento. Para isso, é fundamental que se proíba, de forma mais efetiva, a captura de indivíduos nas fases mais críticas de suas vidas, isto é, fases juvenis e reprodutivas. Medidas como defeso da pesca em períodos reprodutivos, restrições sobre determinados petrechos de pesca (como a utilização de rede de emalhe na boca da barra), adequação do tamanho de malhas em detrimento da espécie-alvo, interdição de áreas para a pesca, proteção de reprodutores e limite de comprimento e peso, são essenciais para a manutenção de estoques pesqueiros.

Outro assunto que merece ser discutido é a Portaria 445/2014 – MMA, que lista as espécies de peixes e invertebrados aquáticos avaliados e classificados em algum grau de ameaça, sendo que, entre os peixes, muitas dessas espécies são estuarinas e marinhas, alvo da pesca artesanal e/ou industrial. A publicação desta Portaria trouxe grande polêmica e discussão acerca daquilo que foi estabelecido por ela. Segundo o artigo 2°, as espécies classificadas como Vulnerável (VU), Ameaçada (EN), Criticamente Ameaçada (CR) e Extinta na Natureza (EW), ficam integralmente protegidas, tendo sua captura, transporte, manejo, armazenamento, beneficiamento e comercialização proibidas. O artigo 3° esclarece que para aquelas espécies que são classificadas como VU, o uso sustentável poderá ser permitido desde que seja regulamentado e autorizado pelos órgãos que lhe competem.

Como já discutido no presente Documento, um exemplo de espécie que foi incluída na Portaria 445/2014 – MMA é o bagre-branco (*Genidens barbus*). No Anexo 1 da Portaria, esta espécie está classificada como Ameaçada (EN), porém foi realizado um laudo técnico pela equipe da CT de Pesca das APAMLS e APACIP demonstrando que os estoques de bagre-branco para a região da Cananeia é estável. Desta forma, está sendo solicitada a alteração do *status* de ameaça da espécie de "EN" para Vulnerável (VU). Com esta alteração, a pesca sustentável para o bagre-branco é garantida, tendo em vista a grande importância desta espécie como recurso pesqueiro, principalmente para os pescadores artesanais.

Baseado no estudo realizado pelo CT de Pesca das APAMLS e APACIP (Avaliação do estado de conservação do bagre-branco (*Genidens barbus*) no litoral do Estado de São Paulo), é importante reforçar as recomendações contidas no laudo. Para que as populações do bagre-branco se mantenham em níveis sustentáveis, é necessário que o número de pescadores se mantenha na quantidade atual. Com medidas como esta, é garantida a continuidade da atividade de pesca artesanal deste recurso, que é uma importante fonte de sustento de diversas famílias de pescadores. Vale ressaltar que esse processo pode ser realizado para outras espécies, através dos fóruns de discussão da gestão da APAMLS (Conselho Gestor e Câmara Temática de Pesca), o que reforçar a relevância da participação dos representantes do setor pesqueiro e de pesquisa na hora de destacar os pontos-chave do ordenamento pesqueiro no território da unidade.

Por fim, destaca-se a importância da realização de estudos em escalas temporais que demonstrem as variações na composição da ictiofauna da região em detrimento da dinâmica dos substratos que estão em constante transformação na ARIEG.

MINUTA

2.3.1.3 HERPETOFAUNA MARINHA

As tartarugas marinhas são répteis existentes ao longo da costa brasileira, principalmente em áreas de alimentação e desova. Distribuídos por todos os oceanos, em águas tropicais e temperadas, esses animais de vida longa e crescimento lento apresentam um complexo ciclo de vida, envolvendo migrações transoceânicas entre vários habitats que distam milhares de quilômetros entre si (PLOTKIN *et al.* , 1996).

Suas populações têm sofrido reduções drásticas nas últimas décadas e isto se deve principalmente à ação antropogênica, que inclui não somente sua predação direta para o consumo de carne, ovos e carapaça (utilizada na fabricação de diversos artefatos) (CAMPBELL, 2003), mas também a poluição e a degradação ambiental de seus habitats costeiros e marinhos (DERRAIK, 2002).

A ocupação das regiões costeiras também compromete essas espécies, em decorrência do aumento crescente da atividade pesqueira, que, juntamente com a poluição ambiental referida acima, representa atualmente a maior ameaça às tartarugas marinhas em todo o globo terrestre (HAMANN *et al.* , 2010).

O litoral brasileiro recebe a visita de cinco das sete espécies de tartarugas marinhas existentes atualmente: *Chelonia mydas* (tartaruga-verde), *Caretta caretta* (tartaruga-cabeçuda), *Eretmochelys imbricata* (tartaruga-de-pente), *Lepidochelys olivacea* (tartaruga-oliva) e *Dermochelys coriacea* (tartaruga-de-couro), todas classificadas como ameaçadas (categorias "Vulnerável", "Em Perigo de Extinção" ou "Criticamente em Perigo de Extinção") na Lista Vermelha da União Internacional para a Conservação da Natureza (IUCN, 2016). As cindo espécies possuem registros de ocorrência no litoral do Estado de São Paulo, todos relacionados a áreas de alimentação, descanso, desenvolvimento e corredor migratório (GALLO *et al.* , 2006; FERNANDES, 2015; BONDIOLI, 2009), visto que não existem áreas de desova localizadas na costa paulista. A região que compreende a ARIEG é utilizada pelas cinco espécies, comprovando a importância de sua preservação para a manutenção desses animais ameaçados de extinção.

- **Características ecológicas**

As tartarugas marinhas são fundamentais para o equilíbrio do ecossistema marinho costeiro, pois desempenham papel fundamental na cadeia alimentar, atuando como presas, consumidoras e competidoras de outras espécies, em diferentes etapas do seu ciclo de vida (MUSICK e LIMPUS, 1997). Elas se alimentam dos bancos de algas, crustáceos, moluscos, peixes, esponjas, águas-vivas entre outros invertebrados marinhos, sendo responsáveis pela manutenção da saúde do ambiente marinho, que, por sua vez, constitui-se de locais adequados à reprodução e ao desenvolvimento de muitas espécies (BJORNDAL, 1997). Além disso, são importantes como hospedeiras de parasitas e patógenos, substrato para epibiontes e como modificadoras da paisagem (BJORNDAL e JACKSON, 2003).

São conhecidas também como transportadoras de nutrientes (BOUCHARD e BJORNDAL, 2000), pois se alimentam em determinadas áreas, costeiras ou pelágicas, e vão depositar seus ovos em praias localizadas a centenas de milhas de distância, de modo a acrescentar boa quantidade de nutrientes para a vegetação aí localizada, uma vez que as cascas de ovos, os ovos que não eclodem e os filhotes que por diversos motivos não saem dos ninhos representam um significativo conteúdo energético para esta vegetação (BOUCHARD e BJORNDAL, 2000).

Particularmente na região onde se insere a ARIEG, as tartarugas-verdes atuam como pastadoras, sendo, portanto, responsáveis pela manutenção do equilíbrio, diversidade e crescimento do pasto marinho, composto por espécies de algas e angiospermas marinhas, principal alimento deste quelônio e local valioso para o desenvolvimento de diversas espécies marinhas (BECK *et al.* , 2001). Com relação à riqueza e à abundância, a região recebe a visita de um considerável número de indivíduos juvenis da espécie *Chelonia mydas,* embora não existam, na literatura, estimativas de tais atributos ecológicos para áreas de alimentação.

MINUTA

Conforme já mencionado, não existem sítios de reprodução de tartarugas marinhas na costa paulista, entretanto, ressalta-se aqui a importância do conhecimento dos diferentes aspectos ecológicos do ciclo de vida de tais animais, por serem essenciais ao entendimento da dinâmica populacional das referidas espécies e, portanto, para juvenis e adultos que ocorrem na região da ARIEG.

Reprodução

A maioria dos aspectos reprodutivos é muito similar entre as cinco espécies de tartarugas marinhas e as descrições encontradas na literatura, com algumas modificações, se adequam a todas elas (MUSICK e LIMPUS, 1997). Vale observar que, assim como ocorre para os outros répteis, seu desenvolvimento é proporcional ao aporte alimentar que recebem, podendo alcançar grande porte em um menor espaço de tempo, quando se desenvolvem em áreas onde exista grande abundância de alimento (MILLER, 1997).

Os filhotes de tartaruga marinha eclodem de seus ovos simultaneamente, apresentando um comportamento denominado "facilitação social" (CARR e HIRTH, 1961), em que a escavação do ninho e emersão dos filhotes na praia ocorre em cadeia diminuindo sua suscetibilidade a diversos predadores como caranguejos, aves e mamíferos (FORMIA, 2002). Durante o percurso ninho-mar, características químicas e físicas da praia natal são registradas por estes filhotes, fenômeno conhecido como *imprinting,* e acredita-se que tais sinais sejam responsáveis pelo seu retorno, anos mais tarde, como adultos em idade reprodutiva, para acasalar e desovar (LOHMANN *et al.* , 1997).

Durante a fase de vida oceânica conhecida como "ano perdido" (CARR *et al.* , 1978), os filhotes permanecem boiando passivamente nos maiores sistemas de correntes (giros oceânicos), que servem como áreas de desenvolvimento em mar aberto e que possuem uma baixa densidade e diversidade de predadores. Após este período, são recrutados para áreas neríticas de desenvolvimento, como juvenis. Nesta fase, dependendo do hábito alimentar, podem ocupar regiões próximas à costa (tartaruga-verde e tartaruga-de-pente) ou mais profundas (tartaruga-cabeçuda, tartaruga-oliva e tartaruga-de-couro). Tais regiões recebem juvenis de várias áreas de desova distintas (LAHANAS *et al.* , 1998) e são conhecidas como estoques mistos, por conter diversidade genética considerável.

Ao atingir a maturidade sexual, em torno de 20 a 50 anos, dependendo da espécie e da população em questão (FORMIA, 2002), iniciam grandes ciclos migratórios entre áreas de alimentação e áreas de desova, cruzando zonas oceânicas (LUSCHI *et al.* , 2003). Tais migrações são realizadas por machos e fêmeas, mas o mecanismo pelo qual as tartarugas se guiam durante estas migrações permanece desconhecido, sendo atribuída geralmente a uma variedade de mecanismos que incluem odor das correntes, parâmetros geomagnéticos e características químicas e físicas provenientes de ventos e correntes (LOHMANN *et al.* , 1997).

Durante os intervalos entre os períodos reprodutivos, os adultos geralmente residem em ambiente nerítico ou pelágico e o acasalamento ocorre em regiões dispersas ao longo do oceano, possivelmente localizadas próximas à praia onde a fêmea desova. Após o período de acasalamento, os machos retornam às áreas de alimentação enquanto as fêmeas se dirigem para as proximidades das praias de desova onde nasceram e permanecem por um período de tempo, para a maturação dos ovos (CARR *et al.* , 1978).

Embora existam inúmeros fatores associados à qualidade de uma praia de desova, não há uma relação direta entre estes fatores e a presença de tartarugas nesta praia. Em intervalos de 10 a 15 dias (dependendo da espécie em questão), a fêmea sobe à areia da praia para colocar seu ninho. Após a deposição, a fêmea recobre de areia o ninho e volta à água, onde deverá permanecer até que os outros ovos amadureçam e ela retorne à areia para a construção de um novo ninho e assim sucessivamente. O número de ninhos por fêmea a cada temporada reprodutiva varia entre 3 e 7, dependendo da região e de cada espécie (FORMIA, 2002) e, terminada sua última postura, este animal se encaminha para sua área de alimentação, permanecendo nesta região ou alternando entre outras de mesma natureza, até que se inicie uma nova temporada reprodutiva.

Os ovos são incubados pelo calor do sol nas areias durante um período que varia entre 45 a 60 dias (MILLER, 1997) e a determinação do sexo das crias se dá por esta diferença na temperatura de incubação (MORREALE *et al.* , 1982). A temperatura limite para a definição do sexo (temperatura pivotal), varia de acordo com a espécie. Para tartarugas verdes, por exemplo, ela está em torno de 32°C, acima dos quais os filhotes serão fêmeas (STANDORA e SPOTILA, 1985). Esta característica sofre influência direta do aquecimento global, podendo gerar consequências fatais para a manutenção destas

espécies, decorrentes do desequilíbrio na razão sexual, resultante da alteração da temperatura nas praias de desova (WEISHAMPELL *et al.* , 2004; HAWKES *et al.* , 2007).

Caracterização das Espécies

Tartaruga-verde (*Chelonia mydas*)

Popularmente conhecida como tartaruga-verde (**Foto 13**), apresenta distribuição circuntropical, habitando todos os oceanos do globo. A maioria das populações habita regiões entre 50ºN e 40ºS de latitude (FORMIA, 2002). Quando filhotes são onívoras, porém, ao se tornarem juvenis, exibem preferência pelo hábito herbívoro, que continua durante sua fase adulta. Alimentam-se de algas verdes, vermelhas e marrons, e angiospermas marinhas de diversas espécies (PRITCHARD, 1997), justificando a predominância da zona costeira nas áreas de distribuição desta espécie. Atualmente está classificada como em perigo de extinção (IUCN, 2016; ALMEIDA *et al.* , 2011b).

Foto 13 – Tartaruga-verde (*Chelonia mydas*).

Fonte: Bárbara Loreto.

Tartaruga-cabeçuda (*Caretta caretta*)

A tartaruga-cabeçuda (**Foto 14**) é a espécie com maior número de desovas no litoral brasileiro, com maior concentração na Bahia, ocorrendo também nos Estados de Sergipe, Espírito Santo e Rio de Janeiro (MARCOVALDI e MARCOVALDI, 1999). Ninhos esporádicos foram registrados no litoral paulista (Banco de Dados TAMAR/SITAMAR). Sabe-se, no entanto, que essas ocorrências isoladas, possivelmente estão relacionadas a distúrbios comportamentais individuais das fêmeas, que desovam equivocadamente.

Foto 14 – Tartaruga-cabeçuda (*Caretta caretta*).

Fonte: seaturtle.org.

Há estimativas mundiais de uma população de cerca de 60 mil fêmeas em idade reprodutiva e o Brasil ocupa a terceira posição entre os sítios de desova dessa espécie no oceano Atlântico (BAPTISTOTTE, 2003). Classificada como em perigo de extinção (IUCN, 2016), é encontrada em todos os mares e exibe hábito preferencialmente carnívoro, alimentando-se de

MINUTA

caranguejos, moluscos, mexilhões e outros invertebrados triturados com ajuda da musculatura robusta da sua mandíbula, capaz de quebrar conchas e carapaças de outros animais com facilidade (PRITCHARD, 1997).

Tartaruga-oliva (*Lepidochelys olivacea*)

A tartaruga-oliva (**Foto 15**) é a menor dentre as espécies de tartarugas marinhas, atingindo cerca de 50 kg quando adultas. Em uma escala global, esta espécie é provavelmente a espécie mais abundante, existindo praias de desova que chegam a receber mais de meio milhão de tartarugas durante uma temporada de desova (MARQUEZ *et al.* , 1996). Ironicamente, é a espécie menos abundante na região oeste do Atlântico e sua principal área de reprodução em águas brasileiras está localizada entre o litoral sul do estado de Alagoas e o litoral norte da Bahia com maior densidade de desovas no estado de Sergipe (CASTILHOS e TIWARI, 2006; SILVA *et al.* , 2007; Banco de Dados TAMAR/SITAMAR).

Foto 15 – Tartaruga-oliva (*Lepidochelys olivacea*).

Fonte: animalia.xpg.uol.com.br.

É uma espécie carnívora, dotada de mandíbulas robustas responsáveis pelo trituramento de seus alimentos: crustáceos, moluscos, peixes e camarões (BURKE *et al.* , 1994), por essa preferência alimentar, estes animais, que ocupam o ambiente nerítico, visitam com frequência o ambiente pelágico, onde encontram grande disponibilidade dos referidos itens alimentares. As principais ameaças à sobrevivência desta espécie, segundo Castilhos *et al.* (2011), são a captura incidental em artes de pesca, a destruição e descaracterização dos habitats reprodutivos (terrestres e marinhos) e a coleta de ovos em praias de desova, além da poluição marinha.

Tartaruga-de-pente (*Eretmochelys imbricata*)

Popularmente conhecida como tartaruga-de-pente (**Foto 16**) encontra-se criticamente ameaçada de extinção decorrente da caça indiscriminada que sofreu no passado, sobretudo devido à exuberância de sua carapaça, que foi largamente utilizada para a confecção de diversos utensílios (PRITCHARD, 1997; MARCOVALDI *et al.* , 2011a).

Foto 16 – Tartaruga-de-pente (*Eretmochelys imbricata*).

Fonte: miraimages.photoshelter.com.

Essa espécie tem como habitat natural recifes de coral e águas costeiras rasas, como estuários e lagoas, podendo ser encontrada, ocasionalmente, em águas profundas. Sua alimentação consiste em esponjas, anêmonas, lulas e camarões; buscando alimento nas fendas dos recifes de corais. Apresenta distribuição circunglobal em águas tropicais e, em menor extensão, em águas subtropicais (MORTIMER e DONNELLY, 2007). No Brasil, as áreas de desova distribuem-se desde o Espírito Santo até o Ceará (MARCOVALDI *et al.* , 2007) e juvenis desta espécie foram registrados em todo o litoral Norte-Nordeste e, com menor frequência, no Sul-Sudeste, sendo as principais áreas de alimentação conhecidas o Arquipélago de Fernando de Noronha (BELLINI *et al.* , 2000) e o Atol das Rocas (MARCOVALDI *et al.* , 1998). Registros de encalhes de tartarugas-de-pente e capturas incidentais pela pesca na costa nordeste do país indicam a presença de indivíduos juvenis e adultos (MARCOVALDI *et al.* , 2007).

Tartaruga-de-couro (*Dermochelys coriacea*)

A tartaruga-de-couro (**Foto 17**) é cosmopolita, ocorrendo nos oceanos tropicais e temperados de todo o mundo, chegando próximo de águas subárticas (ALMEIDA *et al.* , 2011a) e vivendo usualmente na zona oceânica durante a maior parte da vida. Espécie altamente migratória, realiza deslocamentos que podem chegar a mais de 4.000 km (BARATA e FABIANO, 2002), mas a única área regular de desova conhecida no Brasil situa-se no litoral norte do Espírito Santo. São animais carnívoros, alimentando-se de zooplâncton gelatinoso, como celenterados, pirossomos (colônias de tunicados) e salpas (WITT *et al.* , 2007) durante todo o ciclo de vida. Criticamente ameaçadas de extinção segundo a Lista de Espécies Ameaçadas do IBAMA, suas populações sofrem declínios, sobretudo, devido à pesca industrial (SALES *et al.* , 2008).

Foto 17 – Tartaruga-de-couro (*Dermochelys coriacea*).

Fonte: seaturtle.org.

Corredor migratório

Devido à natureza altamente migratória das espécies, para que a preservação das tartarugas marinhas e de seus habitats realmente ocorra, devem ser consideradas e adequadamente geridas vastas áreas de habitats costeiros e marinhos, ou seja, preservar as tartarugas marinhas é uma forma de proteger estas áreas, que, por sua vez, são instrumentos de proteção para o mundo complexo e interconectado dessas espécies.

MINUTA

Os países do Atlântico Sul Ocidental (ASO), Argentina, Uruguai e Brasil, representam importantes áreas de alimentação, habitats de desenvolvimento e corredores migratórios das cinco espécies de ocorrência no litoral paulista. Altamente migratórios, os quelônios marinhos necessitam que os esforços de pesquisa e conservação sejam coordenados e realizados em cooperação entre as nações envolvidas, ultrapassando fronteiras geográficas e políticas (FALLABRINO *et al.* , 2010; NARO-MACIEL *et al.* , 2012).

Estudos genéticos, de marcação e recaptura e de telemetria indicam que as populações de tartarugas-verdes juvenis são compartilhadas pelos três países (NARO-MACIEL *et al.* , 2007; BONDIOLI, 2009; CARACCIO, 2008; PROSDOCIMI *et al.* , 2012) e muitas tartarugas que se utilizam de áreas de alimentação uruguaias (**Figura 55**), por exemplo, nasceram em praias brasileiras dependendo, deste modo, de esforços conjuntos destes países para que possam ser efetivamente protegidas, sendo que, ao atingir a idade reprodutiva, esses animais retornarão ao Brasil para construir seus ninhos e, se porventura sofrerem ameaças nestes locais, os esforços uruguaios para a preservação desta espécie terão sido de pouca utilidade e vice-versa. Assim, para que a conservação realmente ocorra, é preciso que estes animais sejam protegidos durante todas as etapas do seu ciclo de vida e em todos os habitats que ocupam.

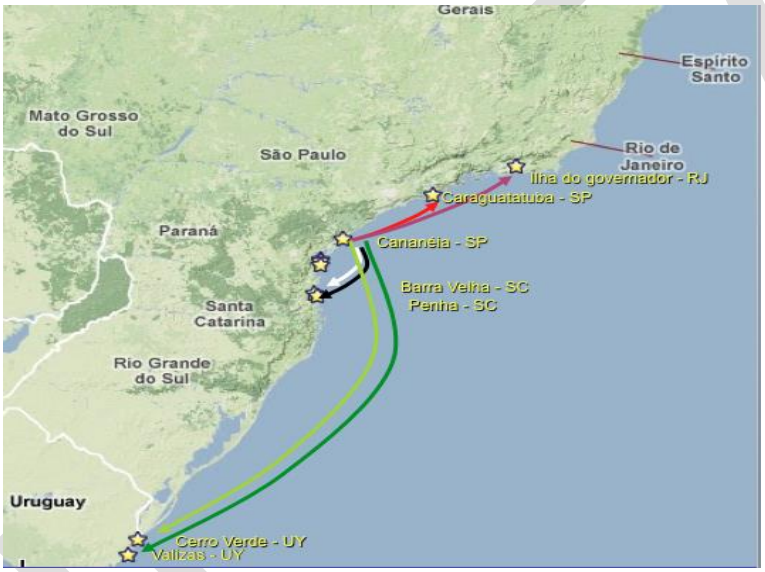


Figura 55 – Movimentos migratórios de juvenis de tartaruga-verde marcados em Cananeia, litoral sul (SP) e recapturados ao norte (RJ) e ao sul (Uruguai) indicando a utilização da costa do Atlântico Sul Ocidental como corredor migratório. Fonte: Banco de dados do Projeto Tartarugas – IPeC.

Atualmente, os esforços estão sendo direcionados para o delineamento de medidas que protejam o corredor migratório utilizado pela espécie *Caretta caretta* (CARACCIO *et al.* , 2008; BALMELLI, 2013). Segundo este último autor, filhotes nascidos em diferentes áreas de desova brasileiras, ao entrar em mar aberto, encontram a corrente quente do Brasil, que leva a maioria dos indivíduos para águas uruguaias. Desse modo, as costas brasileira e uruguaia constituem parte importante do corredor migratório para as populações brasileiras desta espécie. Neste estudo genético, Balmelli (2013) aponta as pescarias em águas uruguaias como uma grande ameaça às tartarugas-cabeçudas, afetando principalmente as populações anidadoras do Brasil, e destaca a importância das águas uruguaias para a manutenção das populações de cabeçudas brasileiras.

Em outubro de 2009, o Grupo de Especialistas em Tartarugas Marinhas do Atlântico Sul Ocidental – RED ASO reuniu-se em Mar del Plata, Argentina, para realizar o primeiro workshop sobre tartarugas-verdes e Áreas Protegidas. Esse encontro tinha por objetivo promover o intercâmbio de conhecimentos e experiências entre pesquisadores e conservacionistas que trabalham com tartarugas-verdes no Brasil, Uruguai e Argentina, a fim de avaliar conexões entre as populações presentes em áreas de desova e de alimentação, reconhecer ameaças comuns aos três países e identificar lacunas no conhecimento sobre a espécie e seus habitats críticos desprotegidos ao longo de toda a costa do Atlântico Sul Ocidental (MARTINEZ-SOUZA, 2011).

A RED ASO segue reunindo-se para realizar oficinas e workshops que possibilitem intercambiar experiências de monitoramento com novos profissionais, potencializar a formação de novos projetos de conservação e valorizar a

biodiversidade das regiões estudadas, promovendo uma sociedade mais justa, ambiental e socialmente responsável ao longo da costa do Atlântico Sul Ocidental. Além disso, segue-se com o propósito de estabelecer proteção para o corredor marinho migratório em relação às outras espécies de quelônios marinhos que aí ocorrem.

O litoral paulista compõe parte importante desse corredor migratório, abrigando inúmeras áreas de alimentação, descanso e desenvolvimento, principalmente para as espécies *Chelonia mydas, Caretta caretta* e *Eretmochelys imbricata*. Necessita, portanto, de proteção integral para a manutenção das populações que, segundo estudos genéticos, são provenientes de áreas de desova distantes, como na costa africana e no Suriname, recebendo também animais provenientes de áreas de desova brasileiras (NARO MACIEL *et al.* , 2007; BONDIOLI, 2009).

Dados obtidos em um estudo de telemetria por satélite com 10 fêmeas, durante a temporada reprodutiva 2005/2006 no norte da Bahia, revelaram a existência de um corredor migratório de cabeçudas, ao longo de toda a costa Nordeste do Brasil, e de áreas de alimentação e descanso na costa Norte, especialmente no Ceará (MARCOVALDI *et al.* , 2009; MARCOVALDI *et al.* , 2010). Sabe-se, no entanto, que essas cabeçudas marcadas no Nordeste brasileiro são registradas com frequência nas costas uruguaia e argentina (SANTOS *et al.* , 2011; LAPORTA & LOPEZ, 2003), o que torna imprescindível que todo esse corredor migratório, formado pelas costas dos três países acima citados, seja integralmente protegido.

Distribuição dos quelônios marinhos na ARIEG

A ARIEG compõe parte do Complexo Estuarino-Lagunar de Cananeia-Iguape e é adjacente a APAMLS. Assim, de modo geral, a descrição dessa região como área de alimentação de juvenis de tartarugas-verdes e área de ocorrência das outras quatro espécies de quelônios marinhos que visitam a costa brasileira (BONDIOLI *et al.* , 2008) pode ser extrapolada também para a ARIEG. Indivíduos recapturados no estudo de Bondioli *et al.* (2008) mostraram intervalos de tempo de recaptura de até 17 meses, confirmando a utilização desta região por juvenis de tartarugas-verdes para desenvolvimento.

Dentro do Projeto de Monitoramento de Praias da Bacia de Santos – PMP-BS coordenado pela UNIVALI para a PETROBRAS, o IPeC e o IOUSP desde 2015 atendem chamados de moradores da região ou turistas e fazem o monitoramento das praias para registro de ocorrência de encalhes de animais mortos ou vivos e, se for o caso, encaminhamento para reabilitação em bases especializadas, como o CETAS coordenado pelo IPeC. Os registros de encalhes nas praias da região obtidos entre 2015 e 2016 por esse projeto também suportam a presença das cinco espécies nessa área (PMP-BS/PETROBRAS, 2016). Para a ARIEG, a evidência mais próxima foi de um juvenil de *C. mydas* encontrado vivo na praia de Ilha Comprida, que, segundo anotação de campo, provavelmente estivesse junto à vegetação ribeirinha e tenha se desprendido, descendo pelo rio Ribeira do Iguape e chegando à praia. Esse indivíduo apresentava verrugas sugestivas de fibropapilomas.

Registros de encalhes de todas as espécies de tartarugas marinhas também foram realizados durante o monitoramento das praias da Ilha Comprida e Ilha do Cardoso, conduzido pelo IPeC entre os anos de 2003 e 2013 (BEZERRA *et al.* , 2014). Neste período, foram registradas, sobretudo, carcaças de indivíduos adultos, subadultos e juvenis de tartaruga-verde e tartaruga-cabeçuda, com maior número de ocorrências nos meses de inverno, provavelmente relacionado ao aumento da atividade pesqueira que ocorre nesta época do ano. Carcaças de tartaruga-de-pente e de tartaruga-de-couro também foram documentadas durante esse período de monitoramento.

Em 2014, Bezerra *et al.* registraram e monitoraram uma desova de tartaruga-de-couro na praia da Ilha Comprida. Apesar de bastante incomum, tal registro é importante para ampliar o conhecimento sobre esta espécie na região. Em 2015, a equipe do Instituto Oceanográfico da USP registrou outra desova na Ilha Comprida. Segundo os pescadores artesanais, estes quelônios estão distribuídos por toda a região, principalmente nas águas abrigadas do estuário, que oferecem, simultaneamente, alimento e refúgio a estes juvenis.

Avaliando o estoque misto desta espécie na região, Bondioli *et al.* (2008) confirmaram a presença de indivíduos provenientes de áreas de desova localizadas nas Ilhas Ascensão, Caribe Oriental, Costa Ocidental da África, além das maiores colônias brasileiras: Atol das Rocas, Trindade e Fernando de Noronha. Estas informações evidenciam a importância da área para a manutenção das populações de tartarugas-verdes, em escala regional, como também para a base oceânica atlântica. Este estudo também ampliou o entendimento sobre as conexões entre áreas de desova e esta área de alimentação, que distam entre si centenas de quilômetros, ressaltando a importância da conservação, que ultrapassa fronteiras geográficas e políticas, e a união entre as nações que dividem a responsabilidade sobre a manutenção dessas espécies no presente e no futuro.

MINUTA

- **Características socioeconômicas**

Muito pode ser aprendido sobre a condição ambiental do planeta, através do estudo das tartarugas marinhas, uma vez que estes animais existem há mais de 220 milhões de anos (LI *et al.* , 2008). Elas foram representadas por numerosas culturas, fornecendo sustento nutricional, econômico e, muitas vezes, espiritual para os povos de todo o mundo. Assim, estes répteis marinhos são parte da base cultural de muitas comunidades costeiras (FRAZIER, 2003).

Dentre os principais atores sociais que possuem interações com o grupo podem-se destacar:

- Pescadores Artesanais: encontram-se em contato direto com as espécies de tartarugas marinhas e, ainda que tais animais não sejam alvo de suas pescarias, acabam sendo prejudicados pela captura incidental. Na região, destaca-se a presença de grande número de cercos-fixos – armadilhas artesanais de pesca tradicionalmente confeccionadas pelos caiçaras, que, apesar de capturarem tartarugas marinhas, não causam qualquer ferimento ou ameaça a saúde destes animais. Um extenso trabalho de colaboração entre esses pescadores e a equipe de pesquisadores do Projeto Tartarugas do IPeC propiciou o monitoramento desses petrechos de pesca e a coleta de dados entre os anos de 2001 a 2013 na região. Estes pescadores têm papel fundamental na conservação dessas espécies e atuam efetivamente, contribuindo para as pesquisas na região. Por outro lado, Gusmão (2013), em estudo etnobiológico, visando descrever a interação das comunidades caiçaras de Pedrinhas (Ilha Comprida) e Pontal de Leste (Ilha do Cardoso) com as tartarugas marinhas, e estas com a pesca de emalhe artesanal, sob a perspectiva dos pescadores, comprovou que ainda há utilização de tartarugas marinhas como alimento na região. Dos 60 pescadores entrevistados, apenas um pescador relatou nunca ter capturado incidentalmente uma tartaruga marinha durante a pescaria. Os demais afirmaram que, apesar de baixa frequência, quando as encontram presas às redes de fundeio, em geral estão mortas e são devolvidas para o mar, ou caso julguem que a morte ocorreu há pouco tempo, se alimentam do animal. Contudo, este estudo não indica quantos exatamente ainda se alimentam de tartarugas e com qual frequência. Pressupõe-se que isto ocorra de forma ocasional, mas apenas seria possível atestar este fato com estudos direcionados a este mérito.
- Pescadores Industriais: os diferentes métodos utilizados pela indústria pesqueira são os principais responsáveis pela mortalidade das tartarugas marinhas em todos os mares do globo terrestre. Da mesma forma que a pesca artesanal, seu produto-alvo não são as tartarugas marinhas; no entanto, há registros de capturas incidentais em larga escala na região costeira próxima à ARIEG, sendo que centenas de animais morrem afogados por ficarem presos em redes de pesca. Equipamentos perdidos durante as viagens de pesca, conhecidos como "redes-fantasma", permanecem à deriva no mar, provocando sérios prejuízos não apenas às tartarugas marinhas, mas à biota marinha de forma geral. Por fim, cabe ressaltar a poluição provocada pela frota pesqueira industrial, com grandes quantidades de dejetos produzidos pela tripulação sendo descartados no mar, o que aumenta ainda mais o impacto que estes atores provocam sobre as tartarugas marinhas, visto que a morte causada pela poluição ambiental é a segunda maior ameaça a estas espécies no mundo todo.
- Proprietários e funcionários de embarcações turísticas: responsáveis pelo transporte de turistas na região, a tripulação dessas embarcações no Estuário de Cananeia sempre atuou de maneira colaborativa com os pesquisadores do Projeto Tartarugas do IPeC. Inúmeros cursos práticos sobre a Biologia e Ecologia desses animais foram conduzidos a bordo das embarcações de modo que estas tripulações fossem conscientizadas sobre a importância das tartarugas para a região e vice-versa. Estes agentes sociais têm papel fundamental na conscientização do turista que visita a região, bem como na condução de suas atividades de modo a minimizar possíveis impactos, como o descarte de resíduos no ambiente e o atropelamento de tartarugas marinhas.
- Turistas: a perturbação do ecossistema marinho provocada pela larga presença de turistas na área litorânea, sobretudo nos meses de verão, é responsável por um aumento da degradação ambiental, visto que a quantidade de dejetos produzidos é bastante elevada. Outro impacto diz respeito a atitudes diretas, como a perturbação (durante mergulhos) dos animais e de seus habitats de alimentação, descanso e desenvolvimento, o que resulta em prejuízo para toda a população.
- Comunidade litorânea: muitas vezes desconhece a presença desses animais em sua região. No entanto, indiretamente, acaba por provocar sérios prejuízos aos mesmos, como, por exemplo, através do descarte de lixo e esgoto no mar, degradação de porções do leito marinho por pisoteamento, entre outros impactos.

MINUTA

- **Ameaças diretas e indiretas, fragilidades e sensibilidade**

A proteção das tartarugas marinhas em áreas que estão situadas dentro, ou próximas, de Unidades de Conservação está, teoricamente, menos ameaçada se comparada com aquelas áreas que ainda não foram definidas como protegidas. Isto não exime, direta ou indiretamente, as tartarugas marinhas de ameaças na ARIEG. O tráfego de embarcações, a ocupação turística do litoral, o impacto da poluição marinha e a pesca são alguns dos exemplos de pressões que comprometem a situação das populações de tartarugas marinhas na ARIEG.

De forma geral, os principais fatores ligados ao desenvolvimento costeiro desordenado que causam um impacto negativo nas populações de tartarugas marinhas são: movimentação da areia da praia (extração de areia e aterros); Fonte-poluição; tráfego de veículos; presença humana nas praias; portos, ancoradouros e molhes; ocupação da orla (hotéis e condomínios); e exploração (produção e distribuição) de óleo e gás.

No Brasil, apesar de todas as espécies de tartarugas marinhas serem legalmente protegidas contra a caça e a coleta de ovos, em toda a costa desde 1986, (Portaria SUDEPE 5/86), a carne de tartaruga marinha continua sendo considerada uma iguaria em vários locais do país (GUSMÃO, 2013; PEGAS *et al.* , 2010). Sua utilização como item alimentar é um hábito histórico que ainda persiste, apesar da ameaça de extinção sofrida atualmente por estas espécies. A comercialização de sua gordura também é comum na medicina tradicional (MEYLAN, 1999), porém, não existem estudos que comprovem a existência de propriedades medicinais neste material, tampouco trabalhos que comprovem sua utilização no Brasil.

Ameaças indiretas agravam a situação das populações de tartarugas marinhas, como a perda de habitats costeiros e marinhos, causada pela poluição e a degradação ambiental (DERRAIK, 2002). Restos de linhas e redes de pesca, plástico e isopor afetam estes animais em todas as fases de seu ciclo de vida. Quando filhotes podem ficar enredados em dejetos flutuantes, ao longo das zonas de convergência sendo impedidos de se alimentar e se desenvolver (BJORNDAL, 1997). Tartarugas-verdes juvenis e adultas são herbívoras e frequentemente se alimentam de sacos e de outros dejetos plásticos que se assemelham a algas e gramas marinhas, ou os ingerem por engano, visto que os sítios de alimentação estão repletos destes materiais (BUGONI *et al.* , 2001; BEZERRA, 2014; SILVA *et al.* , 2011) responsáveis por acarretar consequências graves, como a obliteração do trato digestório, a interrupção da alimentação pela sensação de saciedade e a formação de fecalomas produzidos pela compactação do lixo ingerido (LUTCAVAGE & LUTZ, 1997).

Atualmente, entretanto, a captura incidental em larga escala pela pesca industrial é responsável pelos maiores índices de mortalidade de tartarugas marinhas de todo o globo (HEPPEL *et al.* , 2003). Entende-se por captura incidental a captura de animais que não são alvo de um determinado tipo de pesca. Aves e tartarugas são frequentemente capturadas deste modo, principalmente pelo arrasto e o espinhel pelágico, petrechos utilizados na captura de camarões e de peixes de alto valor comercial, respectivamente (ORAVETZ, 1999; SALES *et al.* , 2008).

Anteriormente à implementação de medidas de proteção, a mortalidade anual direta de tartarugas-cabeçudas e oliva em águas americanas pela pesca de arrasto era estimada em 50.000 e 5.000 indivíduos, respectivamente (NATIONAL RESEARCH COUNCIL, 1990). Em 1978, a agência do governo americano para pesquisa e regulamentação da pesca desenvolveu um sistema conhecido como TED (do inglês, *Turtle Excluder Dispositive*), que permite o escape de tartarugas quando capturadas por essas redes (LUTCAVAGE & LUTZ, 1997). Nos anos subsequentes, leis que obrigam o uso deste equipamento em barcos comerciais de pesca de camarão foram implementadas e se estima que esta medida diminuiu em 44% a mortalidade de tartarugas-cabeçudas na Carolina do Norte (CROWDER *et al.* , 1995). No Brasil, desde 1997 o uso do TED é obrigatório ao longo de toda a costa, em barcos de pesca de camarão de tamanho superior a 11 m, que não empregam redes ou métodos manuais de pesca (IBAMA, 2009).

As tartarugas marinhas são igualmente vulneráveis à captura por espinhel pelágico e estudos realizados no Atlântico Norte (FERREIRA *et al.* , 2003), Pacífico (LEWINSON *et al.* , 2004) e Mediterrâneo (GEROSA *et al.* , 1995) mostraram índices significativos de captura e mortalidade. No Brasil, este petrecho é utilizado desde 1956, quando embarcações japonesas foram arrendadas por companhias brasileiras de pesca, em busca de espadartes (*Xiphias gladius*) e diversas espécies de atum (*Thunnus* spp.).

A colisão com embarcações pode causar ferimentos graves e frequentemente levar à morte, principalmente em alta velocidade (HAZEL *et al.* , 2007). Na Flórida, onde embarcações costeiras são bastante comuns, a frequência de injúrias causadas às tartarugas por colisões com embarcações entre 1991 e 1993 foi de 18% em 2156 encalhes. Embora algumas

colisões possam vir a ocorrer após a morte, estes dados indicam que o tráfego de embarcações é uma importante causa de mortalidade para estes animais (LUTCAVAGE & LUTZ, 1997).

Doenças e parasitas são ameaças naturais ainda pouco compreendidas. A fibropapilomatose é uma doença caracterizada pelo crescimento de tumores, internos ou externos, de tamanho bastante variável (AGUIRRE, 1998) e cuja causa, apesar de incompletamente determinada, suspeita-se ser de origem viral associada a fatores como poluição e aquecimento das águas (GREENBLATT *et al.* , 2005). Estes tumores comprometem comportamentos essenciais à sobrevivência destes animais, como a alimentação e o deslocamento, e, quando acometem os olhos, podem causar cegueira, levando o animal à morte.

Parasitas externos, como sanguessugas marinhas da espécie *Ozobranchus branchiatus*, são frequentemente encontrados fixados às tartarugas-verdes (BUNKLEY-WILLIAMS *et al.* , 2008; ADNYANA *et al.* , 1997) e podem estar associados ao desenvolvimento de tumores, visto que causam pequenas fissuras na pele, consideradas uma importante via de contaminação viral (BUNKLEY-WILLIAMS *et al.* , 2008). Outros invertebrados foram descritos como parasitas internos destes répteis, sendo encontrados principalmente no trato digestório, pulmões, baço e bexiga urinária (SANTORO e MORALES, 2007).

As tartarugas marinhas exibem um comportamento altamente migratório, o que indica a necessidade de esforços cooperativos nacionais e internacionais para sua conservação. Outro fator importante diz respeito à distribuição tropical e subtropical destes animais. Muitos de seus habitats encontram-se em países em desenvolvimento, onde as condições econômicas são precárias e cujos habitantes muitas vezes dependem destes recursos naturais como única fonte de proteína e energia (FORMIA, 2002), o que acaba tendo impacto sobre parte dos estoques que compõem as populações que também visitam outros países.

Estudos demográficos indicam que a mortalidade de juvenis tem maior impacto nas populações que a perda de ovos e filhotes. Assim, embora a proteção de áreas de desova seja considerada prioritária, esta terá pouca utilidade caso os juvenis não sobrevivam para se desenvolverem até a maturidade. O conhecimento sobre esta fase, apesar de ainda incipiente, trouxe contribuições importantes para o entendimento da ecologia alimentar (ARTHUR *et al.* , 2008) e de aspectos comportamentais (AVENS *et al.* , 2003; REVELLES *et al.* , 2007).

- **Ameaças na ARIEG**

Em relação às ameaças sofridas pelas espécies de tartarugas marinhas na região, pode-se destacar a captura incidental pela pesca e a poluição marinha (BAHIA e BONDIOLI, 2010; GUSMÃO, 2013; BEZERRA, 2014). Gusmão (2013) registrou a captura incidental de tartarugas marinhas por redes de emalhe na Ilha Comprida. Além disso, relatou o hábito de alguns pescadores locais em utilizar as tartarugas marinhas, tanto como item alimentar, quanto na confecção de artefatos, a partir da carapaça.

Em entrevistas realizadas junto a comunidade pesqueira de Pedrinhas, os pescadores, que não quiseram ser identificados, devido ao fato de se tratar de um crime ambiental, relataram que a utilização das tartarugas marinhas como item alimentar ainda é um hábito atual, descrevendo inclusive sabores e crenças relacionados à ingestão destes animais. Além disso, houve o relato de um pescador que retira as carapaças das tartarugas, tanto capturadas em suas redes, quanto àquelas encontradas encalhadas nas praias da região, para venda a turistas interessados em sua utilização como decoração ou souvenir. Outros estudos devem ser conduzidos visando entender melhor esse comportamento, bem como propor medidas cujo objetivo seja impedir que esses crimes ambientais continuem acontecendo.

Na zona estuarina da ARIEG, o Diagnóstico Participativo da APAMLS e ARIEG (FUNDAÇÃO FLORESTAL, 2014) indicou haver pesca amadora irregular, em locais de restrição e/ou com petrechos proibidos. Essa prática também pode trazer riscos para as tartarugas marinhas, por conta dos fatores anteriormente apresentados (captura incidental, descarte de restos de petrechos e outros resíduos, perturbação de habitats).

Bezerra (2014) avaliou o conteúdo estomacal das tartarugas marinhas encalhadas nas praias da Ilha Comprida entre os anos de 2008 e 2012, encontrando resíduos inorgânicos em 70% dos indivíduos analisados, sendo o plástico o material mais frequentemente registrado. Isto indica claramente a contaminação desta área de alimentação, apontando para a deposição de grande quantidade de resíduos de origem antrópica no pasto marinho. A maior ingestão deste material por esses animais não sugere uma preferência alimentar por este item, mas sim a maior disponibilidade destes no ambiente em que os animais forragearam (MROSOVSKY *et al.* , 2009; SCHUYLER *et al.* , 2012). Estes objetos representam graves riscos, visto que um único

MINUTA

objeto cortante pode gerar consequências fatais quando ingerido por uma tartaruga marinha, (BALAZS, 1985; BJORNDAL *et al.* , 1994). Itens como restos de materiais de pesca, ao serem ingeridos por estes quelônios podem causar úlceras e desencadear problemas graves de saúde para estes répteis marinhos (BALAZS, 1985; BJORNDAL *et al.* , 1994). A compactação de fragmentos de resíduos como o plástico, juntamente com itens alimentares como algas, peixes e invertebrados marinhos pode provocar a formação de fecalomas, que causam a interrupção do trânsito intestinal podendo levar o indivíduo a morte (BALAZS, 1985; BJORNDAL *et al.* , 1994).

Ainda há evidências de contaminação do estuário por poluentes químicos e de incorporação em tecidos de tartarugas-verdes (BARBIERI, 2009), o que também foi mencionado no Diagnóstico Participativo da APAMLS e ARIEG (FUNDAÇÃO FLORESTAL, 2014).

Por fim, o tráfego de embarcações no Complexo Estuarino-Lagunar de Cananeia-Iguape deve ser regulamentado e adequado à proteção das espécies que buscam a região como refúgio. Barcos de pequeno porte e motos aquáticas são frequentemente avistadas na região em velocidades muito superiores àquelas que permitem o escape de tartarugas e cetáceos marinhos de colisões fatais (BONDIOLI, com. pess., 2016).

- **Estado de conservação dos habitats**

A ARIEG está inserida numa região de grande importância ambiental, pois esta possui o maior remanescente contínuo de Mata Atlântica do Brasil. A região foi decretada Patrimônio Natural da Humanidade pela UNESCO, é considerada Reserva da Biosfera da Mata Atlântica e representa uma das reservas de mangues mais importantes do país (DIEGUES, 2002), e foi declarada Sítio Ramsar por sua importância como zona úmida (MMA, 2017).

O Complexo Estuarino Lagunar de Cananeia-Iguape distingue-se de outros sistemas estuarinos brasileiros por sua estrutura fisionômica e por sofrer menor impacto direto do oceano. Nas condições existentes, os ritmos das variações ambientais são mais estáveis, permitindo adaptações ecológicas mais fáceis para as inúmeras espécies de crustáceos, peixes e moluscos.

Com o fechamento do Valo Grande, em 1978, as variações ambientais ocorridas apontam para mudanças drásticas na salinidade, nos padrões de sedimentação e mais drasticamente, no aporte de metais para o sistema costeiro. As concentrações de chumbo indicam valores duas vezes maiores do que os medidos em sedimentos contaminados do estuário de Santos, situado na zona costeira mais industrializada do Brasil (MAHIQUES *et al.* , 2009; BRAGA e CHIOZZINI, 2008).Desde sua abertura, em 1983 com o rompimento da barragem provisória ali construída, contudo, a força das águas do rio Ribeira aumentou a largura do canal, que hoje chega a quase 300 metros e sete metros de profundidade. A constatação de que o canal continua a alterar a paisagem local deve fornecer subsídios para a discussão de políticas públicas relacionadas à preservação ou restauração do Valo Grande.

Em relação à utilização de tais habitats pelas tartarugas marinhas, não se conhece o impacto sofrido pela abertura do Canal do Valo Grande, visto que não existem registros anteriores destes quelônios na região. No entanto, regiões denominadas de pasto marinho, manchas de agregados de algas e angiospermas marinhas, bastante presentes na região, devem ter sido profundamente afetadas na referida ocasião. Registros de quelônios marinhos foram feitos em todo o canal, incluindo regiões onde a quantidade de água doce é bastante superior à salgada, no entanto, não existem estudos sobre a ocorrência de tartarugas marinhas especificamente na ARIEG e sobre o estado de conservação de seus habitats.

- **Áreas críticas e prioritárias**

A zona estuarina sob influência do fluxo do Canal do Valo Grande recebe aporte de sedimentos e contaminantes e em toda essa área os habitats das tartarugas marinhas, sobretudo as manchas de pasto marinho, podem estar sofrendo alterações. No entanto, estudos específicos precisam ser conduzidos para a identificação e o mapeamento de áreas mais críticas.

A ARIEG como um todo pode ser considerada como prioritária à conservação, devendo ser concentrados esforços no sentido de preservar os habitats de tartarugas marinhas, prevenindo e mitigando os impactos a que estão submetidos.

MINUTA

- **Cenários futuros**

As tartarugas marinhas sofrem pressões de inúmeras ameaças, tanto em áreas protegidas como fora delas. O ciclo de vida dos quelônios marinhos exibe mecanismos e comportamentos sensíveis a alterações ambientais que podem facilmente ser modificados ou interrompidos gerando consequências graves à manutenção de suas populações (FORMIA, 2002).

Medidas preventivas e mitigatórias quanto às capturas incidentais pela pesca devem ser adotadas para que seja possível manter a ocorrência de tartarugas marinhas na região. Da mesma forma, o controle e o monitoramento da poluição da água e sedimentos do Complexo Estuarino Lagunar de Cananeia-Iguape e da ARIEG têm função central na proteção destes quelônios marinhos.

As atividades náuticas na barra, assim como a ocupação e a degradação dos ambientes estuarinos na região, representam grande ameaça aos sítios de alimentação das tartarugas marinhas, tornando os ecossistemas vulneráveis. A implantação de novos empreendimentos na região da ARIEG poderia desencadear impactos à fauna e flora marinhas, o que por sua vez teria efeitos altamente deletérios sobre toda a cadeia alimentar local e, portanto, sobre as tartarugas marinhas.

Sem a implantação das ações de conservação, o cenário previsto é o de progressivo declínio das populações de tartarugas marinhas. Em longo prazo, pode-se, portanto, extinguir a presença dessas espécies na região da ARIEG. Seu desaparecimento afetaria negativamente os ecossistemas costeiros e marinhos, com consequências negativas também para os seres humanos (FRAZIER,2003). Por outro lado, através da implantação de ações complementares à conservação e da promoção de uma fiscalização efetiva das atividades na ARIEG *(*tanto em relação ao cumprimento das leis que vigoram nesta área de proteção, quanto às ações de conservação a serem desenvolvidas), pode-se, em longo prazo, alcançar a recuperação das populações de tartarugas marinhas, ou até mesmo, promover um crescimento destes grupos, de forma saudável.

Segundo Poloczanska *et al.* (2009), as tartarugas marinhas são geralmente vistas como vulneráveis às alterações climáticas devido ao papel que a temperatura desempenha na determinação do sexo dos embriões em seus sítios de desova, nos quais, o aumento da temperatura na ordem de 2°C, pode causar a feminização de toda uma população ou tornar os ninhos completamente inviáveis. Em contraste, regiões que anteriormente eram completamente inóspitas às desova,s podem vir a compor novas colônias. Porém, além destas alterações nos sítios de desova, que acabam se refletindo sobre o status das populações na região da ARIEG, nos corredores migratórios e áreas de alimentação, mudanças na disponibilidade dos recursos alimentares, no regime de ventos e na circulação das correntes marinhas podem comprometer seu ciclo de vida longo e complexo (ASCANI *et al.* , 2016).

- **Indicadores de monitoramento**

Em relação às tartarugas marinhas presentes na região, o Instituto de Pesquisas de Cananeia conduziu monitoramentos sistemáticos das praias de Ilha Comprida entre os anos de 2003 e 2013. Dados relacionados à biometria dos animais, presença de epibiontes, parasitas, ferimentos ou quaisquer marcas foram coletados, registros fotográficos foram tomados e, antes de serem liberadas novamente para o ambiente, as tartarugas foram marcadas com anilhas metálicas cedidas pelo projeto TAMAR. Todas as informações referentes aos animais marcados durante este período constam do Banco de dados do Projeto Tartarugas do IPeC e do TAMAR.

Apesar dos esforços acima citados, os referidos monitoramentos deveriam ser reavaliados e mantidos, visto que estes foram interrompidos em 2013 por falta de recursos e de pesquisadores contratados para sua execução. Informações valiosas decorrentes destes monitoramentos podem contribuir de maneira efetiva para a tomada de decisões que protejam as tartarugas marinhas na região.

Atualmente, devido ao licenciamento ambiental referente à exploração do Polo Pré Sal da Bacia de Santos, o monitoramento das praias foi retomado pelos pesquisadores do IPeC (além do IOUSP) e será mantido durante 21 meses, com coleta de dados referentes aos encalhes não apenas dos quelônios, mas também de outros animais marinhos na região.

Seria importante que as regiões mais internas no estuário, incluindo a ARIEG fossem integradas a esse monitoramento. Além disso, propõe-se o mapeamento dos habitats das tartarugas marinhas e o monitoramento contínuo da qualidade da água e sedimento nesses locais, junto com a avaliação de seu estado de conservação.

MINUTA

- **Lacunas de conhecimento**

Embora inúmeros estudos tenham sido conduzidos na região do Complexo Estuarino Lagunar de Cananeia e, em comparação com outras áreas do estado, esta região esteja bem descrita, ainda existem importantes lacunas no conhecimento sobre as tartarugas marinhas, bem como a utilização que fazem deste habitat. Informações sobre a localização de maior abundância das algas e angiospermas marinhas, além da condição atual destas áreas de pastagem, ainda não foram levantadas, e isto dificulta o entendimento sobre a ocupação da área, principalmente para indivíduos da espécie *Chelonia mydas*, bem como o conhecimento sobre seu status de conservação.

A continuação do monitoramento também é de vital importância para que se tenha um panorama mais completo sobre o status da população de tartarugas-verdes que utilizam a região. Informações sobre a utilização do habitat, através do desenvolvimento de estudos que envolvam a telemetria e, portanto, o conhecimento exato da localização e da utilização do estuário por estes quelônios marinhos, seriam de vital importância, tanto para a ampliação do entendimento de sua biologia, quanto para ressaltar e direcionar esforços para a conservação da área, bem como a preservação de seus atributos naturais.

Em relação às outras espécies de tartarugas marinhas encontradas na costa brasileira, muito pouco é conhecido sobre sua distribuição e utilização de habitat, por se tratarem de animais que passam a maior parte de suas vidas em águas marinhas mais profundas, sendo dificilmente avistados nas proximidades das praias.

A dificuldade de acesso à maior parte do ciclo de vida destes quelônios torna muitos aspectos de sua biologia inacessíveis. Recentemente, com o uso de tecnologias como a biologia molecular e a telemetria satelital, tornou-se possível acessar informações anteriormente desconhecidas, o que contribui para o entendimento das espécies de tartarugas marinhas e, portanto, para a elaboração de estratégias para sua conservação.

Um estudo etnobiológico conduzido na região (GUSMÃO, 2008) evidenciou lacunas de conhecimento sobre a interação da pesca artesanal com as tartarugas marinhas que poderiam ser esclarecidas com ações educativas, verificando também a importância da rede de emalhe para o caiçara e o impacto negativo que esta pode causar às tartarugas marinhas, sendo imprescindível, portanto, a realização de novos estudos que possibilitem compreender a dimensão desta interação.

- **Potencialidades e oportunidades**

A exemplo do que já foi feito pela equipe do Projeto Tartarugas do Instituto de Pesquisas Cananeia (IPeC) na região, através de um trabalho de conscientização com os pescadores artesanais, talvez seja possível estabelecer, com as comunidades que utilizam o território da ARIEG, o compromisso de comunicarem às instituições que realizam o monitoramento e atendimento de encalhes, quando houver avistamento ou captura de tartarugas em redes e cercos-fixos.

Há também oportunidade de se desenvolverem novos estudos etnobiológicos com os pescadores artesanais, visando enriquecer o conhecimento existente sobre as tartarugas, educando e conscientizando a comunidade a respeito da importância de sua preservação (BAHIA, 2008).

Estudos comportamentais a respeito de tartarugas marinhas são raramente conduzidos, devido à dificuldade de monitoramento contínuo do habitat que ocupam. Contudo, determinadas regiões exibem condições adequadas à observação e registro de comportamentos, como a Ilha do Cardoso, onde foi possível estudar a influência que parâmetros abióticos (como as condições do tempo, temperatura, pH e maré) e bióticos (como a presença de bancos de algas, cardumes e aves marinhas) exercem sobre a preferência de habitat exibida por estes animais (LUCHETTA e BONDIOLI, 2009). Baseado neste estudo, outros semelhantes poderiam ser desenvolvidos na ARIEG, que também se apresenta como um local abrigado e bem preservado.

Há potencial para o incentivo a novas pesquisas, através de parcerias com instituições presentes na região (IPeC, IOUSP, UNESP Registro, etc.), e para a ampliação dos monitoramentos existentes na região, integrando-os e estabelecendo sua continuidade a longo prazo. Ressalta-se ainda, a importância e a oportunidade de maior envolvimento da comunidade caiçara como um todo nas ações de conservação das tartarugas marinhas.

MINUTA

- **Contribuição para planejamento das UCs**

Dias *et al.* (2014) relataram o conhecimento sobre as tartarugas marinhas que os turistas possuíam e os impactos causados pelas atividades turísticas desenvolvidas durante a alta temporada na região. Os autores recomendam que as atividades turísticas estejam diretamente ligadas à educação ambiental, a fim de informar estes visitantes sobre a biodiversidade presente na região e os problemas que o descuido com o lixo pode gerar para as tartarugas e o meio ambiente.

Faz-se necessária também, a implementação de programas de educação ambiental e de campanhas de conscientização para a comunidade pesqueira, com o objetivo de alterar a forma de pensamento quanto à conservação, desestimulando a captura de tartarugas para alimentação, a pesca irregular e incentivando o uso de TED (*Turtle Excluder Devices*) nas redes de arrasto costeiro.

Além disso, devido aos relatos da utilização destes animais como alimento ou sua carapaça como objeto de decoração, mencionados no trabalho de Gusmão (2013), faz-se necessário desenvolver um trabalho de sensibilização com as comunidades pesqueiras visando a conscientização de tais atores sociais sobre as leis e normas que estabelecem que tais ações incidem em crimes ambientais.

Regras de balizamento para o tráfego de embarcações no Complexo Estuarino Lagunar de Iguape-Cananeia e região já foram propostas por outros pesquisadores (FILLA, 2008), no entanto, há necessidade de ampla divulgação e do treinamento de agentes para a fiscalização efetiva na área.

2.3.1.4 HERPETOFAUNA TERRESTRE

O Brasil é considerado o país que possui a maior riqueza de espécies da herpetofauna. São conhecidas pelo menos 1026 espécies de anfíbios (988 Anura, 33 Gymnophiona e cinco Caudata) e 773 de répteis (731 Squamata – 73 anfisbenas, 266 "lagartos" e 392 serpentes; 36 Testudines e seis Crocodylia), segundo dados da Sociedade Brasileira de Herpetologia – SBH (SEGALLA *et al.,* 2014; COSTA e BÉRNILS, 2015). Os anfíbios, em especial os anuros que habitam o solo de florestas tropicais, são considerados bioindicadores de qualidade ambiental, por serem sensíveis às pequenas mudanças e variações do ambiente em que vivem, tais como altitude, umidade e temperatura (PONTES *et al.,* 2015; SIQUEIRA & ROCHA, 2013; VAN SLUYS *et al.,* 2009).

A herpetofauna terrestre do litoral do estado de São Paulo é formada por espécies que habitam os diferentes ecossistemas e biótopos da Mata Atlântica e do Cerrado. São conhecidas pelo menos 448 espécies, sendo 236 de anfíbios (ROSSA-FERES *et al.,* 2011) e 212 de répteis (ZAHER *et al.,* 2011). Destas, cerca de 40% ocorrem na região litorânea de São Paulo, onde está inserida a Área de Relevante Interesse Ecológico do Guará (ARIEG), com espécies ameaçadas de extinção em âmbito internacional, nacional e estadual (IUCN, 2016; MMA, 2014 e 2015; GOVERNO DO ESTADO DE SÃO PAULO, 2014; BATAUS e REIS, 2011).

- **Características ecológicas**

A ARIEG abrange uma área do litoral sul do Estado de São Paulo, com formação exclusiva de manguezal e restinga (arenosa e alagadiça), que devido às condições microclimáticas, em especial as temperatura e salinidade elevadas, agem como fatores limitantes para a composição da comunidade de anuros.

Nos manguezais, a anurofauna está limitada as espécies que podem habitar as grandes bromélias epífitas dos mangues. Já os répteis ficam limitados aos lagartos e serpentes litorâneas terrestres e aos cágados e jacarés. Portanto, é uma unidade de conservação da natureza que merece atenção especial em relação à sua herpetofauna.

As espécies consideradas como espécie-chave são aquelas que, devido suas características ecológicas, o seu desaparecimento poderá afetar todo o ecossistema que habitam (NUÑEZ e DIMARCO, 2012). No presente estudo foram consideradas, como espécie-alvo, aquelas inclusas nas listas oficiais de espécies ameaçadas do Ministério do Meio Ambiente e do Estado de São Paulo (GOVERNO DO ESTADO DE SÃO PAULO, 2014; MMA, 2014; IUCN, 2016); assim como as que ocorrem na área da ARIEG, APAMLS e em áreas adjacentes e tratadas em programas especiais, como o PAN Sudeste (BATAUS & REIS, 2011; MMA, 2015). No presente levantamento, a fauna de espécies-alvo e chave de anfíbios com ocorrência

potencial para a ARIEG conta com 16 espécies, sendo 10 anuros e seis repteis. Do total de 10 anuros, apenas uma espécie está classificada como com insuficiência de dados (DD). Para o grupo dos répteis, uma espécie está listada como ameaçada de extinção e citada também como endêmica de ilhas e do litoral (ZAHER *et al.,* 2011; ZINA *et al.,* 2012) (**Quadro 25**).

Quadro 25 – Lista de espécies-chave (*) e alvo (#) da herpetofauna, baseada em dados secundários, registradas para a Área de Proteção Ambiental Marinha do Litoral Sul (ARIEG) e entorno direto, com *status* de conservação internacional, nacional e estadual (SP).

Táxon	Nome comum	*Status* de Conservação		
		IUCN	MMA	SP
Anura FISCHER VON WALDHEIM, 1813				
Bufonidae GRAY, 1825				
Dendrophryniscus leucomystax Izecksohn, 1968*	Sapo	LC		
Craugastoridae HEDGES, DUELLMAN & HEINICKE, 2008				
Haddadus binotatus (Spix, 1824)*	rã-do-folhiço	LC		
Hylidae RAFINESQUE, 1815				
Aparasphenodon bokermanni Pombal, 1993*	perereca-de-capacete	DD		
Itapotihyla langsdorffii (Duméril and Bibron, 1841)*	perereca-liquenosa	LC		
Phyllomedusa distincta Lutz, 1950*	perereca-das-folhagens	LC		
Scinax littoralis (Pombal & Gordo, 1991)*	perereca-do-litoral	LC		
Trachycephalus mesophaeus (Hensel, 1867)*	perereca-grudenta	LC		
Leptodactylidae WERNER, 1896				
Adenomera bokermanni (Heyer, 1973)*	rã-piadeira	LC		
Physalaemus spiniger (Miranda-Ribeiro, 1926)*	rã-chorona	LC		
Microhylidae GÜNTHER, 1858				
Chiasmocleis leucosticta (Boulenger, 1888)*	Rã	LC		
Chelidae GRAY, 1825				
Hydromedusa tectifera Cope, 1870*	cágado-pescoçudo			
Lacertilia GÜNTHER, 1867				
Amphisbaenidae GRAY, 1825				
Amphisbaena hogei Vanzolini, 1950*	cobra-de-duas-cabeças			
Mabuyidae MITTLEMAN, 1952				
Brasiliscincus caissara (Rebouças-Spieker, 1974)# (Endêmicas do litoral e ilhas de SP)	Briba		EN	AM
Serpentes LINNAEUS, 1758				
Dipsadidae Bonaparte, 1838				
Imantodes cenchoa (Linnaeus, 1758)*	Cobra			
Viperidae LAURENTI, 1768				
Bothrops jararacussu Lacerda, 1884*	Jararacuçu	LC		
Crocodylia GMELIN, 1789				
Alligatoridae CUVIER, 1807				
Caiman latirostris (DAUDIN, 1802)*	jacaré-de-papo-amarelo	LR		

Legenda: IUCN – espécies ameaçadas internacionalmente, segundo lista oficial da IUCN (2016-1); MMA – espécies ameaçadas nacionalmente, segundo lista oficial federal, Portaria n°. 444/2014 do Ministério do Meio Ambiente. SP – Espécies ameaçadas no estado de São Paulo, segundo anexo I do Decreto Estadual 60.133/2014. AM – Ameaçada de extinção em SP. LC – Pouco preocupante. LR – Baixo risco. DD – Dados insuficientes. VU – Vulnerável. EN – Em perigo. CR – Criticamente ameaçada. CREx – Criticamente ameaçada, provavelmente extinta. EX – Considerada extinta.

Dentre os anfíbios, não foram encontradas espécies, com ocorrência confirmada para a região, consideradas como ameaçadas de extinção, mas cabe ressaltar que a região ainda é pouco conhecida, inclusive em termos da composição de assembleias de anuros (POMBAL e GORDO, 2004; ZINA *et al.,* 2012; GOVERNO DO ESTADO DE SÃO PAULO, 2014; MMA,

2014; IUCN, 2016; FROST, 2016). Apenas a perereca-de-capacete (*A. bokermanni*) está citada em uma lista oficial, neste caso internacional, como com deficiência de dados (DD) (IUCN, 2016). Esta constatação aponta para um maior cuidado com a espécie, considerando que seu ambiente típico (restinga arenosa com bromélias) está desaparecendo rapidamente, não só do Estado de São Paulo, mas em toda a região sudeste brasileira.

Merece também atenção especial, as espécies de anfíbios que: se apresentam na área, com populações pequenas e restritas, como a perereca-de-capacete (*Asparaphenodon bokermanni)* e o sapo *Dendrophryniscus leucomystax*, com conhecimento ecológico esparso (POMBAL e GORDO, 2004; IUCN, 2016) e habitat muito específico em bromélias na restinga, um ecossistema alvo de licenciamentos para a ocupação residencial e turística (POMBAL e GORDO 2004; HADDAD *et al.,* 2013); que tem forte dependência de riachos com água de boa qualidade para a reprodução e o desenvolvimento de girinos, como a rã *Chiasmocleis leucosticta*, de hábitos secretivos, com atividade reprodutiva curtíssima, em poças temporárias formadas durante as estações chuvosas, permanecendo oculta no solo e restringindo sua atividade há algumas poucas semanas durante as fortes chuvas (SAWAYA e HADDAD, 2006; HADDAD *et al.,* 2013); e espécies dependentes de pequenos brejos, lagos e poças de restinga para a reprodução, como os hilídeos perereca-liquenosa (*I. langsdorfii)*, perereca-das-folhagens (*P. distincta)* e perereca-do-litoral (*S. littoralis)*. O que implica na necessidade de preservação de áreas úmidas, biótopos característicos da ARIEG para a manutenção de suas populações (POMBAL e GORDO, 2004; BERTOLUCI *et al.,* 2007; ROSSA-FERES *et al.,* 2011; ZINA *et al.,* 2012; HADDAD *et al.,* 2013).

Apesar de relativamente comum, a rã-piadeira (*Adenomera bokermanni)* é peça importante no equilíbrio ecológico, sendo parte da dieta de inúmeros predadores. Não se sabe como suas populações se sustentarão frente ao avanço do desmatamento na região (POMBAL e GORDO, 2004; HADDAD *et al.,* 2013).

Dentre os répteis, figura no contexto nacional como ameaçada, a espécie de briba *Brasiliscincus caissara* (EN), lagarto popularmente conhecido como briba, forrageia sobre o folhiço e alimentando-se de pequenos invertebrados (VRCIBRADIC e ROCHA, 2002). Sua distribuição restrita é o fator determinante para o seu grau de ameaça. Não obstante, seu posicionamento taxonômico enquanto espécie tem sido questionado, e, em nova avaliação taxonômica, se esta espécie for considerada sinônimo de *B. agilis,* o táxon não mais será tido como ameaçado em vista de sua ampla distribuição (MARQUES e SAZIMA, 2004; CICCHI *et al.,* 2009 e CICCHI, 2011).

Entre as espécies de interesse como alvos de monitoramento está o cágado-pescoçudo *Hydromedusa tectifera*, um pequeno cágado que vive preferencialmente em coleções de água doce, como rios, mas que também pode habitar ambientes costeiros sujeitos à influência salina, como pequenos lagos no litoral (ERNST e BARBOUR, 1989; IVERSON, 1992), biótopos estes, que correm risco de desaparecer com o avanço da ocupação no litoral sul do Estado. A espécie ainda é pouco estudada em seu ambiente natural, sendo a região do litoral sul, muito provavelmente, o local que pode abrigar a maior população no Estado de São Paulo (ERNST e BARBOUR, 1989; IVERSON, 1992; MARQUES e SAZIMA, 2004).

Apesar de registros escassos acerca de sua presença, de sua biologia ou *status* local (MARQUES e SAZIMA, 2004; MEREGEE; 2009), o jacaré-de-papo-amarelo (*Caiman latirostris*) figura como uma espécie de grande importância na cadeia alimentar de ecossistemas alagadiços litorâneos, como observado na ARIEG e entorno. Nestes locais, relatos dão conta do uso de trechos remansosos dos rios da região, com relatos de nidificação usando folhas e gravetos, produzindo dezenas de ovos por período (MEREGEE, 2009). Seu monitoramento em longo prazo é indicado, apesar da população local não aparentar declínio, devido ao potencial uso como espécie cinegética e alvo de caçadores (MARQUES e SAZIMA, 2004; MEREGEE, 2009; PONTES *et al.,* 2015).

Espécies que vivem no solo florestal, associadas à serapilheira, como: a rã-de-folhiço *(Haddadus binotatus),* a rã-chorona (*Physalaemus spiniger)* e a rã *Chiasmocleis leucosticta*, participam de importantes teias tróficas, controlando a população de invertebrados e servindo como presas de outras espécies de diferentes grupos taxonômicos, desde aracnídeos até mamíferos (POMBAL e GORDO, 2004; MARQUES e SAZIMA, 2004, HADDAD *et al.,* 2013). Mas também são bons indicadores da qualidade florestal (PONTES *et al.,* 2015).

A espécie de perereca-das-folhagens *Phrynomedusa fimbriata* Miranda-Ribeiro, 1923 (Phyllomedusidae) é considerada extinta na natureza nas listas da IUCN e do MMA (IUCN, 2016; MMA, 2014), e recentemente foi incluída na lista de espécies ameaçadas do estado de São Paulo (GOVERNO DO ESTADO DE SÃO PAULO, 2014). Esta espécie originalmente se distribuía por regiões restritas de riachos limpos nas encostas litorâneas do Estado. Possivelmente, sua ocorrência na natureza era rara e pouco abundante. A descaracterização ambiental pode ter provocado o desaparecimento local desta espécie fazendo com

que não haja registros de colecionamento científico deste anuro há décadas e, em consonância com as demais listagens, considerou-se a espécie como extinta no presente documento.

A ausência de riachos lóticos é um fator limitante para a ocorrência de espécies da família Hylodidae na ARIEG.

- **Características socioeconômicas**

As espécies-chave e alvo de anfíbios elencadas para a ARIEG não possuem nenhum interesse comercial ou econômico, conforme o Decreto Federal 3.607/2000 - CITES (BRASIL, 2000), ou mesmo para fim de subsistência de populações tradicionais ou indígenas. Estes não possuem, por enquanto, qualquer interesse econômico ou comercial, apesar do interesse crescente da farmacologia moderna por substâncias ativas presentes em seus complexos venenos (WELLS, 2007; VITT e CALDWELL, 2009).

Pode se citar o uso das espécies reptilianas para fins econômicos ligados às práticas ilegais de caça, como no caso de *C. latirostris*, cujos exemplares podem ser vendidos no comércio clandestino para restaurantes e bares, sendo o mesmo explorado comercialmente através de criadouros em alguns estados brasileiros (VERDADE *et al.,* 2010). Contudo, não há relatos confiáveis para a região, apenas anedóticos de terceiros que transitaram pela região. Para tal determinação, há a necessidade de levantamentos em campo. Ainda assim, é sabido que ao longo de sua distribuição o jacaré-de-papo-amarelo é uma espécie explorada por meio da caça para consumo de caça e insumos como o couro.

- **Ameaças diretas e indiretas, fragilidades/sensibilidade**

As ameaças diretas à herpetofauna da ARIEG são: desmatamento com perda gradativa das restingas arenosas, os incêndios florestais e a caça. A herpetofauna, em especial, não foi diretamente citada no diagnóstico participativo, quando da abordagem de algumas das principais ameaças à biodiversidade de forma genérica (FUNDAÇÃO FLORESTAL, 2014). Os pescadores, as comunidades tradicionais, e os veranistas da região da ARIEG estão entre os principais atores que podem estar envolvidos na geração dos impactos diretos ou indiretos à herpetofauna, tais como: a destruição de habitas por incêndios; a remoção da cobertura vegetal, e fragmentação desta, com abertura de trilhas; a presença de animais domésticos que predam as espécies nativas (LESSA e BERGALLO, 2012); e, a invasão por espécies botânicas exóticas que ocupam áreas degradadas ou que se dispersam a partir de jardins particulares. A invasora *Hemidactylus mabouia* vem ampliando seus limites dentro de áreas naturais, competindo com espécies nativas (ROCHA *et al.,* 2011, PONTES *et al.,* 2015).

Os anfíbios da ARIEG dependem do estado de conservação da cobertura vegetal nativa das ilhas e da costa, especialmente da arbórea e arbustiva, da presença de bromélias, da espessura do folhiço e da existência de pequenas poças e cursos d'água limpos, mesmo que temporários; locais que representam importantes sítios reprodutivos.

Os incêndios, em especial nos períodos com menor índice pluviométrico, entre os meses de abril a setembro, vêm reduzindo habitats importantes das espécies-alvo. Incêndios insulares causados por fogueiras, cigarros e balões podem extinguir as espécies endêmicas em um único evento. Espécies bromelígenas, ou seja, aquelas que completam todo o seu ciclo de vida em bromélias, são as mais vulneráveis a incêndios, que podem causar sua extinção. Principalmente após incêndios, espécies exóticas invasoras como o capim-colonião (*Megathysurus maximus*) e a lagartixa-de-parede (*Hemidactylus mabouia*) podem se alastrar, sendo prejudiciais à herpetofauna. A primeira ocupa ambientes degradados, e impede a regeneração natural, sendo necessária a sua remoção. A segunda afeta a população de lagartos de restinga, competindo com espécies como a *Gimnodactylus darwinii*, sendo registrada longe de áreas urbanas e no interior de matas bem conservadas (ROCHA *et al.,* 2011; PONTES *et al.,* 2015).

Caiman latirostris, o jacaré-de-papo-amarelo, crocodiliano que vive em margens brejosas de rios, alagados e lagos, e importante espécie dentro de teias tróficas como predador e necrófago (PONTES *et al.,* 2015) recebe o impacto direto da poluição hídrica, especialmente em áreas mais urbanizadas (FREITAS-FILHO, 2008). E, apesar de não divulgada, a caça de jacaré-de-papo-amarelo ocorre no litoral, sendo praticada por moradores antigos e de populações tradicionais locais.

As maiores fragilidades identificadas para o grupo incluem a ausência de um programa educativo direcionado aos moradores locais e veranistas, abordando a herpetofauna e a importância de sua preservação; o reduzido número de agentes ambientais oficiais para o controle de atividades impactantes; e, a reduzida participação e envolvimento social na conservação e preservação da herpetofauna, aliado ao crescente apelo que este grupo está causando na opinião pública.

- **Estado de conservação**

No território da ARIEG observa-se a presença de residências, em sua maioria veranistas. Dessa forma, em períodos de férias, feriados e finais de semana há um fluxo maior de turistas na região, favorecendo o pisoteamento de regiões naturais, impactando diretamente a herpetofauna terrestre. Certos fragmentos vegetacionais, ainda que não apresentem um estágio sucessional avançado, funcionam como núcleos para a ocorrência da herpetofauna.

Não obstante, apesar de não ser observada diretamente na área da ARIEG, a extração ilegal de areia tem comprometido fragmentos de vegetação significativos em seu entorno, os quais funcionam como importantes áreas de conexão da ARIEG com outras manchas florestais vizinhas.

Este aumento do fluxo de visitantes ainda favorece interações negativas entre estes e anfíbios, répteis e serpentes, especialmente.

- **Áreas críticas**

São consideradas como áreas críticas na ARIEG, as restingas do setor norte da Ilha Comprida, que vem sendo ocupadas por casas de veraneio, ainda que em baixa densidade. A ocupação desordenada pode levar a perda de áreas e homogeneização da paisagem ocasionada pelo pisoteio e remoção ilegal da cobertura vegetal.

Ainda, em porções limítrofes sul, apresenta regiões alteradas pela exploração mineral, com a retirada de areia comprometendo fragmentos importantes para a conexão da ARIEG com outros blocos florestais vizinhos.

Áreas de manguezais e vazantes de canais podem apresentar áreas críticas principalmente para o jacaré-de-papo-amarelo, único representante da herpetofauna a apresentar capacidade fisiológica de colonizar estes ambientes com sucesso.

- **Cenários futuros**

As populações das espécies de anfíbios e répteis da Área de Relevante Interesse Ecológico do Guará poderão continuar sofrendo redução por perda de hábitats, principalmente as planícies de restinga, caso haja expansão da ocupação e uso antrópico na região, e queimadas ocasionais oriundas de diferentes eventos. As espécies especialistas no uso de hábitats ou de determinado recurso, juntamente com as espécies insulares, são as que apresentam maior risco de desaparecer ao nível local caso os possíveis impactos supracitados se confirmem. Quanto mais especialista no uso de um ou poucos recursos, maior será a susceptibilidade de uma espécie em desaparecer, caso este recurso seja explorado ou impactado.

- **Indicadores de monitoramento**

Em função do íntimo contato com a água e por ser um predador de topo de cadeia, o jacaré-de-papo-amarelo está sujeito ao efeito da bioacumulação de elementos-traço como, por exemplo, mercúrio, organoclorados e radionucleotídeos (RODRIGUES, 2006). Dessa forma, estudos que investiguem a acumulação e transferência desses elementos em *Caiman latirostris* e em suas potenciais presas, em ambientes naturais, são desejáveis. Estes estudos irão preencher importantes lacunas no conhecimento sobre a saúde e condição atual das populações ainda existentes, uma vez que se trata de uma espécie cuja área de vida tem sido drasticamente reduzida e sofre pressão de caça por populações locais. Ainda, dada a íntima relação de *H. tectifera* com ambientes lacustres e o desconhecimento acerca de sua biologia, esta espécie é um bom indicador para monitoramento em longo prazo, permitindo elucidar padrões de ocorrência e avaliar o *status* das populações locais.

Assembleias de anfíbios anuros terrícolas e florestais são frequentemente associadas como bioindicadoras e mais sensíveis às alterações ambientais (BERGALLO *et al.,* 2000). Estas espécies, em geral, apresentam desenvolvimento direto, ou seja, depositam seus ovos diretamente sobre o folhiço úmido, em razão disto, florestas secundárias ou alteradas não suportam a ocorrência destes táxons (HADDAD *et al.,* 2013). Assim, a presença e a densidade de anuros da serapilheira podem ser usadas como índice da qualidade florestal com a finalidade de definir áreas prioritárias e que apresentam melhor qualidade ambiental.

MINUTA

Por apresentar ocorrência extremamente restrita, estudos que contemplem a dinâmica populacional das espécies bromelígenas e bromelícolas são importantes para contextualizar a flutuação dos estoques populacionais relativa aos efeitos danosos, como fogo e estiagem prolongada, assim como para mapear a ocorrência em campos de bromélias nos campos de restinga observadas ao longo da ARIEG.

- **Lacunas de conhecimento**

As pesquisas com a herpetofauna foram direcionadas principalmente para o conhecimento de espécies, com revisão de grupos amplos e duvidosos taxonomicamente, composição e distribuição de comunidades (e.g., HEYER *et al.,* 1990; POMBAL e GORDO. 2004; BERTOLUCI *et al.*, 2007; ZINA *et al.*, 2012). A ocupação humana é permitida por lei federal – 9.985/2000 (BRASIL, 2000a) em unidades de conservação de uso sustentável, desta forma o encontro entre populações humanas e a herpetofauna se torna maior, especialmente na restinga da Ilha Comprida, gerando diversos impactos antrópicos (CICCHI, 2011; PONTES e MELLO, 2013). São poucos os estudos que relacionam os impactos de visitação pública com a herpetofauna, assim como aqueles gerados por espécies exóticas invasoras, seja de anfíbios e répteis ou de outro grupo taxonômico (PONTES e MELLO 2013).

São necessárias, para que se promova a efetividade da conservação de espécies no âmbito da ARIEG, pesquisas científicas de longa duração. Estas devem focar em distribuição geográfica precisa da herpetofauna terrestre e nos impactos causados pelas atividades humanas, tais como:

- Intensificar os estudos sobre a ocorrência e distribuição de espécies da herpetofauna nas áreas preservadas de restingas arenosas da ARIEG;
- Identificar, quantificar e mapear a presença de espécies domésticas e exóticas invasoras da fauna e flora, que representam potencial perigo para as espécies da herpetofauna local;
- Identificar as populações humanas residentes, em especial as tradicionais, e suas práticas de caça com uso de espécies da herpetofauna, bem como alternativas para este uso;
- Identificar e dimensionar os impactos causados pela visitação pública sobre as populações da herpetofauna, com atenção para as espécies-alvo e as espécies-chave identificadas no plano de manejo.

- **Potencialidades / Oportunidades**

Quadro 26 – Lista de Potencialidades e Oportunidades.

Potencialidades	Oportunidades
• Área com vocação turística; grande visitação pública e facilidade de observação da herpetofauna.	•Implantação de programas de educação ambiental e ecoturismo (trilhas e passeio com embarcações adequadas), com recrutamento de mão-de-obra local e geração de renda.
• Presença grandes áreas praticamente desocupadas e bem conservadas.	•Criação de zonas restritivas núcleo (Zona de Preservação de Vida Silvestre).
• Crescimento socioeconômico regional.	•Envolvimento de empresas, comunidades locais e visitantes, nos futuros programas do plano de manejo (parcerias público-privadas).
• Diversas unidades de conservação da natureza criadas na região.	•Participação ativa no mosaico de unidades de conservação para facilitar o gerenciamento e implantação de programas através de parcerias.
• Diversas áreas que necessitam de recuperação ambiental (enriquecimento e regeneração da vegetação).	•Criação de projetos de recuperação, hortos florestais, plantio na restinga, com capacitação, usando mão de obra local com envolvimento comunitário.
• Localidades e aspectos ecológicos ainda por conhecer em relação à herpetofauna.	•Parceria com universidades públicas, privadas e outras instituições de pesquisa, para o desenvolvimento de novos estudos que ajudarão nos programas do plano de manejo.

- **Contribuição para planejamento da UC**

Os fragmentos de restinga arenosa, de florestas e as ilhas em bom estado de conservação, especialmente as que abriguem populações de espécies-alvo e chave, devem ser transformados em zonas de preservação de vida silvestre (ZPVS). Estas serão

MINUTA

zonas núcleo dentro da ARIEG, pois dentro da categoria de Unidade de Conservação de uso sustentável a presença humana é permitida por lei federal – 9.985/2000 (BRASIL, 2000b), o encontro entre populações humanas e a herpetofauna pode ser ampliado, gerando diversos impactos antrópicos, como a predação dos animais domésticos (CICCHI, 2011) e facilitar a invasão de espécies exóticas e invasoras (ROCHA *et al.,* 2011) ou a dispersão de parasitas (CARNAVAL *et al.,* 2006).

As trilhas florestais, após avaliação técnica criteriosa, devem constituir um *buffer* dentro de zonas de preservação de vida silvestre, caso sejam mantidas.

São fundamentais a participação e o envolvimento do Conselho Gestor da ARIEG, com representatividade dos setores público e privado nas tomadas de decisões futuras da gestão. Nas reuniões deste conselho, a importância da herpetofauna deve entrar como pauta e ser ressaltada, com vistas a multiplicar a sensibilização quanto a esse tema, nos diferentes grupos de interesse da comunidade.

2.3.1.5 MASTOFAUNA AQUÁTICA

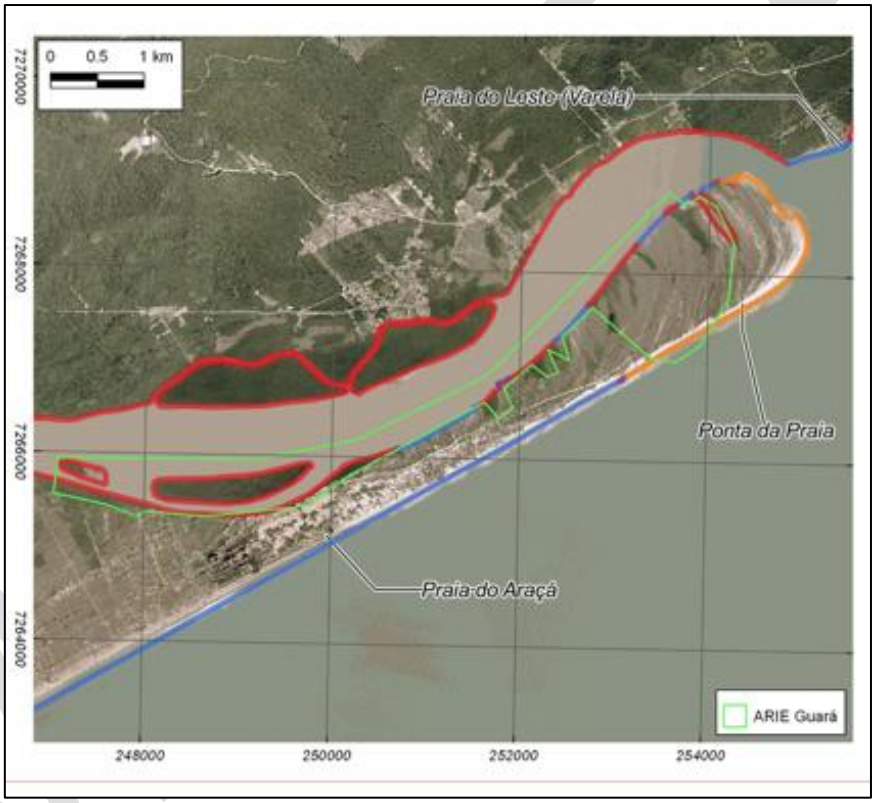


Figura 56 – Perímetro da ARIEG mostrando a área de lâmina d'água incorporada, no Mar Pequeno (linha verde).

Espacialmente, a lâmina d'água pertencente à ARIEG é bastante restrita (**Figura 74**), dessa forma, será considerada a mastofauna presente no chamado Mar Pequeno, entre a Ilha Comprida e Iguape, bem como as águas costeiras próximas ao Boqueirão, tratadas como o entorno da ARIEG.

- **Mastofauna Marinha - Cetáceos e Pinípedes**

Em relação à mastofauna marinha, a área do estudo é parcialmente conhecida (através de pesquisas científicas), com observações e pesquisas de diversas espécies de cetáceos, que utilizam a área em suas rotas migratórias, como área de alimentação e outros usos.

Os mamíferos marinhos frequentemente avistados no litoral do Estado de São Paulo habitam áreas predominantemente costeiras/ estuarinas. Considerando sua fidelidade a alguns estuários e águas rasas, os golfinhos costeiros podem ser vistos

como espécie-sentinela das alterações do ecossistema marinho, fornecendo uma ferramenta importante para orientar a conservação e atividades de gestão (MOORE, 2008). São ainda tidos como espécie-bandeira, por fazer parte da fauna carismática, o que facilita a atenção da sociedade para sua conservação.

De Vivo *et al.,* (2011) publicou um *check list* das espécies de cetáceos encontradas no litoral de São Paulo. Os levantamentos de Santos *et al.* (2010) e Martucelli *et al.,* (1996) também consolidam a composição de espécies de cetáceos registradas no litoral paulista. O Banco de Dados do SIMMAM (2016) (Sistema de Apoio ao Monitoramento de Mamíferos Marinhos) também é uma importante referência para o diagnóstico deste grupo no litoral sul paulista. Para algumas espécies, há poucos registros, como: baleia-franca-austral, golfinho-de-dentes-rugosos e golfinho-pintado-do-atlântico, enquanto que outras possuem ampla ocorrência, registrada tanto em encalhes como em avistagens. Em destaque na região encontram-se o boto-cinza, *Sotalia guianensis*, e a toninha, *Pontoporia blainvillei*.

No Brasil, não há colônias reprodutivas de Pinípedes, mas eles realizam movimentos sazonais pós-reprodutivos característicos, principalmente entre os meses de inverno e primavera, e, neste período, utilizam com frequência o litoral sul e sudeste do Brasil como área de descanso entre seus deslocamentos (OLIVEIRA *et al.* 2001; BARBIERI, 2004; ROCHA-CAMPOS; GUSMÃO-CÂMARA, 2011; PRADO *et al.,* 2016). Sete espécies de pinípedes têm sido registradas ao longo do litoral brasileiro (PINEDO, 1990; MARTINS *et al.1*996), porém, no estado de São Paulo, o lobo-marinho-subantártico, *Arctocephalus tropicalis*, e o lobo-marinho-do-sul, *Arctocephalus australis*, são espécies com registros confirmados no litoral paulista (SIMÕES-LOPES *et al.,* 1995), embora nos últimos anos também tenham sido observadas algumas espécies em menor frequência, como o elefante-marinho-do-sul, *Mirounga leonina*, a foca-caranguejeira*, Lobodon carcinophagus*, e a foca-leopardo, *Hydrurga leptonyx*, sendo a maioria destes registros atribuída à corrente fria das Malvinas (Falkland), com ocorrência no inverno (PINEDO; MARMONTEL-ROSAS 1987, OLIVEIRA *et al.,* 1995, LODI; SICILIANO, 1989, FERREIRA *et al.,* 1995).

- **Mastofauna Aquática - Mustelídeos**

Os carnívoros aquáticos têm requisitos ecológicos diversos e têm sido pesadamente afetados por ameaças que vão da caça retaliatória e esportiva ao desmatamento e à mortalidade por doenças adquiridas de animais domésticos. Assim medidas de conservação devem ser adequadas à situação das espécies em seu bioma, pois as populações podem vir a declinar seriamente, dadas as atuais tendências de perda de hábitat nos mesmos.

A lontra neotropical (*Lontra longicaudis*) é um carnívoro semiaquático, de ampla distribuição geográfica, estendendo-se entre o México, América Central e América do Sul, até o norte da Argentina (UCHÔA *et al.*, 2004). Possui adaptações anatômicas para a mobilidade aquática, como a membrana interdigital e ocupam vários tipos de ambientes, tanto de água doce (rios e lagos), quanto salgada (lagunas, baías e enseadas). Sua ocorrência também está relacionada ao grau de preservação ambiental (PARDINI, 1996), servindo, portanto, como espécies bioindicadora da existência e nível de conservação destes ambientes.

Atualmente, de acordo com a IUCN (2015) seu status de conservação foi denominado como "quase ameaçada", no entanto, devido à grande vulnerabilidade ecológica, sua densidade é classificada de forma diferenciada em regiões distintas. No México, Venezuela, Colômbia, Belize e Equador, por exemplo, esta espécie está classificada como "ameaçada" e "em declínio" devido às pressões ecológicas, tais como poluição, destruição do habitat, entre outros. Dentre os estados brasileiros, foi considerada Quase Ameaçada (NT) em São Paulo (Decreto Estadual nº 60.133/2014) e no Paraná (RODRIGUES *et al.,* 2013) e vulnerável (VU) no Rio Grande do Sul e em Minas Gerais (FONTANA *et al.,* 2003; BIODIVERSITAS, 2005).

- **Características ecológicas**

Os mamíferos marinhos desempenham um papel crítico nos ecossistemas em que habitam, estabilizando e garantindo um sistema produtivo saudável.

Mastofauna Marinha – Cetáceos

A ordem Cetacea está dividida em duas subordens: os misticetos (baleias de barbatanas) e os odontocetos (golfinhos e baleias de dentes); e, de acordo com Santos *et al.,* (2010), De Vivo *et al.,* (2011) e Martuscelli *et al.,* (1996), o litoral de São Paulo conta com registros de pelo menos 29 espécies de cetáceos (8 misticetos e 24 odontocetos) **(Quadro 27)**:

MINUTA

Quadro 27 – Espécies de cetáceos registradas para o litoral de São Paulo.

Misticetos	Odontocetos
Balaenoptera acutorostrata	*Berardius arnuxii*
B. bonaerensis	*Delphinus capensis*
B. borealis	*Delphinus delphis*
B. edeni	*Feresa attenuata*
B. musculus	*Globicephala macrorhynchus*
B. physalus	*Globicephala melas*
Eubalaena australis	*Kogia breviceps*
Megaptera novaeangliae	*Kogia sima*
	Lagenodelphis hosei
	Lissodelphis peronii
	Mesoplodon europaeus
	Mesoplodon mirus
	Orcinus orca
	Peponocephala electra
	Physeter macrocephalus
	Pontoporia blainvillei
	Pseudorca crassidens
	S. coeruleoalba
	Sotalia guianensis
	Stenella frontalis
	Stenella longirostris
	Steno bredanensis
	Tursiops truncatus
	Ziphius cavirostris

Fonte: Santos *et al.*, 2010; De Vivo *et al.*, 2011.

Segundo os autores, algumas espécies são raras na costa e incluem tanto vagantes de suas áreas comuns de distribuição, quanto de conhecidas áreas de distribuições preferenciais oceânicas. Outras, como *P. blainvillei* e *S. guianensis*, são comumente encontradas em águas rasas o ano todo. Diante da restrita informação acerca da mastofauna marinha presente especificamente na ARIEG, não é possível definir com precisão a composição e riqueza de cetáceos existentes no território. No entanto, é possível definir com segurança as espécies mais comuns, tanto residentes como migratórias, especialmente com base nos registros do Sistema de Apoio ao Monitoramento de Mamíferos Marinhos - SIMMAM (2016). As espécies de maior ocorrência na ARIEG são citadas a seguir, sendo também indicadas como espécies-alvo para a conservação e para gestão da UC.

Boto-cinza (*Sotalia guianensis*)

O boto-cinza (*S. guianensis)* é amplamente distribuído ao longo da costa da América do Sul e Central, indo desde o Estado de Santa Catarina, Brasil (SIMÕES-LOPES, 1988), até Honduras (DA SILVA; BEST, 1996). Pertencente à familia Delphinidae, morfologicamente pode se observar em sua estrutura corporal externa, nadadeira dorsal pequena, localizada no centro da região, com forma triangular, coloração cinza no dorso, com duas bandas laterais mais claras e região ventral pode variar entre uma cor rosada até um cinza muito claro, atinge o comprimento total máximo registrado para a espécie de 220 cm (FLORES, 2000).

A longevidade estimada para a espécie é de cerca de 30 a 35 anos (ROSAS *et al.,* 2003). Machos atingem a maturidade sexual em torno dos sete anos de idade, com comprimentos totais entre 170 e 175 cm. As fêmeas estão sexualmente maduras entre os cinco e oito anos, com comprimentos totais entre 164 e 169 cm, apresentando um ciclo reprodutivo estimado em dois anos (ROSAS; MONTEIRO-FILHO, 2002a). A gestação é de aproximadamente 11 a 12 meses e as crias nascem com 90 a 106 cm de comprimento total (BASTIDA *et al.,* 2007).

A alimentação é baseada de peixes de espécies marinhas e estuarinas, como os das famílias Sciaenidae, Clupeidae, Mugilidae, Trichiuridae e Batrachoididae, bem como cefalópodes moluscos e crustáceos, sendo o último com baixa frequência (DI

BENEDITTO, 2000; OLIVEIRA, 2003; SANTOS *et al.*, 2002). Costumam realizar grandes deslocamentos ao longo e ao largo da costa em busca de cardumes de peixes, seu principal alimento.

No litoral sul de São Paulo a espécie tem registros diversos apontados por Sidou (2008), pelo SIMMAM (**Foto 18**) e pelos relatórios do Projeto de Monitoramento de Praias (PMP) e Projeto de Monitoramento de Cetáceos (PMC), realizados como condicionante para exploração de petróleo e Gás na Bacia de Santos. O litoral sul paulista é a área com as maiores densidades de ocorrências desta espécie no estado, onde as maiores concentrações registros ocorrem principalmente no mar de dentro, Cananeia (HAVYKAINEN, 2004; GODOY, 2011; LABCMA, 2016).

Foto 18 – Boto-cinza *Sotalia guianensis* no Mar Pequeno.

Fonte: LABCMA (www.sotalia.com.br)

Na ARIEG e seu entorno (porção norte do Mar de Pequeno) e Barra do Icapara, a espécie não tem registros apontados pelo SIMMAM. No entanto, os registros do boto-cinza no SIMMAM são numerosos na porção sul do Mar Pequeno, assim como na Baía de Trapandé ou Baía dos Golfinhos. Os registros também ocorrem na linha de praia na face exposta da Ilha Comprida, também mais ao sul da Barra do Icapara e do território da ARIEG. As avistagens da espécie também ocorrem ao largo de Cananeia (Erro! Fonte de referência não encontrada. **75**), mas o estudo populacional realizado por Havukeinen *et al.* (2011) ostra uma frequência de ocorrência do boto-cinza mais concentrada na Baía de Trapandé, embora haja registro ao longo de toda extensão do Mar Pequeno.

Figura 57– Registros SIMMAM para o boto-cinza *S. guianensis* na região da ARIEG, mostrando concentração das avistagens mais ao sul, tanto no mar de dentro como na costa. Fonte: SIMMAM (2016).

O ambiente costeiro e estuarino da região de Cananeia concentra uma população de cerca de 200 indivíduos de *S. guianensis* que utilizam a área para alimentação, reprodução e proteção contra predadores (SANTOS e ROSSO, 2008; HAVUKEINEN *et al.*, 2011). Nesta região a espécie é bem conhecida, objeto de diversos estudos ao longo dos últimos 30 anos, associados a projetos em andamento com destaque para o IPeC (Instituto de Pesquisa Cananeia) com o Projeto Boto-Cinza (http://ipecpesquisas.org.br/). Dentre os diversos estudos realizados na área, podemos citar Santos & Rosso (2008), Zapes *et al.* (2009), Filla & Monteiro-Filho (2009), Atem & Monteiro-Filho (2006), dentre muitos outros. Estes estudos têm descrito

tanto os aspectos ecológicos da espécie como também os impactos que a ameaçam como a pesca, a poluição e o turismo de observação. Estudos dessa população visando sua conservação foram realizados por Filla *et al.* (2008), considerando a variedade de pressões antrópicas que a espécie está sofrendo na área.

Franciscana ou Toninha (*Pontoporia blainvillei)*

Pontoporia blainvillei (GERVAIS & D'ORBIGNY, 1844) é um pequeno cetáceo odontoceto da família Pontoporiidae, conhecido popularmente como Franciscana ou Toninha (**Foto 19**). Ocorre desde Itaúnas, Estado do Espirito Santo, Brasil (SICILIANO, 1994) até a província de Chubut na Argentina (CRESPO *et al.,* 1998). Prefere regiões estuarinas e costeiras de até 50 metros, porém a maioria dos registros indicam profundidades mais rasas como 30 metros.

Foto 19 – Toninha (*Pontoporia blainvillei)*

Fonte: oglobo.com

A toninha possui ciclo de vida mais curto comparado a outros cetáceos. Estudos sobre a biologia da espécie indicam variações ao longo das áreas de distribuição. A maturidade sexual é atingida quando os animais possuem entre dois e cinco anos de idade, havendo pouca diferença na idade de maturação entre os sexos. No entanto, o comprimento médio de maturidade sexual remete tanto o dimorfismo sexual reverso (fêmeas maiores que machos), quanto à pronunciada variação geográfica em tamanho da espécie. No litoral do Estado de São Paulo, a maturidade sexual é atingida entre 100 e 116 cm nos machos e entre 122 e 126 cm nas fêmeas (ROSAS & MONTEIRO-FILHO, 2002a; BERTOZZI, 2009).

As fêmeas dão à luz um filhote a cada um ou dois anos, o período de gestação dura em torno de 11 meses e o comprimento, ao nascer, varia entre 70 e 80 cm. Os nascimentos ocorrem predominantemente na primavera e verão (ROSAS & MONTEIRO-FILHO, 2002a; BALDASSIN *et al.* , 2007; BERTOZZI, 2009), sendo que o tempo de lactação pode chegar a 9 meses. A ingestão de alimento sólido provavelmente inicia quando as Toninhas possuem 2-3 meses de idade, quando há a erupção dos dentes (BALDASSIN *et al.* , 2007), e 75-80 cm de comprimento, fase em que os camarões são importantes componentes da dieta. No geral, alimentam-se de presas de regiões estuarinas e costeiras de pequeno porte como lulas e peixes ósseos (em torno de 10 cm). Para os adultos, os principais itens alimentares são os cefalópodes *Loligo sanpaulensis* e *Loligo plei*, e os teleósteos *Anchoa parva*, *Ctenosciaena gracilicirrhus*, *Cynoscion jamaicensis, Harengula clupeola, Isopisthus parvipinnis, Larimus breviceps, Micropogonias furnieri, Mugil spp*., *Paralonchurus brasiliensis, Pellona harroweri, Pogonias cromis, Stellifer brasiliensis, Stellifer rastrifer, Trichiurus lepturus*, assim como exemplares da família Engraulidae e Clupeidae. Porém, as quatro espécies de teleósteos mais importantes para a dieta da Toninha foram *S. rastrifer, T. lepturus, P. harroweri* e *I. parvipinnis* (HENRIQUE-GARCIA; BARRETO, 2006).

A idade máxima conhecida é de 21 anos (PINEDO & HOHN, 2000) e, apesar da pouca informação sobre a mortalidade natural da Toninha, sua predação é conhecida por parte de algumas espécies de tubarões como o tintureiro (*Galeocerdo cuveri*), cação-bruxa (*Notorynchus cepedianus*), tubarão-martelo (*Sphyrna spp*.) e de orcas (*Orcinus orca*) (PRADERI, 1985; OTT & DANILEWICZ, 1998; DI BENEDITTO, 2004; SANTOS; NETTO, 2005).

A espécie, caracterizada por apresentar comportamento discreto, não é avistada próximo a embarcações motorizadas, e a realização de comportamentos aéreos é incomum (BORDINO *et al.* , 2002). Até o momento, não há evidência concreta de que a Toninha apresente algum padrão migratório. Entretanto, os dados demonstram que a possibilidade de avistagem está relacionada às condições do mar, não tendo sido observadas toninhas sob condições de mar e vento na escala de Beaufort acima de 2 (brisa leve, ventos de 6 a 11km/h, mar com ligeira ondulação, sem rebentação). No entanto, a toninha é considerada uma espécie de difícil avistagem, tanto por sua coloração ser semelhante à coloração da água, quanto por seu

comportamento mais discreto e pelo fato de ser um animal que se expõe pouco, portanto, o menor número de registros pode estar relacionado à visualização prejudicada, especialmente em escalas de Beaufort acima de 2, e não pelos animais não estarem na área.

Quatro áreas de manejo da toninha foram propostas por Secchi *et al* (2003) e posteriormente aplicado no Plano de Nacional de Conservação do Pequeno Cetáceo – Toninha: *Pontoporia blainvillei* (MMA, 2010), sendo chamadas de FMAs (*Franciscana Management Areas*). O conceito filogeográfico, aplicado às respostas genotípicas e fenotípicas da população, e dados de distribuição, foram utilizados na separação de cada área. A área do Estado de São Paulo, incluindo a APAMLS, pertence ao FMA II, que engloba também as águas costeiras do Estado do Paraná e Santa Catarina (**Figura 58**).

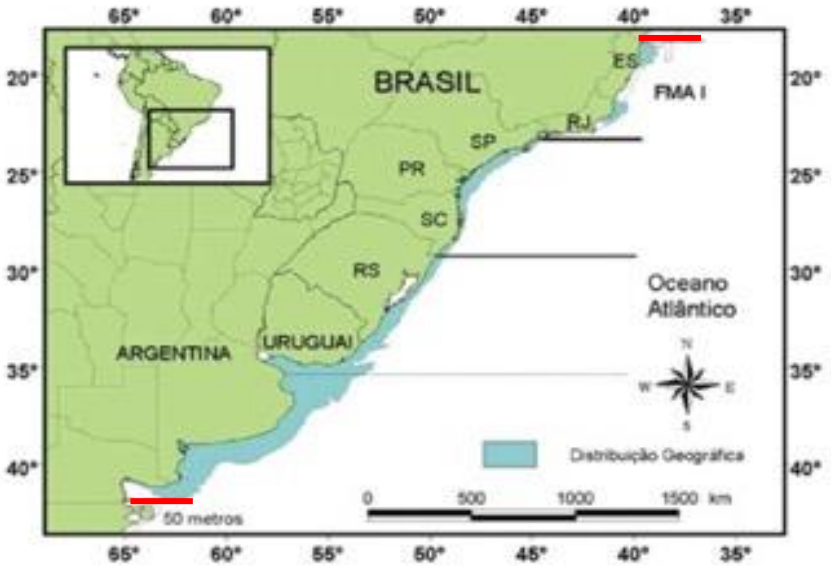


Figura 58 – Mapa da distribuição da Toninha (*Pontoporia blainvillei*). As linhas vermelhas representam os limites norte **e sul de distribuição. Os limites de cada Área de Manejo da Toninha (FMA) estão representados na cor preta. A espessura da linha de cada FMA representa o grau de estruturação de cada população. Fonte: ICMBio (2010).**

A toninha é uma espécie frequente nas águas costeiras de todo o litoral sul e entorno da ARIEG. O cadastro do SIMMAM mostra frequentes registros de avistamentos, capturas acidentais e encalhes da toninha em toda a costa, reforçado também por dados do PMP com registros frequentes de encalhes de indivíduos vitimas da captura acidental na pesca (**Figura 59**).

Figura 59 – Registros de ocorrências (avistagens, capturas acidentais e encalhes) da toninha *P. blainvillei* litoral sul paulista e entorno da ARIEG. Fonte: SIMMAM (2016).

Bertozzi *et al.,* (2012) apresentaram registros georreferenciados de capturas acidentais e avistagem em todo o Estado de São Paulo, incluindo numerosos registros no litoral sul (Iguape). A espécie também é destacada como muito frequente na região por Santos *et al.,* (2007). A Erro! Fonte de referência não encontrada.**77** mostra que a toninha tem registros também na egião da barra do Icapara, entorno imediato da ARIEG. Diferentemente do boto-cinza, a toninha não é vista com frequência no interior do mar pequeno, salvo raras exceções, como discutido por Santos *et al.,* (2007), que registrou a presença de um grupo de toninhas nas águas interiores do canal.

Apesar das variações regionais nos parâmetros vitais (taxa de sobrevivência, fecundidade, estimativa de abundância) e incertezas associadas a suas estimativas, a Toninha, em geral, apresenta um baixo potencial para crescimento populacional anual com valores próximos àqueles encontrados para pequenos cetáceos em outras regiões do mundo e indicam que a espécie tem uma baixa capacidade para repor a parcela da população removida pelas capturas acidentais em redes de pesca ou outra fonte de mortalidade não natural (BASTIDA *et al.* , 2007).

No Brasil, a toninha está incluída na Lista Nacional das Espécies da Fauna Brasileira Ameaçada de Extinção (Portaria MMA n° 444 de 17 de dezembro de 2014), classificada como Criticamente em Perigo (CR), enquanto pela IUCN (2012) é considerada vulnerável (VU). Ainda, está listada no Apêndice II da Convenção sobre o Comércio Internacional de Espécies da Fauna e Flora Silvestres Ameaçadas de Extinção (CITES), da qual a Argentina, Uruguai e Brasil são signatários, e nos Apêndices I e II CMS (Convenção para a Conservação das Espécies Migratórias de Animais Selvagens), no qual o Brasil iniciou sua atuação em 2015.

Mastofauna Marinha – Pinípedes

Os pinípedes possuem três famílias, duas delas com ocorrência no Brasil (Otariidae e Phocidae). A família Otariidae é composta por 14 espécies, incluindo os pinípedes com orelhas (lobos e leões-marinhos), já a família Phocidae é composta por 19 espécies e inclui os pinípedes sem orelhas (focas em geral e elefantes-marinhos). Um fator unificador do grupo é que todos passam a maior parte do tempo na água, porém necessitam retornar a um substrato sólido, como a terra ou o gelo, para parir e, em sua maioria, copular (JEFFERSON *et al.,* 1993).

A epiderme dos focídeos é mais espessa e menos queratinizada que a dos otarídeos, por esse motivo, os otarídeos são menos tolerantes ao frio, sendo bastante dependentes da pelagem e da camada de gordura para a manutenção do calor (GERACI; LOUNSBURY, 1993). Os focídeos possuem corpos fusiformes arredondados, pescoço curto e volumoso, unhas localizadas nas nadadeiras anteriores e deslocam-se em terra arqueando seus corpos, pois as nadadeiras anteriores são curtas e não podem servir de apoio. Já os otarídeos, são mais delgados, possuem pescoços longos e as nadadeiras anteriores alongadas e com unhas rudimentares, sendo que os membros posteriores alojam as unhas com desenvolvimento normal. Os otarídeos deslocam-se sobre os quatro membros com relativa rapidez e agilidade em terra.

Até o presente momento foram registradas sete espécies de pinípedes para o litoral brasileiro (ZERBINI *et al.,* 1999; MOURA & SICILIANO, 2007; MMA, 2011b; OLIVEIRA *et al.,* 2014), elencadas abaixo:

- leão-marinho-sul-americano – *Otaria flavescens;*
- lobo-marinho-sul-americano – *Arctocephalus australis*;
- lobo-marinho-subantártico – *Arctocephalus tropicalis;*
- lobo-marinho-antártico – *Arctocephalus gazela;*
- elefante-marinho-do-sul – *Mirounga leonina;*
- foca-caranguejeira – *Lobodon carcinophaga;*
- foca-leopardo – *Hydrurga leptonyx.*

No entanto, os autores esclarecem que o registro de focas e elefantes-marinhos no Brasil é absolutamente ocasional, situação essa também válida para o litoral paulista, no qual as espécies registradas são o elefante-marinho-do-sul (*Mirounga leonina)*, a foca-leopardo (*Hydrurga leptonyx)* e a foca-caranguejeira (*Lobodon carcinophaga)*, mas há poucos estudos relacionados a estas espécies e os registros são esporádicos, relacionados a animais que utilizam a área como rota migratória, descrevendo as espécies, sem, contudo, caracterizar as causas do encalhe.

MINUTA

No interior do território da ARIEG, não foram encontraram registros de pinípedes, mas sim em seu entorno. As espécies *A. australis* e *A. tropicalis*, são os mais registrados (BARBIERI, 2004; EBERT *et al.,* 2015). Abaixo são apresentadas informações básicas destas espécies:

Lobo-marinho-sul-americano (*Arctocephalus australis*)

O lobo-marinho-sul-americano, com distribuição nos oceanos Atlântico e Pacífico, habita costas rochosas e ilhas, especialmente aquelas com inclinação vertical (MONTEIRO-FILHO *et al.,* 2013). Reproduz-se durante o verão em colônias reprodutivas tanto na costa Atlântica (onde existe a maior colônia reprodutiva da espécie, na Ilha dos Lobos, Uruguai, com mais de 150.000 indivíduos) e Pacífica da América do Sul, sendo um dos otarídeos mais amplamente distribuídos ao longo do Hemisfério Sul (**Foto 20**) (VAZ- FERREIRA, 1982). Na costa Atlântica se distribui do extremo sul da Argentina e Ilhas dos Estados e Malvinas até a costa do Uruguai (VAZ-FERREIRA, 1982a; XIMENEZ; LANGGUTH, 2002; ROCHA-CAMPOS; GUSMÃO-CÂMARA, 2011).

Foto 20 – Lobo-marinho-sul-americano (*Arctocephalus australis*).

Fonte: jornalagora.com.br.

O macho adulto mede em torno de 1,9 m e pesa 200 kg, as fêmeas adultas, 1,4 m e 40 kg. Apresentam o focinho afinado e vibrissas longas, grandes olhos, orelhas pequenas e nuas e pescoço grosso. Os machos são cinza enegrecido a marrom e possuem longos pelos no peito e pescoço. Fêmeas e juvenis possuem tons cinza escuro no dorso e o ventre é ligeiramente mais claro, os filhotes, entretanto, são pretos ou marrons escuros. É possível observar o dimorfismo sexual através de machos adultos aproximadamente 1,3 vezes maiores e 3,3 vezes mais pesados que as fêmeas adultas (ROCHA-CAMPOS; GUSMÃO-CÂMARA, 2011; MONTEIRO-FILHO *et al.,* 2013). Estudos recentes, baseados em informações morfológicas e genéticas, sugerem a existência de mais uma espécie de lobo-marinho sul-americano (OLIVEIRA, 2004; OLIVEIRA *et al.,* 2008).

No Brasil, os primeiros registros foram feitos na região de Torres (GLIESH, 1925), e posteriormente observados em São Paulo, incluindo o litoral norte paulista (VIEIRA, 1955; VAZ-FERREIRA, 1982a, PINEDO *et al.,* 1992) e Rio de Janeiro (MOURA *et al.,* 2010). Contudo, os principais registros são de espécimes não-reprodutivos (juvenis de ambos os sexos) no Rio Grande do Sul, (OLIVEIRA, 1999; OLIVEIRA *et al.,* 1999), os quais geralmente são recolhidos para centros de reabilitação. Não existe estimativa populacional exata para a espécie na América do Sul, mas acredita-se que existam entre 300.000 e 450.000 indivíduos (SEAL CONSERVATION SOCIETY, 2008a).

SIMMAM (2016) registra encalhe do lobo-marinho-sul-americano nas praias de Ilha Comprida, mas a espécie tem registros cada vez mais frequentes na área (**Figura 60**). Machado (2006) discute que, com o crescimento (recuperação) da população do Uruguai, novos sítios alimentares e reprodutivos estão sendo explorados pela espécie. O Autor cita o estuário de Cananeia como um local ecologicamente atrativo para espécie, especialmente pela fartura de alimento.

MINUTA

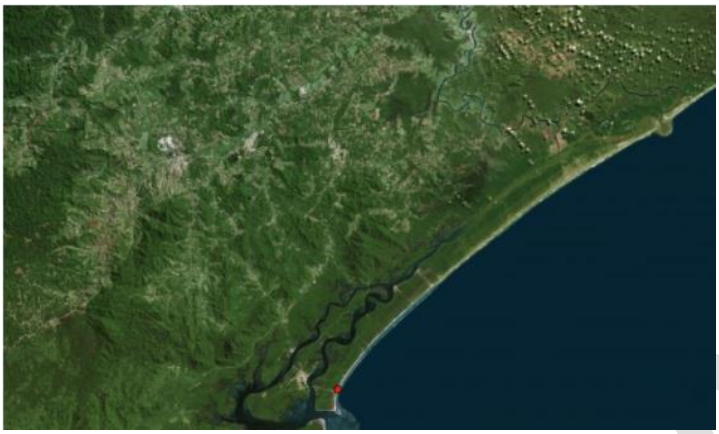


Figura 60 – Registro de ocorrências (avistagens, capturas acidentais e encalhes) do lobo-marinho-sul-americano no litoral sul paulista e entorno da ARIEG. Fonte: SIMMAM (2016).

Lobo-marinho-subantártico (*Arctocephalus tropicalis*)

O lobo-marinho (**Foto 21**), como é conhecido popularmente, se distribui nos oceanos Índico e Antártico, habitando costas rochosas e ilhas em áreas temperadas do Atlântico Sul, Índico e principalmente as ilhas ao norte da Convergência Antártica – Saint Paul, Amsterdam, Prince Edward, Marion, Crozet, Possession, Macquaire (BESTER, 1980; WYNEN *et al.,* 2000; MONTEIRO-FILHO *et al.,* 2013).

Foto 21– Lobo-marinho-subantártico (*Arctocephalus tropicalis*).

Fonte: www.pbase.com.

Machos e fêmeas adultos medem entre 0,80 a 1,95 m, entretanto o macho pesa aproximadamente 165 kg e a fêmea 55 kg. Possuem aparência compacta, cabeça com focinho afinado e vibrissas muito longas, grandes olhos, orelhas pequenas e nuas e pescoço grosso. Nos machos adultos, o corpo é coberto com uma densa pelagem que no topo da cabeça pode formar um topete. A coloração se apresenta em cinza amarronzado no dorso e amarelo esbranquiçada no peito. (ROCHA-CAMPOS; GUSMÃO-CÂMARA, 2011; MONTEIRO-FILHO *et al.,* 2013).

As colônias reprodutivas mais próximas da costa sul do Brasil estão a mais de 4.000 km de distância (PINEDO, 1990), entretanto, diversos espécimes erráticos foram registrados (FERREIRA *et al.,* 2008; MOURA e SICILIANO, 2007; ROCHA-CAMPOS; GUSMÃO-CÂMARA, 2011). Esta espécie tem sido registrada na costa brasileira, principalmente nos meses junho a outubro, por indivíduos adultos, subadultos e juvenis (SIMÕES-LOPES *et al.,* 1995; OLIVEIRA, 1999). O primeiro registro foi realizado por Castello e Pinedo (1977), no litoral do Rio Grande do Sul, seguidos de Siciliano e Lodi (1986) no litoral do Estado de São Paulo, incluindo o litoral norte paulista.

MINUTA

Apesar da ausência de registros da espécie no SIMMAM (2016) para a região do entorno da ARIEG, as ocorrências são esporádicas e cada vez mais frequentes (em média, mais de uma dezena nos meses de inverno), especialmente na praia de fora e praia do boqueirão norte, na face exposta da Ilha Comprida (**Foto 22**).

Foto 22 – Ocorrências do Lobo-marinho-subantártico (*Arctocephalus tropicalis*) na Ilha Comprida, no Boqueirão Norte, imediações da ARIEG.

Fonte: http://g1.globo.com/sp/santos-regiao/bom-dia-sao-paulo/videos/v/lobo-marinho-aparece-em-praia-de-ilha-comprida-sp/2092011/

Alguns pesquisadores atribuem esta expansão dos registros ao aumento populacional nas Ilhas Gough e Tristão da Cunha (PINEDO, 1990; BESTER, 1990). O número populacional atualmente estaria próximo de 277.000 a 356.000 indivíduos (SEAL CONSERVATION SOCIETY, 2008c). Entretanto, em pesquisa realizada por Ferreira *et al.,* (2008), os indivíduos *A. tropicalis* que chegam a costa brasileira, apresentam diferentes origens e genéticas, a exemplo de um espécime oriundo das Ilhas Crozet, a aproximadamente 16.000 km da nossa costa.

Mastofauna Aquática – Mustelídeos

A Lontra neotropical (*Lontra longicaudis)* (**Foto 23**) habita lagos, rios, pântanos, lagoas e mangues, além de ambientes marinhos. É um animal de hábito solitário, diurno e construtor de tocas que servem como áreas e descanso e criação dos filhotes. Estas tocas são pequenas cavernas naturais localizadas nas margens de rios e costões, com entrada parcialmente submersa, e podem servir como ninhos com ligações subterrâneas (NIDASIO *et al.,* 2009; PARDINI & TRAJANO, 2014). Durante o dia costumam utilizar outras áreas exclusivas para descanso e sua marcação territorial é feita através de deposição de fezes e marcas feitas com as unhas, realizadas em locais próximos as áreas de alimentação (MELQUIST, 2011).

Foto 23 – Lontra-neotropical – *Lontra longicaudis*.

Fonte: http://www.parqueestadualserradomar.sp.gov.br/pesm/especie/lontra/.

São carnívoras e de hábitos semiaquáticos (BLATCHER, 1987). Um estudo publicado por Ramirez & Barrella (2001) a respeito do consumo de peixes por predadores em uma região de São Paulo apontou a lontra neotropical como protagonista no consumo. Reforçando esta hipótese, um estudo desenvolvido a respeito dos hábitos alimentares das lontras em uma parte de Mata Atlântica, em São Paulo, indicou que 93% da dieta é composta por peixes, entre eles, exemplares da família Loricariidae, além de crustáceos como *Aegla achmitti* e insetos aquáticos do gênero *Corydalus* sp.; ademais, há relatos do consumo ocasional de aves, pequenos mamíferos e anfíbios (PARDINI, 1998), no entanto, é necessário afirmar que sua dieta está diretamente ligada à sua distribuição. Há outros estudos desenvolvidos em diferentes regiões do Brasil, onde é possível constatar a variedade de espécies que servem como alimento de acordo com a sua disponibilidade local (QUINTELA *et al.*, 2008).

MINUTA

A reprodução ocorre principalmente durante a temporada de água seca ou baixa, mas pode ocorrer ao longo do ano, em certas localidades. A gestação é estimada em 56 dias e o tamanho da ninhada varia de um a cinco filhotes, com dois ou três em média (BERTONATTI & PARERA, 1994).

A espécie tem registros na região da ARIEG e seu entorno (OLIVEIRA, 2006). Ribeira & Miotto (2010) citam os trabalhos de Pardini & Trajano (1999), Nakano-Oliveira *et al.,* (2004) e Silva *et al.,* (2005), que relatam sua presença associada à Mata Atlântica em toda a região do Vale do Ribeira, incluindo Cananeia, Ilha do Cardoso e Ilha Comprida. Os autores observaram que a espécie circula ao longo da extensão do Mar Pequeno, entre as ilhas de Cananeia e Comprida, inclusive visitando com frequência a pequena ilhota de mangue de Pai Matos, próxima à Ilha de Cananeia e, portanto, no entorno da ARIEG (**Figura 61**). O estudo de Nakano-Oliveira *et al.,* (*op.cit.*) merece destaque, pois acompanhou indivíduos por telemetria na região entre Cananeia e Ilha Comprida.

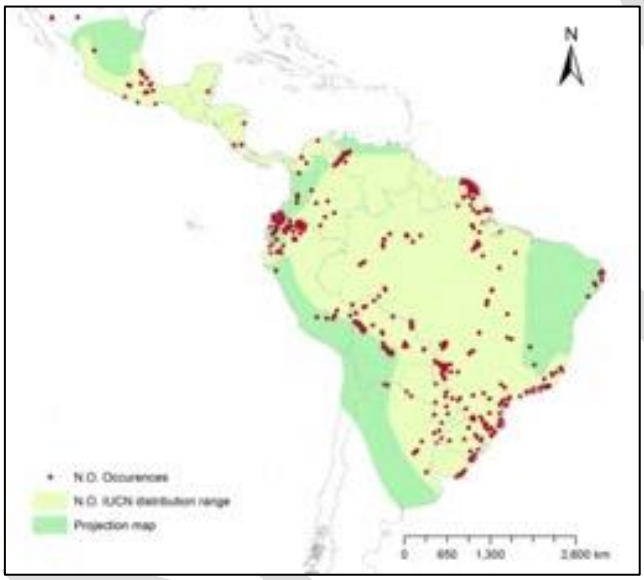


Figura 61 – Distribuição geográfica da *Lontra longicaudis* na América Latina, incluindo no entorno da ARIEG.
Fonte: Rheingantz *et al.*, (2014).

O *status* de conservação da lontra neotropical está diretamente relacionado à preservação dos ecossistemas. Como um predador topo de cadeia, sua presença pode ajudar na manutenção da biodiversidade local. Ademais, ela é caracterizada por necessitar de grandes áreas territoriais, além de qualidade de água compatível com suas necessidades para que possa se reproduzir e se alimentar, formando, desta forma, uma estrutura trófica resistente. Devido a esta constatação, a distribuição desta espécie está diretamente relacionada a níveis de preservação ambiental tanto da água quanto do solo (EMMONS, 1997). Uma constatação a respeito desta ligação está presente em uma publicação de Pardini (1998), segundo a qual a observação destes animais foi muito comum em uma faixa de Mata Atlântica (nas proximidades do Rio Betari), em São Paulo, onde há pouco desenvolvimento urbano e, consequentemente, grande preservação ambiental. Outros estudos apontam que a distribuição da lontra está diretamente ligada aos níveis de poluição da água, por ser um fator diretamente ligado à sua fonte alimentar (BRANDT, 2004).

Uma das espécies-chave elencadas para a ARIEG, a lontra neotropical é classificada como espécie vulnerável na Mata Atlântica e, apesar de não haver registros de sua ocorrência dentro do território da ARIEG, é uma espécie ecologicamente relevante, com ocorrência na Área de Estudo do presente Diagnóstico. Segundo Carvalho-Junior (2007), podem apresentar sintomas negativos aos impactos tardiamente, como por exemplo, a acumulação de metais pesados, auxiliando em sua função como bioindicadora ambiental.

- **Ameaças diretas e indiretas, fragilidades e sensibilidades**

Mastofauna Marinha – Cetáceos e Pinípedes

Apresentam interações negativas com a mastofauna marinha na ARIEG e seu entorno, as seguintes atividades antrópicas: pesca, turismo, especulação imobiliária e a ocupação desordenada de áreas costeiras, além de empreendimentos e atividades do setor de Petróleo & Gás.

Pesca

A atividade pesqueira representa uma das principais ameaças aos animais marinhos, devido às capturas incidentais nas redes de pesca e descarte de resíduos no ambiente (restos de petrechos abandonados, lixo, etc.), além de possíveis colisões com embarcações, como constatado em Cananeia e região por Zapes *et al.* (2009), Bertozzi (2009), dentre outros.

Sidou (2008), após 35 meses de monitoramento da frota pesqueira da região de Cananeia, registrou 157 indivíduos capturados incidentalmente por redes de emalhe, sendo as toninhas as mais afetadas, seguidas pelo boto-cinza, golfinho-pintado-do-Atlântico, golfinho-nariz-de-garrafa e do golfinho-listrado. As capturas ocorreram principalmente por redes de nylon e fio monofilamento, com malhas de 7, 11, 12 e 13 cm, a uma distância da costa que variou de 01 a 60 milhas náuticas, com profundidades entre 4,5 e 68 metros. O maior número de capturas de deu pela rede de emalhe de superfície, seguida das redes de fundo. No caso das toninhas, as capturas ocorreram de 1 a 15 milhas náuticas da costa, em profundidades entre 4,5 e 21 metros, ou seja, todas dentro do território da APAMLS. Já para o boto-cinza, as distâncias variaram entre 3 e 60 milhas náuticas da costa, em profundidades entre 13 e 68 metros, extrapolando o limite da Unidade. Para o golfinho-pintado-do-Atlântico, os registros de captura ocorreram entre 1 e 55 milhas náuticas da costa, a profundidades entre 17 e 65 metros, incluindo portanto o território da APAMLS.

Desvaux (2013) realizou 261 monitoramentos de praia na Ilha Comprida e registrou 45 encalhes de toninha e 54 do boto-cinza. Muitos desses animais apresentaram sinais de interação com pesca (**Foto 24**) e, por meio de entrevistas com pescadores, foi possível estabelecer os tamanhos de malhas que mais acometem esses animais, tanto pela frota artesanal como industrial. Assim como identificado por Sidou (2008), para a toninha, as malhas de 7, 12 e 13 cm entre nós, foram as que apresentaram a maior incidência de captura. Já para o boto-cinza, foram as de 7, 13, 20 e 21 cm. Vale ressaltar que o tamanho de malha máximo permitido pela legislação vigente (INI MPA/MMA nº 12/2012) é de 14 cm, o que indica que a pesca está sendo exercida de modo irregular.

Foto 24 – Boto-cinza vitimado por rede de pesca em Cananeia.

Fonte: Projeto Boto Cinza (disponível em: http://ultimosegundo.ig.com.br/ciencia/2012-10-27/biologos-monitoram-comportamento-de-botos-no-litoral-de-sao-paulo.html).

Este tipo de interação com artefatos de pesca também foi descrito em outras regiões do país para os pinípedes, principalmente nos meses de inverno e primavera (OTT *et al.* , 1996). Os animais são conhecidos por perseguir as embarcações, danificar as redes e retirar o peixe emalhado. As agressões em represália a este comportamento são frequentemente responsáveis por parte da mortalidade da espécie no Rio Grande do Sul. Desta maneira, deve-se ficar atento aos encalhes desta espécie no litoral do Estado de São Paulo, uma vez que o esforço pesqueiro nesta região também é intenso (ZERBINI *et al.* , 1999).

MINUTA

Turismo

O turismo de observação de cetáceos na região de ocorrência do boto-cinza no estuário de Cananeia (**Foto 25**) foi regulamentado pela Lei Municipal n° 2.129/2011, que ordena as atividades com fins comerciais de Turismo, Lazer e Esportes Náuticos no Município de Cananeia, estabelece a quantidade de embarcações que podem operar com turismo náutico e restringe esportes náuticos potenciais causadores de molestamento aos cetáceos (Jet sky, esqui aquático, entre outros). Além disso, o Plano de Manejo da APA Federal Cananeia-Iguape-Peruíbe, cria uma Zona de Proteção Especial de Cetáceos, que estabelece regras de conduta para o turismo de observação dos botos, visando mitigar os impactos do turismo desordenado aos botos residentes da região. Entretanto, a atividade turística de observação de cetáceos propriamente no território da ARIE do Guará não é uma prática significativa, uma vez que os encontros com cetáceos nesta área são esporádicos, não havendo um período ou área de maior ocorrência de alguma espécie que proporcione um nicho turístico a ser explorado.

Foto 25 – Atividade turística de observação do boto-cinza em Cananeia.

Fonte: http://www.gazetadopovo.com.br/viver-bem/turismo/boto-cinza-inspira-roteiro-em-Cananeia/

Contaminação por poluentes orgânicos e inorgânicos

Na região, o histórico de contaminação do Vale do Ribeira, associado ao Valo Grande, significa uma ameaça à qualidade ambiental da área e consequentemente da mastofauna presente. As águas do mar pequeno, no entorno da ARIEG apresentam qualidade regular, com sinais de eutrofização e contaminação (**Figura 62**).

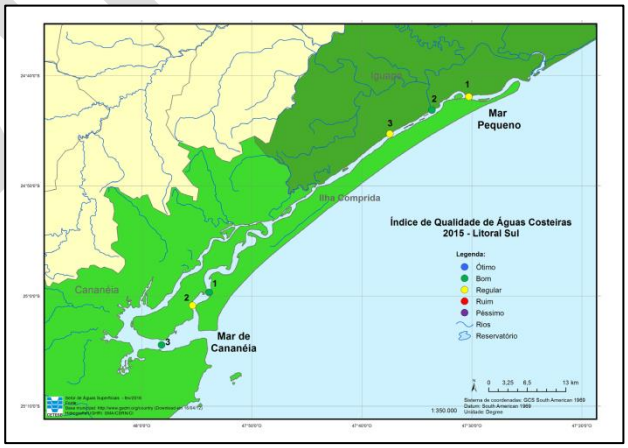


Figura 62 – Mapa com o Índice de Qualidade de Água Costeira 2015 – Litoral Sul. Fonte: CETESB (2016).

Poluição proveniente de atividades industriais e agrícolas pode ser uma ameaça, tanto diretamente, através da destruição de habitat, quanto indiretamente, através da contaminação do alimento e da água. Locais com altos índices de poluição, como a

Baía de Guanabara (RJ), porto de Santos (SP) e Paranaguá (PR), incluindo presença de metais pesados, representam uma séria ameaça potencial (DA SILVA *et al.,* 2003; BICEGO *et al.,* 2006). Além disso, o uso continuado de pesticidas pode ser detectado nestes animais (DA SILVA; BEST, 1994; YOGUI *et al.,* 2003).

Yogui *et al.* (2003) encontraram baixas concentrações de poluentes orgânicos em gordura de *S. guienensis* em Cananeia. *P*orém os machos apresentaram valores mais elevados do que as fêmeas. Esses poluentes exercem efeitos patogênicos endócrinos em répteis, aves e mamíferos (McCARTY; SECORD, 1999) e estudos toxicológicos têm demonstrado que os PCBs e DTTs podem alterar principalmente as funções reprodutivas, sendo observados distúrbios na maturação sexual e efeitos teratogênicos (PENTEADO; VAZ, 2001). Segundo o mesmo autor, a entrada destes poluentes orgânicos na cadeia alimentar é devida principalmente às suas propriedades físico-químicas, pois podem sofrer processos de bioconcentração (acúmulo em um indivíduo) e biomagnificação (acúmulo da concentração nos tecidos dos organismos na passagem de cada nível trófico da cadeia alimentar). O acúmulo pode ocorrer via ingestão e contato direto com água, alimento e sedimento contaminado. De acordo com Tanabe *et al.* (1988), os níveis de PCBs no ambiente não devem decrescer a curto prazo e a problemática da poluição por esses compostos está longe de um final.

Estado de conservação dos Habitats

Outra atividade humana deletéria para a mastofauna marinha está ligada à especulação imobiliária e à ocupação desordenada da região costeira, com geração de efluentes sanitários (ainda não coletados e tratados em sua totalidade), resíduos sólidos e degradação da qualidade ambiental de ecossistemas costeiros (manguezais, estuários, praias, etc.). Esta atividade ameaça indiretamente a ARIEG uma vez que a pressão de ocupação desordenada ocorre em seu entorno e a crescente ocupação de áreas costeiras/estuarinas, vem associadas com um estágio de degradação ambiental, motivando a apresentação de propostas de ação para conter essa degradação.

Para a *P. blainvillei,* a limitação da espécie quanto ao hábitat preferencial e às características do seu ciclo de vida, aliadas à pressão exercida pelas operações de pesca em regiões costeiras, constituem as principais ameaças para a extinção da espécie. No entanto, processos de degradação ambiental em áreas costeiras e estuarinas devem ser levados em conta como causadores de impacto sobre todas as populações de mamíferos marinhos costeiros.

Resíduos sólidos

Uma fonte de contaminação e que envolve toda a costa do Estado de São Paulo é a presença de pellets e fragmentos plásticos, nas praias e no mar, que podem ser ingeridos pelos cetáceos ou pelo alimento deles (peixes) (MEIRELES E BARROS, 2007; GUIMARÃES *et al.,* 2013; DENUNCIO *et al.,* 2011) e carrear poluentes orgânicos persistentes. Colabuono *et al.,* (2010), verificou a ocorrência e a concentração de poluentes orgânicos em plásticos encontrados em conteúdo estomacal de aves marinhas e os pesticidas organoclorados tiveram as concentrações mais elevadas, tornando o plástico e pellet uma fonte adicional de poluentes orgânicos. Vedolin (2014), também verificou e quantificou alguns metais pesados em pellets e plástico, nos quais o alumínio e o ferro foram os elementos que apresentaram concentrações mais elevadas, com potencial de acumulação nos organismos após a ingestão. Dorneles *et al.,* (2007), relatou a diminuição da concentração de cadmio nas Pontoporias, sugerindo que os cefalópodes Loliginideos não constituem vetores da transferência de cadmio para os cetáceos.

A grande quantidade de lixo marinho também é uma ameaça à fauna marinha, especialmente aos quelônios e cetáceos, na região da ARIEG. As maiores ameaças são os plásticos e os petrechos de pesca perdidos, como as redes fantasma que vitimam grande número de animais a cada ano. A gravidade desta ameaça tem resultado em iniciativas relevantes, como nos projetos: Lixo Marinho (www.projetolixomarinho.org) e Ecofaxina (www.institutoecofaxina.org.br).

Petróleo e seus derivados

A instalação e operação de empreendimentos petrolíferos (até mesmo longe da costa, como na região do Pré-Sal) implicam em riscos de vazamentos de óleo e derivados, com formação de manchas de óleo que podem chegar à região da ARIEG, além dos impactos associados às plataformas, estruturas e embarcações de apoio que podem alterar o comportamento migratório de espécies com alto poder de deslocamento (por exemplo, pinípedes).

Os efeitos do petróleo e derivados sobre os mamíferos marinhos são diversos. Matikin *et al.,* (2008) relatam, após uma extensa revisão bibliográfica, que cetáceos mantidos em cativeiro evitam as manchas de óleo, porém eventualmente

MINUTA

entravam em contato. Os autores relatam, no entanto, que, no ambiente, os cetáceos não visualizam o óleo brilhante, mas detectam o óleo escuro, sendo que mesmo assim nem sempre desviam das manchas. Além disso, em cenários catastróficos, as manchas de óleo podem ter dezenas ou mesmo centenas de quilômetros de extensão inviabilizando qualquer comportamento de evitamento. Na Califórnia, baleias-cinzentas já foram avistadas passando pelas infiltrações naturais de petróleo e apresentaram mudança na natação e na taxa de respiração. A falta de sistema olfativo desses animais contribui ainda mais para esse comportamento.

Ainda de acordo com o mesmo autor, devido à volatilidade do óleo, sua fumaça, que é extremamente tóxica, afeta os animais durante a respiração, causando efeitos tóxicos. Griffiths *et al.,* (1987), descreveu a morte de sete golfinhos no mar Arábico, devido à inalação, levando a um stress respiratório. Geraci & Lounsbury (1994), descrevem esse evento como uma perda da consciência, fazendo com que os animais morressem afogados, podendo acontecer em minutos, dependendo da concentração do óleo. As lesões no sistema nervoso central se concentram principalmente no tálamo, causando letargia e desorientação como visto em algumas focas (MATIKIN *et al.,* 2008). Além disso, a contaminação pela ingestão de presas contaminadas é outra via de impacto sobre os cetáceos (MATIKIN *et al.* 2008), resultando em acumulo de contaminantes que podem ter transferência maternal (SCHWACKE *et al.,* 2013).

Maré vermelha

A maré vermelha também pode ser considerada uma ameaça aos cetáceos e pinipedes, pois foi a causa de alguns encalhes em massa (TRAINER; BADEN, 1999). O mesmo autor cita animais já registrados intoxicados por esta maré, como as baleias cinzentas, jubarte e leões-marinhos, e, considerando-se que as marés vermelhas são relativamente frequentes no litoral paulista, espera-se que possam resultar em ameaças às populações de cetáceos presentes na ARIEG e seu entorno.

As toxinas fazem com que o animal perca o controle sobre seu mecanismo de calor periférico vital e, muitas vezes, ele torna-se incapaz de voltar a superfície para respirar. Lefevre *et al.,* (2002) descreveram as toxinas em animais bentônicos e em comunidades pelágicas, desde linguados até atuns, contaminando a cadeia alimentar, fazendo com que os animais, como as jubartes, se intoxiquem não somente pela exposição à água contaminada, mas também pelo consumo de presa contaminada.

Ruídos

Segundo Richardson *et al.,* (1995), os ruídos que potencialmente afetam os mamíferos marinhos provém das seguintes atividades (podendo ser separados em categorias): transporte, dragagem e construção, exploração de minerais e hidrocarbonetos, inspeções de cunho geofísico, sonares, explosões e pesquisas científicas. Os sons gerados por estas atividades, por sua vez, podem ser de dois tipos: transientes (com curta duração) ou contínuos (persistentes por um longo período).

A faixa causadora de lesões é de 2-10KHz e de acordo com Tyack (2008), os ruídos sonoros provenientes de embarcação são na faixa de 20 a 200 Hz, caracterizadas por serem frequências baixas e de fácil propagação no mar, mas aumentam de 10 a 100 vezes dependendo do ambiente. Essa faixa de frequência é utilizada pelos misticetos para se comunicar, os quais possuem alguns mecanismos para compensar o aumento de ruído, porém, de acordo com o mesmo autor, alguns animais evitam as fontes sonoras, agregando ainda mais preocupação a conservação dos seus habitats.

Exercícios militares com o uso de sonar, (JEPSON, *et al.,* 2003; FERANDEZ *et al.,* 2005) são registrados como causadores de algumas lesões que podem causar óbito de alguns cetáceos, como os da família Ziphiidae, podendo gerar colapso cardio-vascular, com lesões hemorrágicas ao redor da gordura da mandíbula, orelhas, cérebro e rins. As espécies afetadas foram as *Grampus griséus*, *Delphinus delphis* e *Phocoena phocoena*. Destes, apenas o *D. Delphis* tem registro para a região de São Paulo e este tipo de ameaça não afeta diretamente o território da ARIEG, mas pode afetar espécies com ampla área de ocorrência e migratórias com ocorrência na região.

Existem poucos estudos para orientar as previsões de quando tais mudanças começam a diminuir a aptidão dos indivíduos ou ter consequências negativas para a população, mas Rolland *et al.,* (2012) conseguiram comprovar uma redução no stress dos animais com a diminuição das embarcações no local do estudo e, considerando que a área de maior concentração de botos e toninhas no entorno da ARIEG tem intensivo transito de embarcações diversas (pesca, turismo náutico, balsas, escunas, etc.), o ruído certamente é uma ameaça e estas espécies na região.

MINUTA

Colisões com embarcações

Colisões de embarcações com cetáceos representam uma forte ameaça ao grupo, dentro e fora da ARIEG, resultando frequentemente em injurias e fatalidades. De acordo com Ritter *et al.* , (2012) a incidência de acidentes envolvendo cetáceos é maior em barcos de casco único, com mais de 10 metros, durante o dia, com velocidade entre 5 a 10 nós, mas quanto maior for a velocidade maior será o impacto.

Os navios com maior incidência de registro de acidentes são os petroleiros, navios cargueiros, de observação de baleias, navios de cruzeiros, da marinha, balsas de alta velocidade e embarcações à vela equipadas com motores. Grandes embarcações com mais de 80 metros e com velocidades superiores a 14 nós, são responsáveis pelos danos mais severos, podendo levar até a morte, e, de acordo com Filla e Monteiro-Filho (2009) e Martins (2015), os jet skis também oferecem riscos aos cetáceos devido à alta velocidade que podem atingir e pelo fato de emitirem pouco ruído. Tal fato dificulta a percepção dos cetáceos quanto à presença do mesmo na água, acarretando em menor velocidade de resposta pelos animais. Ainda cita registros fotográficos de lesões em *S. guianensis,* indicando o boto-cinza como uma das espécies afetadas por esse impacto, e alguns indivíduos, como o *Stenella frontalis*, mudam o seu comportamento quando chegam mais próximo.

Diante do intenso fluxo de embarcações na ARIEG e seu entorno, associado à forte atividade de pesca e náutica (turismo, pesca amadora), trata-se de uma ameaça à mastofauna na região. Apesar disso, pouco se sabe sobre as estatísticas de colisões no território e entorno da ARIEG.

Mastofauna Aquática - Mustelídeos

A espécie foi categorizada como "vulnerável" na Mata Atlântica devido a sua dependência de cursos d'água e matas ciliares que já foram extremamente degradadas e cuja qualidade e extensão serão afetadas pelas mudanças no Código Florestal.

Por estar presente em áreas relativamente degradadas, a espécie é suscetível à extinção regional, como visto na Mata Atlântica nordestina, onde existem poucos registros da espécie, restritos aos manguezais, e previsão do desaparecimento local nos próximos 50 anos. Além do declínio populacional, decorrente das perdas da capacidade de suporte do ambiente (redução de habitat), a espécie é ameaçada também pela caça por retaliação e por atropelamentos e tudo leva a prever um declínio populacional de pelo menos 30%, nos próximos 20 anos, neste bioma (RODRIGUES, 2013).

Abaixo, no **Quadro 28**, são indicadas as ameaças à *Lontra longicaudis* com análise das ameaças diretas, indiretas, fragilidades e sensibilidades em relação a fatores direta e indiretamente ligados a AIREG.

Quadro 28 – Ameaças diretas e indiretas sobre a lontra *Lontra longicaudis* na ARIEG.

Ameaças diretas e indiretas, fragilidades e sensibilidades da *Lontra longicaudis* na ARIE						
Atividades relacionadas a AIRE	**Principais Impactos**	**Categoria do impacto**	**Sensibilidade**	**Importância**	**Área críticas de ocupação**	**Mudanças comportamentais**
Aquicultura	Negativo	Alta	Alta	Alta	Áreas lagunares próximas ao empreendimento	Fuga/ estresse
Turismo	Negativo	Baixa	Baixa	Baixa	Zona estuarina/ Mata atlântica	Fuga
Ocupação desordenada de áreas costeiras/ estuarinas	Negativo	Alta	Média	Alta	Zona estuarina/ Mata atlântica	Perda de habitat/ Fuga/ estresse
Transporte via terrestre (rodovias)	Negativo	Média	Média	Média	Mata atlântica próxima a rodovias	Fuga/ estresse

MINUTA

- **Estado de conservação**

Mastofauna Marinha - Cetáceos e Pinípedes

Apesar das ameaças difusas sobre o grupo, especialmente cetáceos, observa-se que as espécies residentes continuam com registros frequentes de ocorrência. No entanto, as pressões associadas principalmente à pesca (captura acidental), turismo desordenado e poluição (resíduos sólidos e contaminação) podem ser as principais ameaças à integridade deste grupo na ARIEG e entorno. Nesse contexto, merece atenção a Toninha (*Pontoporia blainvillei*), incluída na Lista Nacional das Espécies da Fauna Brasileira Ameaçada de Extinção (Portaria MMA 444/2014), e classificada como "CR" (vulnerável) no Plano de Ação dos Mamíferos Aquáticos do Brasil. No Brasil, esta é possivelmente a espécie de cetáceo mais impactada por atividades humanas.

Atualmente, o status de conservação do boto-cinza é considerado como "dados deficientes" na lista vermelha da IUCN. Segundo a lista nacional de fauna ameaçada, reconhecida pela Portaria MMA nº 444/2014, o boto-cinza está classificado como Vulnerável, enquanto para o Estado de São Paulo, o status da espécie consta como "Quase Ameaçada" (Decreto Estadual nº 60.133/2014), devido aos intensos impactos sofridos pela espécie ao longo da sua distribuição, principalmente no que tange a degradação do habitat e as capturas incidentais em redes de pesca. O estado de conservação dos botos da ARIEG e seu entorno depende da integridade dos ecossistemas costeiros onde ocorrem estas espécies, especialmente a toninha e o boto-cinza, por serem de hábitos mais costeiros e sofrerem os efeitos da degradação destes ambientes.

Não existe estimativa da densidade populacional para a área da ARIEG, no entanto, em Cananeia, parte do mesmo Complexo Estuarino, a estimativa é de 200 indivíduos. População esta que parece estar em bom estado de integridade, apesar dos impactos associados à captura acidental, ruídos, colisões e contaminação ambiental.

Mastofauna Aquática - Mustelídeos

A dependência da lontra neotropical com os ambientes estuarinos e fluviais, como os encontrados na área da ARIEG e seu entorno, a torna uma espécie bastante vulnerável às pressões antrópicas existentes. Dessa forma, diante da reduzida disponibilidade de informações sobre seu status populacional, não há como se garantir que a espécie esteja em bom estado de conservação e integridade. O grau de integridade da malha hídrica e das microbacias hidrográficas, além das regiões estuarinas, podem dar subsídios para a definição do estado de conservação da lontra dentro e no entorno da ARIEG.

- **Áreas Críticas e Prioritárias**

Visando a conservação da mastofauna existente na ARIEG e seu entorno, as áreas críticas e prioritárias elencadas são:

- Áreas de concentração de botos-cinza - espécie mais conspícua da ARIEG e entorno, tanto em áreas rasas (até 15 m de profundidade) como nas áreas estuarinas, especialmente no canal interno do Mar Pequeno e Mar de Cananeia, onde se concentram as populações (mar de dentro).
- Praia da Ponta Norte da Ilha Comprida - fortemente afetada pelo turismo de veraneio, com presença de veículos e turistas, que podem causar impactos na mastofauna presente na ARIEG e seu entorno.
- Áreas de manguezais e lagoas - importantes para as lontras, como áreas de abrigo e alimentação.

- **Cenários Futuros**

Mastofauna Marinha - Cetáceos e Pinípedes

O forte crescimento das atividades de petróleo e gás na costa sudeste (associados ao Pré-sal) merece atenção, uma vez que irão refletir nas próximas décadas e possuem crescente pressão sobre os cetáceos. Assim, a integridade do grupo vai depender de medidas e ações preventivas e corretivas, visando controlar, mitigar ou evitar os impactos da atividade sobre o grupo.

Novas práticas de pesca sustentável, com o uso de artefatos que preservem os cetáceos (como as BED - *bycatch exclusion device*), podem resultar em redução na captura acidental destes animais. Da mesma forma, a degradação da linha de costa,

pela ocupação desordenada, e a alteração da qualidade da água na zona nerítica rasa, caso não controladas, poderão resultar em alterações relevantes no equilíbrio destas espécies.

Importante também considerar que, em cenários futuros, os impactos devem ser tratados de forma integrada e cumulativa e isso só será possível com estudos detalhados, específicos e monitoramentos de longa duração. É necessário que as pesquisas de longo prazo continuem atuando, visando identificar os cenários futuros associados à mastofauna presente, especialmente quanto aos impactos antrópicos incidentes sobre o grupo.

Mastofauna Aquática - Mustelídeos

A extensão da proteção às matas ciliares será afetada pelas mudanças no Código Florestal, o que poderá levar ao aumento do grau de degradação desses habitats das lontras e, caso não sejam implementadas ações de conservação dessa espécie-alvo (lontra neotropical) na ARIEG e seu entorno, os impactos provenientes do desenvolvimento econômico na região poderão afetar a espécie; mas a população poderá ser efetivamente preservada com a inserção de novos projetos ambientais, como já ocorre com espécies-bandeira como a jubarte e o mico-leão-dourado.

- **Indicadores de monitoramento**

Mastofauna Marinha - Cetáceos e Pinípedes

A avaliação de impactos associados às atividades econômicas na região possibilita a implementação de novos projetos ambientais para minimizar os possíveis impactos relacionados às espécies-alvo Boto-cinza e Franciscana. Para isso, são necessárias a implementação e a manutenção de projetos de Monitoramento Ambiental, objetivando conhecer as atuais ameaças às espécies-alvo, definindo-se o cenário de partida e os resultados almejados, para consolidar programas de proteção específicos.

Há estudos a respeito da grande sensibilidade dos cetáceos à poluentes (ICMBIO, 2011), que podem gerar alterações fisiológicas, além de relatos de incidência de patogenias devido à má qualidade da água em suas áreas de ocorrência (VAN BRESSEN, 2009). Portanto, esses animais podem ser bons indicadores para a análise de poluentes ou de doenças em habitats costeiros.

Vale lembrar, que o Monitoramento das respostas populacionais e etológicas dos botos-cinza e toninhas à captura acidental e turismo desordenado deve ser também uma prioridade e, a partir dos primeiros resultados dos programas PMP (Programa de Monitoramento de Praias) e PEMC (Programa Executivo de Monitoramento de Cetáceos), ambos da PETROBRAS, poderão ser indicados novos indicadores de monitoramento que possam trazer informações mais precisas sobre o estado de conservação destas espécies na ARIEG.

Mastofauna Aquática - Mustelídeos

Por ser classificada como vulnerável na Mata Atlântica, se faz necessário o monitoramento sistemático da espécie e de seu habitat. Estudos como os de Silva *et al.,* (2005), envolvendo técnicas avançadas de monitoramento por telemetria, podem ser importantes para o monitoramento da população de lontras. A Ilha do Pai Mato é sem dúvida uma das áreas importantes a serem consideradas nesses monitoramentos.

- **Lacunas de conhecimento**

Mastofauna Marinha - Cetáceos e Pinípedes

De forma geral, as espécies mais frequentes na região da ARIEG e seu entorno têm sido bem estudadas. No entanto, ainda há a necessidade de mais estudos, especialmente quanto à gestão de riscos ecológicos, relacionados com as interações entre os grupos bióticos (ex: bioacumulação e bioamplificação de contaminantes na cadeia trófica).

Aprofundamento sobre os casos de encalhe de cetáceos e pinípedes são também relevantes. Sem o monitoramento contínuo e de longo prazo, para conhecimento de encalhes e investigação de outras causas de mortalidade que acometem a mastofauna, bem como levantamento dos principais fatores de impacto sobre as populações, não é possível traçar planos de

MINUTA

conservação para as diferentes espécies deste grupo animal. Além disso, a identificação das causas de mortalidade, considerando sua quantificação e monitoramento, faz parte de projetos prioritários inseridos nos planos de ação para os mamíferos aquáticos em águas brasileiras (ROCHA-CAMPOS & GUSMÃO-CÂMARA, 2011; IBAMA, 1997 e 2001).

Há ainda grande necessidade de geração e divulgação de dados quanto à distribuição destes animais em áreas degradadas e quanto ao grau com que os fatores de ameaça, tais como a poluição ambiental, as pressões antrópicas e as patogenias emergentes, estão afetando não só a ocorrência, mas também etapas essenciais do ciclo de vida, como a reprodução destes animais. Além disso, ressalta-se a importância de pesquisas relacionadas às suas fontes alimentares e às modificações comportamentais frente às ameaças locais como o turismo e a pesca. Estas informações podem contribuir para o fomento de políticas de preservação e para o acompanhamento do *status* real de conservação desse grupo na região.

Diante da crescente atividade relacionada ao petróleo & gás, há também necessidade de estudos visando o conhecimento dos reais impactos causados na megafauna, mesmo essas atividades sendo realizadas fora do território da ARIEG e seu entorno, especialmente ao se considerar as espécies de maior mobilidade e migratórias.

Mastofauna Aquática - Mustelídeos

De acordo com Nidasio (2009), as informações a respeito da biologia da espécie *Lontra longicaudis* ainda são escassas, uma vez que, por se tratar de um animal de difícil monitoramento em vida livre e haver poucos exemplares em cativeiro, há ainda grandes lacunas a respeito de seus hábitos alimentares, reprodução e comportamento. No Brasil, os estudos a respeito destes animais estão concentrados em sua dieta e distribuição, no entanto, as ferramentas e publicações sobre o tema ainda são muito escassas.

Estudar a ecologia destes animais ainda é um desafio. Por se tratarem de animais com grande extensão territorial, hábitos solitários e arredios, a observação e os estudos a respeito de sua real distribuição e densidade populacional são ainda muito esparsos e imprecisos (QUINTELA *et al.,* 2013; BRANDT, 2004). Na região da ARIEG as informações disponíveis são pontuais e limitadas. Os poucos estudos a respeito da espécie e da sua presença na ARIEG e seu entorno já mostram a necessidade de maior aprofundamento na avaliação de aspectos ecológicos e populacionais, e especialmente sobre os efeitos antrópicos (pesca, turismo, poluição, supressão de vegetação, ocupação desordenada, entre outros) sobre a espécie.

- **Potencialidades e Oportunidades**

Existe a oportunidade de apoio a pesquisas para se conhecer o funcionamento dos ecossistemas marinhos e costeiros que são habitats da mastofauna marinha e aquática na ARIEG e seu entorno. Parcerias com instituições de pesquisas e ONGs possibilitariam o amplo estudo da mastofauna na região, permitindo a criação de um banco de dados importante para a proteção da biodiversidade e para a própria gestão.

Levando-se em conta que diversas pesquisas vêm sendo divulgadas na mídia e em encontros científicos a respeito dos mamíferos marinhos, inclusive sobre interações antrópicas, sendo este último tipo de estudo um dos mais importantes para sua conservação, e que a mastofauna marinha possui *status* de espécie-bandeira (fauna carismática), campanhas e projetos de conservação se tornam mais acessíveis aos olhos dos atores que se relacionam com a ARIEG para a mobilização de ações.

Mastofauna Marinha - Cetáceos e Pinípedes

Para os cetáceos e pinípedes, dentre os programas e projetos de conservação atuais e instituições com os quais poderiam ser mantidas/estabelecidas/ampliadas parcerias para uma maior atuação na região da ARIEG, podem ser citados:

- Existe em todo o sudeste brasileiro, através da coordenação do CMA/ICMBio, uma rede de encalhe de mamíferos aquáticos do Sudeste (REMASE), oficialmente constituída e dotada de regimento próprio em agosto de 2010. Esta rede tem por objetivo atender a encalhes de mamíferos aquáticos, além de desenvolver, implantar e manter um banco de dados sobre pesquisas oriundas de encalhes de mamíferos aquáticos. São também atribuições da rede: o fornecimento de subsídios técnicos para a adoção de medidas de conservação e o manejo das espécies que ocorrem na região, o apoio a projetos de pesquisa, conservação e manejo desse grupo da fauna, e a participação em fóruns nacionais e internacionais que tratam de questões relativas ao encalhes de mamíferos aquáticos.

MINUTA

- PROJETO DE MONITORAMENTO DE CETÁCEOS NA BACIA DE SANTOS – PMC-BS (PETROBRAS) - condicionante do processo de licenciamento ambiental do Pré-Sal; tem portal de informações que divulga as atividades executadas no projeto, com resumos das campanhas e dados brutos. Nesta página http://sispmc.socioambiental.com.br/sispmc/, prevê-se a exposição de conteúdos relacionados ao projeto na forma de portal de informações, trazendo textos institucionais e informações sobre o PMC, contextualizando-o no processo de licenciamento do Pré-Sal. Prevê-se a exposição de notícias, fotos e eventualmente vídeos, referente às atividades executadas no projeto. Este projeto é uma condicionante exigida pelo IBAMA no âmbito do processo de licenciamento ambiental do Pré-sal e são parte do esforço da equipe para aumentar o acesso às informações geradas no decorrer da análise do empreendimento. Para acessar os dados do sistema de monitoramento de cetáceos é necessário fazer um cadastro. Nele estão disponíveis resumos das campanhas e parte dos dados brutos.
- SIMMAM – Sistema de Apoio ao Monitoramento de Mamíferos Marinhos (CTTMar/UNIVALI) - sistema de informação geográfica que coleta e armazena informações sobre avistagens, capturas acidentais e encalhes de mamíferos marinhos; ferramenta de estudo da distribuição e de padrões de ocupação dos mamíferos marinhos na costa brasileira e em águas adjacentes; possibilita um maior intercâmbio de informações entre pesquisadores; subsidia o desenvolvimento de estratégias de proteção, conservação e manejo das espécies. O SIMMAM foi desenvolvido desde 2002, pelo Centro de Ciências tecnológicas da Terra e do Mar (CTTMar), em uma parceria do Laboratório de Oceanografia Biológica com o Laboratório de Computação Aplicada, da Universidade do Vale do Itajaí (UNIVALI), com apoio do CMA, e pelo CNPq e FAPESC, fazendo parte do Sistema Nacional de Pesquisa em Biodiversidade (SISBIOTA). É um sistema de informação geográfica que coleta e armazena informações sobre avistagens, capturas acidentais e encalhes de mamíferos aquáticos. O SIMMAM permite a inserção e a recuperação de dados georreferenciados servindo como uma ferramenta de estudo da distribuição e de padrões de ocupação dos mamíferos aquáticos na costa brasileira e em águas adjacentes. Ainda, o sistema possibilita um maior intercâmbio de informações entre pesquisadores, pois permite o compartilhamento de informações entre os diferentes usuários, subsidiando o desenvolvimento de estratégias de proteção, conservação e manejo dessas espécies. Através de um Acordo de Cooperação Técnica entre a UNIVALI e o Centro Mamíferos Aquáticos – CMA/ICMBio, pretende-se a utilização do SIMMAM como o banco de dados oficial da Rede de Encalhe de Mamíferos Marinhos do Brasil – REMAB. Tal instrumento possibilitará não somente a formação de um grande centro de informações técnicas sobre os mamíferos marinhos que ocorrem em águas brasileiras, mas também contribuirá para subsidiar e agilizar as decisões de proteção, manejo e conservação das espécies.
- PLANO DE AÇÃO NACIONAL DE GRANDES CETÁCEOS E PINÍPEDES E PLANO DE AÇÃO NACIONAL DE PEQUENOS CETÁCEOS (CMA/ICMBio) - orienta e estabelece ações prioritárias para a conservação das espécies de mamíferos aquáticos presentes na Lista Nacional da Fauna Brasileira Ameaçada de Extinção, assim como das espécies que sofrem ameaças antrópicas
- LABCMA/IO - USP - Laboratório de biologia da conservação de mamíferos aquáticos do Instituto oceanográfico da USP tem como finalidade o desenvolvimento de pesquisa científica e educativa no Estado de São Paulo com cetáceos; estudos com exemplares mortos encontrados em praias do litoral paulista, assim como trazidos por frota pesqueira após emalhe acidental fatal; saídas de campo envolvendo embarques em águas estuarinas e costeiras, com ênfase ao mapeamento das espécies que ocorrem no litoral paulista, de seus movimentos, e da sua diversidade genética e estudos envolvendo contaminação química por organopersistentes, assim como engajamentos preliminares no campo da bioacústica. Este projeto participa do PMP-BS e o Instituto Oceanográfico ainda conta com a Base de Pesquisa "Dr. João de Paiva Carvalho", situada na cidade de Cananeia, dotada de infraestrutura logística com desenvolvimento de atividades acadêmicas e de pesquisa. A Base conta com alojamentos, refeitório, salas de aula, laboratórios, oficinas, estação maregráfica, estação meteorológica, meios flutuantes como o barco "Albacora" e outras embarcações de apoio.
- IPEC – INSTITUTO DE PESQUISAS CANANEIA - Atua na área de educação ambiental e ciências naturais, desenvolvendo atividades de pesquisa e conservação da vida selvagem. Proporciona oportunidades para a capacitação e aperfeiçoamento de profissionais e estudantes sobre temas relacionados a biologia e ecologia da vida selvagem, promove estudos e ações em defesa do patrimônio natural e cultural respeitando-se hábitos, costumes e práticas locais. Possui hoje os títulos de Utilidade Pública Municipal e Utilidade Pública Estadual, participando ativamente de diferentes conselhos socioambientais da região do lagamar e nas demais regiões onde atua. O Projeto Boto Cinza trabalha com a conservação da espécie *Sotalia guianensis* e dos ecossistemas e recursos naturais de seu habitat, no caso, na área do Complexo Estuarino Lagunar, mais conhecido como Lagamar. Essa região está no maior remanescente contínuo de Mata Atlântica brasileira e abrange o Complexo Estuarino de Iguape e Cananeia,

MINUTA

no Estado de São Paulo, e o Complexo Estuarino de Paranaguá, no estado do Paraná. Este instituto participa do PMP-BS.

Mastofauna Aquática - Mustelídeos

Com relação aos mustelídeos, dentre os programas e projetos de conservação atuais e instituições com os quais poderiam ser estabelecidas parcerias para uma maior atuação na região da APAMLC, podem ser citados:

- Plano de Ação Nacional para Conservação da Ariranha (PAN Ariranha, ICMBio/MMA, 2010) - abrange metas para a conservação da *Lontra longicaudis*, tendo como objetivo geral conservar as populações de lontra nas suas áreas de distribuição atual.
- Projeto Lontra (Instituto Ekko Brasil) - recuperação, conservação e ampliação do conhecimento técnico de lontras e outros representantes da família Mustelidae.
- Centro Nacional de Pesquisa e Conservação de Mamíferos Carnívoros - criado pelo IBAMA com o intuito de estimular, coordenar e desenvolver atividades de manejo, pesquisa e conservação, a nível nacional, com as espécies de mamíferos carnívoros; integrante do Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade – ICMBio.

- **Contribuições para o planejamento da UC**

De maneira geral, faz-se necessário incentivar projetos de planejamento da gestão costeira, por exemplo, através da investigação de risco ecológico envolvendo diversos elementos da cadeia trófica marinha e aquática, incluindo predadores de topo como cetáceos, pinípedes e mustelídeos, em ecossistemas litorâneos dentro da ARIEG e seu entorno com os maiores graus de impacto socioeconômico (ex: mar pequeno, ilhas de mangue, praias da Ilha Comprida, cursos d'água e matas ciliares, etc.).

Mastofauna Marinha - Cetáceos e Pinípedes

Propõe-se a implementação na ARIEG das seguintes ações:

- Incentivo à pesquisa científica: parcerias com instituições de pesquisas e ONGs;
- Reforço da fiscalização: capacidade ampliada na área marinha pela Polícia Militar Ambiental e IBAMA.
- Apoio a projetos de desenvolvimento sustentável: pesca, turismo e valorização da cultura tradicional, gerando renda para as comunidades locais e conservando a paisagem e os habitats da mastofauna marinha e aquática da região.
- Implantação de regramentos e programas específicos relacionados à pratica de observação dos botos no mar de dentro e região.
- Implementação de programas de comunicação e educação ambiental: fundamentais para processos participativos de tomada de decisão, e para adoção de uma conduta responsável, seja na pesca sustentável, no turismo ou nos esportes náuticos, com relação à mastofauna marinha e aquática;
- Especialmente para os pinipedes, sugere-se que a cada início de inverno e primavera, sejam desenvolvidas na ARIEG e seu entorno campanhas de esclarecimento da população (especialmente turistas e pescadores) a respeito dos pinípedes que se encontram nas praias. Estas campanhas devem apresentar recomendações básicas de procedimento, evidenciando a importância de evitar a aproximação, o toque, tentativas de transporte e alimentação destes animais. Deve-se também, salientar que estas espécies estão realizando deslocamentos pós-reprodutivos próprios, necessitando apenas de paradas de descanso durante os mesmos, contudo deve-se contatar imediatamente os órgãos responsáveis pelo atendimento desses animais, uma vez que a caracterização correta de um indivíduo debilitado é fundamental para qualquer decisão e iniciativa a serem tomadas. Nessas campanhas deve ser considerado também o risco de cachorros, nas praias, os quais frequentemente atacam os pinipedes gerando fatalidades.

MINUTA

Mastofauna Aquática - Mustelídeos

A IUCN publicou um Plano de Ação para Conservação de todas as espécies de lontras (FOSTER-TURLEY *et al.,* 1990), com o objetivo de estudar a distribuição das espécies, biologia e ecologia com fins de conservação, monitorar e estabelecer novas áreas protegidas para a espécie.

Além desses programas e projetos, propõem-se a implementação na ARIEG de:

- Reforço da fiscalização: capacidade ampliada na área estuarina pela Polícia Militar Ambiental e IBAMA;
- Programa de conservação e preservação de cursos d'água e matas ciliares;
- Projeto de acompanhamento da população de lontras;
- Programa de controle da interação antrópica com a espécie (pesca, colisão, ruído, turismo);
- Projeto de educação ambiental com abordagem desse tema para a comunidade, empreendedores e trabalhadores
- Programa de conservação de cursos d'agua e matas ciliares, objetivando mapear todos os cursos d'água, matas ciliares da região de Mata Atlântica na região;
- Programa de Edução ambiental para empreendimentos ao entorno dos Parques, reservas e areas afins. Com isso é possível realizar a concientização de empresários e funcionários sobre os riscos de extinção da espécie e destruição de seu habitat, como tambem sobre a politica de aplicação de tecnologias renováveis no rol de atividades do empreendimento, para evitar a contaminação de cursos d´água;
- Programa de Educação ambiental para moradores ao entorno dos Parques, reservas e áreas afins com o objetivo de acesso a informação quanto a preservão do meio ambiente e o uso consciente de suas fontes;
- Programa de monitoramento da Lontra neotropical, com o objetivo de ampliar a área de pesquisa interligada à APAMLC, quanto principalmente aos aspectos da distribuição e habitat da espécie e relação com a interação antrópica.

2.3.1.6 MASTOFAUNA TERRESTRE

O Estado de São Paulo possui 231 espécies de mamíferos, o que representa pouco mais de um terço de toda a fauna de mamíferos do Brasil, aproximadamente 650 espécies (REIS *et al.* , 2006). Para o diagnóstico técnico da ARIEG serão consideradas as espécies de mastofauna com distribuição e descrição relacionadas às fitofisionomias de Planícies Litorâneas, Restinga (com influência marinha) e Manguezal (com influência fluvio-marinha).

A mastofauna pode ser dividida em três principais conjuntos de distribuição, dentre os quais o mais importante é o de espécies generalistas (que ocorrem em todas as principais paisagens do estado). Entre esses mamíferos se encontram quase todos os carnívoros terrestres, quase todos os morcegos e muitos roedores. Exemplos incluem os felídeos: onça-pintada (*Panthera onca*) (**Foto 26**), onça-parda (*Puma concolor*) e a jaguatirica (*Leopardus pardalis*), além do mão-pelada (*Procyon cancrivorus*), a anta (*Tapirus terrestres*) e os tatus dos gêneros *Dasypus* e *Cabassous*. Vale lembrar, que características importantes da biogeografia da mastofauna paulista são agora melhor definidas em consequência do trabalho desenvolvido desde a implantação do Programa BIOTA pela FAPESP (DE VIVO, 1998 e 2011).

Foto 26 – *Panthera onca* (onça-pintada), exemplo do grupo de espécies generalistas que ocorrem em todas as principais paisagens do Estado de São Paulo.

Fonte: Bart van Dorp (https://pt.wikipedia.org/wiki/Lista_de_mamíferos_ameaçados_do_Brasil).

O segundo conjunto concentra as espécies de formações abertas, tais como o tatu-peba (*Euphractus sexcinctus)*, os canídeos raposa-do-campo (*Lycalopex vetulus*) e lobo-guará (*Chrysocyon brachyurus*) (**Foto 27**), os roedores dos gêneros *Calomys*, *Cerradomys*, *Thrichomys* e *Clyomys*, e as catitas do gênero *Cryptonanus*.

Foto 27 – *Chrysocyon brachyurus* (lobo-guará), exemplo do grupo de espécies de formações abertas no Estado de São Paulo.

Fonte: A. Gambarini (http://www.procarnivoros.org.br/2009/animais1.asp?cod=18)

O terceiro conjunto inclui as espécies essencialmente florestais, tais como todos os primatas, os marsupiais *Marmosops incanus* e *Monodelphis iheringi*, os roedores equimídeos arbóreos dos gêneros *Phyllomys* e *Kannabateomys*, e a preguiça do gênero *Bradypus*. Esse último conjunto pode ser subdividido entre táxons que habitam indistintamente as florestas perenifólias e semi-caducifólias, como as preguiças e o primata *Callicebus personatu*, e os que habitam somente as florestas ombrófilas densas, os dois equimídeos supracitados e os primatas *Callithrix aurita*, *Cebus nigritus* e *Alouatta guariba* (**Foto 28**).

MINUTA

Foto 28 – *Alouatta guariba* (bugio-ruivo), exemplo dentre as espécies essencialmente florestais do Estado de São Paulo.

Fonte: Dario Sanches (https://en.wikipedia.org/wiki/Southern_brown_howler).

A abundancia da mastofauna foi compilada por Galetti *et al.* (2009) utilizando o total de espécies com peso superior a 1,5 kg, considerando áreas do Estado de São Paulo (**Figura 63**).

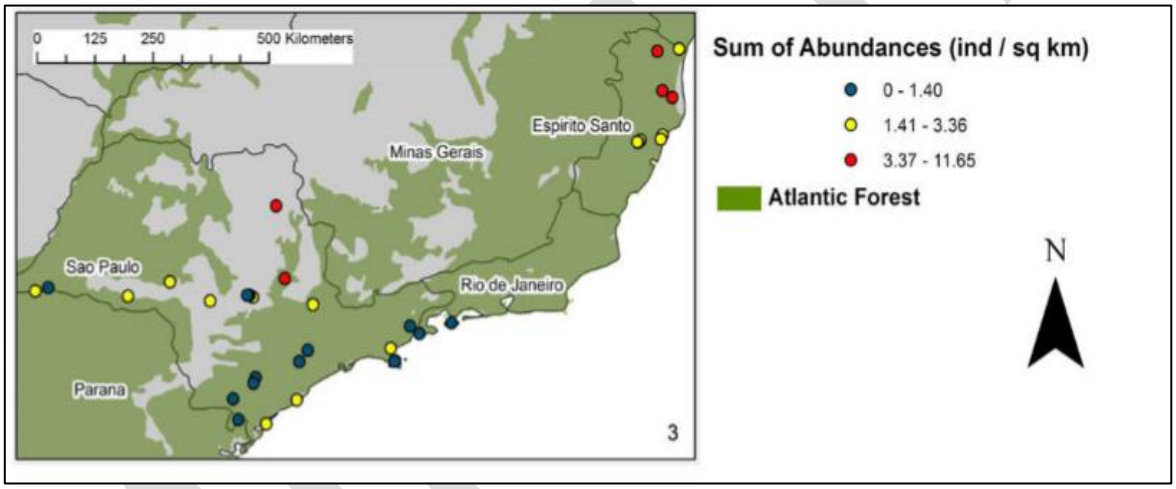


Figura 63 -Abundância populacional (indivíduos/10 km) de mamíferos de médio e grande porte representada para o Estado de São Paulo com base em informações disponíveis. As áreas verdes correspondem a representação das áreas ocupadas originalmente pela Mata Atlântica. Fonte: Galetti *et al.* , 2009.

- **Características ecológicas**

A comunidade de mamíferos está ligada a determinadas características ambientais como o tipo de vegetação, a produção primária e o relevo (PERES, 2000; HAUGAASEN & PERES, 2005; GALETTI *et al.* , 2009). A riqueza de espécies (CHIARELLO, 1999; GRELLE, 2003) assim como a abundância total (GENTILE & FERNANDES, 1999; PARDINI *et al.* , 2005) parecem estar diretamente ligadas à complexidade da vegetação e ao tamanho da área de habitat remanescente em áreas de Restinga.

Apesar de não terem sido encontrados trabalhos na localidade específica da ARIEG com inventários de mamíferos, isso não significa que estes não habitam e nem possam frequentar a área. Entende-se que a composição da mastofauna que acessa a ARIEG seja potencialmente similar à mastofauna encontrada para os municípios da APAMLS. As áreas de manguezais são usadas pela maioria dos mamíferos como uma extensão do seu habitat original ou apenas uma ponte entre habitats.

Para explorar o manguezal, os mamíferos devem possuir uma variedade de adaptações fisiológicas e estratégias comportamentais que permitam o forrageio dos recursos, o que assegura a presença de animais altamente especializados, com características adaptativas que facilitem a procura e captura de presas em ambientes lodosos e/ou alagados. Desta maneira, o manguezal não acomoda grande abundância ou variedade de grupos taxonômicos (FERNANDES, 2000; STORER *et*

al. , 2002). Para os municípios do litoral sul foram registradas 57 espécies de mamíferos terrestres (**Quadro 29** e **Quadro 30**) divididas em oito ordens e 18 famílias. Chiroptera, Carnivora e Rodentia são as ordens com maior número de espécies: 35 (61% do total), sete (12%) e seis (10,5%) espécies, respectivamente. Já as famílias com maior número de espécies foram Phylostomidae, Vespertilionidae, Felidae e Molossoidea com 22 espécies (representando 38,6% do total), sete espécies (12,3%), quatro espécies (7%) e quatro espécies (7%), respectivamente.

Quadro 29 – Lista de mamíferos de médio e grande porte levantadas para os municípios do litoral sul do estado de São Paulo e status de conservação.

Ordem	Família	Espécie	Nome Popular	Status de conservação	Referências (Status)
Artiodactyla	Cervidae	*Mazama americana*	Veado-mateiro, Veado-pardo	VU; DD; Ameaçada	Livro Vermelho, 2008; IUCN 2015; Decreto 60.133/ 14
Artiodactyla	Cervidae	*Mazama sp.*	Veado	-	
Artiodactyla	Tayassuidae	*Pecari tajacu*	Cateto	LC; NT ; Quase Ameaçada	IUCN, 2011; Livro Vermelho, 2008; Decreto 60.133/ 2014
Artiodactyla	Tayassuidae	*Tayassu pecari*	Queixada	EN; Ameaçada	Livro Vermelho, 2008; Decreto 60.133/14
Carnivora	Canidae	*Cerdocyon thous*	Cachorro-do-mato	LC	IUCN, 2015
Carnivora	Felidae	*Leopardus pardalis*	Jaguatirica	VU; Ameaçada	Livro Vermelho, 2008; Decreto 60.133/14
Carnivora	Felidae	*Leopardus tigrinus*	Gato-do-mato	VU; Ameaçada	Livro Vermelho, 2008; Decreto 60.133/14
Carnivora	Procyonidae	*Nasua nasua*	Quati	LC	Livro Vermelho, 2009
Carnivora	Procyonidae	*Procyon cancrivorus* (Cuvier, 1798)	Guaxinim mão-pelada	LC	IUCN, 2008; Livro Vermelho, 2008
Carnivora	Felidae	*Puma concolor (Linnaeus, 1771)*	Onça-parda, Suçuarana	VU; Ameaçada	Livro Vermelho, 2008; Decreto 60.133/14
Carnivora	Felidae	*Puma yagouaroundi*	Gato-mourisco; jaguarundi	VU; LC	Livro Vermelho, 2008; IUCN, 2015
Cingulata	Dasypodidae	*Dasypus novemcinctus*	Tatu-galinha	LC	Livro Vermelho, 2008
Didelphimorpha	Didelphidae	*Didelphis aurita*	Gambá-de-orelha-preta	LC	Livro Vermelho, 2008
Pilosa	Myrmecophagidae	*Tamandua tetradactyla*	Tamanduá-mirim	LC	IUCN, 2014
Primates	Atelidae	*Alouatta guariba (Humboldt, 1812)*	Bugio	NT; Ameaçada	Livro Vermelho, 2008; Decreto 60.133/14
Rodentia	Cuniculidae	*Cuniculus paca*	Paca	NT; Quase Ameaçada	Livro Vermelho, 2008; Decreto 60.133/14
Rodentia	Dasyproctidae	*Dasyprocta azarae*	Cutia	DD; LC	IUCN, 2008; Livro Vermelho, 2008
Rodentia	Dasyproctidae	*Dasyprocta leporina*	Cutia	NT; LC; Quase Ameaçada	Livro Vermelho, 2008; IUCN, 2008; Decreto 60.133/14
Rodentia	Caviidae	*Hydrochoerus hydrochaeris*	Capivara	LC	Livro Vermelho, 2008

MINUTA

Quadro 30 – Lista de mamíferos de pequeno porte levantadas para os municípios do litoral sul do estado de São Paulo e seu status de conservação.

Ordem	Família	Espécie	Nome Popular	Status de conservação	Referências (Status)
Chiroptera	Molossidae	*Eumops auripendulus*	Morcego	DD; LC; DD	Livro Vermelho, 2008; IUCN, 2008; Decreto 60.133/14
Chiroptera	Molossidae	*Molossus molossus*	Morcego-de-cauda-livre	LC	IUCN, 2015
Chiroptera	Molossidae	*Nyctinomops laticaudatus (E. Geoffroy, 1805)*	Morcego	DD; LC	Livro Vermelho, 2008; IUCN, 2015
Chiroptera	Molossidae	*Tadarida brasiliensis (I. Geoffroy, 1824)*	Morcego	LC	Livro Vermelho, 2008; IUCN, 2015
Chiroptera	Notilionidae	*Noctilio leporinus (Linnaeus, 1758)*	Morcego-pescador-grande	LC	IUCN, 2008
Chiroptera	Phyllostomidae	*Anoura caudifer (E. Geoffroy, 1810)*	Morcego-beija-flor	LC	IUCN, 2008
Chiroptera	Phyllostomidae	*Anoura geoffroyi (Gray, 1838)*	Morcego-fucinhudo	LC	IUCN, 2010
Chiroptera	Phyllostomidae	*Artibeus cinereus (Gervais, 1856)*	Morcego	LC	IUCN, 2008
Chiroptera	Phyllostomidae	*Artibeus fimbriantus (Gray,1838)*	Morcego	LC	IUCN, 2008
Chiroptera	Phyllostomidae	*Artibeus lituratus (Olfers, 1818)*	Morcego das frutas	LC	IUCN, 2008
Chiroptera	Phyllostomidae	*Artibeus obscurus (Schinz, 1821)*	Morcego fruteiro-grande	LC	IUCN, 2008
Chiroptera	Phyllostomidae	*Carollia perspicillata* (Linnaeus, 1758)	Morcego fruteiro Cauda-curta	LC	IUCN, 2008
Chiroptera	Phyllostomidae	*Chiroderma doriae (Thomas 1891)*	Morcego	LC	IUCN, 2015
Chiroptera	Phyllostomidae	*Chrotopterus auritus (Peters, 1956)*	Morcego	LC	Livro Vermelho, 2008; IUCN, 2015
Chiroptera	Phyllostomidae	*Desmodus rotundus (E. Geoffroy, 1810)*	Morcego-vampiro	LC	IUCN, 2008
Chiroptera	Phyllostomidae	*Diphylla ecaudata*	Morcego	LC; Ameaçada	IUCN, 2008; Decreto 60133, 2014
Chiroptera	Phyllostomidae	*Glossophaga soricina (Pallas, 1766)*	Morcego	LC	Livro Vermelho, 2008; IUCN, 2015
Chiroptera	Phyllostomidae	*Micronycteris brachyotis*	Morcego	DD; LC	Livro Vermelho, 2008; IUCN, 2008
Chiroptera	Phyllostomidae	*Micronycteris sp.*	Morcego	-	
Chiroptera	Phyllostomidae	*Mimon bennetti (Gray, 1838)*	Morcego	-	
Chiroptera	Phyllostomidae	*Platyrrhijus lineatus (E. Geoffroy, 1810)*	Morcego	-	
Chiroptera	Phyllostomidae	*Pygoderma bilabiatum*	Morcego	LC	Livro Vermelho, 2008; IUCN, 2014
Chiroptera	Phyllostomidae	*Sturnira lilium (E. Geoffroy, 1810)*	Morcego	LC	IUCN, 2008; Livro Vermelho, 2008
Chiroptera	Phyllostomidae	*Sturnira tildae (de la Torre, 1959)*	Morcego	LC	Livro Vermelho, 2008; IUCN, 2008

Ordem	Família	Espécie	Nome Popular	Status de conservação	Referências (Status)
Chiroptera	Phyllostomidae	*Tonatia bidens* (Spix, 1823)	Morcego	DD	IUCN, 2008
Chiroptera	Phyllostomidae	*Trachops cirrhosus (Spix, 1823)*	Morcego	LC; DD (SP)	Livro Vermelho, 2008; IUCN, 2015; Decreto 60.133/14
Chiroptera	Phyllostomidae	*Vampyressa pusilla (Wagner, 1843)*	Morcego	LC; DD	Livro Vermelho, 2008; IUCN, 2008
Chiroptera	Thyropteridae	*Thyroptera tricolor (Spix, 1823)*	Morcego	VU; LC; Ameaçada	Livro Vermelho, 2008; IUCN, 2015; Decreto 10.133/14
Chiroptera	Vespertilionidae	*Eptesicus brasiliensis (Desmarest, 1819)*	Morcego	LC	IUCN, 2016
Chiroptera	Vespertilionidae	*Eptesicus diminutus*	Morcego	LC; DD	Livro Vermelho, 2008; IUCN, 2008
Chiroptera	Vespertilionidae	*Lasiurus cinereus (Beauvois, 1796)*	Morcego	LC	Livro Vermelho, 2008; IUCN, 2015
Chiroptera	Vespertilionidae	*Lasiurus ebenus*	Morcego	DD; Ameaçada	Livro Vermelho, 2008; IUCN, 2008; Decreto 60.133/14
Chiroptera	Vespertilionidae	*Myotis levis* (I. Geoffroy, 1824)	Morcego	DD; LC	Livro Vermelho, 2008; IUCN, 2008
Chiroptera	Vespertilionidae	*Myotis nigricans (Schinz, 1821)*	Morcego	LC	IUCN,2008 e Livro Vermelho, 2008
Chiroptera	Vespertilionidae	*Myotis ruber (E. Geoffroy, 1806)*	Morcego	LC; NT	Livro Vermelho, 2008; IUCN, 2008
Didelphimorpha	Didelphidae	*Didelphis albiventris*	Gambá-de-orelha-branca	LC	Livro Vermelho, 2008; IUCN, 2015
Rodentia	Sciuridae	*Sciurus ingrami*	Esquilo	LC	Livro Vermelho, 2008
Rodentia	Sciuridae	*Sciurus sp.*	Esquilo	-	

Do total de mamíferos terrestres levantados, 19 espécies são de médio a grande porte, e estão distribuídos por 12 famílias e sete ordens. Segundo a classificação internacional realizada pela União Internacional para Conservação da Natureza (IUCN), duas espécies de mamíferos de médio ou grande porte levantadas para ARIEG estão classificadas na categoria "Deficiência de Dados" (DD), estas são *Dazyprocta azarae* e *Mazama americana*. Conforme o Decreto 60.133 de 2014, do Estado de São Paulo, das 19 espécies de médio ou grande porte, seis (37% do total dos mamíferos de grande porte) são consideradas como ameaçadas (*Mazama americana, Tayassu pecari, Leopardus pardalis, Leopardus tigrinus, Puma concolor, Alouatta guariba*) e três (15,8%) como quase ameaçadas (*Pecari tajacu* (Foto 29)*, Dasyprocta leporina e Cuniculus paca*) (**Quadro 31**).

Foto 29 – *Pecari tajacu* (cateto), espécie de mamífero de médio porte quase ameaçada no estado de São Paulo.

Fonte: Arquivo Empraba Pantanal (REIS *et al.* , 2006)

Para o Complexo Estuarino Lagunar de Iguape-Cananeia foram levantadas 17 espécies de mamíferos terrestres de médio ou grande porte. Destas, quatro espécies estão listadas como ameaçadas (*Leopardus pardalis, Puma concolor, Mazama cf. Americana, Tayassu pecari*) pelo Decreto Estadual n° 60.133/2014, e três espécies como quase ameaçadas (*Cuniculus paca,*

Dasyprocta leporina, Pecari tajacu). Para a Ilha do Cardoso (Parque Estadual), foram levantadas 14 espécies de mamíferos de médio ou grande porte, das quais cinco espécies encontram-se como ameaçadas (*Alouatta guariba, Leopardus pardalis* (**Foto 30**)*, Leopardus tigrinus, Puma concolor, Mazama cf. americana*) e duas espécies como quase ameaçadas (*Cuniculus paca* e *Dasyprocta leporina*) (**Quadro 31**).

Foto 30 – Leopardus *pardalis* (Jaguatirica), felídeo ameaçado no estado de São Paulo.

Fonte: A. Gambarini (http://www.procarnivoros.org.br/2009/animais1.asp?cod=13)

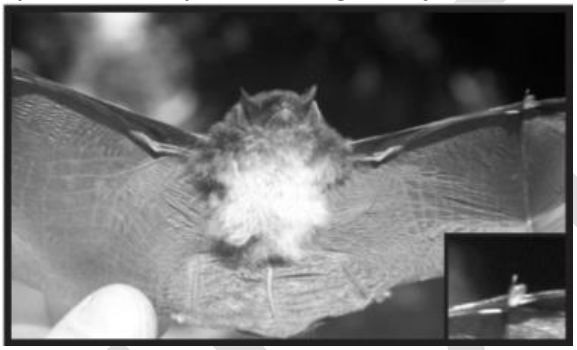
Quadro 31 – Lista das Espécies com local de registro e referências utilizadas.

Espécie	Nome Popular	Local	Referência
Alouatta guariba (Humboldt, 1812)	Bugio	Ilha do Cardoso	Bernardo 2004; Nakano-Oliveira, 2006; Hortenci, 2012
Cerdocyon thous	Cachorro-do-mato	Complexo Estuarino Lagunar Iguape/Cananeia; Ilha do Cardoso	SinBiota C8847 (Bernardo, CSS 2004); Nakano-Oliveira, 2006; Portela & Flynn, 2012; Korontai, 2008; Hortenci, 2012
Cuniculus paca	Paca	Complexo Estuarino Lagunar Iguape/Cananeia; Ilha do Cardoso	Nakano-Oliveira, 2006; Hanazaki *et al.* , 2009; Hortenci, 2012
Dasyprocta leporina	Cutia	Complexo Estuarino Lagunar Iguape/Cananeia; Ilha do Cardoso	SinBiota C8847 (Bernardo, CSS 2004); Nakano-Oliveira, 2006; Hortenci, 2012
Dasypus novemcinctus	Tatu-galinha	Complexo Estuarino Lagunar Iguape/Cananeia; Ilha do Cardoso	Nakano-Oliveira, 2006; Portella & Flynn 2012; Hortenci, 2012; Hanazaki *et al.* , 2009
Leopardus pardalis	Jaguatirica	Complexo Estuarino Lagunar Iguape/Cananeia; Ilha do Cardoso	SinBiota C8847 (Bernardo, CSS 2004); Nakano-Oliveira, 2006; Hortenci, 2012; Hanazaki *et al.* , 2009
Leopardus tigrinus	Gato-do-mato	Ilha do Cardoso	Hortenci, 2012
Mazama cf. americana	Veado-mateiro, Veado-pardo	Complexo Estuarino Lagunar Iguape/Cananeia; Ilha do Cardoso	SinBiota C8847 (Bernardo, CSS 2004); Bernardo 2004; Hortenci, 2012; Hanazaki *et al.* , 2009
Nasua nasua	Quati	Complexo Estuarino Lagunar Iguape/Cananeia; Ilha do Cardoso	SinBiota C8847 (Bernardo, CSS 2004); Nakano-Oliveira, 2006; Hortenci, 2012
Procyon cancrivorus (Cuvier, 1798)	Guaxinim mão-pelada	Complexo Estuarino Lagunar Iguape/Cananeia; Ilha do Cardoso	Bernardo, 2004; Nakano-Oliveira, 2006; Portella & Flynn 2012; Korontai, 2008; Hortenci, 2012
Puma concolor (Linnaeus, 1771)	Onça-parda, Suçuarana	Complexo Estuarino Lagunar Iguape/Cananeia; Ilha do Cardoso	Bernardo, 2004; Nakano-Oliveira, 2006; Portella & Flynn 2012; Hortenci, 2012
Puma yagouaroundi	Gato-mourisco; jaguarundi	Complexo Estuarino Lagunar Iguape/Cananeia; Ilha do Cardoso	Bernardo 2004; Nakano-Oliveira, 2006; Korontai, 2008; Hortenci, 2012
Tamandua tetradactyla	Tamanduá-mirim	Complexo Estuarino Lagunar Iguape/Cananeia; Ilha do Cardoso	Hanazaki *et al.* , 2009; Hortenci, 2012
Tayassu pecari	Queixada	Complexo Estuarino Lagunar Iguape/Cananeia; Ilha do Cardoso	SinBiota C8847 (Bernardo, CSS 2004); Nakano-Oliveira, 2006; Hortenci, 2012

Em relação às espécies de pequeno porte, foram levantadas para os municípios pertencentes à ARIEG 38 espécies, pertencentes a sete famílias e três ordens. A Ordem Chiroptera (dos mamíferos voadores) é o táxon mais numeroso, com 35 espécies (92% do total levantado para área), em que três (*Diphylla ecaudata, Thyroptera tricolor, Lasiurus ebenus*) são consideradas como ameaçadas para o Estado de São Paulo (Decreto 60.133/2014) e duas listadas na categoria "Deficiência de Dados" (DD) (*Eumops auripendulus, Trachops cirrhosus*) (**Quadro 31**).

Para o Complexo Estuarino Lagunar de Iguape-Cananeia foram levantadas 17 espécies de mamíferos de pequeno porte, todos pertencentes à Ordem Chiroptera, sendo que apenas duas espécies (*Thyroptera tricolor* (**Foto 31**) e *Diphylla ecaudata*) constam na lista de Espécies ameaçadas do Estado de São Paulo (Decreto 60.133/2014) e apenas *Trachops cirrhosus* apresenta dados insuficientes para a classificação. Para a Ilha do Cardoso (Parque Estadual) foram levantadas 30 espécies de pequenos mamíferos e somente duas espécies (*Diphylla ecaudata, Lasiurus ebenus*) classificadas como ameaçadas para o Estado de São Paulo e duas espécies classificadas como com "Deficiência de Dados" (DD) (**Quadro 32**).

Foto 31 – *Thyroptera tricolor*, espécie de morcego ameaçada no Estado de São Paulo.



Fonte: A. L. Peracchi (REIS *et al.* , 2006)

Quadro 32 – Lista das espécies de mamíferos de pequeno porte (voadores e não- voadores) com local de registro e referências utilizadas.

Espécie	Nome Popular	Local	Referência
Anoura caudifer (E. Geoffroy, 1810)	Morcego-beija-flor	Ilha do Cardoso	Alves, 2008; Fazzolari-Correa, 1995
Anoura geoffroyi (Gray, 1838)	Morcego-fucinhudo	Ilha do Cardoso; Iguape	Alves, 2008; Peracchi & Nogueira, 2008; Fazzolari-Correa, 1995
Artibeus cinereus (Gervais, 1856)	Morcego	Ilha do Cardoso	Alves, 2008; Fazzolari-Correa, 1995
Artibeus fimbriantus (Gray,1838)	Morcego	Ilha do Cardoso; Iguape; Cananeia	Alves, 2008; Peracchi & Nogueira, 2008; Fazzolari-Correa, 1995
Artibeus lituratus (Olfers, 1818)	Morcego das frutas	Ilha do Cardoso; Iguape	Alves, 2008; Peracchi & Nogueira, 2008; Fazzolari-Correa, 1995
Artibeus obscurus (Schinz, 1821)	Morcego fruteiro-grande	Ilha do Cardoso; Iguape; Cananeia	Alves, 2008; Peracchi & Nogueira, 2008; Fazzolari-Correa, 1995
Carollia perspicillata (Linnaeus, 1758)	Morcego fruteiro Cauda-curta	Ilha do Cardoso	Alves, 2008; Fazzolari-Correa, 1995
Chiroderma doriae (Thomas 1891)	Morcego	Ilha do Cardoso	Alves, 2008; Fazzolari-Correa, 1995
Chrotopterus auritus (Peters, 1956)	Morcego	Ilha do Cardoso	Alves, 2008
Desmodus rotundus (E. Geoffroy, 1810)	Morcego-vampiro	Ilha do Cardoso; Iguape	Alves 2008; Peracchi & Nogueira, 2008; Fazzolari-Correa, 1995
Didelphis albiventris	Gambá-de-orelha-branca	Ilha do Cardoso	Hortenci, 2012
Diphylla ecaudata	Morcego	Ilha do Cardoso; Iguape	Fazzolari-Correa, 1995; Peracchi & Nogueira, 2008

Espécie	Nome Popular	Local	Referência
Eptesicus brasiliensis (Desmarest, 1819)	Morcego	Ilha do Cardoso; Iguape	Fazzolari-Correa, 1995; Peracchi & Nogueira, 2008
Eptesicus diminutus	Morcego	Ilha do Cardoso	Fazzolari-Correa, 1995
Eumops auripendulus	Morcego	Ilha do Cardoso	Fazzolari-Correa, 1995
Glossophaga soricina (Pallas, 1766)	Morcego	Ilha do Cardoso; Iguape	Alves, 2008; Peracchi & Nogueira 2008; Fazzolari-Correa, 1995
Lasiurus cinereus (Beauvois, 1796)	Morcego	Iguape; Cananeia	Peracchi & Nogueira, 2008
Lasiurus ebenus	Morcego	Ilha do Cardoso	Fazzolari-Correa, 1995
Micronycteris brachyotis	Morcego	Ilha do Cardoso	Fazzolari-Correa, 1995
Micronycteris sp.	Morcego	Ilha do Cardoso	Alves, 2008
Mimon bennetti (Gray, 1838)	Morcego	Ilha do Cardoso	Alves, 2008
Molossus molossus	Morcego-de-cauda-livre	Iguape	Peracchi & Nogueira, 2008
Myotis levis (I. Geoffroy, 1824)	Morcego	Ilha do Cardoso	Alves, 2008; Falzonlari-Corrêa, 1995
Myotis nigricans (Schinz, 1821)	Morcego	Ilha do Cardoso; Iguape; Cananeia	Alves, 2008; Peracchi & Nogueira 2008; Fazzolari-Correa, 1995
Myotis ruber (E. Geoffroy, 1806)	Morcego	Ilha do Cardoso; Iguape	Alves 2008; Fazzolari-Correa, 1995; Peracchi & Nogueira 2008
Noctilio leporinus (Linnaeus, 1758)	Morcego-pescador-grande	Ilha do Cardoso	Alves, 2008; Fazzolari-Correa, 1995
Nyctinomops laticaudatus (E. Geoffroy, 1805)	Morcego	Iguape	Peracchi & Nogueira, 2008
Platyrrhinus lineatus (E. Geoffroy, 1810)	Morcego	Ilha do Cardoso	Alves, 2008; Fazzolari-Correa, 1995
Pygoderma bilabiatum	Morcego	Ilha do Cardoso	Fazzolari-Correa, 1995
Sciurus ingrami	Esquilo	Complexo Estuarino Lagunar Iguape/ Cananeia; Ilha do Cardoso	Bernardo 2004; Nakano-Oliveira, 2006; Hortenci, 2012
Sciurus sp.	Esquilo	Ilha do Cardoso	SinBiota C8847 (Bernardo, CSS 2004)
Sturnira lilium (E. Geoffroy, 1810)	Morcego	Ilha do Cardoso; Iguape	Alves, 2008; Peracchi & Nogueira 2008; Fazzolari-Correa, 1995
Sturnira tildae (de la Torre, 1959)	Morcego	Ilha do Cardoso	Alves, 2008; Fazzolari-Correa, 1995
Tadarida brasiliensis (I. Geoffroy, 1824)	Morcego	Iguape	Peracchi & Nogueira, 2008
Thyroptera tricolor (Spix, 1823)	Morcego	Iguape	Peracchi & Nogueira, 2008
Tonatia bidens (Spix, 1823)	Morcego	Ilha do Cardoso	Martuscelli 1995; Peracchi & Nogueira, 2008; Alves, 2008; Fazzolari-Correa, 1995
Trachops cirrhosus (Spix, 1823)	Morcego	Ilha do Cardoso; Iguape	Alves, 2008; Peracchi & Nogueira, 2008; Fazzolari-Correa, 1995
Vampyressa pusilla (Wagner, 1843)	Morcego	Ilha do Cardoso	Alves, 2008; Fazzolari-Correa, 1995

Nos documentos disponibilizados pela Fundação Florestal existem planilhas de monitoramento da ARIEG, e em uma delas (23/05/2012, Setor 2) foi registrado um rastro (pegada) da espécie *Procyon cancrivorus,* o guaxinim-mão-pelada (**Foto 32**). Mamífero de médio porte pertencente à família Procyonidae, o Guaxinim-mão-pelada pertence à ordem Carnívora, possui hábito mais noturno e está comumente associada a áreas mais alagadas. A espécie é oportunista, possui dieta frugívora-onívora e é comumente vista em áreas de mangue e restinga atrás de crustáceos, moluscos, peixes, anfíbios e insetos.

Foto 32 – *Procyon cancrivorous*, espécie registrada na área de estudo.

Fonte: A. Gambarini - (http://www.procarnivoros.org.br/2009/animais1.asp?cod=35).

- **Características Socioeconômicas**

O homem e a mastofauna interagem diretamente competindo por recursos e como predador e presa. No Estado de São Paulo as populações de mamíferos sofrem com a pressão da caça, que, apesar de ilegal, continua sendo praticada de maneira esportiva ou recreacional, e até mesmo profissional, na maioria das áreas da Mata Atlântica (CHIARELLO, 2000). Os mamíferos explorados ilegalmente são os cinegéticos, aqueles que têm valor para atividade de caça. Para o litoral sul, especificamente na área do Parque Estadual da Ilha do Cardoso, os mais explorados são: o bugio (*Alouatta guariba*), o coati (*Nasua nasua*), a queixada (*Tayassu tajacu*), o veado-mateiro (*Mazama americana*), a paca (*Agouti paca*) e a cutia (*Dasyprocta leporina*) (SÃO BERNARDO, 2004).

Além das relações diretas entre mamíferos e homens, o estudo de amostras provenientes de diversas espécies de animais silvestres terrestres, procedentes de uma área de Mata Atlântica nativa no litoral Norte do Estado de São Paulo, mostrou resultados positivos para o vírus da raiva evidenciando a circulação do vírus entre as espécies silvestres (especialmente gambás, macacos-prego e quatis) da área litorânea (ARAUJO, 2012). A raiva é uma enfermidade infectocontagiosa de caráter zoonótico responsável por milhares de mortes de seres humanos e animais em todo o mundo. A crescente importância do ciclo silvestre, envolvendo morcegos e mamíferos terrestres, demonstra a importância do estudo da epidemiologia do vírus da raiva nessas espécies a fim de se determinar melhores estratégias de profilaxia e controle da enfermidade. Estes resultados comprovam a importância de constantes estudos objetivando o entendimento e o monitoramento do papel de espécies silvestres na circulação e transmissão do vírus da raiva no Brasil. Este mesmo quadro provavelmente é encontrado na área da ARIEG.

- **Ameaças diretas e indiretas, fragilidades e sensibilidade.**

As maiores ameaças ambientais da atualidade são decorrentes de atividades antrópicas que resultam em destruição, fragmentação e degradação de habitats, mudanças climáticas globais, exploração predatória de espécies, caça, introdução de espécies exóticas, surgimento de novas doenças e propagação das já existentes (TERBORGH e WINTER, 1980; LOVEJOY *et al.* , 1986; TERBORGH, 1992; PRIMACK, 2000). Esses fatores são dependentes entre si, e consequentemente o surgimento de um problema leva ao agravamento ou surgimento de outro.

A fragmentação florestal é responsável por uma série de fatores que interferem na manutenção de diversidade das espécies (LOVEJOY *et al.* , 1986), entre os quais, um dos mais sérios é a facilidade de acesso humano às áreas florestadas, que por sua vez, pode levar a atividades de caça, extração de recursos naturais e contato de animais silvestres com domésticos (MAY e NORTON, 1996; ARTOIS, 1997; PHILLIPS, 1997). Mamíferos, especialmente os carnívoros, por apresentarem maiores áreas de vida e viverem em baixas densidades, estão entre os animais mais vulneráveis a extinções em paisagens fragmentadas, pois são diretamente afetados pela caça e estão sujeitos a diferentes níveis de competição por recursos com animais domésticos, dos quais podem contrair doenças que ainda não possuem imunidade (MAY e NORTON, 1996; NOSS *et al.* , 1996; ARTOIS, 1997; PRIMACK, 1998).

A Mata Atlântica forma um rico conjunto de fitofisionomias, bastante diversificadas, que abrigam uma grande variedade de mamíferos, cujos padrões de distribuição parecem diretamente relacionados aos extensos gradientes ambientais proporcionados por este bioma, articulando a diversidade e a estrutura das comunidades de acordo com as características individuais deste eclético grupo faunístico (VIEIRA, 1999). O conjunto de biomas nativos da Mata Atlântica que dá suporte a esta diversidade se encontra hoje em retração frente à ocupação humana, tanto urbana como agropastoril, as quais trazem distintas implicações sobre a mastofauna.

O espaço urbano é denso e amplo no Estado de São Paulo e pode ser considerado como responsável pela total ou quase total erradicação de várias espécies da mastofauna, já os ambientes agropastoris representam uma intervenção na paisagem que também resulta em alguma extinção localizada de mamíferos, mas traz outra consequência importante no sentido de que muitas dessas paisagens agrícolas são percebidas pelos mamíferos como um "ambiente aberto" genérico que incentiva o deslocamento e intensifica relações de predação, podendo até causar a expansão de espécies não demasiadamente especializadas que prefiram formações abertas (UMETSU e PARDINI, 2007).

A fragmentação das matas (**Foto 33**), a caça e o tráfico ilegais na área causaram severas reduções no tamanho das populações de mamíferos, particularmente nas espécies de maior porte, culminando no desaparecimento de algumas espécies em diversas localidades. Por estes motivos, muitos animais são raros no litoral sul e região da ARIEG, como é o caso do cateto (*Pecari tajacu*), da queixada (*Taayssu pecari*) e da onça-parda (*Puma concolor*) (BERNARDO, 2004), sendo que a anta (*Tapirus terrestris*) e a onça-pintada (*Panthera onca*) já foram extintas regionalmente na área do PEIC desde a década de 1960 (SMA, 1998). A fauna dentro da PEIC encontra-se atualmente ameaçada principalmente devido às atividades de caça ilegal praticada pelos habitantes do parque (caiçaras e índios Guarani Mbya) e por caçadores provenientes do entorno do parque. Além da caça, essas pessoas também retiram o palmito juçara (*Euterpe edulis*) da Mata Atlântica do PEIC.

Foto 33 – Desmatamento acarretando na fragmentação de habitat.

Fonte: Fabiano Rodrigues de Melo (ICMBIO, 2010b)

As palmeiras exercem papel fundamental na distribuição e persistência de animais que utilizam seus frutos na dieta (GALETTI e PERES, 1993; SÃO BERNARDO, 2001; STEVENSON *et al.* , 2001). A retirada de recursos-chave, tais como o palmito juçara (Euterpe edulis), afeta tanto a estrutura vegetal próxima como também a estrutura da fauna local que se alimenta dos frutos (GALETTI e ALEIXO, 1998; GALETTI e FERNANDEZ, 1998). A densidade de palmito juçara adulto foi, em trabalho realizado no PEIC, por São Bernardo (2004), o único fator importante na predição da ocorrência de mamíferos. A exploração ilegal (CHIARELLO, 2000; CULLEN-JR *et al.* , 2001), realizada no litoral sul, inclusive por comunidades tradicionais, em especial as aldeias Guarani localizadas em áreas do entorno da APAMLS, e em áreas legalmente protegidas como o Parque Estadual da Ilha do Cardoso, Parque Estadual de Intervales e a Estação Ecológica de Juréia-Itatins (SÃO BERNARDO, 2004) está afetando principalmente as populações de espécies frutívoras, acima mencionadas. Como consequência desta exploração, estás espécies correm risco de extinção local em longo prazo (GALETTI e ALEIXO, 1998; CHEDIACK e BAQUEIRO, 2003).

Animais domésticos que causam impacto direto ou indireto à mastofauna são abundantes nestas áreas, assim como espécies invasoras, habitantes de áreas abertas e que adentram em áreas florestais já desmatadas e bastante fragmentadas. De acordo com os estudos de análise de fezes de Ferreira (2011), 18,16% da dieta de gatos domésticos (*Felis silvestres catus*) é constituída de pequenos vertebrados silvestres. Espécies da ordem Rodentia como *Akodon cursor*, e da ordem Didelphimorphia como *Didelphis aurita* são exemplos de pequenos mamíferos predados por gatos domésticos em áreas de mata dentro dos limites da APACIP. Ainda com relação aos gatos domésticos, Ferreira (2016) aponta que a pressão destes indivíduos sobre outras espécies de mamíferos silvestres é um dos principais motivos de perda de diversidade. Desta forma, torna-se imprescindível a avalição de estratégias para minimizar tais pressões, sendo que a castração não apresenta impacto relevante na diminuição do consumo de presas silvestres pelos gatos (FERREIRA, 2016). Também detectado por Nakano-Oliveira (2006) forte predação por cachorros domésticos (*Canis familiaris*) sobre animais silvestres, indicando a possibilidade de competição direta por alimento com os carnívoros nativos das Ilhas de Cananeia, Ilha Comprida e Ilha do Cardoso.

Primatas e carnívoros estão entre os mais ameaçados. Primatas possuem hábito exclusivamente florestal e, portanto, têm baixa tolerância à destruição das florestas. Os carnívoros por serem predominantemente predadores, têm grande necessidade de espaço e apresentam baixas densidades populacionais (CHIARELLO *et al.* , 2008).

- **Estado de Conservação**

Embora a região do litoral sul e a ARIEG estejam inseridos onde se encontra o maior remanescente contínuo de Mata Atlântica do Brasil, é fundamental a manutenção de áreas protegidas para assegurar a conservação dos mamíferos, especialmente mamíferos maiores (CHIARELLO, 2000b; GURD *et al.* , 2001; CEBALLOS *et al.* , 2005), mais propensos à extinção (CARDILLO *et al.* , 2005). Estudos indicam que apenas grandes remanescentes florestais são capazes de manter populações viáveis de boa parte das espécies de mamíferos (CHIARELLO, 1999 e 2000; CULLEN-JUNIOR *et al.* , 2000). Em pequenos fragmentos (menores que 500 ha) de Mata Atlântica tem sido observada uma redução substancial na riqueza de espécies de mamíferos (CHIARELLO, 1999; BRIANI *et al.* , 2001; PARDINI *et al.* , 2005; SILVA-JUNIOR e PONTES, 2008; ABREU-JUNIOR e KÖHLER, 2009; BROCARDO e CÂNDIDO-JUNIOR, 2012), enquanto que, em fragmentos maiores e em áreas com maior conectividade, a comunidade mastofaunísticas é mantida mais intacta (CHIARELLO,1999; CULLEN-JUNIOR *et al.* , 2000; PARDINI *et al.* , 2005; CHEREM *et al.* , 2011; BROCARDO e CÂNDIDO JUNIOR, 2012; NORRIS *et al.* , 2012).

A importância de áreas protegidas de Mata Atlântica na conservação da mastofauna está diretamente relacionada ao tamanho destas áreas. São as Unidades de Conservação (UCs) que abrigam os maiores remanescentes (RIBEIRO *et al.* , 2009), e constituem áreas essenciais à conservação de diversos grupos (SILVANO e SEGALLA, 2005; BENCKE *et al.* , 2006; GALETTI *et al.* , 2009; ALBUQUERQUE *et al.* , 2011). Considerando ainda as recorrentes alterações na legislação ambiental e a extensa fragmentação e redução de habitat existente nas áreas fora das UCs, estas adquirem importância ainda maior (GALETTI *et al.* , 2010; TABARELLI *et al.* , 2010). Deste modo, na área da ARIEG, um fator positivo na tentativa de conservação das espécies é a existência de muitas UCs, como o Parque Estadual da Ilha do Cardoso, o Mosaico Juréia-Itatins (composto pelo Parque Estadual do Prelado, Parque Estadual do Itinguçu e Estação Ecológica de Juréia-Itatins), a APA Marinha do Litoral Sul, APA Ilha Comprida, entre outras.

O status de conservação de cada uma das espécies levantadas apresentou, nos municípios do Litoral Sul, 13 espécies classificadas dentro das categorias ameaçadas: criticamente em perigo (CR), em perigo (EN) e vulnerável (VU) e/ou na categoria quase ameaçada (NT). Também foram identificadas sete espécies fora das categorias acima, porém classificadas como dados deficientes (DD), ou seja, ainda existe pouca informação sobre a espécie e há a necessidade de mais estudos sobre a mesma. Pela IUCN não há nenhuma espécie levantada que esteja dentro das categorias de ameaçadas, apenas espécies com dados deficientes. Entretanto, algumas dessas espécies aparecem ameaçadas ou quase ameaçadas dentro das listas nacional ou regional, isto por que algumas espécies de distribuição mais abrangente no planeta estão sofrendo fortes pressões nos planos mais locais.

Das espécies que aparecem em destaque nas listas nacional e regional de espécies ameaçadas, para os municípios do Litoral Sul, merecem destaque a presença do bugio (*Alouatta guariba*) classificada como criticamente em perigo (CR) e ameaçada e a queixada (*Tayassu pecari*) que aparece como em perigo (EN) e ameaçada, respectivamente. As espécies que aparecem na lista nacional como vulneráveis (VU), porém estão classificadas na lista regional como ameaçados, são os morcegos (*Diphylla ecaudata*), (*Lasiurus ebenus*) e (*Thyroptera tricolor*) e os felídeos jaguatirica (*Leopardus pardalis*), gato-do-mato (*Leopardus tigrinus*) e a onça-parda (*Puma concolor*). Aparecem na lista regional como espécies quase ameaçadas a paca (*Cuniculus paca*), a cutia (*Dasyprocta leporina*) e o cateto (*Pecari tajacu*).

- **Áreas críticas**

As drásticas mudanças geradas pelos humanos nas Restingas e Manguezais da faixa litorânea nos últimos 150 anos, resultantes da expansão das áreas urbanas e rurais, trouxeram uma fragmentação crítica nestes biomas, tornando toda a área da ARIEG bastante crítica para a mastofauna. Para a Mata Atlântica, por exemplo, a fragmentação é tal que apenas um quarto de todas as áreas protegidas é grande o suficiente para sustentar populações viáveis de primatas e roedores de médio e grande porte (CHIARELLO, 2000b).

A área da ARIEG está contígua a um estuário que, segundo Bernardes (2001) é um ambiente favorável à presença humana e ao crescimento de centros urbanos. Em particular, o complexo Estuarino Lagunar de Cananeia vem sofrendo alterações

antrópicas desde 1841 (BERGAMO, 2000) e problemas diretamente relacionados à ocupação antrópica se fazem presentes em áreas no entorno da ARIEG (NAKANO-OLIVEIRA, 2006; BERNARDO, 2004).

Outro fator pontual constatado na região é a falta de infraestrutura sanitária adequada, o que pode apresentar um risco de contaminação da água sendo essa degradação ambiental prejudicial à qualidade dos ambientes costeiros (CARLOS, 2015).

- **Cenários Futuros**

Com a instalação da Área de Proteção de Relevante Interesse Ecológico do Guará anexada às unidades de conservação já existentes no entorno, cria-se um enorme mosaico de proteção ambiental na zona costeira no litoral sul do Estado de São Paulo. Esta região apresenta alto grau de preservação deste rico ecossistema, sustentado pela existência do Complexo Estuarino Lagunar de Iguape-Cananeia, APA da Ilha Comprida, o Parque Estadual da Ilha do Cardoso, as Unidades de Conservação do Mosaico do Jacupiranga e também da APAMLS e da ARIEG. Este importante processo auxilia na obtenção de novos mecanismos para compreensão da complexa interação ecológica que ocorre entre o continente e o oceano, além de desempenhar um papel fundamental no processo de desenvolvimento urbano consciente.

No âmbito conservação da biota local, mais estudos que objetivem levantar dados sobre as espécies-alvo, caracterizar os parâmetros populacionais, mapear a distribuição geográfica e o estado de conservação das populações selvagens de cada uma das espécies, podem orientar a tomada de decisão conservacionista e a mitigação de ameaças identificadas às populações das áreas de interesse no litoral sul, eventualmente revertendo o cenário de declínio de populações e extinção regional das espécies ameaçadas. Em paralelo, o desenvolvimento econômico deve estar atrelado à preservação ambiental e a manutenção dos ecossistemas, garantindo a continuidade de oferta dos recursos naturais das quais a comunidade se baseia. A população demonstra entender a vulnerabilidade desse ecossistema e a importância de se adaptar a essa nova realidade, renovando tradições e incentivando as novas gerações (CARLOS, 2015).

- **Indicadores de Monitoramento**

Os inventários permitem identificar a fauna de uma forma direta, acessando parte dos componentes da diversidade animal em um bioma, em um determinado espaço e tempo. Atualmente, os programas de monitoramento são as ferramentas mais poderosas para se avaliar impactos nas populações naturais e devem ser conduzidos por um período longo, para que se verifique o efeito dos impactos sobre as comunidades animais. O monitoramento deve sempre ser realizado por especialistas, utilizando métodos padronizados que contemplem corretamente o protocolo e que também considere a sazonalidade (SILVEIRA *et al.* , 2010).

A variedade de espécies pertencentes aos diversos níveis ecológicos, como predadores e herbívoros dispersores de sementes, são indícios de um ambiente bem preservado. Ambos têm seu papel fundamental na manutenção da floresta e geralmente funcionam como importantes indicadores de um bom estado de conservação para mamíferos de médio e grande porte, principalmente por empenhar um importante papel nas trocas energéticas entre diferentes níveis tróficos.

Mamíferos de médio e grande porte e carnívoros utilizam uma grande extensão territorial atrás de suas presas e, portanto, dificilmente habitam locais que apresentam grande degradação ambiental. Além disso, por serem predadores, estas espécies possuem o papel fundamental de espécies guarda-chuva, que possuem uma interação direta com os diferentes níveis tróficos, já que a sua presença e/ou ausência regula as comunidades e populações de inúmeras outras espécies (NAKANO-OLIVEIRA, 2006).

Espécies herbívoras possuem um importante papel na dispersão de sementes e consequentemente na manutenção das florestas, como por exemplo, a queixada (*Tayassu pecari*) (**Foto 34**), considerada extinta em importantes remanescentes florestais, pode indicar com sua ausência (BECK, 2005), que mesmo grandes remanescentes e UCs podem falhar em manter espécies ameaçadas, a menos que programas efetivos de geração alternativa de renda e fiscalização sejam adotados no entorno, para mitigar ações ilegais dentro das áreas protegidas (CARRILLO *et al.* , 2000; BRUNER *et al.* , 2001; GALETTI *et al.* , 2009). Esta espécie pode ser considerada espécie-chave dentro da dinâmica florestal.

MINUTA

Foto 34 – A queixada (*Tayassu pecari*) presente no levantamento, considerada extinta em importantes remanescentes de Mata Atlântica.

Fonte: Walfrido Moraes Tomas (REIS *et al.* , 2006).

Portanto, a representatividade de espécies como os primatas, os carnívoros e os ungulados, é indicativa de um bom estado de conservação. Quanto aos mamíferos voadores, as espécies parecem ser boas indicadoras do estado de conservação, pois apresentam dieta mais especialista e distribuição mais restrita a determinados tipos de habitat. Assim como espécies de marsupiais e pequenos roedores especialistas quanto ao tipo de hábitat.

Embora a ocorrência de mamíferos de médio e grande porte é altamente afetada pela fragmentação de habitat e caça, pouco se entende sobre os fatores ambientais determinantes nos padrões de abundância e distribuição em escalas maiores. Para mensurar e comparar, a fim de entender as áreas prioritárias para conservação, diferentes modelos ecológicos permitem integrar e correlacionar informações sobre riqueza específica, abundância, tamanho do animal, status de conservação e estrutura do fragmento de floresta, e estabelecer índices comparativos e uma melhor precisão na caracterização do ambiente. Neste contexto, as florestas semi-deciduais litorâneas apresentaram o mais alto nível de prioridade em conservação, sendo a região da Ilha do Cardoso um dos mais altos ranqueados (GALETTI, *et al.* , 2009).

- **Lacunas de conhecimento**

A falta de publicações de lista de espécies de mamíferos (BRITO *et al.* , 2009) representa uma lacuna de conhecimento relativa à presença e a distribuição das espécies (COSTA *et al.* , 2005; GALETTI *et al.* , 2009; DE VIVO *et al.* , 2011) na ARIEG. Há pouquíssimos locais de floresta úmida neotropical adequadamente inventariados e listas locais de espécies são geralmente incompletas (VOSS e EMMONS,1996). Existem inúmeras lacunas de conhecimento que vão desde o número limitado de amostras zoológicas até a falta de informações acerca da ecologia e história natural das espécies.

Estudos sobre densidades populacionais de mamíferos, preferência de hábitat, autoecologia, ecologia de populações de pequenos mamíferos, bem como de primatas e animais de médio e grande porte ainda são poucos. Existem poucas informações sobre como a diversidade de uma região de mata contínua varia ao longo do tempo (PARDINI e UMETSU, 2006). Portanto, faz-se necessário conhecer melhor a diversidade dos grandes blocos florestais de Mata Atlântica a fim de direcionar esforços de conservação, e reverter o processo de perda de biodiversidade no bioma (GALETTI *et al.* , 2009; RIBEIRO *et al.* , 2009). Evidência da necessidade de mais trabalhos e mais amostragem é a descoberta de um novo gênero e espécie de roedor sigmodontineo da Floresta Atlântica descrito em 2011 (DE VIVO *et al.* , 2011).

Assim, o conhecimento necessário para a efetiva conservação e manejo da mastofauna ainda é incompleto. Pode-se citar também como lacuna de conhecimentos a comunidade de marsupiais e pequenos roedores, comunidade de extrema importância, uma vez que exercem grande influência na dinâmica florestal, além de serem considerados bons indicadores de qualidade de hábitat (PARDINI e UMETSU, 2006), e também a incerteza na identificação dos cervídeos, considerada um problema para a mastozoologia neotropical.

A presença constante de cães e gatos nas proximidades de áreas frequentadas por animais silvestres na Ilha de Cananeia e Ilha Comprida representam riscos muito importantes para a fauna silvestre. Este fato demonstra a necessidade de estudos mais aprofundados relacionados aos impactos desta interação, como transmissão de doenças, predação direta e competição (NAKANO-OLIVEIRA, 2006).

Estas lacunas de conhecimento se apresentam tanto para a Mata Atlântica de modo geral, como para seus diversos ecossistemas. Assim, do mesmo modo, a ARIEG, ainda requer muitos estudos para suprir a ausência de informações e conhecimento das interações e dinâmicas ecológicas.

As principais necessidades de pesquisa para os mamíferos ameaçados devem focar nas metodologias de estimativa populacional, conservação de hábitat e uso sustentável como especificado pelos Planos de Ação Nacional.

- **Potencialidades / Oportunidades**

A ARIEG pode, através de estratégias para recuperação das espécies de mamíferos ameaçadas, estabelecidas na forma de Planos de Ação Nacionais (PANs), contribuir com a conservação de algumas espécies nativas, comumente presentes na maior parte das áreas preservadas de Mata Atlântica contínua.

O Plano de Ação Nacional (PAN) para a Conservação dos Mamíferos da Mata Atlântica Central tem abordagem geográfica, abrangendo os estados: Espírito Santo, São Paulo, Rio de Janeiro, e parte de Minas Gerais, Paraná e Bahia, áreas sob intensa pressão antrópica e de grande relevância no cenário socioeconômico do País. Esse PAN contempla 27 espécies inclusas em diferentes categorias de risco e tem como objetivo incrementar a viabilidade das espécies-alvo ou táxons-alvo, com a reversão do declínio populacional e ampliação da extensão, conectividade e qualidade de seus habitats em áreas estratégicas dentro de cinco anos. Para o diagnóstico técnico das APAs e ARIEs do Litoral do Estado de São Paulo foram consideradas as espécies incluídas nos planos de ação nacional com registro de ocorrência para o Estado de São Paulo, descritas a seguir.

Plano de ação para a conservação da onça-pintada

Com o objetivo de reverter o declínio populacional da espécie. Registrou-se para a espécie a menor adequabilidade ambiental em razão da alta fragmentação do bioma, com poucas possibilidades de interferência para reverter o drástico processo de declínio populacional da espécie. Na Mata Atlântica as onças-pintadas estão, praticamente, restritas às unidades de conservação, sendo que a área de ocupação inferida é de 30.382 km^2.

A parte costeira do Estado São Paulo, principalmente pela presença do Parque Estadual da Serra do Mar, foi definida como a área com a menor população de onças-pintadas, mas com habitat adequado e base de presas estável de modo que permita que as populações de onças pintadas sobrevivam se o impacto das ameaças for reduzido (SANDERSON *et al.* , 2002). O litoral paulista é apontado como uma das oito áreas prioritárias para a conservação da onça, na categoria emergencial. A espécie tem registro nas seguintes UC no estado de SP e proximidades: Parque Nacional do Superaguí (PR) e Parque Nacional da Serra da Bocaina (RJ e SP), Estação Ecológica mico-leão-preto, Parque Estadual do Morro do Diabo, Parque Estadual Carlos Botelho, Parque Estadual Intervales, Parque Estadual Turístico do Alto Ribeira, Parque Estadual da Serra do Mar, Parque Estadual da Ilha do Cardoso e nas Estações Ecológicas Estaduais Juréia-Itatins e Xitué. As principais ameaças incluem a perda e degradação do hábitat que causam a perda da base de presas das onças-pintadas e a alteração de toda a ecologia da floresta. Além dos problemas relacionados aos hábitats, os conflitos são observados como ameaças importantes, onde o contato com as criações domésticas gera perseguição pelo homem. Por serem os predadores de topo em sua área de distribuição, as onças-pintadas são afetadas por todas as ameaças que têm impactos negativos nas populações de suas presas, além das ameaças específicas à sua própria sobrevivência.

Projetos importantes para a conservação da espécie na área do Estado de São Paulo são: "Análise de variabilidade genética da população *de Panthera onça* na Estação Ecológica Juréia-Itatins e entorno através de escatologia molecular", coordenado por Martins, R. (Site: http://www.projetojaguar.hpg.ig.com.br/); e "Situação dos carnívoros no Parque Nacional da Serra da Bocaina (RJ/SP) e UCs do entorno (SP), com ênfase na onça pintada *Panthera onça*", coordenado por Crawshaw e Cavalcanti (disponível em: http://icmbio.gov.br/cenap).

Plano de ação para a conservação da onça-parda

Este plano possui o objetivo de reduzir a vulnerabilidade da onça-parda, ampliando a proteção dos hábitats adequados e do conhecimento aplicado a sua conservação e reduzindo conflitos com atividades antrópicas, especialmente nos biomas Mata Atlântica. A onça-parda, *Puma concolor* **(Foto 35**) é o segundo maior felino do Brasil. No Brasil a dieta é composta quase que exclusivamente de animais de pequeno a médio porte. Atribui-se isto à competição com a onça-pintada.

Foto 35 – *Puma concolor* (onça-parda), objeto do Plano de ação para conservação da espécie.

Fonte: A. Gambarini (http://www.procarnivoros.org.br/2009/animais1.asp?cod=11).

Este animal ocorre em uma ampla variedade de hábitats, desde florestas até formações de savanas, e aparece, eventualmente, em ambientes alterados como plantações e pastagens estando presente em todos os biomas brasileiros. Atualmente, tem sido frequentes os relatos de aproximação deste animal com o homem. A severa redução na disponibilidade de hábitats (devido ao crescimento urbano desordenado ou aumento das atividades antrópicas) e diminuição de suas presas são as principais causas do aumento na frequência de eventos como estes, assim como são os principais fatores responsáveis pelo acentuado declínio populacional que a espécie vem sofrendo. Adicionalmente, a caça e a ampliação da malha rodoviária em todo o país agravam ainda mais a situação da espécie resultando em uma perda significativa de indivíduos o que, neste caso, é extremamente grave, pois este animal tem populações com tamanhos naturalmente baixos e também uma baixa taxa de reposição. Outro fator que concorre para seu extermínio é a ampliação da malha rodoviária que, além de causar expressivo aumento na fragmentação dos hábitats, resulta em um grande número de atropelamentos e no aumento do isolamento dos grupos populacionais, reduzindo a troca de material genético entre as populações.

O status de conservação da espécie é definido como Vulnerável (VU) (CHIARELLO *et al.* , 2008). E sua ocorrência se dá em Unidades de Conservação de São Paulo e limítrofes, Parque Nacional da Serra da Bocaina e de Superagui, Parque Estadual da Ilha do Cardoso, Parque Estadual Carlos Botelho, Parque Estadual Turístico Alto da Ribeira, Parque Estadual Intervales, Parque Estadual Itaberaba, Parque Estadual da Serra do Mar.

Plano de Ação para a Conservação dos Primatas do Estado de São Paulo

Apresenta como objetivo geral promover a conservação e sustentabilidade populacional das espécies de primatas, formulando estratégias e ações de recuperação e combate às ameaças e propondo soluções para as principais questões diretas e indiretas que ameacem esses animais.

Quanto às espécies de primatas ameaçadas que ocorrem no estado de São Paulo (BRASIL, 2014), quatro delas (o mico-leão-preto, o mico-leão-da-cara-preta, o sagui-da-serra-escuro e o muriqui-do-sul) estão contemplados no Plano de Ação Nacional para a Conservação dos Mamíferos da Mata Atlântica Central (ICMBIO, 2010a) e no Plano de Ação Nacional dos Muriquis (ICMBIO, 2010b). São 10 as espécies de primatas que habitam as matas paulistas, segundo De Vivo *et al.* (2011), sendo que uma nova subespécie de macaco-prego (*Sapajus nigritus cuculattus*) foi recentemente proposta por Lynch-Alfaro *et al.* , (2011). De acordo com as listas de espécies ameaçadas (BRASIL, 2014 e SÃO PAULO, 2014) no Estado de São Paulo, 60 % das espécies de primatas estão ameaçadas em nível regional e, destas, cinco também apresentam ameaça nacional. No Estado de São Paulo, ocorrem dois gêneros de primatas endêmicos do Bioma Mata Atlântica, *Brachyteles* e *Leontopithecus*, representados respectivamente pelo muriqui-do-sul (*Brachyteles arachnoides*) (**Foto 36**) e mico-leão-preto, (*Leontopithecus chrysopygus*).

MINUTA

Foto 36 – *Brachyteles* arachnoides (muriqui-do-sul) objeto do Plano de Ação Nacional dos Muriquis.

Fonte: A. Gambarini (ICMBIO, 2010b).

Muriquis são os primatas de maior tamanho corporal da região Neotropical, e possuem uma estimativa de menos de 1000 indivíduos na natureza (TALEBI, 2010). Tem sido registrado em áreas protegidas do estado de São Paulo: Parque Estadual Carlos Botelho, Parque Estadual Intervales, Parque Estadual Nascentes do Paranapanema, Parque Estadual Rio do Turvo, Parque Estadual Turístico Alto Ribeira, Estação Ecológica Xitué, Mosaico Juréia-Itatins, Parque Estadual da Serra do Mar, Parque Nacional da Serra da Bocaina, APA São Francisco Xavier, Estação Ecológica do Barreiro Rico, RPPN Fazenda São Sebastião (Pindamonhangaba), RPPN Ecofuturo (Mogi das Cruzes), RPPN Ribeirão das Pedras e Eco Parque Muriqui (Capão Bonito). As principais ameaças são a perda e degradação do habitat, a caça ilegal associada à extração ilegal de palmito e os baixos índices de reprodução ex-situ (TALEBI, 2005; TALEBI e SOARES, 2005). As ações estratégicas para a conservação incluem: mapeamento espacial da presença e ausência de populações selvagens; estabelecimento de estudos de caracterização populacional e diversidade funcional; estabelecer estratégias de fiscalização efetivas; fomentar o estabelecimento de corredores ecológicos e conexão de fragmentos/ áreas contínuas de floresta; fomentar projetos de educação ambiental e envolvimento comunitário com programas de geração de renda a fim de diminuir a caça e captura (TALEBI e SOARES, 2005; PORT-CARVALHO e KIERULFF *et al.* , 2009; TALEBI, 2010; JERUSALINSKY *et al.* , 2011).

Um projeto importante para a conservação dos muriquis do Estado de São Paulo, "Muriquis Paulistas: Parâmetros Demográficos, distribuição geográfica e conservação do muriqui-do-sul no estado de São Paulo", envolve as unidades: Parque Estadual Carlos Botelho, Parque Estadual Intervales, Parque Estadual Turístico do Alto Ribeira, Parque Estadual Nascentes do Paranapanema, Estação Ecológica Juréia-Itatins, Parque Estadual da Serra do Mar (Núcleo Cubatão, Caraguatatuba e Ubatuba), APA Serra da Mantiqueira; APA São Francisco Xavier; APA Capivari Monos; Estação Ecológica do Barreiro Rico; RPPNs: mínimo de dez RPPNs (áreas a serem identificadas com FREPESP – Federação das Reservas Particulares do Estado de São Paulo); áreas pretendidas para mosaicos de conservação (Gleba Muriqui – Capão Bonito) e outras. Abrange os municípios de Peruíbe, Bertioga, Caraguatatuba, Ubatuba e São Sebastião.

O *Alouatta guariba clamitans* (Bugio-Ruivo) tem ocorrência no Estado de São Paulo por toda Mata Atlântica Ombrófila e Florestas Semideciduais do interior do estado, mais precisamente a partir da margem esquerda do rio Tietê (GREGORIN *et al.*, 2010). O status de Ameaça é de baixa preocupação (MENDES *et al.*, 2008) e vulnerável (BRASIL, 2014; SÃO PAULO, 2014). É presente em Unidades de Conservação e em outras áreas protegidas de SP: Parque Estadual Turístico do Alto Ribeira, Parque Estadual Carlos Botelhos, Parque Estadual Morro do Diabo, Parque Estadual Serra do Mar, Parque Estadual Cantareira, Parque Estadual Fontes do Ipiranga, Parque Estadual Intervales, Estação Ecológica Xitué, Mosaico Juréia-Itatins, Parque Estadual Campos do Jordão, Parque Estadual Restingas da Bertioga, Parque Estadual Rio do Turvo, Parque Estadual Alberto Löfgren, Parque Estadual Caverna do Diabo, Estação Ecológica do Barreiro Rico, Estação Ecológica Caetetus, Estação Ecológica de Itaberá, Estação Ecológica Bananal, Estação Ecológica Mico leão- Preto, Estação Ecológica Mogi-Guaçu, Parque Nacional da Serra da Bocaina, Parque Estadual Juquery, Parque Estadual Jurupará, Parque Estadual Chácara da Baronesa, Parque Estadual Lagamarde Cananeia, Parque Estadual Mananciais Campos do Jordão, Parque Estadual da Ilha do Cardoso, Parque Estadual Itaberaba, Parque Estadual Itapetinga, Parque Estadual Itinguçu. As principais ameaças incluem: destruição e fragmentação do habitat natural, epizootias devido à vulnerabilidade ao flavivírus (BICCA-MARQUES e FREITAS, 2010).

Contribuição Para Planejamento Das UCs

De forma geral, a conservação da mastofauna deve ser norteada pelas seguintes premissas gerais:

- Garantir a conectividade entre as áreas protegidas.

- Assegurar a existência de Unidades de Conservação com tamanho suficientemente grande para garantir a sobrevivência das populações viáveis da espécie em todos os biomas em que as espécies ocorrem.
- Verificar a amplitude e estabilidade da distribuição das espécies.
- Determinar se as ocorrências das espécies em áreas extremamente fragmentadas correspondem a populações estáveis ou a grupos isolados.
- Criar e garantir a manutenção de corredores em áreas fragmentadas onde ocorram as espécies.
- Divulgar a existência da espécie para a população em geral, esclarecendo sobre aspectos de sua biologia.
- Controlar a caça predatória e o tráfico ilegal

Alguns estudos oferecem alternativas mais pontuais, atuando de forma mais incisivas ao atacar as problemáticas locais. Por exemplo, Nakano-Oliveira (2006) cita a presença de lixos orgânicos misturados aos recicláveis jogados em áreas naturais dentro do Parque Estadual da Ilha do Cardoso e recomenda programas de incentivo a compostagem e reciclagem de lixo, que seriam de grande valia para comunidades e UCs presentes em ilhas, que apresentam dificuldade em escoar seus resíduos. Esta alternativa também auxiliaria na segurança alimentar, uma vez que muitas dessas comunidades cultivam parte de seu alimento, como hortaliças e mandioca, e o resíduo decorrente da compostagem poderia ser utilizado para enriquecer o solo. Existem também artesãos locais que utilizam materiais recicláveis na confecção de seus produtos. Na ilha do Cardoso, por exemplo, programas educativos com a comunidade indígena seriam os mais recomendáveis, já que os resíduos sólidos concentram-se em torno da aldeia Guarani-Mbya, em áreas de vegetação.

Bernardo (2004) propõe que a transferência de comunidades tradicionais para áreas de menor valor para a conservação das espécies, assim como o estabelecimento, para as comunidades locais de caiçaras, de programas de conscientização e educação ambiental, uma vez que é necessário que atividades ilegais como a caça e a extração de palmito juçara sejam inibidas.

2.3.2 PLANCTON

- **Visão geral**

O plâncton é constituído por organismos pelágicos cujo poder de deslocamento é insuficiente para vencer a dinâmica das massas de água e correntes no ambiente aquático. Fazem parte desse grupo: o virioplâncton, bacterioplâncton; o fitoplâncton; o zooplâncton; e o ictioplâncton (BONECKER *et al.* , 2002).

Esses organismos microscópicos são de vital importância para os ecossistemas marinhos, pois representam a base da teia alimentar pelágica nos oceanos e mudanças em sua composição e estrutura podem ocasionar modificações em todos os níveis tróficos superiores.

Os organismos planctônicos apresentam características dinâmicas, com elevadas taxas de reprodução e perda, respondendo rapidamente às alterações físicas e químicas do meio aquático e estabelecendo complexas relações intra e interespecíficas na competição e utilização do espaço e dos recursos (LONGHURST e PAULY, 2007). Variações nas condições meteorológicas, nas características geomorfológicas regionais e os impactos antropogênicos nas áreas costeiras, influenciam diretamente as características taxonômicas e na dinâmica espaço-temporal das comunidades planctônicas (BRANDINI *et al.* , 1997; EKAU e KNOPPERS, 1999).

Bacterioplâncton

As bactérias heterotróficas são um componente básico das redes alimentares marinhas, transferindo a matéria orgânica dissolvida para sua biomassa e permitindo um fluxo de energia e materiais através dos bacterívoros até os níveis tróficos superiores, chamado de alça microbiana (AZAM *et al.* , 1983).

A importância do bacterioplâncton vem sendo evidenciada em estudos ecológicos, nos quais se estima que aproximadamente metade da produção primária seja canalizada através das bactérias, sendo que, em águas oligotróficas, a biomassa bacteriana pode se igualar ou superar a biomassa do fitoplâncton (CHO *et al.* , AZAM, 1990; FUHRMAN; AZAM, 1982).

Além de sua importância ecológica, o bacterioplâncton marinho representa um importante parâmetro a ser monitorado, principalmente por questões de saúde pública, relacionadas à qualidade da água, como por exemplo, a bactéria *Vibrio cholerae*, agente causador da infecção colérica. Apesar de algumas espécies de bactérias patogênicas não pertencerem ao plâncton, estas também são de extrema importância para o monitoramento da qualidade de água, tanto em termos de balneabilidade como em áreas de cultivo.

A presença das bactérias patógenas está relacionada ao risco potencial de causar doenças infecciosas, por meio do consumo de organismos contaminados e/ou utilização da água para fins recreacionais. A presença desses microrganismos no ambiente servem como bioindicadores ambientais de contaminação (TOURON *et al.* , 2007). Além de um monitoramento feito através da quantificação dos bioindicadores (por exemplo, coliformes fecais), pode ser realizada também a análise de biomarcadores na água (por exemplo, presença de coprostanol).

Os altos índices de pluviosidade contribuem para o aumento da densidade bacteriana, pois esta forçante tem capacidade de arrastar esgotos e resíduos para o curso d'água (CETESB, 2016; MIQUELANTEe KOLM, 2011) e finalmente para a água do mar.

De acordo com o guia prático de metodologias de análise de água e efluentes "*Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*", o grupo dos coliformes é definido como "todas as bactérias aeróbias ou anaeróbias facultativas, gram-negativas, não esporuladas, em formato de bastonete, as quais fermentam a lactose com formação de gás dentro de 48 h a 35ºC". Este grupo inclui organismos que diferem entre si quanto a características bioquímicas, sorológicas e habitats e podem ser separados em: *Escherichia, Aerobacter, Citrobacter, Klebsiella* e outros gêneros que quase nunca aparecem em fezes, como a *Serratia*.

O bacterioplâncton engloba um grupo muito relevante de organismos denominado cianobactérias. Neste item referente ao plâncton, entretanto, as cianobactérias serão tratadas juntamente com o subitem fitoplâncton, pelo fato de constituírem um grupo funcionalmente semelhante, ou seja, serem autotróficas, e por apresentarem também comportamento semelhante, isto é, formarem manchas que podem se apresentar visíveis a olho nu e com características de marés-vermelha, eventualmente tóxicas.

Fitoplâncton

Os principais grupos taxonômicos estudados dentro do fitoplâncton marinho são: cianobactérias, diatomáceas, dinoflagelados, silicoflagelados, cocolitoforídeos e demais flagelados. As cianobactérias, apesar de serem classificadas atualmente dentro do *Domínio Bacteria*, são frequentemente descritas nos estudos científicos como pertencentes ao fitoplâncton, por serem organismos autotróficos.

Uma síntese dos dados, secundários e primários (Villac *et al.* 2008), analisados de quase 100 anos de pesquisa no Brasil, de 1913 a 2002, e a comparação em escala mundial, nacional e estadual, mostram que a região costeira do Estado de São Paulo (SP) é dominada principalmente por diatomáceas. Apresar disso, os valores dos demais grupos taxonômicos podem estar subestimados em decorrência da dificuldade de identificação dos grupos dos flagelados.

Para as diatomáceas registradas no litoral de São Paulo, uma tabela com frequência de ocorrência (**Quadro 33**), mostra que 24 espécies foram citadas em 30 a 50% dos estudos, e cinco espécies foram citadas em 51 a 80% dos estudos, sendo que todas elas são comumente encontradas em ambientes marinhos costeiros.

Quadro 33 – Lista de espécies mais citadas, considerando tanto os dados secundários (publicados entre 1913 e 2002) como os dados primários de Villac *et al.* (2008) (período analisado 2004-2006). Fonte: Villac et al. (2008).

Citado em 30-50% dos estudos	Citado em 51-80% dos estudos
Actinoptychus senarius	*Asterionellopsis glacialis **
Bacteriastrum delicatulum	*Guinardia striata*
*Cerataulina pelagica**	*Leptocylindrus danicus*
*Chaetoceros curvisetus **	*Paralia sulcata*
*Chaetoceros laevis **	*Thalassionema nitzschioides*
*Chaetoceros lorenzianus **	
Corethron pennatum	

MINUTA

Citado em 30-50% dos estudos	Citado em 51-80% dos estudos
Coscinodiscus oculus-iridis	
Cyclotella stylorum	
*Cylindrotheca closterium **	
Dactyliosolen fragilissimus	
Ditylum brightwellii	
*Guinardia delicatula **	
*Guinardia flaccida **	
Gyrosigma balticum	
Hemiaulus sinensis	
Odontella mobiliensis	
Phaeodactylum tricornutum	
Proboscia alata	
Pseudo-nitzschia "seriata"	
Rhizosolenia imbricata	
Rhizosolenia setigera	
*Skeletonema costatum **	
Stephanopyxis turris	
* espécies formadoras de florações nocivas	

Com relação aos dinoflagelados, na revisão feita por Gaeta e Brandini (2006), foi destacada a dominância de *Prorocentrum* spp. e Gymnodiniales para o litoral paulista. Considerando a composição fitoplanctônica, Gaeta e Brandini (2006) discutem a importância sazonal e mudanças na composição das massas de água, principalmente pela fertilização com a ACAS (Água Central do Atlântico Sul) em águas oligotróficas na plataforma continental, como os principais responsáveis pela mudança na estrutura da comunidade.

As florações (elevadas densidades) do fitoplâncton podem ocorrer naturalmente no ambiente aquático. No litoral sudeste do Brasil, eventos de ressurgência são comuns, no qual a massa de água fria e rica em nutrientes (ACAS – Água Central do Atlântico Sul) atinge a camada eufótica (camada de luz) em áreas tipicamente oligotróficas e costeiras, favorecendo o crescimento do fitoplâncton e aumento da produtividade para os demais níveis tróficos, principalmente para os peixes (LONGHURST e PAULY, 2007).

Apesar das florações possuírem um efeito benéfico para a produtividade do sistema, várias espécies fitoplanctônicas possuem efeitos deletérios para os demais organismos aquáticos, atualmente conhecidos como florações algais nocivas (FANs), internacionalmente como "HABs" (*Harmful Algae Bloom*), e popularmente conhecida como "maré vermelha" ("*red tide"*). Os efeitos nocivos das microalgas podem afetar toda a biota marinha, assim como se bioacumularem ao longo da cadeia trófica podendo causar problemas de saúde pública (CETESB, 2007; GRANÉLI e TURNER, 2006).

Em termos globais são estimadas 300 espécies causadoras de FANs e cerca de 80 espécies que produzem toxinas com efeitos negativos aos humanos (HALLEGRAEFF *et al.* , 2003). Vale ressaltar que:

- Nem todo efeito nocivo está relacionado à produção de toxina, como os efeitos mecânicos, físicos, anoxia;
- As espécies potencialmente produtoras de toxinas ou metabólitos secundários, não necessariamente irão produzi-los, pois a produção desses metabólitos está associado à uma série de mecanismos fisiológicos e influências ambientais;
- Quando ocorre a síntese de compostos tóxicos pelo fitoplâncton, esses compostos podem ter um efeito negativo mesmo se a ocorrência da espécie for detectada com baixas densidades, como por exemplo, espécies do dinoflagelado *Dinophysis* podem induzir sintomas diarreicos com densidades inferiores a 10^2 células L^{-1} (GRANÉLI e TURNER, 2006; SELLNER *et al.* ,2003).

Zooplâncton

Em termos ecológicos, o zooplâncton tem uma posição chave nas teias tróficas, por estar composto em sua maioria por organismos fagotróficos e herbívoros, servindo como elo entre os produtores primários planctônicos (fitoplâncton) e os

níveis tróficos superiores, tanto através da alça microbiana (AZAM *et al.* , 1983) quanto na teia trófica clássica, sendo chave para o equilíbrio dos ecossistemas.

O zooplâncton apresenta grupos que respondem rapidamente às variações ambientais de curta e média escala temporal, e grupos que são exclusivos de certas condições ambientais, sendo bons indicadores tanto da qualidade ambiental do ambiente quanto de massas de água (VALIELA, 1995).

O ictioplâncton, como predadores, tem um papel fundamental na estruturação e comportamento da comunidade zooplanctônica, tornando o conhecimento desta última primordial para o estudo de espécies de peixes de interesse econômico.

Do ponto de vista econômico, é estimado que os processos nos quais o zooplâncton participa, como a produção pesqueira, ciclagem de nutrientes e regulação do clima, possam dispor para o produto global bruto um valor anual de US$21 trilhões (CONSTANZA *et al.* , 1997) e atua na manutenção dos estoques de espécies de interesse econômico em dois aspetos: pelas relações tróficas, tanto como parte da dieta de espécies de interesse econômico quanto como possível predador das larvas de espécies de interesse econômico; e pela presença das próprias larvas dessas espécies formando parte do plâncton.

Em relação às relações tróficas, são necessários estudos das espécies dominantes do zooplâncton em relação a taxas de ingestão e egestão por parte das larvas meroplanctônicas, juvenis e adultos. Conhecer a dinâmica dos processos de dispersão e retenção das larvas é fundamental para o gerenciamento e manejo de espécies de invertebrados não planctônicos de interesse econômico. E o processo de dispersão planctônica das larvas é afetado por vários fatores tanto bióticos (como a taxa de emissão, migração vertical, mortandade natural, predação e comportamento das larvas) quanto abióticos (como transporte por correntes, marés e ventos, estratificação vertical, temperatura, salinidade, etc.).

Associações entre espécies patogênicas do gênero *Vibrio* (e.g. *V. cholerae*) e zooplâncton, especialmente copépodos, têm sido sugeridas como importantes na ecologia do vibrio (HUQ *et al.* , 1983; ARAUJO *et al.* , 1996; GONÇALVES *et al.* , 2009, 2004; HUQ *et al.* , 2005; LIZÁRRAGA-PARTIDA *et al.* , 2009; MARTINELLI-FILHO *et al.* , 2011). Estes autores indicaram que, além dos copépodos, as larvas de caranguejos poderiam atuar como vetores de *Vibrio*, embora a relação entre a abundância de víbrios e as mudanças na composição do plâncton seja complexa e deva ser melhor avaliada.

Martinelli-Filho *et al.* (2011) fizeram um estudo o qual demonstra que, na região de plataforma da Baixada Santista, embora as condições de salinidade não sejam favoráveis, o *V. cholerae* pode persistir durante certo tempo, podendo permitir o transporte desta bactéria pelas correntes costeiras.

Entre os representantes do holoplâncton, destacaram-se 16 espécies de copépodos, e de cladóceros, além de Chaetognata. Entre os organismos do meroplâncton, obtiveram resultados positivos de associação com larvas de Brachyura, larvas de Echinodermata e náuplios de Cirripedia, entre outros. Considerando que o zooplâncton pode ser ingerido acidentalmente pelo ser humano e constituir-se num reservatório para diversas bactérias patogênicas, estudos sobre as interações ecológicas entre víbrios e zooplâncton e sua relação com a degradação dos ecossistemas costeiros são fundamentais do ponto de vista da saúde pública (MARTINELLI-FILHO *et al.* , 2011).

O zooplâncton também pode atuar como vetor de ficotoxinas para níveis tróficos superiores produzidas por microalgas como os dinoflagelados. Neste sentido, tem sido descrita a contaminação de baleias na costa nordeste dos Estados Unidos por neurotoxinas produzidas por dinoflagelados tendo o copépode (*Calanus finmarchicus*) como vetor da toxina (DURBIN *et al*, 2002).

O zooplâncton pode ser considerado como indicador das mudanças climáticas por diversas razões:

- Os processos fisiológicos são altamente sensíveis às mudanças de temperatura;
- A maior parte das espécies tem ciclos de vida curtos que se acoplam às mudanças;
- Em geral não são explorados comercialmente, assim estudos de longo prazo indicariam tendências das mudanças ambientais;
- Muitas espécies do zooplâncton são indicadoras da presença de determinadas massas de água, e podem refletir alterações nos padrões de variação espacial e temporal das comunidades zooplanctônicas, podendo indicar mudanças nos padrões de circulação nas regiões costeiras e da plataforma continental. Essas mudanças podem

afetar também a estrutura de tamanhos e os ciclos de vida da comunidade zooplanctônica, afetando a estrutura trófica da comunidade (STEMPNIEWICZ *et al.* , 2007; RICHARDSON, 2008);

- Os processos de dispersão e concentração dos estágios planctônicos do ciclo de vida de organismos não planctônicos podem ser alterados pelas mudanças climáticas, indicando que o meroplâncton seria mais sensível que o holoplâncton às mudanças climáticas (RICHARDSON, 2008). Assim, a alteração na ocorrência de larvas de invertebrados meroplanctônicos tem sido associada a mudanças nas condições ambientais (FREIRE *et al.* , 2006). Um dos efeitos observados é a permanência de larvas de equinodermos bentônicos por mais tempo no plâncton com o aumento da temperatura no Mar do Norte (RICHARDSON, 2008).

Um componente do zooplâncton que pode ser usado como indicador de mudanças climáticas em longo prazo são os foraminíferos, uma vez que sua população é controlada mais pelas mudanças no clima e na produção primária que pela predação (RICHARDSON, 2008). Enquanto que em relação às respostas em meso-escala temporal, por exemplo, tem sido observada uma substituição na biomassa do krill por salpas nas águas do Oceano Antártico, afetando as populações de baleias, pinguins, e outros organismos que se alimentam do krill (ATKINSON *et al.* , 2004).

Um grupo do zooplâncton que tem efeitos visíveis para o ser humano são as águas vivas e cujo surgimento em grande quantidade em regiões costeiras tem tanto consequências econômicas (e.g. redução do turismo, danos nas redes de pesca, mortandade em aquicultura, redução de espécies de peixes comerciais por competição e predação, etc.) quanto ecológicas (RICHARDSON, 2008). Embora essas concentrações de águas vivas possam acontecer por processos naturais, estudos têm mostrado um aumento da ocorrência com o aquecimento das águas nas últimas décadas (PURCELL, 2005).

Ictioplâncton

A grande maioria das espécies de peixes ósseos, independentemente do hábito pelágico ou demersal quando adulta, apresenta vida planctônica nas fases iniciais de seu ciclo de vida, sendo assim, o ictioplâncton é constituído por ovo, larvas e pós-larvas dessas espécies de peixes. O período de desenvolvimento embrionário é extremamente variável, sendo característico para cada espécie e dependente, sobretudo, da temperatura.

As associações multiespecíficas de larvas de peixes são consequência da adaptação evolutiva convergente e resultam de respostas similares ao ambiente pelágico, bem como dos fatores que influenciam sua formação, manutenção e desagregação (MAFALDA-JR. *et al.* , 2006). Análises sobre composição, distribuição e abundância de ictionêuston e/ou ictioplâncton, conjuntamente com análises das condições oceanográficas locais, podem contribuir para um maior entendimento sobre essa conexão e aumentar significativamente o poder de previsão de modelos que se proponham a estimar o tamanho das populações de peixes.

Segundo Moser e Smith (1993), a distribuição dos adultos e a sazonalidade da desova são os principais elementos que definem a composição taxonômica das associações de larvas de peixes. Em menor escala (<100 Km^2), fatores ambientais, como: correntes, temperatura superficial do mar (TSM), biomassa primária e secundária do plâncton, e abundância de presas e predadores, afetam a formação e a manutenção das associações ictioplanctônicas.

- **Características ecológicas**

Bacterioplâncton

O grupo das bactérias coliformes é característico de organismos que crescem no trato gastrointestinal de animais de sangue quente, então sua presença no ambiente marinho e nos organismos marinhos cultivados, indica contaminação fecal e, dependendo da espécie, pode desencadear uma série de doenças, sendo a gastroenterite a mais comum transmitida pelos microrganismos patogênicos (AMARAL *et al.* , 2003; CETESB, 2016; CODEX, 2008).

A *Vibrio cholerae* O1 toxigênica é responsável pela cólera, que apesar de ser uma doença controlada no Brasil, demanda muito cuidado pelo fato desta se propagar rapidamente pela água, e a contaminação ocorrerem poucos dias através do contato e ingestão de água contaminada (COLWELL, 1996). Por sua vez, *Vibrio cholerae* não-O1 é uma bactéria nativa do ecossistema marinho, que ocorre predominantemente na coluna de água, também detectada em associação a diversos substratos marinhos, inclusive em organismos planctônicos (principalmente microcrustáceos) e bentônicos como moluscos bivalves (LOPES, 2009).

No litoral de São Paulo, Lamparelli *et al.* (2015) analisaram a relação entre a incidência de doenças gastrointestinais em banhistas e os índices de contaminação fecal das águas das praias, medidas através de coliformes fecais totais, *Enterococci* e *Escherichia coli*. Os resultados desse estudo indicaram que as pessoas expostas à água marinha apresentaram mais sintomas do que aqueles que não entraram na água do mar. As praias que permaneceram a maior parte do tempo classificadas como Impróprias também apresentaram maiores incidências de doenças gastrintestinais. E, com relação à medição dos indicadores microbiológicos, o enterococos foi o mais correlacionado com aparecimento de sintomas gastrointestinais.

Fitoplâncton

O fitoplâncton constitui uma das bases das cadeias alimentares marinhas, pois é um dos principais responsáveis pela fixação biológica do carbono inorgânico, através da atividade fotossintética. Na região da ARIEG estudos mostram que a variação da biomassa fitoplanctônica, em termos de clorofila-*a* pode variar muito.

Além da sazonalidade, o Complexo Estuarino-Lagunar de Cananeia-Iguape tem uma grande influência do Canal do Valo Grande sobre a comunidade planctônica, dessa forma essa região pode ser dividida em dois setores: Norte e Sul, sendo que a porção norte (Iguape) a mais influenciada pelo aporte de água doce proveniente do Canal (BARRERA-ALBA, 2004). Morais (2015) ressalva essa diferença descrevendo valores maiores em Cananeia (de 5,42 a 13,31 mg/m^3 no verão e de 1,47 a 9,28 mg/m^3 no inverno) do que em Iguape (de 0,39 a 5,59 mg/m^3 no verão e de 2,95 a 9,51 mg/m^3 no inverno), com valores máximos de 13,31 mg/m^3 no Mar de Cananeia e o mínimo (0,39 mg/m^3) no Canal do Valo Grande ambos durante o verão. A dinâmica dessa região é tão grande que reflete diretamente na biomassa fitoplanctônica. Essa medida biológica vem sendo cada vez mais utilizada como um indicador de eutrofização e mudanças ambientais (AIDAR *et al.* , 1993; GAETA e BRANDINI, 2006; MOSER *et al.* , 2004, 2005).

A maior eutrofização na região norte pode estar relacionada com a intensa atividade agrícola de Iguape, o que contribui com o maior aporte de nutrientes na parte norte do estuário e pode vir a comprometer o setor sul, Cananeia, que ainda apresenta um equilíbrio na disponibilidade de nutrientes (BARRERA-ALBA, 2004). Os maiores índices de eutrofização foram registrados nos períodos de maior chuva, com as maiores biomassas fitoplanctônicas e maiores concentrações de nutrientes inorgânicos dissolvidos (BARRERA-ALBA, 2004; BARRERA-ALBA *et al.* , 2006). O monitoramento é essencial em função da presença de cultivos de ostra na região.

A frequência de florações fitoplanctônicas (FANs) vem aumentando mundialmente desde a década de 70. O aumento das florações pode estar associado a vários fatores, tais como: aumento do interesse da comunidade cientifica por espécies potencialmente nocivas, assim como desenvolvimento de técnicas de análise mais precisas; utilização de águas costeiras para aquicultura; mudanças climáticas; transporte de cistos de dinoflagelados via água de lastro ou por dispersão natural através de correntes (GRANÉLI; TURNER, 2006; HALLEGRAEFF *et al*, 2003).

Estudos de FANs no Brasil ainda são escassos, provavelmente devido à falta de monitoramento contínuo e de divulgação em revistas de ampla distribuição (PROENÇA; RÖRIG, 1995). Segundo Odebrecht *et al.* (2002), os estudos sobre FANs no país se dividem em duas fases: fase descritiva e fase descritivo-experimental. A segunda fase teve início em 1995, em projeto iniciado em 1991, com os programas internacionais ligados à Comissão Oceanográfica Intergovernamental (IOC-UNESCO).

O melhor exemplo ocorre em Santa Catarina (SC), o único estado onde há legislação específica para o assunto e onde a maricultura de bivalves tem motivado a realização de bioensaios e análises de HPLC específicas para diversas toxinas, as quais já indicaram a presença de toxinas diarréicas (DSP) e paralisantes (PSP) em moluscos da região, provenientes de várias microalgas, como *Dinophysis acuminata*, *Ostreopsis ovata*, *Alexandrium tamarense*, *Gymnodinium catenatum* e *Pseudo-nitzschia* spp. (CASTRO, DOMINGOS e MOSER *et al.* , 2016; PROENÇA *et al.* , 2001).

No litoral de São Paulo os estudos de FANs ainda são precários, com as ocorrências mais frequentes na região de Santos (Quadro 34) com florações de *Trichodesmium erythraeum* e *Prorocentrum minimum* (CARVALHO et al,2008; MASUDA et al, 2011). Apesar dos poucos registros de floração, os dados para a comunidade fitoplanctônica na região costeira de São Paulo são alarmantes. Segundo a CETESB (2006, 2007) foi registrada, entre agosto de 2004 a julho de 2006, a presença de 15 espécies de microalgas nocivas, sendo quatro delas potencialmente tóxicas (

Quadro 35), e em destaque a espécie *Coscinodiscus wailesii* descrita como invasora (LOPES, 2009).

Através do levantamento de dados secundários realizados por Brandini (1997) e Morais (2015), ou autores mostraram que a região da ARIEG é dominada por *Chaetoceros* spp., *Coscinodiscus* spp., *Nitszchia* spp., *Rhizosolenia* spp*. Thalassionema nizschioides* e principalmente *Skeletonema costatum*, e, considerando a AME Ilha do Bom Abrigo, as espécies dominantes são *Chaetoceros* spp. E *Coscinodiscus* spp.

Segundo esses autores, a comunidade fitoplanctônica nessa região se diferencia bastante com relação ao setor norte (Iguape) e sul (Cananeia), pois sofre influência principalmente do aporte de água doce, distribuição de nutrientes e salinidade. Segundo Morais (2015), através do levantamento realizado com dados secundários desde 1949 a 2006, as espécies mais citadas nos estudos foram: *Cerataulina pelagica, Actinoptychus senarius, Paralia sulcata, Skeletonema costatum, Trieres mobiliensis* (= *Odontella mobiliensis* ou *Biddulphia mobiliensis*), mas os dados mais preocupantes foram relacionados ao registro de espécies invasoras na região: *Coscinodiscus wailesii* e *Alexandrium tamarense*, assim como de espécies potencialmente tóxicas como por ex. *Dinophysis acuminata, Alexandrium tamarense,* dentre outros. Vale ressaltar que *Skeletonema costatum* e algumas espécies de *Chaetoceros* são formadoras de florações nocivas (FANs).

Quadro 34 – Registros de ocorrências de florações no litoral de São Paulo.

Local	Mês/ Ano	Observações	Microalga	Efeitos ambientais	Referências
Cananeia	Fevereiro/ 1920	água betuminosa		Mortandade de peixes	Dias 1992 apud Odebrecht *et al.* (2002)
Itanhaém	Abril/ 1978	mancha marrom na praia	*Asterionellopsis glacialis*	Mortandade de peixes	Zavala-Camin; Yamanaka (1980)
Litoral de SP	1983	mancha marrom	*Gymnodinium breve*	Mortandade de peixes Resultados negativos em testes de toxicidade	Anónimo, 1983 *apud* Odebrecht *et al.* (2002)
Ubatuba	1990	Aproximadamente 30 km de largura extensão da mancha, por 17 dias	*Trichodesmium erythraeum*		Gianesella-Galvão *et al.* (1995)
Santos	Março/ 2006	mancha marrom (estimativa de 1100 m^2)	*Trichodesmium erythraeum*		Carvalho *et al.* (2008)
Santos	Abril/ 2006		*Prorocentrum minimum*		Masuda *et al.* (2011)

MINUTA

Quadro 35 – Espécies potencialmente nocivas presentes no período entre agosto de 2004 a julho de 2006 para o litoral de São Paulo. Fonte: CETESB (2006, 2007).

Diatomáceas	Dinoflagelados
Asterionellopsis glacialis	*Ceratium fusus*
Anaulus australis	*Prorocentrum micans*
Cerataulina pelágica	*Peridinium quinquecorne*
*Coscinodiscus wailesii***	*Dinophysis caudata**
Cylindrotheca closterium	*Dinophysis tripos**
Guinardia delicatula	*Gymnodinium catenatum**
Leptocylindrus minimus	
Pseudo-nitzschia spp. *	
Silicoflagelado	
Dictyocha fíbula	

*** potencialmente produtoras de ficotoxinas; ** espécie invasora (LOPES 2009).**

Zooplâncton

Assim como observado para o zooplâncton nas regiões costeiras ao redor do mundo, no litoral do estado de São Paulo os copépodes, em especial calanóides, constituem o grupo predominante tanto em densidade quanto em diversidade, seguidos de cladóceros, apendiculárias e quetognatos (BJÖRNBERG, 1963, 1981 apud LOPES *et al.* , 2006; BRANDINI *et al.* , 1997).

Devido à influência tropical da Corrente do Brasil a diversidade de espécies de copépodes registradas na região da plataforma continental pode chegar até 200 espécies (VEGA-PEREZ, 1993 apud LOPES *et al.* , 2006; LOPES, *et al.* , 1999). Lopes *et al.* (2006), numa revisão dos estudos realizados da distribuição do zooplâncton na região sudeste do Brasil, identificaram espécies que estariam restritas à plataforma interna e regiões estuarinas como *Parvocalanus crassirostris* (SARTORI e LOPES, 2000 apud LOPES *et al.* , 2006). Espécies como *Haloptilus longicornis* e *Lucicutia gaussae*, por outro lado, estariam associadas a águas frias em regiões oceânicas abaixo da termoclina permanente e seriam encontradas na região costeira durante eventos de ressurgência (LOPES *et al.* , 2006b), juntamente com certas espécies de copépodes dos gêneros *Heterorhabdus* e *Euaetideus.*

Estas últimas, espécies restritas à ACAS, logo que as águas da superfície vão sendo aquecidas desaparecem (VALENTIN, 1989 apud LOPES *et al.* , 2006). Também apresentam associação com intrusão de ACAS taliáceos de grande tamanho dos gêneros *Doliolina*, *Ihlea*, e *Salpa* (LOPES *et al.* , 2006b), as hidromedusas *Rhacostoma atlantica* e *Olindias sambaquiensis* (MIANZAN e GUERREIRO, 2000 apud LOPES *et al.* , 2006), a apendicularia *Fritillaria pellucida* (CAMPOS, 2000 apud LOPES *et al.* , 2006), os quetognatos *Sagitta maxima* e *Krohnitta subtilis* (LIANG, 1998 apud LOPES *et al.* , 2006), o pterópodo *Hyalocylis striata* (RESGALLA e MONTÚ, 1994 apud LOPES *et al.* , 2006), os eufasiáceos *Euphausia americana*, *E. recurva* e *Stylocheiron* spp. (LANSAC-TÔHA, 1981 apud BRANDINI *et al.* , 1997; MUXAGATA, 1999 apud LOPES *et al.* , 2006), e os cladóceros *Penilia avirostris* e *Pleopis polyphemoides* (VALENTIN, 1983 apud LOPES *et al.* , 2006).

Oliveira (1999 apud NUNES, 2010) relacionou a variabilidade na produtividade do zooplâncton na plataforma continental sudeste com a variabilidade da intrusão da ACAS, com máximos na primavera e verão, e mínimos no outono e inverno, quando predominaria a AC. Estas ACs mais oligotróficas estariam caracterizadas pela presença de copépodos pequenos (< 2 mm) dos gêneros *Paracalanus*e *Temora* (SARTORI e LOPES, 2000 apud LOPES *et al.* , 2006), por cladóceros dos gêneros *Penilia* e *Evadne* (BRANDINI *et al.* , 1997), pelo quetognato *Sagitta friderici* (ALMEIDA-PRADO, 1968 apud BRANDINI *et al.* , 1997), e pelos doliolídeos *Doliolum nationalis* e *D. gegenbauri* (LOPES *et al.* , 2006).

Outras massas de água comumente registradas na região costeira do Estado de São Paulo têm tido também espécies de zooplâncton associadas como indicadoras. Este é o caso da AT, na qual espécies como *Clausocalanus furcatus*, *Acartia danae*, *Acrocalanus longicornis*, *Undinula vulgaris*, *Euchaeta marina* tem sido descritas como indicadoras de sua presença (LOPES *et al.* , 2006).

Regiões de águas quentes sob influência da Corrente do Brasil são frequentemente dominadas por taliáceos, como *Thalia democratica* (TAVARES, 1967 apud BRANDINI *et al.* , 1997; LOPES *et al.* , 2006). As espécies de copépodes *Undinula vulgaris*, *Nannocalanus minor* e *Corycaeus speciosus* têm sido também apontadas como indicadoras da presença da Corrente do

MINUTA

Brasil, sendo a primeira típica de águas oceânicas tropicais e subtropicais, a segunda típica de águas oligotróficas tropicais e subtropicais, e a terceira de águas oligotróficas com temperatura (~26°C) e salinidades (~35) típicas da Corrente do Brasil (CAVALCANTI e LARRAZÁBAL, 2004).

Outros grupos indicadores das águas quentes desta corrente seriam os decápodes *Lucifer faxoni* e *L. typus*, e os moluscos heterópodes do gênero *Atlanta* (BRANDINI *et al.* , 1997). Quanto a águas estuarinas, a espécie *Oithona oswaldocruzi* tem sido apontada como indicadora de sua influência em regiões portuárias (PORTO NETO, 2003). Entre o meroplâncton, a presença de véliger de Gastropoda e zoea de Brachyura tem sido descrita como indicadora de influência de manguezal (PORTO NETO, 2003).

Em termos de biomassa, o zooplâncton geralmente é maior nas regiões costeiras influenciadas por águas salobras de sistemas costeiros como o sistema Estuarino-Lagunar de Cananeia-Iguape e do Complexo Estuarino de Santos-São Vicente e restritas à faixa da AC, diminuindo para a região mais externa da plataforma continental (LOPES *et al.* , 2006).

A biomassa zooplanctônica apresenta aglomerações associadas às áreas de baixa temperatura perto da costa durante o verão como resultado de intrusões da ACAS que fertilizam a região no final da primavera e verão que promove máximos de biomassa zooplanctônica na região media e externa da plataforma (MATSURA *et al.* , 1980 apud LOPES *et al.* , 2006; MUXAGATA, 1999 apud LOPES *et al.* , 2006; LOPES *et al.* , 2006). O aumento da biomassa de crustáceos planctônicos e táxons gelatinosos, como as salpas, na PCSE seria resultado da persistência de águas com temperaturas entre 12 e 18 °C, indicativo da ACAS (LOPES *et al.* , 2006). A título de comparação, na região norte do litoral de São Paulo, quando há intrusão de ACAS, a biomassa zooplanctônica pode superar 200 mgm^{-3}, enquanto que em condições mais oligotróficas (verão) seria inferior a 50 mg m^{-3} (LOPES *et al.* , 2006).

Quanto às relações tróficas entre os diferentes níveis tróficos no zooplâncton e entre este e níveis tróficos superiores, tem sido observado uma sincronia entre a ocorrência de ictioplâncton e as maiores densidades de zooplâncton, que seriam a principal fonte de alimento das larvas de peixes (KATSURAGAWA *et al.* ,1993 apud BRANDINI *et al.* , 1997). Estudos têm mostrado que quetognatos se alimentam principalmente de copépodes, mas também de cladóceros, moluscos, náuplios, apendicularias e poliquetos, podendo competir direta ou indiretamente com larvas de peixes de interesse econômico (LIANG e VEGA-PEREZ, 1995). Outros competidores indiretos com as larvas de peixe estariam representados pelas salpas, que formam frequentemente grandes aglomerações na região costeira e as quais competem pelo fitoplâncton com copépodes e outros herbívoros planctônicos que servem de alimento para as larvas (MATSUURA *et al.* , 1980 apud LOPES *et al.* , 2006; KATSURAGAWA *et al.* ,1993). As salpas têm sido apontadas como grandes exportadoras da produção primária fitoplanctônica para os organismos bentônicos através das pelotas fecais, podendo significar um efeito negativo adicional sobre as larvas de peixes pelágicos (PIRES-VANIN *et al.* , 1993 apud COSTA *et al.* , 2015).

A dinâmica de variação da biomassa de zooplâncton no sul da região costeira do estado de São Paulo está influenciada pela entrada de água salobra do Sistema Estuarino-Lagunar de Cananeia-Iguape (LOPES *et al.* , 2006). Estudos realizados na década de 1960 mostraram que nesse sistema, o zooplâncton (com densidades na ordem de 10^5 ind. m^{-3}) é dominado pelos copépodes (>70%), tanto adultos (mais abundantes no inverno e primavera) quanto larvas (dominantes no verão), com menor importância de rotíferos, apendicularias e quetognatas, que esporadicamente podem apresentar elevadas concentrações (TUNDISI *et al.* , 1973 apud SHAEFFER-NOVELLI *et al.* , 1990).

Em relação ao meroplâncton, os representantes mais abundantes são as larvas (gastrópodes, cirripédia, poliquetas e decápoda) e misidiácedos. Espacialmente, as menores densidades foram registradas na porção interna do estuário, provavelmente devido ao controle das condições ambientais como mudanças rápidas da salinidade e concentração de oxigênio (SHAEFFER-NOVELLI *et al.* , 1990). Nesse sentido, nas áreas tipicamente estuarinas e lagunar dominaram os copépodes (tanto adultos quanto larvas), enquanto que nas áreas mais internas e menos salinas o meroplâncton foi predominante (MATSUMURA-TUNDISI, 1972 apud NEUMANN-LEITÃO, 1994). Estudos realizados nos anos 2000 mostraram que as espécies de copépodes *Oithona hebes*, *Acartia lilljeborgi*, *Pseudodiaptemus acutus, Parvocalanus crassirostris, O. oswaldocruzi, Euterpina acutofrons* e *Temora turbinata* foram dominantes nesse sistema estuarino (ARA, 2004).

Em estudo sobre a gestão de recursos pesqueiros no Complexo Estuarino-Lagunar de Cananeia-Iguape, Mendonça (2007) descreveu a distribuição das larvas meroplanctônicas de diversas espécies de invertebrados de interesse econômico. Em relação à ostra de mangue (*Crassostrea brasiliana*), a distribuição dos adultos estaria relacionada com as condições

hidrográficas e presença de materiais apropriados para a fixação das larvas (e.g. raízes de mangue), sendo que as áreas mais produtivas seriam no entorno da Baía de Trapandé e na porção norte do Canal de Ararapira.

Uma espécie de grande interesse econômico é o camarão rosa (*Farfantepenaeus brasiliensis* e *F. paulensis*) cuja reprodução acontece na plataforma continental (ALBERTONI *et al.* , 2003) e as larvas penetram no estuário, onde se desenvolvem até nova migração para o mar aberto (MENDONÇA, 2007).

Apesar de todos estes estudos, seriam necessários mais esforços voltados aos estudos tanto da distribuição quanto da produtividade e atividade metabólica do zooplâncton integrados com estudos do fitoplâncton, e que permitam um melhor conhecimento das espécies direta ou indiretamente vinculadas a interesses econômicos.

No Brasil, a maior parte dos estudos dos fatores que influenciam a distribuição de crustáceos decápodes bentônicos de interesse econômico tem sido centrada nos estágios juvenis e nos indivíduos adultos (FRANSOZO *et al.* , 1998; 2002 apud FURLAN *et al.* , 2013; BERTINI *et al.* , 2004; 2006 apud FURLAN *et al.* , 2013; CASTILHO *et al.* , 2008 apud FURLAN *et al.* , 2013; FURLAN *et al.* , 2013). Mas, por exemplo, diferentes espécies de camarão que são pescadas na costa do Estado de São Paulo, entre eles os representantes do gênero *Farfantepenaeus* (como o *F. brasiliensis* e *F. paulensis*, conhecidos como camarão rosa) apresentam diversos estágios larvais planctônicos (ALBERTONI *et al.* , 2003).

Outra espécie explorada comercialmente é o camarão sete barbas (*Xiphopenaeus kroyeri*). Apesar de representar um dos recursos pesqueiros mais importantes do litoral paulista (RODRIGUES *et al.* , 1993 apud FRANZOSO, 2008) e de ter sido extensamente estudado no Brasil (FRANZOSO, 2008), esta espécie é outro exemplo no qual a sua fase larval planctônica tem sido pouco estudada no litoral do estado de São Paulo. A desova desta espécie acontece longe da costa e as larvas planctônicas migram para próximo da costa no final de seu desenvolvimento (HECKLER, 2010). No litoral norte do estado de São Paulo diversos estudos mostraram, porém, que as fêmeas desovavam em locais mais rasos, próximos da desembocadura de rios, pela proximidade de alimento para as larvas, enquanto que na Baía de Santos a desova aconteceria em regiões mais profundas pelo grande aporte de águas continentais do sistema estuarino (HECKLER, 2010). Um dos fatores propostos para o estímulo de liberação das larvas seria a temperatura, relacionada com a disponibilidade de fitoplâncton como alimento para as larvas (HECKLER, 2010).

O camarão-legítimo (*Litopenaeus schimitti*) ocorre das Antilhas até o norte do Rio Grande do Sul, e é capturado na região do Complexo Estuarino-Lagunar de Cananeia-Iguape-Ilha Comprida tanto na fase juvenil, na região estuarina, quanto na fase adulta, na região costeira (MENDONÇA, 2007). A desova desta espécie no litoral do Estado de São Paulo ocorre em águas oceânicas entre junho e fevereiro, com entrada de pós-larvas em novembro (GONÇALVES *et al.* , 2009). Pouco é conhecido sobre a dinâmica planctônicas na região oceânica/costeira entre a desova e o retorno das pós-larvas.

O caranguejo-uçá (*Ucides cordatus*) é uma espécie semi-terrestre exclusivamente de áreas de manguezal, presente em todo o litoral brasileiro e com elevada importância econômica e ecológica em regiões como o Complexo Estuarino-Lagunar de Cananeia-Iguape (WUNDERLICH *et al.* , 2008). Esta espécie se reproduz nos meses de maior temperatura (verão), liberando as larvas às águas estuarinas, sincronizado com as maiores amplitudes de maré, o que diminui o tempo de desenvolvimento embrionário/larval e a predação na fase planctônica (WUNDERLICH *et al.* , 2008). A salinidade pode afetar o crescimento, sobrevivência (aumenta a mortandade em salinidades baixas) e desenvolvimento das larvas, influenciando a sua distribuição tanto vertical quanto espacial, servindo de indicadora de condições estuarinas após o desenvolvimento em águas costeiras (SIMITH e DIELE, 2008). Essa é uma estratégia comum em muitas espécies de decápodes que vivem em água doce, salobra ou ambientes terrestres, a exportação para ambientes mais estáveis quanto à salinidade e temperatura como os ambientes costeiros e oceânicos (LUPPI *et al.* , 2001)

O siri-azul (*Callinectes danae, Callinectes ornatus*) está presente em todo o litoral brasileiro e ocupa ambientes com fundos arenosos e lamosos em águas de baixa salinidade, com importância econômica e ecológica em regiões como o Complexo Estuarino-Lagunar de Cananeia-Iguape (MELO, 1996). Após a cópula, as fêmeas iniciam a migração para áreas de maior salinidade onde ocorre a postura e eclosão das larvas, as quais sofrem dispersão costeira, sendo recrutadas posteriormente para o interior do estuário pelas correntes de fundo (VIEIRA e CALAZANS, 2015). As fêmeas da *C.ornatus* podem ser encontradas mais distantes da costa porque suportam maiores variações de salinidade e temperatura que *C. danae*, assim seria de esperar uma maior dispersão das larvas de *C. ornatus* (NEGREIROS-FRANSOZO *et al.* , 1999).

A ostra de mangue (*Crassostrea brasiliana*), que é encontrada do Pará a Santa Catarina (PEREIRA *et al.* , 2003), é um dos principais produtos do manguezal na região de Cananeia, considerada o maior banco natural do Estado de São Paulo (MENDONÇA, 2007). Esta espécie desova na água do estuário o ano todo, mas com picos entre outubro e maio (PEREIRA *et al*, 2001; MENDONÇA, 2007). Estudos mostram que as larvas desta espécie de ostra (que podem ser consideradas estuarinas, eurialinas e adaptadas aos ambientes de turbidez elevada) permanecem em grande quantidade no plâncton estuarino pela combinação tanto de processos de transporte passivo, correntes e marés, e de transporte ativo, natação das larvas, quanto de variáveis abióticas, como o pH, temperatura e salinidade, e bióticas, quantidade de alimento (CASTILHO-WESTPHAL, 2012; CHRISTO *et al.* , 2013). Pelo tipo de exploração e comercialização desta espécie, com extração abaixo do tamanho comercial, a população está diminuindo com impactos na estrutura populacional na região de Cananeia (MENDONÇA, 2007).

Distribuição e habitat

O ciclo de vida da maior parte dos invertebrados marinhos não planctônicos inclui uma fase larval que forma parte do plâncton, como meroplâncton, e o sucesso dessas espécies na etapa não planctônica de seu ciclo de vida depende em grande medida da sobrevivência em sua passagem pela etapa no plâncton, sendo fundamental conhecer sua composição, abundância, distribuição, variabilidade, padrões de dispersão e regiões de retenção (BALLABIO, 2011). Assim, por exemplo, espécies que habitam e desovam em ambientes costeiros protegidos, como estuários, podem apresentar a estratégia de retenção das larvas no sistema ou de liberação destas ao mar aberto e posterior retorno dos indivíduos em estágios pós-larvais ou juvenis (MORGAN, 1995 apud BALLABIO, 2011).

Um aspecto importante para determinar o potencial de dispersão das larvas é o tipo de desenvolvimento: larvas planctotróficas sobrevivem mais tempo na coluna de água e podem ser transportadas por maiores distâncias, enquanto que larvas lecitotróficas (dependem das reservas internas) teriam menor potencial de dispersão por sofrer a metamorfose em no máximo poucos dias (LÓPEZ e COUTINHO, 2008). As características da linha de costa (como bacias, enseadas, penínsulas, etc.) interferem nos padrões de circulação das correntes favorecendo a formação de feições oceanográficas (como frentes, giros, ressurgência, subsidência, etc.) que podem interferir os padrões de distribuição das larvas e favorecer áreas de retenção larval (MCCULLOCK e SHANKS, 2003 apudLÓPEZ e COUTINHO, 2008). Portanto, a identificação das estratégias dos estágios larvais e os processos oceanográficos são fundamentais para avaliar a distribuição e o estoque de adultos, em especial das espécies de interesse econômico. Neste sentido, por exemplo, os crustáceos decápodes, cuja fase larval forma parte do meroplâncton, representam 10% da produção pesqueira no Brasil (IBAMA, 2004). No estado de São Paulo a maior parte dos estudos do meroplâncton foi focada principalmente na fisiologia e desenvolvimento larval de crustáceos (BRANDINI *et al.* , 1997), porém poucos estudos no Brasil consideram a influência de parâmetros ambientais na sazonalidade e distribuição espacial das suas larvas (BALLABIO, 2011).

Situação das espécies invasoras de cada subgrupo do plâncton

Várias espécies consideradas como invasoras ou exóticas no Brasil têm sido registradas na região costeira do estado de São Paulo. A maior parte delas provavelmente foi introduzida por água de lastro ou transporte marítimo, mas como geralmente podem ter nas correntes marinhas um vetor de dispersão, a presença delas nos diferentes ecossistemas costeiros do estado tem que ser monitorada.

Holoplâncton

O cladócero *Pleopis schmackeri*, descrito originalmente no Oceano pacífico, o qual pode ter sido introduzido por água de lastro, tem sido registrado em águas costeiras e estuarinas de Cananeia e desde todo o litoral sul do estado até a Baixada Santista (ROCHA, 1985apud VILLAC *et al.* , 2009; MARAZZO, 2002) e mais recentemente na região costeira de Ubatuba (MYASHITA *et al.* , 2011). É considerada espécie estabelecida no litoral brasileiro (VILLAC *et al.* , 2009) e habita águas costeiras e estuarinas de regiões tropicais e temperadas, mas pode ser encontrado em águas oceânicas (ONBÉ, 1999 apud VILLAC *et al.* , 2009). Embora não tenha efeitos econômicos conhecidos, ela pode afetar à estrutura da comunidade planctônica local, assim tem que ser monitorada sua presença e dispersão a outras regiões através de água de lastro, transporte marítimo e correntes marinhas (VILLAC *et al.* , 2009). Neste sentido, num estudo realizado no litoral de Santa Catarina esta espécie foi encontrada no outono associada à Água de Plataforma e Tropical, confirmando a sua dispersão por correntes marinhas desde o estado do Pará até o sul do Brasil (NUNES, 2010).

O copépode *Temora turbinata*, é uma espécie exótica estabelecida que também pode ter sido introduzida através da água de lastro de navios na década de 1980, podendo estar associada tanto a Água Costeira, Água Tropical da Corrente do Brasil e ACAS (LOPES *et al.* , 1999). No estado de São Paulo tem sido detectada desde Ubatuba até Cananeia (VILLAC *et al.* , 2009). É uma espécie costeira que ocorre também em estuários, regiões externas da plataforma continental e áreas oceânicas, associada a águas quentes (VILLAC *et al.* , 2009). Embora não tenham sido descritos efeitos econômicos ou sobre a saúde, essa espécie pode deslocar a espécie nativa *Temora stylifera* (VILLAC *et al.* , 2009).

O copépode *Apocyclops borneoensi*, originário do Oceano Pacífico, tem sido detectado em 1983 no estuário do rio Una do Prelado, São Paulo, na estação ecológica Juréia-Itatins e no complexo estuarino de Cananeia – Iguape, e provavelmente foi introduzida por água de lastro (ROCHA *et al.* , 2004 apud VILLAC *et al.* , 2009). Ocorre tanto em água doce quanto em ambientes estuarinos e lagoas costeiras em regiões tropicais e subtropicais. Esta espécie tem sido testada satisfatoriamente na alimentação de larvas de peixes (JAMES & AL-KHARS, 1984 apud VILLAC *et al.* , 2009). Os efeitos sobre a ecologia dos ambientes e a saúde humana são ainda desconhecidos, embora possa competir com outros copépodes (VILLAC *et al.* , 2009).

O copépode *Phyllopodopsyllus setouchiensis*, originário do Oceano Pacífico, foi detectado em São Sebastião em 2002/2003 (ROCHA *et al.* , 2004apud VILLAC *et al.* , 2009). Ocorre em ecossistemas costeiros estuarinos e está associada aos organismos bentônicos (VILLAC *et al.* , 2009). Embora se desconheça seus efeitos econômicos e ecológicos, esta espécie de distribuição costeira e estuarina apresenta dispersão por água de lastro, transporte marítimo e correntes marinhas, assim tem que ser monitorado em outras regiões do litoral do estado.

O copépode *Paracyclopina longifurca*, embora tenha sido detectado recentemente (ano 2000) apenas no complexo estuarino de Paranaguá (Pontal do Sul, PR) (MARTINEZ-ARBIZU & SARTORI, 2000 apud VILLAC *et al.* , 2009), pela sua proximidade com a região sul do estado de São Paulo, merece atenção dado que sua dispersão natural acontece por correntes marinhas.

O copépode *Pseudodiaptomus trihamatus* tem sido detectado em ambientes costeiros, estuarinos e lagoas hipersalinas do litoral Norte e Nordeste do Brasil, (MEDEIROS *et al.* , 2002apud VILLAC *et al.* , 2009; AQUINO *et al.* , 2007). Esta espécie poderia ter sido introduzida associada a espécies de interesse econômico como camarão *Penaeus monodon*, (MEDEIROS, 1983 apud VILLAC *et al.* , 2009), mostrando o risco que as atividades de aquicultura podem representar para a introdução de espécies associadas aos organismos de interesse.

As espécies de copépode *Leptocaris gurneyi* e *L. trisetosus* têm sido detectadas em 2001 em tanques de água de lastro no porto de Santos, porém foram contidas e não se tem novos registros (VILLAC *et al.* , 2009). Não obstante, a detecção dessas espécies em tanques de água de lastro confirma que o risco de introdução de espécies exóticas ainda persiste.

Meroplâncton

Algumas espécies de camarões de água doce e salobra do gênero *Macrobrachium* (*M. acanthurus, M. carcinus, M. heterochirus, M. olfersi*) têm um desenvolvimento larval extenso (LOBÃO *et al.* , 1985; GRAZIANI *et al.* , 1993; ANGER e MOREIRA 1998), e passam parte de sua vida em águas estuarinas. Essas larvas podem sobreviver em água do mar durante certo tempo, o que pode fazer com que sejam carregadas pelas correntes oceânicas e colonizar novos ambientes (MOSSOLIN *et al.* , 2010). Assim, a inclusão de larvas de crustáceos de água doce o no monitoramento é importante para estimar como certas espécies de interesse econômico de água-doce ou salobras com certa tolerância à água do mar que possam ser introduzidas em áreas não protegidas poderiam colonizar ambientes próximos, incluindo áreas de proteção ambiental.

Em relação às espécies de camarão marinhas, a única cultivada no Brasil é *Litopenaeus vannamei*, espécie exótica introduzida intencionalmente (FERREIRA *et al.* 2004). Esta espécie, que pode ser infectada pelo vírus da Síndrome da Mancha Branca (White Spot Syndrome Virus - WSSV), está sendo objeto de preocupação na região de Cananeia-Iguape (BARBIERI *et al.* , 2016), assim a presença de larvas planctônicas dessa espécie nas regiões próximas aos cultivos deve ser monitorada já que entre as potenciais rotas de dispersão estão as correntes costeiras e estuarinas (JUNQUEIRA *et al.* , 2009b).

Outra espécie exótica de camarão, *Penaeus monodon*, tem sido detectada no estuário de Santos (São Paulo). Habita a plataforma continental e apresenta fase larval planctônica. Os vetores de dispersão são a água de lastro e a aquicultura, embora essa espécie não é mais cultivada no Brasil (JUNQUEIRA *et al.* , 2009b e referências).

MINUTA

O aumento do tráfego marítimo tem aumentado o risco de espécies invasoras, tanto na água de lastro quanto incrustadas no casco dos navios (p. ex. cracas, anfípodas, mexilhões, esponjas, corais, anêmonas, poliquetas, etc.). Neste sentido, o estudo dos fatores de suprimento larval de espécies de invertebrados bentônicos tem sido útil para avaliar os riscos de introdução de espécies exóticas, tanto através da água de lastro (informações como estoque de larvas nesta água e frequência com a que a água é despejada são importantes) como através de larvas e propágulos provenientes de adultos incrustados em resposta a um estímulo no ambiente costeiro receptor (quanto maior o tempo de permanência de um navio no local maior o tempo de aclimatação das espécies incrustantes e maiores as chances destas liberarem as larvas) (LÓPEZ e COUTINHO, 2008).

Diversas espécies bentônicas têm seu potencial invasor determinado pela dispersão de sua fase larval planctônica. Uma espécie de coral, o coral-sol (*Tubastraea tagusensis*) tem causado bastante preocupação nos últimos anos por ter colonizado rapidamente o litoral brasileiro e poder provocar mudanças na produtividade primária e composição do plâncton, causar o declínio de espécies de coral nativas e de outros organismos de importância tanto econômica quanto ecológica (ICMBIO, 2012). Estes fatores têm levado inclusive à criação de programas para a remoção das colônias desse organismo invasor. Como muitos invertebrados bentônicos, o coral-sol apresenta uma fase larval planctônica, porem o curto período de desenvolvimento dessas larvas antes do recrutamento, entre três e 14 dias, indica que dificilmente a propagação desta espécie seria através de água de lastro e sim por organismos adultos aderidos a plataformas de petróleo, fundo de navios e outras estruturas humanas (REYES-BONILLA *et al.* , 1997 apud FERREIRA *et al.* , 2009 e referências; CREED e DE PAULA, 2007). Por tanto, o monitoramento de larvas deste coral deve ser focado em regiões próximas a onde tem comunidades assentadas ou quando da introdução de estruturas que possam estar já colonizadas.

Espécies de esponjas invasoras como *Paraleucilla magna* já tem sido detectada no litoral de São Paulo (São Sebastião e Ilha de Alcatrazes). Invade preferencialmente substratos consolidados naturais e artificiais (regiões portuárias) e apresenta dispersão por correntes marinhas pela liberação de larvas. (JUNQUEIRA *et al.* , 2009b).

Há também espécies de poliquetas exóticas que apresentam dispersão por larvas planctônicas como *Polydora cornuta*, *P. nuchalis*, *Pseudopolydora achaeta* e *P. antennata*, e que têm sido detectadas no litoral de São Paulo (Caraguatatuba e São Sebastião). No caso de *P. nuchalis* pode estar associada a aquicultura. Desenvolve-sem em áreas portuárias e ambientes estuarinos de regiões subtropicais e temperadas (JUNQUEIRA *et al.* , 2009b).

A espécie de cirripédio invasora *Megabalanus coccopoma* está estabelecida no litoral brasileiro e tem sido detectada em São Sebastião. Habita ambientes estuarinhos e costeiros e apresenta fase larval planctônica, assim pode apresentar dispersão por correntes marinhas (JUNQUEIRA *et al.* , 2009b).

A espécie exótica de caranguejo *Charybdis hellerii*, que foi detectada primeiramente no Rio de Janeiro, tem sido reportada tanto no litoral brasileiro desde o Maranhão até Santa Catarina do Espirito Santo, e apresenta uma alta taxa de dispersão devida entre outros fatores à elevada duração (~44 dias) da sua fase larval planctônica (FERREIRA *et al.* , 2009). No Brasil não é explorado comercialmente como no sudeste asiático e suas consequências ecológicas tem que ser mais bem estudadas considerando também que essa espécie pode ser hospedeira potencial do vírus da Síndrome da Mancha Branca (White Spot Syndrome Virus - WSSV) (TAVARES e MENDONÇA JUNIOR, 2004 apud FERREIRA *et al.* , 2009).

Outra espécie exótica de caranguejo, o *Cancer pagurus*, tem sido registrada no Brasil e foi introduzida provavelmente por água de lastro. Apresenta uma fase larval planctônica, embora provavelmente o vetor de dispersão seja a água de lastro. Esta espécie pode ser infectada pela patolofia PCD (Pink crab disease), o que faz diminuir o seu custo de mercado e de outras espécies nativas infectadas (JUNQUEIRA *et al.* , 2009b).

O caranguejo *Pilumnoides perlatus*, que também apresenta larvas planctônicas, foi detectado em Ubatuba (SP). Habita substratos marinhos costeiros inconsolidados. Originário do Pacífico Oriental, provavelmente esta espécie foi introduzida por água de lastro (JUNQUEIRA *et al.* , 2009b).

A espécie exótica de caranguejo *Pyromaia tuberculata* é considerada como estabelecida no litoral brasileiro, incluindo o estado de São Paulo, e apresenta fase larval planctônica, embora a dispersão seja provavelmente por água de lastro (JUNQUEIRA *et al.* , 2009b).

Outra espécie de caranguejo introduzida no estado de São Paulo (Peruíbe) e que apresenta fase larval planctônica é a *Scylla serrata*. Esta habita ambientes marinhos costeiros e substratos inconsolidados. A fase larval é prolongada, podendo ter um

elevado potencial de dispersão. S. serrata é comumente afetada por WSSV "White Spot Syndrome Virus" em cultivo (JUNQUEIRA *et al.* , 2009b).

Ictioplâncton

D'água (MATSUURA e OLIVAR, 1999), o que sugere que sua presença em amostras de plâncton se relaciona com a atividade reprodutiva dos adultos. A desagregação de uma associação pode ser consequência da ocorrência de recrutamento, fluxos turbulentos ou migração vertical. (MAFALDA Jr *et al.* , 2006).Assim, observa-se que os padrões de distribuição de ovos e larvas de peixes, em qualquer região do oceano, estão relacionados com a atividade reprodutiva da população adulta e com características topográficas e hidrográficas, que afetam a dispersão das larvas.

A grande maioria das populações de peixes produz, com uma periodicidade anual, uma quantidade variável de ovos e estados larvais planctônicos, que sobrevivem até à fase do recrutamento. Os primeiros estados de desenvolvimento dos peixes são particularmente sensíveis às condições do meio. O número de indivíduos que atingem a fase de recrutamento é muito variável. Os processos envolvidos na variabilidade do recrutamento não estão ainda totalmente esclarecidos. O sucesso ou falha do recrutamento pode depender de diversos fatores. As disponibilidades alimentares e predação desempenham provavelmente um papel importante, sendo ambos dependentes, em maior ou menor grau, das condições do meio. Outros fatores, tais como as correntes, ventos, turbulência e/ou estratificação da coluna de água, podem também intervir no processo, promovendo retenção ou transporte para áreas-berçário. No entanto, no momento da desova e subsequente desenvolvimento larval, as condições ambientais podem variar de ano para ano, devido às variações das características ambientais, alterações no calendário de desova ou uma combinação de ambos (MAFALDA JR *et al.* , 2006). Potencialmente, padrões de circulação também poderiam influenciar na distribuição das assembleias das larvas de peixes, devido ao recrutamento da população adulta (SOMARAKIS *et al.* , 2002). Variações no ambiente oceanográfico podem causar alterações na distribuição espaço-temporal dos peixes adultos e nas características de seu ambiente de desova, tais como época, duração e local. Em princípio, o início da desova é definido pelos adultos; mas uma combinação de parâmetros abióticos e fatores biológicos, tais como o movimento da água e a temperatura com a distribuição e a abundância de presas e predadores, agem diretamente sobreas larvas, influenciando em sua distribuição, abundância, crescimento e sobrevivência (SOMARAKIS *et al.* , 2002). A influência deste conjunto de fatores na variabilidade do recrutamento não pode ser estudada isoladamente. A abordagem desta problemática requer um estudo multidisciplinar e integrado, mobilizando os recursos científicos e tecnológicos necessários.

A distribuição vertical dos estados larvais dos peixes assim como as suas migrações verticais nictemerais, tem sido objeto de estudo de muitos autores (RÉ, 1984, SOMARAKIS *et al.* , 2002; MAFALDA JR *et al.* , 2006). A sua abordagem torna-se, no entanto, difícil, sobretudo devido a problemas operacionais relacionados com a metodologia utilizada durante a amostragem. Geralmente um número comparativamente superior de estados larvais é capturado durante o período noturno, em particular, os de dimensões mais elevadas. Este fato foi inicialmente interpretado como sendo resultante de uma migração vertical ativa, mas poderão estar relacionados, sobretudo, com fenômenos de fototropismo (RÉ, 1984; 1999). As migrações verticais nictemerais exibidas por algumas larvas de peixes podem ainda estar relacionadas com a alimentação. Estes autores verificaram que as migrações verticais efetuadas por organismos zooplanctônicos que estão na base da alimentação dos estados larvais de Clupeoidei poderiam explicar os deslocamentos verticais efetuadas por estes últimos, apesar de se verificar existir uma ritmicidade na sua alimentação. A captura ativa de espécies-presa (fito- e zooplâncton) pode iniciar-se em alguns Clupeoidei ainda antes da absorção completa das reservas vitelínicas, após a boca e o tubo digestivo se tornarem funcionais. A partir desta fase a larva passa a alimentar-se fundamentalmente de zooplâncton (por exemplo, copépodes), no estado larval e/ou adulto), verificando-se uma tendência para os primeiros estados larvais apresentarem preferências alimentares mais heterogêneas (fitoplâncton, tintinídeos, ciliados, ovos de copépodes, larvas de moluscos). Os organismos fitoplanctônicos encontrados com frequência nos tubos digestivos dos primeiros estados larvais dos Clupeoidei são quase sempre ingeridos acidentalmente, sendo pouco comuns em estados subsequentes (RÉ, 1984).

Um estudo dos padrões de distribuição de ovos e larvas de peixes contribui para compreender as inter-relações entre as espécies, nas suas fases iniciais de vida, bem como para evidenciar padrões de desova de adultos. Esses padrões de distribuição, entre as espécies ícticas decorrem das atividades reprodutivas sincronizadas das diferentes espécies, que foram desenvolvidas durante a adaptação evolutiva às condições geográficas e oceanográficas.

Ainda, os estudos do ictioplâncton podem fornecer informações sobre as estratégias reprodutivas adotadas por cada espécie, em resposta aos processos físicos e biológicos da região, informações estas que são importantes para uma utilização racional

MINUTA

dos recursos pesqueiros e para a compreensão do estado ecológico das espécies em um ecossistema marinho (KATSURAGAWA *et al.* , 2006). Finalmente, a avaliação do ictioplâncton pode até mesmo servir para estimar futuros estoques de peixes (TANAKA, 1973). Assim, a compreensão de processos que regem a sobrevivência, abundância, frequência de ocorrência, dispersão, entre outras variáveis, do ictioplâncton reveste-se de particular importância dada a influência que estes têm na abundância das futuras capturas dos recursos e na sua gestão a médio e longo prazo.

Os aspectos acima citados são relevantes para suportar o entendimento da dinâmica do ictioplâncton e sua interação/influência nas abundâncias das espécies de maior interesse comercial e científico no âmbito da ARIEG. Podem ser relevantes também para a avaliação dos diferentes impactos que incidem sobre estes recursos.

Aspectos da distribuição espaço-temporal, habitat, diversidade e biomassa na costa do estado de São Paulo

Segundo Castelo (1994), só na região sudeste do Brasil ocorrem 116 famílias e 518 espécies de Osteichthyes. Já em 2006, Katsuragawa e colaboradores afirmaram que o conhecimento sobre o ictioplâncton da costa sul e sudeste do Brasil, que inclui a região costeira do estado de São Paulo, desde a costa até 200 milhas náuticas, apresentava um conhecimento bem consolidado. Tais estudos iniciaram-se na década de 60 objetivando principalmente prever os estoques da sardinha-verdadeira, mas permitiram obter conhecimentos muito além do objetivo inicial.

A costa do estado de São Paulo encontra-se inserida na região conhecida como Plataforma Continental Sudeste (PCSE), localizada entre Cabo Frio e Cabo de Santa Marta Grande. Esta região recebe menos influência das águas frias costeiras provenientes do estuário do Rio da Prata em comparação com a região Sul do país (LOPES *et al.* , 2006). Incorporando toda a área da ARIEG, três diferentes massas de água caracterizam a região nerítica da PCSE: a Água Tropical (AT), quente e salina, a Água Central do Atlântico Sul (ACAS), relativamente fria, e a Água Costeira (AC), resultante da mistura da água doce continental e água da plataforma continental.

Para uma boa compreensão da ecologia do ictioplâncton, é importante saber que há uma diferença sazonal nos processos hidrodinâmicos: o fenômeno de intrusão da ACAS sobre a PCSE é mais frequente durante o verão, fazendo com que, nessa época do ano, possa ocorrer um maior aporte de nutrientes na zona eufótica ao longo da PCSE. Variações na topografia, padrões de vento e regime hidrográfico fornecem oportunidades para movimentos ascendentes da ACAS em comparação com o inverno.

De acordo com Lopes *et al.* (2006), além da intrusão sazonal da ACAS, a formação de meandros da Corrente do Brasil também proporciona um mecanismo de ascensão das águas frias e ricas em nutrientes do Atlântico Sul Central, aumentando a biomassa fito e zooplanctônica e a produção na plataforma média e externa, o que favorece o desenvolvimento do ictioplâncton próximo dessas regiões. Já na plataforma interna máximos na abundância de ictioplâncton são frequentes tanto em ressurgências como nos grandes sistemas estuarinos. Ocasionalmente, as águas neríticas frias procedentes do estuário do Rio da Prata e as águas subtropicais da Convergência Subtropical, que exercem uma forte influência na distribuição do zooplâncton e ictioplâncton para as regiões mais ao sul, mas podem atingir a região da costa do Estado de São Paulo (CARVALHO *et al.* , 2014), aumentando também a produtividade. Dessa forma, para a gestão da ARIEG, caso seja necessária alguma ação preventiva para a proteção dos recursos bióticos, essas considerações são importantes para tomada de ações mais efetivas.

Recentemente, além dos trabalhos realizados abordarem aspectos da identificação e descrição das fases do desenvolvimento embrionário e larval e da distribuição e abundância de ovos e larvas, os estudos sobre a estrutura da comunidade têm sido acompanhados daqueles sobre associações/assembleias, crescimento, mortalidade, condição nutricional, alimentação e cultivo de larvas, seguindo uma tendência mais ecológica e de relações e respostas aos fatores ambientais, em busca de um entendimento sobre os fenômenos que envolvem o recrutamento e a dinâmica das populações. Itagaki (1999), por exemplo, encontrou três principais grupos larvais habitando a PCSE até a isóbata de 100 m: o grupo costeiro, o nerítico e oceânico. Um grupo transicional contendo espécies costeiras e neríticas também foi identificado. Para algumas categorias taxonômicas, a composição das assembleias refletiu o padrão de distribuição e estratégias reprodutivas dos adultos.

A assembleia costeira, influenciada pela Água Costeira, incluiu larvas de *Harengula jaguana*, *(sardinha-cascuda)*, *Synodus foetens*, *(peixe-lagarto-costeiro)*, *Chloroscombrus chrysurus*, *(palombeta)*, *Oligoplites* spp., (guaivira), *Sphyraena guachancho*, *(bicuda)*, *Etropus crossotus*, *(linguado)*, *Gymnachirus* sp., (linguado), *Symphurus kyaropterygium*, *(língua-de-mulata)*, outras larvas das famílias: Gerreidae, (carapebas), Sciaenidae, (pescadas, corvina), Mugilidae, (tainha), Blenniidae (blênios) e

Gobiidae. (emborés). Neste grupo ocorreram algumas espécies tipicamente abundantes em águas estuarinas ou de baixa salinidade, como *H. jaguana* (sardinha-cascuda) e carangídeos como *C. chrysurus (palombeta) e Oligoplites (guaivira)*.

A assembleia nerítica, influenciada pela intrusão da ACAS, incluiu larvas de peixes com ampla distribuição sobre a plataforma continental, como *Engraulis anchoita (anchoíta)*, *Bregmaceros cantori*, *Trichiurus lepturus (peixe-espada)*, *Auxis* sp., (bonitos), *Bothus ocellatus (solha)*, e aquelas das famílias Ophidiidae (congros), Triglidae (cabrinha) e Serranidae (garoupas, badejos, chernes).

A assembleia oceânica foi caracterizada pela dominância de taxa mesopelágicos associados com a Água Tropical, incluindo *Maurolicus stehmanni*, *Pollichthys mauli*, *Diaphus dumerelli*, Paralepididae e Nomeidae.

O grupo transicional incluiu espécies tanto costeiras como neríticas, tais como *Sardinella brasiliensis (*sardinha-verdadeira*)*, *Euthynnus alletteratus (*bonito-pintado*)*, *Etropus longimanus (*linguado*)*, *Syacium papillosum*, *(*linguado*)*, *Symphurus trewavasae* e *S. jenynsi*. Larvas de Engraulidae (manjubas, anchoíta) e Clupeidae (sardinhas), especialmente *Engraulis anchoita*, *(*anchoíta*)*, *Sardinella brasiliensis (*sardinha-verdadeira*)* e *Harengula jaguana*, *(*sardinha-cascuda*)*, representaram até 60% da biomassa do ictioplâncton na plataforma interna e intermediária (<100 m; KATSURAGAWA *et al.* ,2006).

Katsuragawa *et al.* (2006) realizaram levantamento de pesquisas realizadas na região sudeste, e verificaram que a composição taxonômica e a abundância ou frequência relativa dos grupos, apresentam grandes variações relacionadas a muitos fatores. Os autores consideram três casos distintos: o primeiro refere-se à amostra de uma região costeira, restrita até a profundidade máxima de 70 metros; o segundo refere-se uma região mais ampla da plataforma, até a isóbata de 100 metros; e o terceiro refere-se a uma região que inclui a plataforma após a isóbata de 100 metros até a região do talude continental, de aproximadamente 2500 metros, todos verificados em estudos realizados na costa sudeste. Estes autores verificaram certa semelhança na composição taxonômica dos dois primeiros casos, em que mais de 75% dos grupos taxonômicos que ocorre na região costeira restrita mostram-se frequentes também na região ampla sobre a plataforma. Excetuando-se as larvas de peixes mesopelágicos, que já se mostram presentes nas profundidades próximas de 100 metros, os grupos não comuns aos dois casos são principalmente aqueles de ocorrência muito rara, com frequência numérica e abundância menor que 0,1%. Por outro lado, os grupos predominantes, Engraulidae (manjubas) e Clupeidae (sardinhas), praticamente se repetem nos dois casos e chegam a representar até 60% das lavas coletadas. As famílias Paralichthyidae, (linguados), Carangidae (chicharro, guaivira, etc.) e Scombridae (sororoca, atuns, bonitos, etc.) também ocorrem como grupos frequentes nos dois casos. Aparentemente a família Gerreidae (carapebas) tem importância em regiões mais próximas da costa enquanto Bregmacerotidae torna-se um grupo que se destaca quando se consideram também os setores mais afastados da costa.

Variações temporais na atividade de postura de ovos de peixes em relação à intrusão da ACAS foram sugeridas pela variabilidade na abundância de ovos totais (MATSUURA, 1983, 1996; SPACH, 1990, entre outros). Lopes *et al.* (2006) observaram dois padrões de postura na Plataforma Continental Sudeste: 1) alta atividade de desova no verão ou mais cedo, entre final de primavera e verão, observado para sardinhas, *Trachurus lathami (chicharro)* (KATSURAGAWA eMATSUURA, 1992) e alguns escombrídeos (sororocas, atuns, bonitos, etc.; MATSUURA eSATO, 1981); 2) um segundo grupo exibindo desova ao longo do ano todo sobre toda a plataforma continental, incluindo *Engraulis anchoita (*anchoíta*)* e *Maurolicus stehmanni* (RIBEIRO, 1996).

Existem poucos estudos sobre o ictioplâncton nas regiões mais costeiras. Matsuura (1979) relatou que as principais regiões de postura e as áreas com maior abundância de larvas de peixes na região costeira de São Paulo estão localizadas na região com temperatura média de 24 ^{o}C e salinidade média de 34,15. Na ocasião, os resultados da distribuição do ictioplâncton indicaram atividade de postura de espécies de peixes costeiros que habitam essas áreas nas regiões adjacentes aos estuários, como a região de Iguape-Cananeia, as quais apresentam condições favoráveis para o desenvolvimento de juvenis das espécies de peixes que usam essas áreas como berçário e proteção para os ovos e larvas (SOARES *et al.,* 1991). As espécies analisadas utilizam a área estudada com diferentes finalidades: *Atherinella brasiliensis* foi amostrada em todas as fases do desenvolvimento gonadal e, portanto, considerada como residente, juvenis de *Trachinotus goodei* utilizaram as praias para o crescimento, enquanto os juvenis de *Mugil curema* e *Mugil liza* como rota de migração do oceano para o estuário. Os resultados mostraram a importância das praias arenosas para peixes juvenis, principalmente na primavera e no verão, quando a maioria dos juvenis recruta na área, e coincide com o período de maior impacto por turistas. Como muitas espécies analisadas são comercialmente importantes, ressalta-se ainda a importância de preservação desses habitats costeiros para um melhor manejo pesqueiro.

Na região compreendida pela ARIEG, Mendonça (2007) destaca que até a ocasião o único trabalho era o de Sinque (1980), que estudou larvas de cinco espécies de Scianidae na região de Cananeia, e posteriormente na Baía de Paranaguá (SINQUE, 1989), região próxima à área de abrangência da ARIEG. As larvas foram identificadas ao nível de família. As cinco famílias mais abundantes foram Gobiidae, Engraulidae, Soleidae and Blenniidae, em ordem descendente de densidade. A melhor estação para postura foi identificada como a primavera. Mais recentemente destacam-se os estudos de Del Fávero e Dias (2015), que descrevem o uso de peixes juvenis da zona rasa de praias arenosas do sistema costeiro Cananeia-Iguape, analisando o período de ocorrência e o padrãonde utilização das espécies mais abundantes na área.

Com relação às regiões estuarinas, Peres-Rios (2001) aponta que estes são ambientes favoráveis para a alimentação e crescimento nas fases iniciais do ciclo de vida de peixes, e que os mesmos estão sujeitos a alterações físico-químicas de origem natural e antrópica. Aponta ainda para a importância do estuário para as espécies dominantes de peixes no Complexo estuarino-lagunar de Cananeia-Iguape. Segundo Katsuragawa *et al.* (2008b) as comunidades ictioplanctônicas nos estuários brasileiros aparecem fortemente estruturadas ao redor de Sciaenidae, Engraulidae ou Clupeidae e Gobiidae. A grande dominância de alguns poucos grupos é comumente observada na comunidade ictioplanctônica (KATSURAGAWA *et al.* , 1993) e pode resultar numa redução da diversidade (RÉ, 1984).

A importância dos manguezais para o ciclo de vida dos peixes é detalhada por Chaves e Bouchereau(2000), que identificaram quatro tipos de ocupação no mangue, de acordo com o padrão reprodutivo de dezoito espécies na baía de Guaratuba, Paraná: Tipo l, desovantes; Tipo II, desovantes ocasionais; Tipo III, maduros no sistema e; Tipo IV, não amadurece no sistema.

Freitas e Muelbert (2004) descreveram a região que engloba a ARIEG como uma das regiões de maior abundância de ictioplâncton na costa sudeste. Nessa região a plataforma da costa do estado apresenta sua largura máxima de cerca de 230 km (CASTRO e MIRANDA,1998) e apresenta valores baixos de salinidade próximo à costa, entre 33-34, e valores entre 35 e 36 em direção ao oceano. Este gradiente foi apontado por Castro *et al.* (1987) como relacionado ao *runoff* costeiro da região estuarina de Santos-São Vicente, mas Carvalho *et al.* (2014) também identificaram a presença da pluma de águas provenientes da região sul na zona próxima à costa. As concentrações mais elevadas de larvas de peixes e ovos encontradas por Freitas e Muelbert (2004) ocorreram nas regiões costeiras próximas a Santos e Iguape-Cananeia.

- **Ovos e larvas de Espécies-chave (ou de interesse econômico) que ocorrem na ARIEG**

Os táxons descritos abaixo foram selecionados visando destacar as espécies de maior relevância econômica (recursos pesqueiros) e ecológica (espécies-chave) na ARIEG.

Clupeidae (Sardinhas, Savelha)

Uma família de peixes de interesse na ARIEG, que abrange espécies-chave são os clupeídeos, que incluem as sardinhas e savelhas, peixes pelágicos de pequeno porte, de hábitos costeiros planctófagos da superfície ou meia água. Conforme Figueiredo e Menezes (1980), oito gêneros são conhecidos na costa Sudeste do Brasil. De acordo com Katsuragawa*et al.* (2006), a sardinha verdadeira (*Sardinella brasiliensis*) é a mais abundante e também a espécie que representa o recurso pesqueiro marinho mais importante do Brasil. A espécie é responsável por mais de 40% das capturas, entretanto, a pesca para esta espécie, além de sofrer flutuação intensa ano a ano, sofreu um declínio dramático nos últimos 20 anos, em função da sobrepesca (CERGOLE, *et al.* , 2005), além das mudanças climáticas e anomalias oceanográficas que levaram a falhas no recrutamento da espécie (MATSUURA, 1999). A desova e o recrutamento também estão influenciados localmente pela advecção estacional de águas ricas em nutrientes, procedentes tanto de fontes costeiras como oceânicas (LOPES *et al.* , 2006).

Devido à importância que a sardinha representa para a pesca da região Sudeste, os ovos e larvas dos Clupeídeos foram os primeiros a serem estudados. Em 1971, Matsuura publicou os primeiros estudos sobre as fases iniciais do ciclo de vida da sardinha-verdadeira (*Sardinella brasiliensis*) e sardinha-cascuda (*Harengula jaguana*) (MATSUURA, 1971, a,b), tendo posteriormente complementado essas informações (MATSUURA,1977). Mais recentemente Gigliotti *et al.* (2010) pesquisaram a distribuição espacial de ovos e mudanças geográficas no habitat da sardinha-verdadeira (*S. brasiliensis).*

De acordo com Katsuragawa *et al.* (2006) pode-se dizer que na região sudeste a larva de *S. brasiliensis* é a mais abundante, seguida por *H. jaguana (sardinha-cascuda). Opisthonema oglinum* (sardinha-bandeira) ocorre raramente. A área de desova de *S brasiliensis* é bastante ampla, desde o cabo de São Tomé até o cabo de Santa Marta Grande, estendendo-se por toda

região nerítica, embora as maiores concentrações de desova localizem-se dentro da faixa de profundidade entre 51 e 100 metros. A *H. jaguana* exibe um padrão bastante diferente, tendendo a concentrar a área de desova nas proximidades da costa até cerca de 20 milhas náuticas (MATSUURA 1983, 1998b). Analisando a desova de *S. brasiliensis* no período entre 1976 e 1993 Matsuura (1998a) observou que a região entre Ilha Grande e Ilha de São Sebastião pode ocasionalmente apresentar altas concentrações de desova. Baseado em dados de frequência de comprimento e distribuição de larvas, Matsuura (1979) concluiu que, após a eclosão as larvas se dispersam em todas as direções sobre região da plataforma; apresentando uma distribuição mais ampla que os ovos.

De acordo com Katsuragawa *et al.* (2006) pode-se dizer que na região sudeste a larva de *S. brasiliensis* é a mais abundante, seguida por *H. jaguana (sardinha-cascuda). Opisthonema oglinum* (sardinha-bandeira) ocorre raramente. A área de desova de *S brasiliensis* é bastante ampla, desde o cabo de São Tomé até o cabo de Santa Marta Grande, estendendo-se por toda região nerítica, embora as maiores concentrações de desova localizem-se dentro da faixa de profundidade entre 51 e 100 metros. A *H. jaguana* exibe um padrão bastante diferente, tendendo a concentrar a área de desova nas proximidades da costa até cerca de 20 milhas náuticas (MATSUURA, 1983, 1998b). Analisando a desova de *S. brasiliensis* no período entre 1976 e 1993 Matsuura (1998a) observou que a região entre Ilha Grande e Ilha de São Sebastião pode ocasionalmente apresentar altas concentrações de desova. Baseado em dados de frequência de comprimento e distribuição de larvas, Matsuura (1979) concluiu que, após a eclosão, as larvas se dispersam em todas as direções sobre região da plataforma, apresentando uma distribuição mais ampla que os ovos.

A variação interanual na intensidade de desova se traduz numa grande oscilação da produção de ovos, como pode ser constatado por Matsuura (1998a), que observou uma variação entre 99 milhões de ovos em janeiro de 1988, e 4.669 milhões de ovos em janeiro de 1981. A biomassa média do estoque desovante de *S. brasiliensis* estimada por Matsuura (1983), a partir dos dados de abundância de ovos, considerando-se as épocas de desova entre 1976 e 1979, foi 1,178 milhões de toneladas. Esse valor foi considerado uma superestimativa devido à subestimativa do valor da fecundidade. Essa espécie apresenta desova parcelada, de modo que cada fêmea libera vários lotes de ovócitos durante seu período de desova.

A disponibilidade de alimento para as larvas depende dos ciclos de produção. A dieta das larvas de *S. brasiliensis*, conforme estudo realizado por Kurtz (1999), é composta por cerca de 25 itens, dos quais os náuplios de copépodos constituem o item mais importante, seguido por ovos de invertebrados. Após esses dois itens aparecem os copepoditos e copépodos adultos, esses especialmente os gêneros*Oithona, Oncaea* e *Corycaeus*. O espectro alimentar aumenta com o desenvolvimento larval, nitidamente após a fase de pós-flexão.

Bakun e Parrish (1990), avaliando as semelhanças entre a sardinha brasileira e a sardinha da Califórnia, verificaram que a Plataforma Continental Sudeste e o embaiamento da Califórnia promovem condições ambientais similares para a atividade de postura das sardinhas, reafirmando a hipótese da importância dos fatores ambientais na estratégia reprodutiva dos pequenos pelágicos. Do mesmo modo que ocorre naquela região, um padrão de circulação de giro, aqui derivada do fluxo da Corrente do Brasil, pode contribuir para a retenção dos ovos e larvas no embaiamento, evitando a advecção em direção ao largo da plataforma (PARRISH *et al.* ,1981 apud BAKUN e PARRISH, 1990). A redução da intrusão da ACAS pode levar a um aumento na mortalidade de larvas de peixes. Anomalias oceanográficas durante a estação de desova de 1986/87 foram a principal causa da falha de recrutamento ocorrido na classe de 1987 para a sardinha brasileira, e que levou a uma redução do estoque nos anos seguintes (MATSUURA, 1998a). Estudos das condições nutricionais de larvas de sardinha forneceram posteriormente evidências de disponibilidades desfavoráveis de alimento em anos de fraca intrusão da ACAS na plataforma continental, como ocorreu em 1990/91 e1991/92 quando sete a 13% das larvas se apresentaram em mau estado nutricional (DIAS, 1995). Durante o verão de 1994, quando a intrusão atingiu apenas metade da plataforma um cenário mais dramático foi observado, onde 33 e 58% das larvas estavam em mau estado de alimentação e condições nutricionais (DIAS *et al.* ,2004). Mais ainda, durante esta estação, altas percentagens de larvas mortas foram observadas (24 a 63%).

- <u>Engraulidae/Engraulididae (Anchoítas e Manjubas)</u>

Esse grupo inclui peixes de pequeno porte, pelágicos planctófagos, que geralmente formam grandes cardumes, amplamente distribuídos desde cerca de 60°N a 50°S (WHITEHEAD *et al.* , 1988). Na costa Sudeste do Brasil, são reconhecidas 12 espécies. Com exceção de *Engraulis anchoita* (anchoíta), que apresenta distribuição ampla no mar aberto, os engraulídeos possuem hábito costeiro preferindo águas de baixa salinidade. Dentre elas a manjuba, *Anchoviella lepidentostole*, tem importância comercial. Entretanto, esta espécie está localizada principalmente no complexo estuarino-lagunar de Cananeia-Iguape onde entra para maturação e desova e é capturada comercialmente (BENDAZOLLI e ROSSI-WONGTCHOWSKI, 1990). Já a anchoíta

não é capturada comercialmente no Brasil. Embora se reconheça na anchoíta uma potencialidade para explotação pesqueira, apenas na Argentina a espécie é capturada regularmente, e em pequena escala, pela pesca artesanal (CASTELO, 1997). Por outro lado, anchoíta é tida como componente extremamente importante do ecossistema, representando a fonte de alimento para vários predadores (BAKUN e PARRISH, 1990).

Na costa Sudeste brasileira, ovos e larvas da anchoíta (*Engraulis anchoita*) foram estudados por Nakatani (1982). O autor estimou a biomassa desovante para o período de novembro dezembro de 1975, em 1.488 mil toneladas a partir dos estudos sobre ovos e larvas. A espécie compartilha dominância do pelagial nerítico com a sardinha-verdadeira, embora ocorra uma distinção dos respectivos hábitos de desova, de acordo com preferências térmicas, de modo que a anchoíta é encontrada nas camadas inferiores, acompanhando massas de águas mais frias (MATSUURA *et al.* , 1992) sendo a única espécie da família que ocorre até bem afastada da costa (CASTELLO, 1997).

Após Nakatani (1982), a distribuição e abundância de ovos e larvas de anchoíta e sua relação com fatores oceanográficos foram estudadas para o Sudeste por Katsuragawa (1985); Spach (1990, 1992 apud KATSURAGAWA *et al*, 2006); Matsuura *et al.* (1992), Kitahara e Matsuura (1995) e Matsuura e Kitahara (1995). observada a distribuição e abundância de larvas de anchoíta no Sudeste brasileiro observadas por Katsuragawa *et al.* (2006) abrangendo as regiões costeiras e nerítica até a isóbata de 100 metros (verão de 1991). Na costa do estado de São Paulo, as concentrações mais elevadas foram observadas no cruzeiro de 1991, em frente à região de Santos. Bonecker *et al.* (1985) estimaram abundância de ovos e larvas de anchoíta e relacionaram a sua ocorrência à presença de outros organismos do zooplâncton, principalmente a salpa (*Talia democratica)*.

Os Os resultados dos diversos trabalhos mostram ainda que a anchoíta é uma espécie oportunista que desova em todas as estações do ano, em praticamente toda a região da plataforma continental. Essa plasticidade em relação ao meio ambiente seria uma das razões do sucesso do gênero *Engraulis* em vários sistemas oceânicos do mundo (BAKUN e PARRISH, 1991). Asano *et al.* (1991 apud KATSURAGAWA *et al.* , 2006) estimaram a produção diária de ovos da anchoíta para a costa sudeste, em8,87 $x10^{11}$ ovos. A distribuição vertical indica que larvas menores apresentam maior abundância acima da camada de mistura, mais empobrecida, enquanto as lavas maiores se concentram próximos do máximo de clorofila, na base da termoclina, indicando maior capacidade natatória e maiores chances de sobrevivência em microhabitats mais ricos (MATSUURA e KITAHARA, 1995).

Segundo Lopes *et al.* (2006) as condições nutricionais de larvas de anchova (*Engraulis anchoita*) ao largo da costa do Brasil estão relacionada à intrusão da ACAS, mas como esta espécie ocorre durante todo o ano, a distribuição das larvas parece estar relacionada a outros fatores oceanográficos. Freire e Castello (2000) sugeriram que o inverno é a estação mais favorável para *E. anchoita,* quando o consumo de presas aumenta devido à ressurgência da quebra de plataforma, forte estabilidade vertical na coluna de água e alta produtividade na região costeira. Clemmesen *et al.* (1997) encontraram larvas de anchoíta em melhores condições em coluna de água estratificada. Alta porcentagem de larvas de anchoíta (até 23%) em más condições de alimentação ocorreram na PCSE durante o verão de 1990-1991 e 1991-1992, decrescendo a 7.4% no verão de 1992-1993 quando a ACAS recuou para a plataforma externa. Sieg (1998 apud KATSURAGAWA *et al.* , 2006) constatou a partir de estudos histológicos das larvas de anchoíta, a importância das frentes com o respectivo enriquecimento da coluna de água, proporcionando melhor condição larval. Além, disso esses autores verificaram que todos os trabalhos apontam para uma alta variabilidade das frequências de larvas com fraca condição (entre 10% e 85%) e uma maior mortalidade nas fases mais iniciais do ciclo de vida, ou seja, em fase de pré-flexão e flexão.

Na região da ARIEG, a anchoíta compartilha o ambiente pelágico com a sardinha, identificada como um dos recursos pesqueiros brasileiros mais importantes (MATSUURA, 1986). Durante a primavera e verão, ventos de Nordeste promovem ressurgências e permitem o desenvolvimento de um ambiente favorável para o desenvolvimento de estágios larvais das duas espécies. A identificação de larvas de peixes coletados no estudo de Freitas e Muelbert (2004) indicou a presença de um grande número de engraulideos, clupeídeos, seguidos em abundância por cienídeos e pleuronectidae. Os resultados dos estudos desses autores mostram que os maiores volumes de zooplâncton também ocorreram em águas costeiras. Esses autores encontraram uma sobreposição parcial da distribuição do biovolume do zooplâncton e larvas de peixes sugerindo uma sincronia entre a postura e a disponibilidade de alimento para a futura larva. Essa sincronia entre ictio e zooplâncton já havia sido observada por Katsuragawa *et al.* (1993) que observou uma tendência para uma segregação espacial entre abundância do zooplâncton e larvas de peixes. Katsuragawa *et al.* (1993) sugeriram que as altas densidades observadas para o plâncton total nesta região estiveram associadas à forte penetração da ACAS (Água Costeira do Atlântico Sul) durante o verão, fato que pode ser corroborado com o estudo de Freitas e Muelbert (2004) nas regiões de Santos e de Cananeia-

Iguape. No entanto essas sub-regiões também estiveram sob influência de água doce. Matsuura *et al.* (1980) atribuíram o aumento da densidade do zooplâncton costeiro à associação entre aquecimento sazonal das águas de superfície e a saída de água doce da região de Santos e do complexo estuarino de Iguape-Cananeia-Paranaguá. Esses resultados sugerem que as altas concentrações de zooplâncton estiveram relacionadas a uma alternância entre a penetração de ACAS e entrada de águas estuarinas.

Carangidae (Guaivira, Galo, Palombeta, Carapau ou Chicharro, Pampo, Charéu e outros)

Espécies da família Carangidae distribuem-se amplamente pelas águas marinhas e estuarinas, tropicais, subtropicais e temperadas (SMITH-VANIZ, 1984), sendo a maioria pelágica e nadadora ativa. Algumas espécies formam cardumes e são tipicamente de pequeno porte e planctívoras, enquanto que as solitárias são geralmente grandes e carnívoras. Alguns têm importância econômica, tais como a guaivira, o carapau, o olhete, o olho de boi, o xaréu e o pampo. Ocorrem desde águas estuarinas até marinhas de plataforma. Em termos de abundância, em levantamento realizado por Katsuragawa *et al.* (2006) a larva de chicharro (*Trachurus lathami*) correspondeu a 59% das larvas de Carangidae coletadas, considerando-se um total de 17 cruzeiros oceanográficos (KATSURAGAWA, 1990; KATSURAGAWA e MATSUURA, 1992; SACCARDO e KATSURAGAWA, 1995; KATSURAGAWA, 1997; PEDREIRA, 1997; KATSURAGAWA e EKAU, 1995, todos apud KATSURAGAWA *et al.* , 2006), seguidas por larvas de palombeta (*Chloroscombrus chrysurus*), com cerca de 15%. Os demais táxons foram menos abundantes representando cerca de 3% das larvas de Carangidae identificadas.

Ainda de acordo com Katsuragawa e Matsuura (1992), as larvas de palombeta (*Chloroscombrus*) e da guaivira (*Oligoplites* spp.) são predominantemente costeiras, sendo as profundidades médias dos locais de coleta de 32 e 25 metros respectivamente. A localização das principais áreas de ocorrências para ambas está ligada a estuários ou baías, notadamente em frente à Iguape. As larvas de palombeta ocorreram em todas as épocas do ano, porém com pico em janeiro-fevereiro. Já as larvas de guaivira ocorreram exclusivamente no verão. As larvas de peixe-galo, *Selene setapinnis*, peixe-galo- de-penacho, *S. vomer*, pampo *Trachinotus spp*, foram muito raras se comparadas com os carangideos anteriormente descritos. A ocorrência não apresenta padrão definido sendo que as larvas podem ser coletadas por toda região nerítica. A maior parte das larvas desses grupos foi coletada no período do verão.

Sciaenidae (Pescada, Betara, Goete, Corvina, Maria-Luiza, Maria-mole, Oveva, Tortinha entre outros)

Na coluna de água. Várias espécies consideradas como espécies-alvo neste estudo pertencem a esta família, como a corvina (*Micropogonia furnieri*), o Goete (*Cynoscion jamaiscensis*), a betara (*Menticirrhus americanos),* a Maria-mole (*C. guatucuba*), a pescada-cambucu (*C. virescens*), a pescada-foguete (*Macrodon ancylodon*). A literatura indica que os cienídeos, principalmente durante os primeiros estágios de vida, preferem ambientes protegidos, como estuários e baías costeiras cercadas por manguezais. Diversos estudos podem ser relacionados para a costa Sudeste do Brasil como, por exemplo, os de Chaves e Corrêa (1998), Chaves e Bouchereau (2000), Pessanha *et al.* (2000), Araújo *et al.* (2002) e Spach *et al.* (2004). Na região da APAMLS, o trabalho mais conhecido sobre larvas de cienídeos é o de Sinque (1980). Nele são descritas as larvas das espécies *Cynoscion leiarchus* (pescada branca), *Menticirrhus americanus* (betara), *Micropogonias furnieri (*corvina), *Stellifer rastrifer* (cangoá), *Macrodon ancylodon* (pescada foguete) e *Isopinus parvipinnis* (tortinha), coletadas em Cananeia, e é relatada a abundância das mesmas, principalmente no mar de Cananeia e baía de Trapandé. De acordo com os resultados deste estudo, na região estuarina larvas de corvina ocorrem o ano todo, com maior abundância entre junho e novembro.As larvas de betara ocorrem no inverno e na primavera e de cangoá.

Chaves (1995) e Porcaro (2014) observaram que *Bairdiella ronchus* se reproduz durante a primavera e verão. *M. furnieri* (corvina) também apresentou dois picos de reprodução (fevereiro e outubro de 2005). Estes resultados foram coerentes com os estudos de Isaac-Nahum e Vazzoler (1987). Apesar dos ovos e larvas de Sciaenidae ocorrerem durante todo o ano, as maiores densidades são registradas na primavera e no verão.

Serranidae (garoupas, badejos, mero, cherne, mero)

São considerados um dos principais habitantes de águas costeiras tropicais, vivendo quase sempre sobre fundos rochosos ou coralíneos (FIGUEIREDO e MENEZES, 1980). A família inclui espécies de peixes desde alguns centímetros até cerca de 3 metros de comprimento. Devido às dificuldades de identificação, larvas desse grupo têm sido pouco estudadas no Brasil ao nível específico. As larvas de serranídeos são relativamente comuns nas amostras de ictioplâncton coletadas na costa do Estado de São Paulo, ocorrendo por toda plataforma continental até a região adjacente à quebra da plataforma (ITAGAKI,

1999; KATSURAGAWA e MATSUURA, 1990). De acordo com os resultados apresentados por Itagaki (op. cit.) a maior frequência e a maior abundância na costa do estado de São Paulo ocorreram na região Norte até Santos. Essas larvas estão presentes em amostras tanto de inverno como de verão, mas são mais abundantes e frequentes nos meses mais quentes.

Trichiuridae (Espada)

Os adultos dessa família são carnívoros vorazes, distribuídos principalmente nos mares tropicais e temperados entre 50 e 1500 metros de profundidade (NAKAMURA e PARIN, 1993, apud KATURAGAWA *et al.* , 2006). Em termos de pesca, *Trichiurus lepturus* é uma espécie importante, geralmente capturada com redes de espera, por anzol ou com rede de arrasto, em que pode ocorrer como fauna acompanhante. De acordo com Katsuragawa *et al.* (2006), a larva de *Trichiurus lepturus* caracteriza-se por apresentar uma distribuição ampla sobre toda a plataforma continental, mas ocorre preferencialmente em águas mais profundas que 50 metros.

Triglidae (Cabrinha)

São peixes de pequeno a médio porte sendo os adultos típicos habitantes do fundo de lama ou areia até cerca de 200 metros de profundidade. São conhecidos dois gêneros na região costeira do Estado de São Paulo, *Bellator* e *Prionotus* (FIGUEIREDO e MENEZES 1980). As larvas da família ocorrem em uma frequência média no ictioplâncton. Pode ocorrer desde águas rasas até as mais profundas da região do talude, mas preferencialmente nas profundidades superiores a 50 metros. As larvas podem ser observadas tanto no verão como no inverno, sendo que sua abundância não difere muito entre as duas estações.

Balistidae (Peixe-porco, Porquinho, Cangulo)

Segundo Katsuragawa *et al.* (2006), estes peixes são essencialmente tropicais e comumente associados a comunidades de recifes de coral. O peixe-porco adulto é ocasionalmente capturado durante a pesca de arrasto, com fauna acompanhante. Das espécies conhecidas na costa sudeste brasileira, as larvas de *Balistes capriscus* (porquinho) são mais frequentemente capturadas no ictioplâncton. Matsuura e Katsuragawa (1981) realizaram estudos sobre ontogenia dessa espécie, descrevendo as fases de desenvolvimento de larvas e juvenis, além da osteologia. Os resultados dos estudos com ictioplâncton indicam que essas larvas ocorrem quase exclusivamente no verão, e principalmente em locais mais afastados da costa.

Mugilidae (Tainhas e Paratis)

De acordo com Katsuragawa *et al.* (2006), são peixes costeiros que formam cardumes podendo serem encontrados desde em águas estuarinas até em águas de pouca profundidade. Apresentam importância econômica e são pescados com redes. As fases iniciais do ciclo de vida desse grupo ainda carecem de mais pesquisas, entretanto segundo Pinheiro e Goiten (2014) que estudaram o ciclo de vida da espécie no manguezal da Raposa (Ma), a espécie pode ser classificada como do tipo IV, que não amadurecem no sistema, dentre os tipos apresentados por Chaves e Bouchereau (2000), uma vez que não foram observados indivíduos desovados e apenas um adulto.

As larvas dessa família ocorrem em frequência e abundância baixas na região da plataforma sudeste, em águas rasas e profundas. Nesse caso, como acontece com a família Mullidaae, as larvas apresentam comportamento neustônico.

Monacanthidae (Peixe-porco, Porquinho)

Conforme Katsuragawa *et al.* (2006), são peixes de hábito demersal, os adultos são encontrados mais comumente em fundos rochosos ou de coral, podendo ocorrer desde em águas rasas até pelo menos 150m de profundidade (FIGUEIREDO e MENEZES, 2000). Dentre as larvas dessa família, a de *Stephanolepsis hispidus* foi identificada na costa sudeste do Brasil, sendo a sua distribuição e abundância descritas por vários autores (KATSURAGAWA, 1985; ITAGAKI, 1999). Tais larvas apresentam distribuição ampla por toda a região da plataforma, porém, a frequência de ocorrência e a abundância são, em geral, baixas.

MINUTA

Scombridae (Sororocas ou Cavalas, Cavalinhas, Gordinhos, Bonitos, Atuns)

Esses peixes são considerados organismos do topo da cadeia alimentar marinha. Pelágicos e carnívoros por excelência são geralmente peixes cosmopolitas de grande porte (FIGUEIREDO e MENEZES, 2000), sendo que muitos realizam migrações transoceânicas. São considerados peixes de elevado valor comercial. Apesar de atuns representarem uma parte relevante da pesca brasileira, são capturados em alto mar, e suas larvas ocorrem numa frequência muito baixa na região sudeste (MATSUURA e SATO 1981), apenas em áreas oceânicas, sob influência da Corrente do Brasil.

Dentre as espécies de bonitos, as espécies mais relevantes economicamente são o bonito-pintado e o bonito-cachorro. Estudos sobre estas espécies foram feitas por Chatwin (1997) baseando-se em dados coletados em 10 cruzeiros oceanográficos realizados entre 1976 e 1993. As larvas do bonito-cachorro (*Auxis sp1* e *A. sp2*) foram coletadas, conforme o autor, desde estações oceânicas profundas, de 2400m, até as localizadas nas proximidades da costa com um mínimo de 17 metros. Isso confere a essa espécie a característica de ser a larva de escombrídeos com a mais ampla distribuição espacial no sentido costa-oceano na região Sudeste do Brasil, considerando-se que as estações mais abundantes localizaram-se na área entre as isóbatas de 100 e 200 metros.

No caso das cavalinhas, pelo fato de ser peixe de pequeno porte e formar cardumes na superfície, é capturada misturada com a sardinha por traineiras em águas costeiras até 100 metros. A larva de cavalinha (*Scomber japonicus*) apresenta um padrão de ocorrência temporal bem diferente dos demais Scombridae, sendo mais abundante durante os meses de setembro-outubro, o que sugere uma desova entre o fim do inverno e início da primavera, quando a temperatura da água é mais baixa (MATSUURA, 1978; MATSUURA e SATO, 1981). Em setembro-outubro as larvas das demais espécies de escombrídeos são praticamente ausentes, conforme os autores citados. A área de desova da cavalinha inclui principalmente a região nerítica, entre 100 e 200 metros, mas ocorrendo também na região oceânica.

Paralichthyidae (linguados)

Conforme Katsuragawa *et al.* (2006), os linguados apresentam relativa importância econômica na pesca. Apesar de a vida adulta estar ligada ao fundo, as famílias dos linguados apresentam larvas planctônicas. Embora amplamente conhecidos em sua fase adulta, poucos estudos foram realizados quanto às fases iniciais dos ciclos vitais do linguado. Larvas de *Etropos crossotus* apresentam distribuição mais costeira e com menores densidades do que *E. longimanus*.

Ophidiidae

Inclui peixes demersais de tamanho pequeno e médio que habitam a região sobre a plataforma. Apesar das larvas serem comuns na região sudeste, Itagaki (1999) lembra que são larvas que ocorrem entre profundidades entre 50 e 100m.

Pomatomidae (anchova)

Dentre os Pomotomidae, Muelbert e Sinque (1996) realizaram estudos mostrando a importância do ictioplâncton de *Pomatomus saltatrix na região sudeste.* Observaram que apesar da existência dessas larvas também na região sul, durante o inverno parece haver umdeslocamento para norte, em função das temperaturas mais elevadas.

- **Características socioeconômicas**

Bacterioplâncton

O principal fator para o aumento de bactérias patogênicas em ambientes aquáticos marinhos ocorre por influência antrópica e, em regiões turísticas, seu aumento está associado principalmente às épocas de temporada (CETESB, 2016). Corpos de água contaminados por esgotos domésticos ao atingirem as águas das praias podem expor os banhistas aos microrganismos patogênicos, como vírus, bactérias e fungos. Diversos fatores contribuem para o aumento da ocorrência de doenças por esses microrganismos, e são diretamente relacionados com o grau de contaminação do ambiente, características do patógeno e da população afetada. Crianças, idosos ou pessoas com baixa resistência são as mais suscetíveis a desenvolver doenças ou infecções após o banho em águas contaminadas (CETESB, 2016).

MINUTA

A sobrevivência dos microrganismos patogênicos na água e sedimento está relacionada aos fatores abióticos, principalmente as características do ambiente, como a granulometria do sedimento, teor de matéria orgânica, pH, salinidade, insolação, períodos de chuva prolongados, revolvimento da areia, ressaca entre outros. Altos índices de pluviosidade contribuem para o aumento da contagem bacteriana, além disso, as bactérias não conseguem permanecer vivas quando há dessecação do solo, devido à alta temperatura (MONTEIRO, 2013). O aumento da chuva também afeta significativamente a frequência de fungos na areia da praia e água marinha comparados com período seco (LOUREIRO *et al.* , 2005). Apesar de aumentar a ocorrência de patógenos com a chuva, é preciso muita atenção em épocas de seca, muitos microrganismos de contaminação fecal sobrevivem por longos períodos na areia de praia, pois encontram condições favoráveis como abundância de nutrientes, abrigo da luz solar e proteção contra predação (DE OLIVEIRA, PINHATA, 2008; WHEELER-ALM, BURKE e SPAIN, 2003).

As características fisiológicas dos microrganismos também determinam a sua sobrevivência, pois cada patógeno tem sua faixa de tolerância às condições ambientais (EPA, 2009). Com o desenvolvimento da população patogênica no ambiente ocorrem trocas genéticas com os microrganismos nativos, havendo a possibilidade de troca de material genético que confere patogenicidade e/ou resistência (BONILLA *et al.* , 2006).

No entorno da ARIEG existem apenas alguns pontos de monitoramento de balneabilidade realizados pela CETESB, estudos mais específicos de microrganismos patogênicos não costumam ser realizados na região. Devido à influência das variáveis abióticas sobre os microrganismos e o potencial risco à saúde pública, monitoramentos mais específicos e principalmente nas praias com maior número de turistas são desejáveis.

Fitoplâncton

A produção de toxinas por algumas espécies de microalgas são apontadas por alguns autores como as principais causas da competição por recursos ou mecanismos de defesa contra predadores (GRANÉLI e TURNER, 2006; GRANÉLI et al, 2008). Em Hallegraeff *et al.* (2003) são listadas algumas enfermidades, associadas a toxinas, bem como seus efeitos na biota e os organismos causadores, como:

- Toxinas DSP – "*Diarrhetic Shellfish Poisoning*" - ácido ocadaico e dinophysistoxina-1. Sintomas gastrintestinais; a exposição crônica leva a formação de tumores no trato digestivo. Ex: *Prorocentrum minimum, Dinophysis acuminata*, *Prorocentrum lima.*
- Toxinas ASP – "*Amnesic Shellfish Poisoning*" - Ácido domóico, sintomas gastrintestinais e neurológicos: alucinação, confusão, diminui a reação à dor e perda de memória. Ex: *Pseudo-nitzschia seriata, P. delicatissima*.
- Toxinas PSP – "*Paralitic Shellfish Poisoning*" - Saxitoxina, sintomas gastrintestinais, sensação de dormência nos lábios e membros, dores de cabeça, paralisia de membros, morte por parada respiratória. Ex: *Alexandrium tamarensis*, *Gymnodinium Catenatum*.
- Toxinas NSP – "*Neurotoxic Shellfish Poisoning*" - Brevetoxina, sintomas gastrintestinais, dificuldade de respirar e parada respiratória. Ex: *Karenia breves.*

A bioacumulação e biomagnificação das toxinas na trama trófica foram estudadas através de experimentos com cianotoxinas (ENGSTRÖM-ÖST *et al.* , 2002; LEHTINIEMI *et al.* , 2002), brevetoxinas (TESTER *et al.* , 2000), toxinas DSP (KOZLOWSKY-SUZUKI *et al.* , 2006; MANEIRO *et al.* , 2000) e as toxinas PSP (FRANGÓPULOS *et al.* , 2000; GUISANDE *et al.* , 2002; TEEGARDEN *et al.* , 2003). A bioacumulação destas toxinas foi comprovada em organismos zooplanctônicos (ENGSTRÖM-ÖST *et al.* , 2002), em peixes juvenis (TESTER *et al.* , 2000) e em predadores de topo de cadeia (DURBIN *et al.* , 2002).

O aumento no interesse de FANs relacionados aos cultivos de mexilhões se faz extremamente necessário. Como exemplo, em apenas nove meses de monitoramento em regiões de miticultura do Estado de Santa Catarina, foram registrados seis florações de *Dinophysis acuminata*, levando à suspensão da colheita e venda de mexilhões das áreas afetadas (SOUZA *et al.* , 2009). Este aspecto é especialmente relevante no contexto da crescente demanda da miticultura no Estado de São Paulo, assim como na região da ARIEG.

Assim como em Santa Catarina, recentemente, mais precisamente "*em 13 de julho de 2016, a Vigilância Sanitária de São Paulo interditou o comércio e consumo de moluscos bivalves, como ostras, mexilhões, mariscos e berbigões produzidos no Estado e provenientes dos Estados de Santa Catarina e Paraná*" (CHAGAS, 2016). Tal medida foi necessária devido às ocorrências de FANs no litoral paulista, ocasionadas pelo dinoflagelado *Dinophysis acuminata* em junho e julho de 2016

MINUTA

(**Quadro 36**). Essa espécie é potencialmente produtora da toxina DSP (*Diarrhetic Shellfish Poisoning*) que pode ser bioacumulada em moluscos e em concentrações deletérias ocasionar danos ao homem quando consumidos (HALLEGRAEFF *et al.* , 2003), o limite aceitável da biotoxina produzida por essa espécie, para o consumo de moluscos bivalves é de 0,16 mg/Kg de acordo com o *European Food Safety Authority*(EFSA, 2011). Não se sabe a concentração bioacumulada nos moluscos, mas foram registradas ocorrências de intoxicação com diarreia em moradores que consumiram mexilhões em Caraguatatuba. Devido ao fato dessa ocorrência inédita de floração tóxica, "*a Secretaria de Agricultura e Abastecimento do Estado de São Paulo (SAA) mobilizou pesquisadores e técnicos do Instituto de Pesca (IP), da Agência Paulista de Tecnologia dos Agronegócios (APTA) e da Coordenadoria de Defesa Agropecuária (CDA) para monitorar a situação no litoral paulista*" (CHAGAS, 2016).

Apesar da falta de estudos sobre FANs no litoral de São Paulo, um levantamento realizado por meio de divulgação eletrônica de revistas e jornais locais, mostra que nos últimos dois anos foram registradas cinco ocorrências de FANs (**Quadro 58**), sendo a mais grave a que levou a medida de suspensão do comércio de mexilhões, mas em todos os casos são levantados prejuízos econômicos afetando o turismo e os pescadores da região.

Quadro 36 – Levantamento da ocorrência de FANs no litoral de São Paulo, assim como suas possíveis causas, os organismos causadores e os efeitos socioeconômicos.

Local (Referência)	Mês/ Ano	Organismo	Causas	Observações	Efeitos
De SC até RJ (1)	Janeiro/ 2014	*Myrionecta rubra* (= *Mesodinium rubrum*)	Maior proliferação com aumento de temperatura	Imagem de satélite mostram 800 km de mancha	Prejuízo no turismo
SP e RJ (2)	Janeiro/ 2014	*Tetraselmis* sp.	Aumento de temperatura e radiação solar, eutrofização antrópica e natural	Manchas avermelhadas e marrons. Formação de espuma	Prejuízo no turismo
Santos (3)	Junho/ 2016	*Noctiluca scintillans*	Possivelmente eutrofização	Espécie bioluminescente, não é considerada tóxica, mas pode causar irritações na pele de banhistas.	Possivelmente anoxia e consequentemente mortandades de peixes
São Sebastião, Santos e Peruíbe (4)	Julho/ 2016	*Dinophysis acuminata*	Possivelmente por eventos climáticos e trazidas por correntes marinhas	Manchas avermelhadas e marrons	Potencialmente tóxicas, afetam ostras e mexilhões. Prejuízos no turismo e na venda de ostras e mexilhões
Caraguatatuba (5)	Junho/ Julho 2016	*Dinophysis acuminata*	Possivelmente por eventos climáticos e trazidas por correntes marinhas	Moradores que consumiram mexilhões apresentaram sintomas de intoxicação com diarreia	Potencialmente tóxicas, afetam ostras e mexilhões. Prejuízos no turismo e na venda de ostras e mexilhões

(1) http://g1.globo.com/ciencia-e-saude/noticia/2014/01/imagem-da-nasa-mostra-mancha-de-algas-no-litoral-do-sul-e-sudeste.html

(2) http://horizontegeografico.com.br/hgnew/exibirMateria/1970/manchas-no-mar-do-rj-e-de-sp-se-acentuam-com-proliferacao-de-algas

(3) http://g1.globo.com/sp/santos-regiao/noticia/2016/06/cetesb-diz-que-mancha-vermelha-no-litoral-de-sp-e-gerada-por-fitoplancton.html

(4) http://www.cetesb.sp.gov.br/2016/07/06/cetesb-constata-presenca-de-microalgas-toxicas-nas-praias-de-santos-sao-sebastiao-e-peruibe/

(5)http://www.atribuna.com.br/noticias/noticias-detalhe/litoral-norte/cetesb-encontra-microalga-toxica-no-litoral-norte/?cHash=c17995ba3b0495becc0a37074d3ad085

MINUTA

Data de acesso dos links: 08/08/2016

Zooplâncton

Um dos grandes problemas nos ambientes aquáticos atualmente é o empobrecimento da biodiversidade, tanto local como global, em resposta tanto às ações antrópicas diretas (poluição, alteração do ambiente, sobre-exploração, etc.) quanto indiretas (mudanças climáticas). Os efeitos são sentidos tanto na composição taxonômica das comunidades zooplanctônicas, com substituição de espécies e introdução de espécies invasoras, quanto na mudança na estrutura de tamanho das comunidades, que pode afetar à transferência de energia a níveis tróficos superiores, ou seja, podem afetar negativamente na abundância dos organismos que são alvos da pesca e do extrativismo e consequentemente na economia local.

Um componente muito importante, porém, às vezes negligenciado nos estudos, é o meroplâncton, que inclui larvas de espécies de grande importância econômica como os decápodes (carangueijos, camarões, etc.) e moluscos (e.g. cefalópodes, mexilhões, ostras, etc.), que no Brasil, como em outras partes do mundo, são explorados diretamente ou servem de alimento a espécies economicamente importantes. Como fonte direta de recursos, o conhecimento da dinâmica de retenção e dispersão das larvas é fundamental para os estudos de manejo e conservação dessas espécies. Muitas dessas espécies são alvo tanto de pesca industrial quanto artesanal, além de poder ser afetadas pela contamição.

A região sul do litoral paulista, em especial o Complexo Estuarino-Lagunar de Cananeia-Iguape, é caracterizada pela exploração de diversas espécies de invertebrados de interesse econômico que apresentam larvas com fase meroplanctônica como o camarão rosa (*Farfantepenaeus brasiliensis e F. paulensis*), o camarão sete barbas (*Xiphopenaeus kroyeri*), o camarão-legítimo (*Litopenaeus schimitti*), o caranguejo-uçá (*Ucides cordatus*), o siri-azul (*Callinectes danae, Callinectes ornatus*) e a ostra de mangue (*Crassostrea brasiliana*), além de diversas espécies de peixes. A atividade pesqueira da região, incluindo o sistema de Paranaguá (PR) envolve 50 comunidades de pescadores e cuja frota pesqueira e de pequena escala e artesanal (MENDONÇA, 2007). Dentre essas espécies de invertebrados de interesse econômico com fase larval planctônica, o camarão sete barbas, a ostra e o siri-azul apresentaram diminuição significativa da abundância entre 1995 e 2006 (MENDONÇA, 2007). Enquanto que o camarão rosa e o caranguejo-ucá apresentaram aumento da abundância e o camarão legítimo não apresentou mudanças significativas em sua abundância. Na região, na qual predomina a pesca artesanal, há uma falha na fiscalização, comum também em outras regiões do litoral brasileiro (MENDONÇA, 2007). Mendonça (2007) aponta a necessidade do fortalecimento da APA Cananeia, Iguape e Peruibe e APA Ilha Comprida, que poderia ser extendido para a ARIEG, para a gestão dos recursos pesqueiros. Neste sentido, o estudo do transporte larval, e dos padrões de retenção e dispersão das larvas é um ingrediente essencial para entender o recrutamento das populações de invertebrados marinhos de interesse econômico (MARTINS *et al.* , 2014), mantendo dessa forma a conservação desses organismos evitando a sobrepesca e o prejuízo na economia local, pois a renda de muitas famílias nessa região depende da pesca e do extrativismo.

Ictioplâncton

A ARIEG está inserida em uma das regiões mais produtivas do Atlântico Sul e com alta diversidade biológica. Ovos e larvas de peixes representam o recrutamento de novas gerações, portanto, qualquer impacto que ocorra sobre esse grupo de organismos poderá representar impactos sobre a pesca, seja ela artesanal ou industrial, com efeitos sobre a economia local ou regional. Eventualmente, tais impactos poderão também ter efeitos também sobre o turismo de pesca.

A região apresenta turismo sazonal, que ocupa principalmente a região das praias da Ilha Comprida. Nesse sentido, pode-se lembrar dos estudos de Pombo *et al.* (2012), na região costeira de Caraguatatuba, de Del Fávero e Dias (2015), na região costeira de Ilha Comprida, de Pereira *et al.* (2014), no litoral do Rio de Janeiro, todos apontando para a importância de áreas de praias para o recrutamento de fases juvenis e que são sensíveis a alterações antrópicas.

A pesca industrial captura grandes quantidades de pescado, independente da espécie-alvo, podendo inviabilizar a reposição de estoques pela redução da postura de ovos. Nesse sentido, a existência do defeso é mecanismo essencial de preservação dos estoques; a pesca subaquática com cilindro é seletiva e predatória, permitindo a captura de matrizes das espécies de interesse comercial com muita facilidade e em grande quantidade, também afetando a postura de ovos de espécies que naturalmente apresentam baixas densidades de ovos e larvas no ictioplâncton e, por este motivo, são pouco estudadas ou mesmo nunca foram estudadas.

- **Ameaças diretas e indiretas, fragilidades/sensibilidade**

Bacterioplâncton

A chegada do patógeno ao ambiente costeiro se dá a partir de fontes pontuais (locais diretos de descarte, como, por exemplo, emissários submarinos) e difusas (são fontes não pontuais provenientes de outros lugares, e estão mais relacionados com o transporte do patógeno). Geralmente, a contribuição predominante é de fontes pontuais de contaminação, como o descarte de efluentes e resíduos contaminados diretamente na areia e água da praia. O aporte de efluente doméstico é uma das principais fontes, sendo o grau de contaminação desse efluente dependente da incidência de doenças na população que o produz (STEWART *et al.* , 2008).

O **Quadro 37** lista os principais microrganismos patogênicos encontrados na água e na areia das praias, e as principais doenças associada a eles.

Quadro 37 -Principais microrganismos patogênicos e oportunistas relacionadas a contaminação de praia (areia e água) e doenças associadas. Fontes: Mendonça-Hagler, Vieira, Hagler (2001); Soares (2009).

Microrganismos patogênicos		
Bactérias	**Doenças**	**Sintomas**
Campylobacterjejuni	Gastroenterite	Diarreia
Chlamydia psittaci	Ornitose (doença infecciosa aguda)	Febre, cefaleia, mialgia, calafrios, tosse
Clostridium perfrigens	Gastroenterite, Enterite necrotizante ou doença de Pigbel	Cólica abdominal, diarreia, náusea, vômitos e peritonite, com 40% de letalidade
Escherichia coli (serotipos patogênicos)	Gastroenterite	Vômito, diarreia, morte*
Enterococcus	Endocardite, Infecção pélvia e intra-abdominal, Infecção urinária, Meningite, Septicemia	Febre, calafrios, sudorese (suor excessivo), emagrecimento, mal-estar, perda de apetite, tosse, náuseas e vômitos
Pseudomonas aeruginosa	Infecções*	Infecções no olho e ouvido, infecções urinárias, infecções no sistema respiratório e dermatites
Salmonella typhimurium	Salmonelose (doença infecciosa aguda)	Diarreia, vômitos, dor abdominal, desidratação
Salmonella typhi	Febre tifoide	Febre alta, diarreia, ulceração no intestino delgado
Shigella spp.	Shiguelose	Disenteria bacilar, diarreia
Staphylococus aureus	Síndrome de choque tóxico, Gastroenterite, Endocardite, Osteomielite, Pneumonia	Hipotensão, febre, eritemas difusos, vômitos, diarreia aquosa, dores abdominais; infecção da pele
Vibrio cholerae	Cólera	Diarreia grave e desidratação
Vibrio parahaemolyticus	Gastroenterite	Diarreia, náusea, vômitos e dor abdominal
Vibrio harveyi	Vibriose luminosa	Doença que afeta comercialmente os cultivos de camarões
Vibrio vulnificus	Gastroenterite, Celulite, Septicemia	Vômitos, diarreia, dor abdominal, e dermatite com bolhas e infecção generalizada
Fungos	**Doenças**	**Sintomas**
Aspergillus candidus, A. ochraceus e A. fumigates	Aspergiloses	Tosse, catarro, fraqueza, dor torácica, chiado no peito, febre, perda de peso
Candida albicans	Candidíase	Pontos vermelhos na pele, coceira nos órgãos genitais e em mucosas
Histoplasma capsulatum	Histoplasmose (micose profunda)	Infecção assintomática, febre, tosse, dor torácica, mal-estar geral, debilidade e anemia

MINUTA

Vírus	Doenças	Sintomas
Adenovirus	Doenças respiratórias	Infecção ocular, diarreia
Calicivirus	Gastroenterites	Vômito, diarreia
Coxsackievirus	Encefalite e meningite	Meningite asséptica, diabetes, herpangina, conjuntivite
Echovirus	Meningite asséptica	Erupções, doenças respiratórias e febre
Enterovirus	Gastroenterites	Diarreia, anomalias cardíacas
Poliovirus	Poliomielite	Fraqueza muscular. Podem ocorrer diferentes tipos de paralisia
Rotavirus	Gastroenterite	Vômito, diarreia
Virus da Hepatite (A e E)	Hepatites infecciosas	Icterícia, febre

*** Em populações susceptíveis (imunodeprimidas, crianças, idosos, mulheres em período gestacional)**

O cenário atual referente às mudanças climáticas tem ganhado crescente preocupação. No presente contexto, vários estudos mostram que o aumento da temperatura das águas marinhas, pelos efeitos das mudanças globais, por exemplo, assim como aumento na eutrofização por N e P, podem promover aumento da ocorrência de doenças associadas aos víbrios, aumentando sua abundância e proliferação (BAKER-AUSTIN *et al.* , 2013; FUKUI *et al.* , 2010; GREGORACCI *et al.* ,2012; VEZZULLI *et al.* , 2012; TONON *et al.* , 2015).

Uma das maiores ameaças envolve os meios de dispersão de microrganismos patogênicos, como por exemplo, através da água de lastro. Em 2002 a ANVISA realizou um estudo exploratório para identificar e caracterizar agentes patogênicos em água de lastro, para isso foram realizadas coletas em nove portos brasileiros totalizando 99 amostras eos resultados foram bastante alarmantes, no qual foi comprovada a presença de bactérias patogênicas nas amostras analisadas (ANVISA, 2003). Em 2002-2003, foi evidenciada a presença de *Vibrio cholerae* O1 toxigênico (em 2% de 105 amostras de água de lastro e em 2% de 90 amostras de água de regiões portuárias coletadas ao longo de toda costa brasileiras (RIVERA *et al.* , 2013). No litoral de SP, a presença de *Vibrio cholerae* O1 toxigênico foi evidenciada na água de lastro e na água da região portuária de Santos, mas não foi evidenciada nem na água de lastro nem na água das regiões portuárias de Ubatuba e Canal de São Sebastião (RIVERA *et al.* , 2013). Em março de 1999 foram registrados 466 casos de cólera e três mortes na Baía de Paranaguá-PR com a introdução de *Vibrio cholerae* O1 toxigênico (PASSOS, 1999), e segundo Lopes (2009), os últimos casos de cólerano Brasil foram relatados em 2005.

Dessa forma, *V. cholerae* O1 é considerada uma ameaça ao ambiente natural, por ser uma espécie invasora, adaptada às regiões tropicais, que prefere ambientes com saneamento básico precário e áreas costeiras e marinhas degradadas, sendo as correntes marinhas e a água de lastro seus principais vetores de dispersão (LOPES, 2009). Estudos, nesse contexto, na região do entorno da ARIEG são precários, mas vale ressaltar o risco potencial dessa espécie que se prolifera rapidamente e que está presente no litoral do Estado de São Paulo.

Fitoplâncton

Conforme anteriormente citado, um dos principais vetores antropogênicos de dispersão de espécies potencialmente tóxicas é a água de lastro dos navios, assim como a introdução de espécies exóticas invasoras. Como a dinâmica de organismos planctônicos é muito relacionada com as massas de água e correntes oceânicas, uma vez introduzida a espécie no litoral de São Paulo, sua dispersão ao longo da região costeira ocorre muito facilmente. Um exemplo recente foi a floração de *Dinophysis acuminata* registrada ao longo do Estado durante junho e julho de 2016, como citado anteriormente.

No Brasil são consideradas como introduzidas três espécies, segundo Lopes (2009) e Ferreira *et al.* (2009), de acordo com sete critérios pré-estabelecidos relacionados à ecologia, distribuição e estudos biogeográficos, sendo elas: a diatomácea *Coscinodiscus wailesii* e os dinoflagelados *Alexandrium tamarense* e *Gymnodinium catenatum*. Além dessas, quatro espécies são classificadas como criptogênicas, pois se encaixaram em 4 a 6 critérios, sendo elas: a rafidofícea *Heterosigma akashiwo,* e os dinoflagelados *Scrippsiella spinifera, Fragilidium subglobosum* e *Protoperidinium compressum* (LOPES, 2009). Por definição, uma espécie é classificada como criptogênica quando sua origem biogeográfica é desconhecida ou incerta, entretanto, muitos pesquisadores começaram a considerar novas ocorrências de espécies fitoplanctônicas como criptogênicas, dessa forma, para entrar em um consenso foram necessários quatro a seis critérios para essa classificação (LOPES, 2009).

Os principais vetores de dispersão das espécies invasoras são pela água de lastro e água de maricultura trazida com o organismo a ser cultivado e/ou no sistema digestório do mesmo (LOPES, 2009). *A. tamarense* e *G. catenatum* são capazes de formar cistos de resistência (MATSUOKA e FUKUYO, 2003) enquanto a diatomácea é bastante resistente para sobreviver na água de lastro. As três espécies são potenciais formadoras de FANs, sendo que *C. wailesii,* e *G. catenatum* são comumente encontrados no litoral paulista (LOPES, 2009). No Brasil, foi registrada floração de *C. wailesii* na Baía de Paranaguá (PR), resultando em competição por nutrientes e exclusão temporária das demais espécies do fitoplâncton, além de ocasionar depleção temporária de oxigênio, afetando dessa forma a biota marinha em geral (FERNANDES*et al.* , 2001). Com relação aos dinoflagelados, não há registro de floração no Brasil (LOPES, 2009), entretanto ambas as espécies são potencialmente tóxicas e suas toxinas podem afetar os cultivos de mexilhões e consequentemente a saúde pública (HALLEGRAEFF *et al.* , 2003).

As quatro espécies criptogênicas citadas anteriormente e são potenciais formadoras de FANs, registradas em vários locais no mundo (GRANÉLI; TURNER, 2006; HALLEGRAEFF*et al.* , 2003), entretanto no Brasil apenas houve registro de floração de *H. akashiwo* na Baia de Paranaguá (PROENÇA; FERNANDES, 2004).

Diversos problemas ambientais e econômicos já foram registrados, em vários locais do mundo, pelo transporte de cistos de dinoflagelados tóxicos (GRANÉLI; TURNER, 2006; HALLEGRAEFF; BOLCH, 1992; HALLEGRAEFF *et al.* , 2003). Para se ter uma ideia da dimensão do problema, um único tanque de água de lastro pode conter mais de 300 milhões de cistos de dinoflagelados tóxicos viáveis, que podem ser germinadas em condições favoráveis. O caso mais famoso foi registrado na Austrália na década de 1980, quando surtos de envenenamento por PSP apareceram com a presença das florações de *Gymnodinium. catenatum*, *Alexandrium catenella* e *A. minutum*(HALLEGRAEFF; BOLCH, 1992),afetando a saúde pública e prejudicando a economia.

Além dos problemas ocasionados pela água de lastro, o aumento das FANs nas últimas décadas também vem sendo discutido em função de mudanças climáticas tais como: aquecimento, aumento da estratificação da coluna de água, mudanças na circulação oceânica e consequentemente eventos de ressurgência, e maiores taxas de evaporação e precipitação, intensificando a entrada de nutrientes e MO alóctone em regiões costeiras, assim como eventos climatológicos como El Niño (GRANÉLI; TURNER, 2006; HALLEGRAEFF *et al.* ,2003; MACLEAN, 1989; JASPERSE, 1993 apud HALLEGRAFF *et al.* , 2003). O aumento das FANs, em especial de espécies tóxicas, ocasiona sérios problemas à saúde pública, tendo já sido registrados muitos doentes e muitas fatalidades em escala mundial (MACLEAN, 1989; JASPERSE, 1993 apud HALLEGRAFF *et al.* , 2003). As florações de *Trichodesmium* na região costeira de São Paulo podem estar associadas ao aumento de temperatura e à maior estabilidade da coluna de água (CARVALHO *et al.* , 2008; GIANESELLA-GALVÃO *et al.* , 1995). As espécies potencialmente tóxicas dependem de uma série fatores em termos fisiológicos e ambientais para produzir a toxina, e, quando esta é produzida, pode haver variações em termos de concentrações e toxicidades. A concentração das toxinas podem estar associadas à hidrodinâmica local, mudanças no pH, e aumento na temperatura (LINDAHL*et al.* , 2007;SCHMIDT; HANSEN, 2001;VAN RIJSSEL *et al.* , 2007), por isso o potencial risco das mudanças globais nas FANs. Outros estudos focam mais em aspectos ecológicos, como competição por recursos e proteção contra forrageamento como motivos para estimular a produção dos metabólitos secundários (FLYNN, 2008; GRANÉLI *et al.* 2008; SOLÉ *et al.* , 2005).

Dessa forma, é possível notar que não existe um padrão para uma espécie potencialmente tóxica produzir toxina, assim como não há nenhum padrão sobre as características quali- e quantitativas dessa toxina, quando produzida, esse tema ainda é alvo de muita discussão entre os especialistas na área. Os efeitos produzidos contra predadores e competidores, devido à presença dos metabólitos secundários das microalgas, somente são efetivos a partir de determinada concentração mínima, não necessariamente a detecção da toxina irá implicar em efeitos deletérios (FLYNN, 2008). Mas, vale ressaltar que a presença de uma espécie potencialmente tóxica é uma ameaça para as áreas de cultivo de mexilhões no entorno da ARIEG, pois quaisquer mudanças nas condições ambientais podem desencadear condições favoráveis para a floração da espécie e/ou a produção em níveis alarmantes de toxina.

Zooplâncton

Estima-se que a bioinvasão tenha um impacto econômico global de dezenas de bilhões de euros por ano, sendo que novas áreas estão sendo bioinvadidas todo ano (COLLYER, 2016). De acordo com Lopes (2009) os principais vetores de introdução e dispersão de espécies marinhas são: navios (água de lastro, bioincrustação e associados à carga), plataformas (bioincrustação e água de lastro), diques secos (bioincrustação e água de lastro), boias de navegação e flutuantes (bioincrustação), aviões-anfíbio (bioincrustação e água dos flutuadores), canais (movimento dos organismos), aquários públicos (descarte acidental ou intencional de organismos de exposição e/ou transportados), pesquisa (movimento e descarte acidental ou intencional de

organismos), detritos marinhos flutuantes, pesca e, aquários domésticos, entre outros. As espécies exóticas podem ser classificadas em contida (detectadas apenas em ambientes artificiais controlados, isolados total ou parcialmente do ambiente natural), detectada em ambiente natural (detectada, mas sem aumento da abundância e/ou dispersão), estabelecida (detectada de forma recorrente e com aumento populacional) e invasora (a abundância e dispersão da espécie estabelecida interfere na sobrevivência de espécies nativas, seja por competição, predação, parasitismo/doenças ou toxinas) (LOPES, 2009).

Com relação ao zooplâncton, na região da ARIEG as principais ameaças estão relacionadas à sobrepesca de adultos das espécies de invertebrados de interesse econômico com fase larval meroplanctônica e a introdução de espécies exóticas, tanto do holo quanto do meroplâncton. Essas espécies podem assumir o lugar de espécies endêmicas, incluindo aquelas de interesse comercial (por predação, competição), impactando ecológica, sanitária e socioeconomicamente as populações locais (CAMPOS, 2010; BARBIERI, 2016). Outra forma deintrodução é o estabelecimento de cultivos para aquacultura, tanto da espécie de interesse econômico, como ocorre com o camarão *Litopenaeus vannamei*, quanto de fauna acompanhante (BARBIERI, 2016).

Ictioplâncton

Visto que os primeiros estados de desenvolvimento dos peixes são particularmente sensíveis às condições do meio, o número de indivíduos que atingem a fase de recrutamento é muito variável e os processos envolvidos na variabilidade do recrutamento não estão ainda totalmente esclarecidos.

Apesar da região da ARIEG estar localizada nas proximidades da região costeira do estado mais protegida e em melhores condições ambientais, a mesma encontra-se em situação de vulnerabilidade frente às várias ameaças. Fatores como mudanças climáticas podem produzir alterações na estrutura térmica da água, alterando os intervalos de temperatura na coluna de água ou na superfície, gerando alterações na produção da biomassa fitoplanctônica e zooplanctônica, alterando as regiões ideais à postura de ovos em funções da alteração de temperatura, promovendo mudanças na disponibilidade de alimento para as fases larvais e de pós-larva; as mudanças globais podem também promover alterações no pH com consequências ainda pouco conhecidas para o ictioplâncton; o aumento do nível do mar pode promover alterações nas regiões de manguezais, consideradas berçários para muitas espécies marinhas, com consequências também pouco conhecidas.

A sobrepesca de algumas espécies também é um fator importante que pode atuar diretamente na redução da postura dos ovos. A introdução crônica de poluentes orgânicos ou inorgânicos seja de origem doméstica, agrícola, industrial, ou portuária também tende a afetar agregados de ovos e larvas, principalmente aqueles que ocorrem nas regiões mais costeiras. A região de Iguape está submetida à introdução de poluentes inorgânicos, principalmente fosfatos (BARRERA-ALBA *et al.* , 2004, 2006, GIANESELLA e BARRERA-ALBA, 2005; CBH-RB, 2007; AGOSTINHO, 2015), decorrentes de atividades de indústria de fertilizantes, que penetram na região estuarina através do Valo Grande. Isso tem provocado uma proliferação de espécies de organismos estranhos ao ambiente, como aguapés, em grande quantidade, modificando o microambiente da região estuarina. Da mesma forma, defensivos agrícolas utilizados a montante do rio, chegam à região pelo run-off continental, e podem estar promovendo alterações no ambiente.

O recrutamento de peixes juvenis das regiões costeiras da ARIEG também sofre com os efeitos do aumento das descargas de esgoto no verão em função do aumento da população flutuante, principalmente na região de Ilha Comprida, por ser zona turística (DEL FAVERO *et al.* , 2015). Esse trabalho teve como objetivo descrever o uso da zona rasa de praias arenosas pelaictiofauna juvenil do sistema costeiro Cananeia-Iguape, enfatizando a importância destes ambientes para as populações locais. O período de maior impacto pela atividade turística coincide com o recrutamento pela maioria das espécies, ou seja, principalmente na primavera e no verão. Como muitas espécies analisadas são comercialmente importantes, ressalta-se ainda a necessidade de preservação desses habitats costeiros para um melhor manejo pesqueiro.

- **Estado de conservação**

A ARIEG está inserida numa área de alta qualidade ambiental, uma vez que é margeada pelo maior remanescente contínuo de Mata Atlântica do Brasil. A região foi decretada Patrimônio Natural da Humanidade pela UNESCO e também é considerada uma Reserva da Biosfera da Mata Atlântica e, em 2017, recebeu o título de Sítio Ramsar pela conservação de ambientes úmidos.Trata-se de um dos sistemas mais produtivos do Atlântico Sul e com alta diversidade biológica.

MINUTA

Bacterioplâncton e fitoplâncton

Considerando as condições de balneabilidade avaliadas pela CETESB (2016) em 2015, como indicadoras de poluição fecal do Litoral Paulista, os resultados mostram que 32% das praias foram classificadas como Próprias, englobando as categorias: Ótima e Boa; 41% das praias foram classificadas como Regular 17% e 10% de praias Ruins e Péssimas, respectivamente. Comparando os índices de qualidade das praias dos anos de 2014 e 2015 por região CETESB (2016), a título de comparação os resultados mostram que no Litoral Sul, região equivalente a ARIEG, foi observada uma piora nas condições de balneabilidade, principalmente com a redução das praias Ótimas de 80 para 40%, mas vale ressaltar que o número de praias avaliadas para essa região são apenas cinco.

As principais medidas para reduzir a ocorrência das contaminações no ambiente por microrganismos patogênicos de origem fecal seriam: i) melhoria no tratamento de efluentes domésticos, ii) extinção dos pontos de descarte na costa, iii) educação ambiental e controle nas áreas urbanas adjacentes às praias, pois parte do esgoto que chegam as praias ocorrem de forma clandestina.

O estado de conservação de uma área marinha costeira, especialmente com relação aos organismos planctônicos pode ser facilmente influenciado por ações e ameaças que ocorrem a vários quilômetros de distância. Os microrganismos patogênicos, microalgas potencialmente tóxicas, assim como os cistos de dinoflagelados e as espécies invasoras planctônicas trazidas com a água de lastro, para as regiões portuárias, são facilmente distribuídos para todo o litoral ao redor através da ação de ventos, marés e correntes marinhas. É o caso, por exemplo, da espécie de diatomácea invasora *Coscinodiscus wailesii* que muito provavelmente foi introduzida no Brasil através da água de lastro (LOPES, 2009) e atualmente é comumente encontrada ao longo de todo o litoral de São Paulo (CETESB, 2007). A principal forma de mitigação seria evitar a entrada desses organismos pela água de lastro, e consequentemente diminuição da distribuição desses organismos para as diferentes unidades de conservação marinha.Neste sentido a garantia do pleno atendimento aos critérios estabelecidos pela legislação vigente pode ser uma medida efetiva de controle (MARPOL, Programa *Ballast Water*, NORMAM 20).

Com relação às FANs, foi possível notar uma maior ocorrência ao longo do estado de São Paulo (**Erro! Fonte de referência ão encontrada.**) nesses últimos anos. Planos de monitoramento contínuo representam a principal forma de mitigação e precisam ser implementados para diminuir os riscos ambientais, econômicos e para a saúde pública. Medidas de contenção das florações são citadas e discutidas por alguns autores (GRANÉLI; TURNER, 2006), como, por exemplo, o uso de controles biológicos, físicos e químicos (**Quadro 38**). Esses autores mostraram diversos casos de sucesso na utilização desses tipos de controle, a partir de dados secundários, mas para isso são necessários uma série de estudos e medidas pré-estabelecidas anteriormente com os estudos de monitoramento da região em que ocorrer a FAN.

Quadro 38 – Principais tipos de controle de FANs (Florações algais nocivas). Fonte Granéli; Turner (2006).

Controle	Mecanismo	Agente
Biológico	Forrageamento (*top-down*)	Copépodes, ciliados e bivalves
	Algicidas	Bactérias e vírus
	Parasitas	*Amoebophrya, Parvilucifera*
	Enzimas	Mannosidase
Físico	Destruição	Ultrassom
	Eletrólise	NaOCl
	Remoção	Filtros
Químico	Floculantes	Argila e polímeros
	Surfactantes	Saponina
	Coagulante mucolítico	Cisteína
	Metais e líquidos	Cobre, $Mg(OH)_2$, H_2O_2

Zooplâncton e ictioplâncton

A ARIEG corresponde a um dos sistemas mais produtivos do Atlântico Sul e com alta diversidade biológica. Entretanto apresenta problemas tais como aumento da população durante o período de verão, o que gera impactos sobre a região costeira em função do aumento da poluição de origem doméstica. A região interna do estuário apresenta tradicionalmente

uma população de pescadores, que utilizam embarcações que podem derramar óleo nas águas e produzir ruídos pelos motores que perturbem os organismos.

Os impactos decorrentes das mudanças climáticas que afetam a região envolvem alterações físicas e químicas na qualidade da água e, consequentemente nos organismos que habitam a região estuarina. Aumento do nível do mar pode promover alterações nas áreas ocupadas pelos manguezais, consideradas berçários para muitas espécies marinhas, com consequências também pouco conhecidas.

O aporte de poluentes inorgânicos, já citado anteriormente, que penetram na região estuarina através do Valo Grande tem provocado uma proliferação de espécies de organismos estranhos ao ambiente, como aguapés, em grande quantidade, modificando o microambiente da região estuarina. Da mesma forma, defensivos agrícolas utilizados a montante do rio, chegam à região pelo *run-off* continental, e podem estar promovendo alterações no ambiente. A região a montante do rio Ribeira de Iguape já foi utilizada para atividades de mineração de sulfetados de chumbo. Como consequência, a calha do Ribeira encontra-se contaminada por chumbo e já foram detectados peixes (bagres) contaminados por chumbo em afluente do rio Ribeira de Iguape. Essas espécies de peixes de fundo são afetadas pela poluição porque procuram seus alimentos nos sedimentos argilosos nos quais o chumbo está fortemente concentrado. Foram observadas altas concentrações de chumbo nos tecidos desses peixes, uma menor relação comprimento/peso, baixa capacidade de reprodução e conseqüentemente um número menor de peixes (75% menos) por área em comparação com outros riachos de porte similar, não contaminados, da região.

A região também recebe um fluxo aumentado de turistas principalmente durante o verão. Nessa época, que coincide com o período de maior pluviosidade, ocorre aumento de poluição fecal na praia de Ilha Comprida. A presença de resíduos sólidos, principalmente microplásticos (SETÄLÄ *et al.* , 2014, LIMA *et al.* , 2014)

Apesar de todos estes problemas ambientais a região ainda pode ser considerada preservada, como verificado por Duarte *et al.* (2016), que realizou estudos comparativos para avaliar o estado de conservação entre as regiões de Cananeia, Iguape, Juréia, São Vicente, Santos, Cubatão e Bertioga. Os autores compraram as condições em termos de impactos por resíduos sólidos e avaliaram a genotoxicidade e citotoxicidade em caranguejos-uçá*Ucides cordatus* destas áreas. Verificaram que a região de Cananeia e Juréia são as menos impactadas. A Região de Iguape situa-se em condição intermediária e as regiões de São Vicente, Cubatão, Santos e Bertioga encontram-se já em estado mais avançado de degradação.

- **Áreas críticas**

As principais áreas críticas para oLitoral sul de São Paulo estão relacionadas às regiões com maiores densidades populacionais e consequentemente maiores concentrações de efluentes de esgoto, principalmente em termos de saúde pública e contaminação por bactérias de origem fecal. A CETESB (2016) fez um levantamento dos últimos 10 anos para a qualidade das praias, e os resultados variaram bastante para a região do litoral sul, que equivale à região no entorno da ARIEG. Existem apenas cinco pontos de monitoramento, sendo necessária a inclusão de um maior número de pontos para que se entenda melhor a dinâmica dessa região tão complexa. De forma geral ocorreu uma piora na qualidade das praias até 2014. Atualmente, dos cinco pontos monitorados, apenas a "Prainha – Balsa" é considerada imprópria para banho, sendo uma área crítica em termos de riscos à saúde pública. O ponto mais próximo à ARIEG é o denominado como Juréia e não apresenta poluição por efluentes domésticos, sua classificação é considerada ótima.

Ainda com relação às áreas críticas, uma das maiores preocupações com relação à saúde pública deve estar relacionada com a ocorrência das FANs. Existem diversos casos no mundo de contaminações em moluscos e até mesmo pescados pelas ficotoxinas de espécies potencialmente tóxicas, ocasionando doenças e em casos mais graves o óbito (GRANÉLI; TURNER, 2006; HALLEGRAEFF *et al.* , 2003).

Como a dinâmica das FANs e a produção de toxinas pelas espécies potencialmente tóxicas ainda vêm sendo estudadas para melhor entendimento de sua dinâmica, e, como visto anteriormente, as mudanças ambientais ocasionadas por fatores antrópicos e/ou naturais podem desencadear uma floração ou uma maior produção de determinada toxina, devemos considerar todas as áreas de cultivos de mexilhões do Estado de São Paulo, em especial a região da ARIEG, no qual a maricultura é uma atividade econômica muito importante, como áreas prioritárias para a saúde pública.

As principais áreas críticas em relação ao ictioplâncton se referem às regiões das praias da Ilha Comprida, durante o período de verão, sob maior afluxo de turistas, a região de Iguape, pela contaminação por fosfato e a região do manguezal, que sofre os efeitos das Mudanças Climáticas. Também causa alguma preocupação a região de maior afluxo de atracação de embarcações em Cananeia e Iguape, em função de eventuais vazamentos de óleo para o ambiente.

- **Cenários futuros**

Sem a implementação de ações para conservação, como por exemplo, o melhoramento no tratamento de efluentes domésticos, monitoramento de microrganismos patogênicos por contaminação fecal e não fecal, o cenário futuro se projeta como um quadro crítico para a saúde pública, no qual a contaminação por patógenos será cada vez mais agravada. A qualidade das praias, de forma geral para a região do litoral Sul, no entorno da ARIEG, não está melhorando nesses últimos 10 anos. Algumas espécies de microrganismos patogênicos encontrados na areia e água do litoral do estado de SP, além de serem prejudiciais à saúde pública diretamente através da ingestão dos patógenos, podem ocasionar problemas indiretos, já que algumas espécies podem prejudicar o setor da maricultura, ocasionando morte e doenças em filtradores como, por exemplo, mexilhões e consequentemente prejuízos financeiros para economia local.

Um aumento descontrolado da maricultura pode servir como via de entrada de espécies invasoras, pois são transportadas com o organismo a ser cultivado e/ou no sistema digestório do mesmo. Além disso, o aumento da dispersão de espécies potencialmente tóxicas (invasoras ou não) também pode ocorrer pela água de lastro e o aumento de ocorrência e dispersão dessas espécies pode ocasionara suspensão da comercialização dos cultivos de mexilhões no Estado de São Paulo. Essa medida ocorreu em julho de 2016, devido à floração de *Dinophysis acuminata*, espécie produtora de ácido ocadaico, que ocasionou sintomas de intoxicação com diarreia em moradores que consumiram mexilhões em Caraguatatuba.A ausência de medidas adequadas de monitoramento, controle e gestão ambiental pode acarretar grande prejuízo econômico para os cultivos de mexilhões, elevando a dispersão destas espécies invasoras e/ou potencialmente nocivas.As mudanças climáticas associadas àeutrofização dos ambientes podem tornar-se mais constantes no ambiente marinho, e favorecendo o aumento da densidade e produção de toxinas.

Estudos de cenários para a região de Santos (SAMPAIO *et al.* , 2008) mostram que mesmo pequenas melhorias nas condições sanitárias podem melhorar sobremaneira a segurança para balneabilidade das águas do estuario e baía de Santos. Isto certamente se aplica a outras regiões, em termos qualitativos. De um ponto de vista ecológico, os resultados sugerem que práticas de manejo inapropriadas, que resultam na introdução de nutrientes no sistema, especialmente na forma de matéria orgânica, inevitavelmente contribuem para a sua degradação. Nesse sentido, o tratamento de efluentes domésticos na Ilha Comprida certamente trará benefícios ao ambiente, bem como um rígido controle ambiental por parte do órgão fiscalizador em relação à introdução de fosfatos pelas empresas de fertilizantes da área. Um incentivo a pratica de agricultura orgânica traria também benefícios ambientais à região do complexo estuarino-lagunar.

- **Indicadores de Monitoramento**

Para o plâncton de uma forma geral, é essencial o monitoramento das espécies exóticas provenientes de água de lastro, e vale ressaltar que essa necessidade já foi enfatizada no Diagnóstico Participativo da APAMLS e ARIEG (FUNDAÇÃO FLORESTAL, 2014). No Brasil, a Autoridade Marítima representada pela Diretoria de Portos e Costas (DPC) da Marinha do Brasil já adotou medidas necessárias à prevenção da poluição de acordo com a Norma Marítima (NORMAM) nº 20.

A ANVISA (2003) realizou um estudo da água de lastro com dados de navios coletados em vários portos ao longo da costa do Brasil. Os resultados foram preocupantes, mostrando, através dos dados bióticos (citados anteriormente) e das variáveis abióticas, que não foi frequente a troca da água de lastro dos navios analisados. Nesse mesmo relatório (ANVISA, 2003), foi realizado também um estudo de acompanhamento a bordo de um navio petroleiro para analisar os três métodos de troca de água de lastro em alto-mar: por diluição, sequencial e por transbordamento, e sua eficiência para evitar o transporte de microrganismos patogênicos. O navio partiu de São Luís, fez a troca em alto-mar (> 2000 m) conforme recomendado na Resolução A.868 (20) da IMO (Organização Marítima Internacional) e seguiu para o porto em Macapá. Os resultados microbiológicos foram bastante satisfatórios e eficientes com relação à troca da água de lastro em alto-mar para os três métodos, tendo sido registrados 100% de redução dos organismos das atividades antrópicas.

MINUTA

O controle e a contenção da dispersão de espécies invasoras planctônicas precisam ser feitos de forma permanente, contínua e muito bem fiscalizada. Para isso, se faz necessária uma união de esforços de instituições de pesquisa, fiscalização e órgãos governamentais para desenvolver e aplicar metodologias de combate de forma mais eficiente e econômica

Bacterioplâncton

A qualidade de água das praias localizadas próximas aos centros urbanos de São Paulo vem sendo monitorada desde 1974 pela CETESB por meio da quantificação de coliformes fecais. Para isso, os valores encontrados de microrganismos indicadores de contaminação fecal são comparados com os valores de padrões pré-estabelecidos pela Resolução CONAMA nº 274/2000 vigente desde janeiro de 2001. Nesse sentido, a CETESB procura relacionar a presença de indicadores microbiológicos de poluição fecal no ambiente aquático e o risco potencial de se contrair doenças infecciosas, os microrganismos mais utilizados são as bactérias pertencentes ao grupo dos coliformes termotolerantes (anteriormente denominados coliformes fecais), a bactéria *Escherichia coli* e os enterococos do grupo dos estreptococos fecais, pois são facilmente isolados e identificados na água por meio de técnicas simples e rápidas. Atualmente, a CETESB vem avaliando as condições de balneabilidade da água marinha através da densidade de enterococos, classificando como impróprias as praias com valores acima de 100UFC/100 mL em duas ou mais amostras de um conjunto de cinco semanas, ou valores superiores a 400 UFC/100 mL na última amostragem (CETESB, 2016).

Embora a análise dos coliformes termotolerantes seja a mais utilizada para análise de qualidade de água, é necessário levar em consideração que existem diversos outros microorganismos patogênicos em águas utilizadas para recreação, que não são monitorados especificamente, principalmente devido aos altos custos das análises. Estudos mostraram que a presença de *Salmonella* spp. e *Pseudomonasaeruginosa* em águas de recreação em ambiente marinho são comuns em todo litoral do Brasil (BOTELHO, 1980; MELO *et al.* , 1997; MARTINS *et al.* , 1988 apudMENDONÇA-HAGLER *et al.* , 2001) e em especial nas praias de Santos e São Vicente (MARTINS *et al.* , 1988 apudMENDONÇA-HAGLER *et al.* , 2001). A bactéria *Staphylococcus aureus* é resistente em águas marinhas, e um patógeno que causa várias doenças preocupantes para a saúde pública. A ocorrência de *S. aureus* costuma ser relacionada com as contagens de coliformes fecais elevadas, entretanto sua presença em águas consideradas dentro dos limites para os padrões de banho foi registrado por Araújo *et al.* (1990), que observou sua presença relacionada a poluição não fecal.

Nem todos os patógenos estão relacionados com os indicadores de poluição fecal, como já mencionado para *S. aureus*, dessa forma, seria importante a avaliação da presença de outros microrganismos patógenos como indicadores microbianos, não relacionados com poluição fecal (MENDONÇA-HAGLER *et al.* , 2001), a fim de complementar o monitoramento de águas marinhas para riscos à saúde pública.

Uma alternativa à medição da qualidade de água em termos de contaminação fecal é a utilização de marcadores químicos como os esteróis coprostanol e epicoprostanol, pois são menos suscetíveis às mudanças ambientais comparadas as bactérias, e são eficientes na caracterização do aporte de esgoto doméstico em águas superficiais (LEEMING e NICHOLS, 1996). Diversos estudos apresentaram o uso de estóis marcadores químicos de contaminação fecal como uma alternativa aos métodos microbiológicos mais comumente utilizados, como na coluna de água e sedimento na região costeira da Austrália (LEEMING; NICHOLS, 1996), e no sedimento superficial na Bacia de Santos (MARTINS *et al.* , 2008).

Fitoplâncton

Para as FANs é essencial primeiramente o monitoramento através de informações básicas, como dados de biomassa (clorofila-*a*), composição e distribuição da comunidade fitoplanctônica e suas relações com as características físico-químicas do ecossistema. Muitos programas de monitoramento utilizados em vários locais do mundo seguem as seguintes etapas (HALLEGRAEFF *et al.* , 2003):

i. Amostragem do plâncton, mexilhões, peixes e água.
ii. Análise das amostras (identificação e quantificação de algas nocivas, medidas de toxicidade na água, nos mexilhões e nos peixes).
iii. Observações ambientais como mudanças na coloração da água, mortandade de peixes e outros comportamentos animais.
iv. Avaliação dos resultados (banco de dados integrados).
v. Divulgação das informações e implementação de ações regulatórias.

vi. Planos de controle e ações para os responsáveis da pesca e aquicultura, assim como as autoridades públicas.

Os índices de eutrofização podem ser observadosonde há maior biomassa fitoplanctônica.Para o monitoramento ambiental, a concentração de clorofila vem sendo bastante utilizada para a estimativa da biomassa. Assim, elevadas biomassas não são apenas indicativos de eutrofização, como podem também indicar maior presença de FANs. Nesse contexto, uma importante ferramenta que vem sendo utilizada em monitoramentos de áreas de interesse econômico é o uso do sensoriamento remoto (FROLOV *et al.* , 2013; KUREKIN*et al.* , 2014).As imagens de satélite proporcionam uma visão mais ampla da região, podendo, dessa forma, indicar as FANs se aproximando de áreas de cultivos e pontos importantes de recreação e turismo.Uma alternativa rápida e prática, porém com um alcance mais limitado, seria a utilização de um aplicativo de celular denominado Hydrocolor (The University of Maine - http://misclab.umeoce.maine.edu/research/HydroColor.php), que através do sensor da câmera mede a intensidade luminosa em diferentes espectros de luz visível, sendo muito útil para visualizar mudanças na coloração da água possivelmente relacionados ao aumento da biomassa fitoplanctônica. A desvantagem é que esse aplicativo é pago (cerca de US$ 3.00), mas um monitoramento que possa ser feito através de um aplicativo de celular poderá facilitar muito o registro de ocorrência de florações com mais eficiência e rapidez.

Com relação à água de lastro, controlar, conter e fiscalizar a dispersão de espécies invasoras planctônicas e microorganismos patogênicos são ações que devem ser realizadas de forma permanente e contínua. Para isso se faz necessário a união de esforços de instituições de pesquisa, fiscalização e órgãos governamentais para desenvolver e aplicar metodologias de combate de forma mais eficiente e econômica.

Zooplâncton

O uso de indicadores biológicos para monitorar a qualidade dos ambientes aquáticos vem ganhando força nas últimas décadas (PORTO NETO, 2003). O zooplâncton responde rapidamente às alterações no ambiente devido ao seu curto ciclo de vida, o que faz desse grupo um bom indicador de mudanças ambientais (ARORA, 1966; DAY Jr. *et al.* , 1989; BOLTOVOSKOY, 1981, 1999 apud PORTO NETO, 2003). Neste sentido, podem ser identificados dois tipos de bioindicadores: os traçadores, espécies restritas a uma massa de água, mas que podem sobreviver temporariamente em outros ambientes, e cuja presença indica transporte por movimento de massas de água; e os sensores, espécies restritas a uma massa de água e que não são tolerantes a mudanças nas condições ambientais (BOLTOVSKOY, 1986 apud PORTO NETO, 2003). Muitos estudos ao longo dos últimos 50 anos têm usado tanto micro quanto macroinvertebrados marinhos como bioindicadores da qualidade da água e de modificações naturais ou induzidas em ambientes costeiros,embora a definição de espécies indicadoras ou chave sejacomplexa, uma vez que elas podem depender combinações de fatores (PORTO NETO, 2003). Não obstante, alguns organismos, como os gêneros de rotíferos *Brachionus* e *Lecane*, têm sido utilizados como bioindicadores da presença de poluição orgânica (como descarga de efluentes) (DOOHAN, 1975 apud PORTO NETO, 2003; PORTO NETO, 2003). Outros membros do meroplâncton que são utilizados como indicadores de poluição são as larvas de poliquetas (RODRIGUES *et al.* , 1997 apud PORTO NETO, 2003) e nemátodas, que embora sejam da meiofauna são frequentemente encontrados no plâncton (ticoplâncton), sendo que a razão Nematoda/Copepoda em amostras planctônicas tem sido apontada como um indicador de poluição (PLATT *et al.* , 1984 apud PORTO NETO, 2003). Outro componente do zooplâncton que pode ser utilizado como indicador de mudanças climáticas e qualidade ambientalé o grupodos foraminíferos. As espécies deste grupo se adequam às condições que caracterizam um animal como bom bioindicador: grande variabilidade morfológica, ampla distribuição e abundância de espécies, estreita faixa de tolerância ambiental para muitas espécies, rápido crescimento e ciclo reprodutivo, uma vez que sua população é controlada mais pelas mudanças no clima. Este grupo apresenta grande sensibilidade ambiental, que influenciam sua distribuição e composição das associações de espécies, o adequando a indicar alterações ambientais (DIAS, 2010).

No caso da ARIEG a espécie de camarão *Litopenaeus vannamei*, foi introduzida intencionalmente, e pode ser infetada pelo vírus da Síndrome da Mancha Branca. Dessa forma, um monitoramento de larvas planctônicas dessa espécie, assim como monitorar os organismos infectados, nas regiões próximas aos cultivos, são importantes ações a fim de evitar uma dispersão para demais regiões.

O monitoramento continuado de espécies invasoras é recomendado, associados a sistemas de informação integrados, programas de prevenção e controle em escala local e regional, campanhas de sensibilização e educação ambiental, sistemas de quarentena e controle de fronteiras, e treinamento de agentes locais (LOPES, 2009).

MINUTA

Ictioplâncton

O monitoramento do ictioplâncton não é realizado como rotina pelo órgão ambiental. Estudos são realizados pelas instituições de pesquisa. O monitoramento de biodiversidade do ictioplâncton deve ser considerado, bem como deve ser considerado o monitoramento da pesca, a fim de evitar a sobrepesca de espécies que apresentam redução de estoques abaixo de níveis críticos, como ameaçadas, tanto pela pesca industrial como amadora e esportiva.

O monitoramento de fosfatos na região norte do complexo estuarino-lagunar é recomendado frente a eutrofização de origem antrópica da região e aumento de espécies como aguapé, estranhas ao ambiente estuarino.

O monitoramento da água de lastro e lavagem de porões de navios que representam risco de contaminação por espécies invasoras ou patogênicas e afetam o equilíbrio ecológico é imprescindível. Também é de interesse uma atenção no monitoramento de ovos e larvas de espécies exóticas nos estudos do ictioplâncton, uma vez que ao menos uma espécie de peixe exótico (*Omobranchus punctatus*, Bleniidae) já pode ser considerada como estabelecida (LOPES *et al.* , 2009).

Nesse sentido, a integração de informações entre as diferentes UCs também é importante, principalmente a fim de se entender a dinâmica de dispersão de organismos marinhos; bem como a própria efetividade de gestão dessas UCs.

- **Lacunas de conhecimento**

O reconhecimento de que os impactos antropogênicos, amplamente descritos e discutidos neste documento, contribuem para os efeitos deletérios sobre as comunidades planctônicas, não diminui a possibilidade de outros fatores, para os quais deve ser aprofundado o conhecimento a respeito da complexidade e interação entre estes fatores, principalmente com relação às alterações climáticas, a qual representa um dos principais desafios para a gestão dos ambientes costeiros.

Para a avaliação dos microorganismos patogênicos, a grande maioria dos dados secundários está voltada para os índices de balneabilidade, sendo que o monitoramento da CETESB é a principal fonte de dados para análise de contaminação fecal a partir da análise de bactérias termotolerantes, *E. coli* e enterococos. No entanto existem apenas cincopontos de monitoramento. Para uma melhor caracterização e monitoramento da influência e impactos sobre os ambientes costeiros, em especial aqueles voltados ao uso turístico das praias,é essencial que o número de pontos de monitoramento seja elevado e melhor distribuído pela região.Como discutido nos itens houve uma piora nos índices de balneabilidade desses pontos nos últimos anos, são necessários mais estudos para determinar a qualidade ambiental ao longo do ano, devido às influências da estação chuvosa e turística. Além disso, não são todos os patógenoassociados à poluição fecal, que denotam contaminação pela deficiência no sistema de saneamento básico, dessa forma, torna-se necessário desenvolver metodologias adequadas, rápidas e de baixo custo para avaliação destes patógenos.

Para o fitoplâncton são necessários estudos principalmente com relação às biotoxinas de microalgas potencialmente tóxicas para o estado de São Paulo.Na revisão dos dados secundários não foi encontrar estudos específicos. Não existe um padrão para uma espécie potencialmente tóxica produzir toxina, assim como não há padrão sobre as características quali e quantitativas dessa toxina, quando produzida, sendo esse tema ainda alvo de muita discordância entre os especialistas da área. Além disso, há carência de estudos básicos sobre as FANs como indicadoras no monitoramento, visando um melhor entendimento da dinâmica desses organismos, de modo a organizar e planejar melhores planos de ação, controle e mitigação.

Com relação ao zooplâncton, são necessários mais esforços voltados aos estudos tanto da distribuição quanto da produtividade e atividade metabólica do zooplâncton integrados com estudos do fitoplâncton, e que permitam um melhor conhecimento das espécies direta ou indiretamente vinculadas a interesses econômicos. Existe uma lacuna de estudos experimentais sobre o papel do zooplâncton como parte da dieta de espécies de interesse econômico e também de grupos como salpas e quetognatos que podem concorrer pelo alimento com as fases larvais dessas espécies, afetando o sucesso do recrutamento. Outra lacuna é o estudo das conexões entre a alça microbiana na disponibilização de alimentos para o zooplâncton, recrutamento de espécies-chave (indicadoras ou que fazem parte da dieta de espécies de interesse económico).

Não obstante, o grupo do meroplâncton, para estimar o potencial econômico de uma região e/ou para gerenciar os estoques de espécies de interesse econômico, tem sido pouco estudado. Neste sentido, são necessários mais estudos sobre o ciclo de

vida dessas espécies e sobre a distribuição das diferentes fases desse ciclo nos ambientes aquáticos, em especial, estudos sobre distribuição e dinâmica de retenção/dispersão das larvas planctônicas. A limitação na dispersão das larvas do polvo poderia, por exemplo, explicar a diferenciação interpopulacional nas diferentes regiões do Brasil. Informações sobre esse tema seriam de vital importância para criar formas de manejo desses organismos.

Considerando que o zooplâncton pode ser ingerido acidentalmente pelo ser humano e constituir-se num reservatório para diversas bactérias patogênicas, mais estudos das interações ecológicas entre víbrios e zooplâncton e sua relação com a degradação dos ecossistemas costeiros são fundamentais do ponto de vista da saúde pública (MARTINELLI-FILHO *et al.* , 2011).

Com relação ao ictioplâncton, os aspectos que mais preocupam são a carência de informações básicas sobre inúmeras espécies e famílias frente aos impactos a que a ARIEG está submetida.Lopes *et al.* (2006) mencionam que a ausência de informações no pareamento físico-biológico ainda ocorre de um modo geral, em função das estratégias de amostragem do zoo e ictioplâncton não cobrirem as escalas espaciais e temporais relevantes para a compreensão dos processos hidrodinâmicos, o que implica em pouco conhecimento sobre os processos de transporte ao longo da plataforma. Katsuragawa *et al.* (2006) apontam que, para que se possa compreender adequadamente os ciclos de produção marinha é fundamental que estudos sobre crescimento, condição larval e mortalidade passem a ser realizados com maior frequência, determinada de acordo com o objetivo do trabalho. A compreensão desses mecanismos e do grau de trocas entre domínios neríticos e oceânicos pode auxiliar o entendimento da dinâmica das comunidades planctônicas e o recrutamento dos estoques pesqueiros de espécies pelágicas.

De maneira geral, são escassos os estudos sobre o ictioplâncton nas regiões costeiras.

- **Potencialidades/ Oportunidades**

Frente ao potencial incremento recente do desenvolvimento socioeconômico na região costeira do estado de São Paulo, em função de grandes investimentos e projetos em andamento e futuros, seprevê uma capacidade de aportar importantes investimentos em projetos para o desenvolvimento socioambiental da região, bem como para conservação dos recursos naturais. A região da ARIEG não tem relação direta com obras de infraestrutura para essas atividades, mas como está na área de influência desses empreendimentos, poderá pleitear recursos para melhorias ambientais. A sociedade civil terá oportunidade de utilizar sua capacidade de organização e desenvolver, de forma conjunta e participativa, projetos e ações associadas aos múltiplos e relevantes parceiros, tais como universidades, SABESP, entre outros.

A falta de saneamento básico adequado em algumas praias da região é responsável pelos baixos índices de balneabilidade, principalmente durante o verão. O impacto das praias tem reflexos no recrutamento de espécies de juvenis de peixes. Poluição crônica por esgotos e óleo gerados pelas embarcações, bem como os resíduos sólidos difusos principalmente na região norte do complexo-lagunar também podem ser responsáveis por eventuais impactos gerados sobre o plâncton e, consequentemente redução no recrutamento com prejuízos econômicos. As regiões das barras, por serem regiões de encontro de águas de diferentes salinidades, tendem a acumular ovos e larvas do ictioplâncton. Essas regiões, por outro lado, são as mesmas que retêm óleos e resíduos sólidos em suspensão, microplásticos, etc., o que pode impactar sobremaneira o recrutamento. Nesse sentido, ações para reduzir a entrada de resíduos sólidos e óleo de embarcações nas águas interiores são muito desejáveis. Assim, a oportunidade de melhorar o saneamento bem como promover a redução e melhorar a segurança das fontes de poluição podem contribuir para a geração de recursos no turismo e na pesca. Tais oportunidades devem ser aproveitadas em conjunto com entidades ambientais e instituições, auxiliando na preservação principalmente das regiões estuarinas e de manguezais, em função da importância destas áreas como região de desova e berçário de espécies e recursos econômicos. Também é importante a criação de parcerias com instituições de pesquisa e ensino para continuar a levantar informações apontadas nas lacunas de conhecimento.

- **Legislação relacionada às espécies**

- Resolução CONAMA nº 274/2000: valores de padrões preestabelecidos para microrganismos indicadores de contaminação fecal.
- CONAMA - CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE. 2005 Resolução n°357, do dia 17 de março de 2005. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para seu enquadramento, bem como estabelece as

condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providencias. Diário Oficial da República Federativa do Brasil. Brasília

- Portaria SUDEPE n° N-24, 26 de julho de 1983:

"Art. 1° Permitir, em águas territoriais brasileiras, a pesca do siri-azul (*Callinectes danae* e *C. sapidus*), cujo tamanho seja superior a 12cm (doze centímetros), medida tomada entre os maiores espinhos laterais, e seja capturado com o emprego de espinhei para siri e gererê".

Art. 2° Proibir a captura, a industrialização e a comercialização da fêmea ovada do siri-azul (*Callinectes danae* e *C. sapidus*)".

- Portaria SUDEPE n° N-56, 20 de dezembro de 1984: "Art. 1° Permitir, nas regiões Sudeste e Sul, a pesca de camarão sete barbas (*Xiphopenaeus kroyeri*), com a utilização de redes do tipo arrastão de porta, desde que tenham no máximo 12m (doze metros) de comprimento, na tralha superior (flutuadores), possuam malhagem mínima de 24mm (vinte e quatro milímetros), especialmente no ensacador, levando em consideração as áreas e épocas de pesca proibidas pela legislação em vigor".
- Portaria IBAMA n° 97, 22 de agosto de 1997: "Art. 1° Nas águas sob jurisdição nacional compreendida entre o paralelo de 18º20' S (limite dos Estados da Bahia com o do Espírito Santo) e a fronteira do Brasil com o Uruguai (conforme estabelecido pelo Decreto n° 75.891, de 23 de junho de 19755), a frota arrasteira que opera na captura de camarões-rosa (*Penaeus paulensis*, *P. brasiliensis* e *P. subtilis*) ou sete barbas (*Xiphopenaeus kroyeri*) e respectiva fauna acompanhante... "
- Normativa No. 07 de 08 de maio, 2012: Programa Nacional de Controle Higiênico Sanitário de Moluscos Bivalves, que estabelece concentrações mínimas das ficotoxinas: saxitoxinas, ácido ocadaico, ácido domóico, brevetoxinas e azaspirácidos toxinas nos moluscos permitidas para o consumo humano (BRASIL, 2012).
- Legislação de defeso: citada no capítulo sobre pesca.

- **Contribuição para planejamento das UCs**

Com relação ao plâncton de modo geral, é importante lembrar a importância da conectividade entre águas não apenas próximas, como por exemplo, a região mais impactada de Iguape, como também a contribuição de águas provenientes do Sul, que podem trazer consigo espécies que podem provocar florações tóxicas, por exemplo. Nesse sentido, a integração de ações poderia ser realizada pelo órgão ambiental federal ou por interações entre órgãos ambientais dos estados envolvidos. O problema da introdução de espécies exóticas pode ser relevante nessa Unidade de Conservação, dada a proximidade do porto de Paranaguá, bem como pelas atividades de produção e escoamento de petróleo e gás do Polo Pré-Sal da Bacia de Santos que também recebem embarcações originadas de regiões distantes e é crítica se considerarmos os cultivos de ostras existentes na região. Importantes medidas de monitoramento precisam ser implementadas, visto que na região da ARIEG a espécie de camarão *Litopenaeus vannamei* foi introduzida intencionalmente para fins de cultivos, e essa espécie pode ser infectada pelo vírus da Síndrome da Mancha Branca ocasionando problemas ambientais na região de Cananeia-Iguape. Por ser uma espécie invasora, a larva desse camarão pode ser facilmente transportada por correntes costeiras e estuarinas. A região não tem áreas de retenção, propriamente, descritas na literatura para o plâncton, mas está próxima de regiões estuarinas importantes e bem preservadas que representam zonas berçários. Além disso, no DP foi levantada a importância das barras para o ictioplâncton. De fato, por serem regiões de encontro de águas de diferentes salinidades, tendem a acumular ovos e larvas do ictioplâncton. Essas regiões, por outro lado, são as mesmas que retêm óleos e resíduos sólidos em suspensão, microplásticos, etc., o que pode impactar sobremaneira o recrutamento. Nesse sentido, ações imediatas para reduzir a entrada de resíduos sólidos e óleo de embarcações nas águas interiores são muito desejáveis. Problemas se destacam também em relação à praia de Ilha Comprida e à região de Iguape, regiões mais impactadas e que são áreas de desenvolvimento de peixes juvenis. Nesse sentido, ações para reduzir a entrada de resíduos sólidos e óleo de embarcações nas águas interiores são muito desejáveis, bem como a coleta e tratamento de efluentes das praias da Ilha Comprida. Para longo prazo, medidas para verificar mudanças climáticas podem ser feitas com o monitoramento e controle das populações de foraminíferos, um componente do zooplâncton que pode ser usado como indicador ambiental, uma vez que sua população é controlada mais pelas mudanças no clima e na produção primária que pela predação.

MINUTA

2.3.3 ECOSSISTEMAS

2.3.3.1 PRAIAS

As praias arenosas são ambientes costeiros de substrato inconsolidado, formados principalmente por depósitos de areia acumulados pelos agentes de transporte fluvial ou marinho, apresentando uma largura variável em função da maré (WRIGHT & SHORT, 1984; MUEHE, 2001).

As praias, como transição entre o meio terrestre e marinho, são ambientes dinâmicos e fisicamente controlados, frequentemente associadas a outros ecossistemas costeiros, como estuários, deltas, restingas, manguezais, dunas, rios e baixios lamosos intertidais (*tidal flats*) (MMA, 2010). São influenciadas por fatores físicos como energia das ondas, marés, ventos, temperatura, chuvas e proximidade às fontes de água doce (BROWN & MCLACHLAN, 1990; MCLACHLAN & BROWN, 2006), e compreendem uma porção emersa (supra e mediolitoral) e outra subaquática que inclui a zona de arrebentação e se estende até a base orbital das ondas (WRIGHT & SHORT, 1983).

A dinâmica costeira, que condiciona a construção geomorfológica da linha da costa, é a principal responsável pelo desenvolvimento das praias arenosas e pelos processos de erosão e deposição que as mantêm em constante alteração. A morfologia dos perfis praiais em uma determinada região é função do nível energético das ondas, uma vez que essa energia é liberada nas zonas costeiras. Neste sentido, quanto ao grau de exposição, as praias podem ser identificadas desde muito expostas a muito protegidas, sendo a variabilidade física resultante da combinação de parâmetros básicos como característica das ondas e granulometria do sedimento (MCLACHLAN, 1980). Destes dependem a morfologia do fundo, o padrão de circulação e a dinâmica de correntes (WILLCOCK, 1987).

De acordo com o grau de intensidade destes fatores, as praias podem ser classificadas quanto à morfodinâmica em dois estados extremos, dissipativos e refletivos, e quatro intermediários (**Figura 64**).

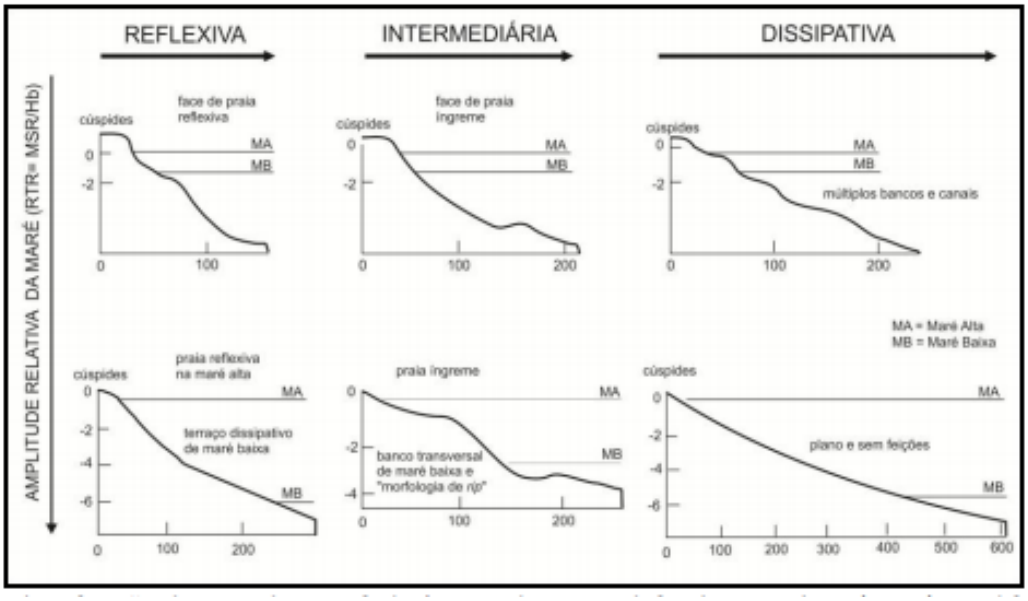


Figura 64 – Classificação dos estados morfodinâmicos de praias definidos por Short (1999). Fonte: Souza, 2012.

Apesar de parecerem desprovidas de vida, uma grande diversidade de espécies pode ser encontrada em praias arenosas e muitas dessas espécies possuem tamanho reduzido, vivendo enterradas entre os grãos de areia durante toda a vida ou parte dela.

A fauna é composta principalmente por invertebrados, normalmente com distribuição agregada que, conforme o modo de vida, compõem a epifauna, organismos que vivem sobre o sedimento, e a infauna, organismos que vivem enterrados no

sedimento. Com relação ao tamanho, a fauna de praias pode ser dividia em macrofauna (organismos maiores ou iguais a 0,5 mm), meiofauna (organismos entre 0,5 mm e 0,0045 mm) e microfauna (organismos microscópicos). Além dessas categorias, devem ser incluídos os organismos que visitam temporariamente a praia e/ou dela dependem como essencial fonte de alimento (AMARAL, 2014).

Os organismos encontrados nas praias pertencem a diversos filos, da meiofauna e da macrofauna, como cnidários, turbelários, nemérteos, nematódeos, anelídeos, moluscos, equiurídeos, sipunculídeos, artrópodes, picnogonídeos, braquiópodes, equinodermos, hemicordados e vertebrados (AMARAL *et al.*, 2003). Entre estes, os numericamente mais importantes são Polychaeta, Mollusca e Crustacea (BROWN & MCLACHLAN, 1990).

O Litoral Sul constitui uma área com características bem distintas em relação aos outros setores do litoral do Estado de São Paulo. Observa-se que, devido à forte influência das águas de aporte fluvial, a linha de costa da ARIEG apresenta características de margens de rio, com banhados e manguezais, além de formação restinga (Figura 65) (BRITO *et al.* , 2014).

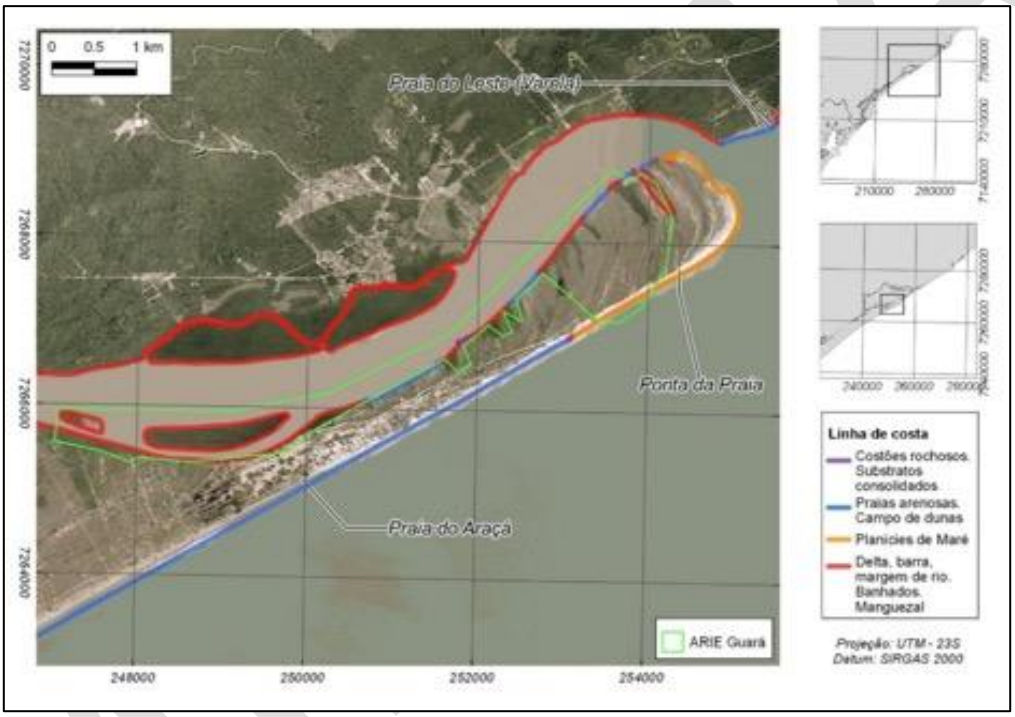


Figura 65 – Ecossistemas presentes na ARIE Guará

O limite norte da ARIEG contempla uma lagoa formada durante o processo de progradação da Ilha Comprida. No interior da ARIEG ocorrem alguns trechos de costa arenosa. A ponta da praia é formada por planícies de maré resultantes da ação dos processos de deriva litorânea e progradação da Ilha Comprida rumo a Iguape . Diante da forte dinâmica de mobilização dos sedimentos influenciados pela deriva litorânea e demais processos físicos incidindo sobre a ARIE GUARÁ, observa-se, que o polígono formal da ARIEG, a partir das coordenadas estabelecidas em seu decreto de criação, não contempla a faixa arenosa nas margens atuais do Boqueirão Norte. Interessante notar que esse processo dinâmico faz com que os limites formais do próprio município de Ilha Comprida não incorporem esta área de progradação, como observado na **Figura 65**.

Figura 66 - Limites da ARIE do Guará. Fonte: Fundação Florestal.

Figura 67 – Limites do Município de Ilha Comprida (em vermelho). Fonte: Google Earth

Nas margens do boqueirão, há uma estreita faixa de areia associada ao médio/supralitoral, entre a formação de restinga na sua retro área (a partir da franja do supralitoral), e os baixios lodosos associados à planície de maré, presentes na franja do infralitoral. Esta faixa de areia, que pode ser chamada de praia, tem aproximadamente 2 km de extensão (**Foto 37**).

Foto 37 – Faixa de areia (praia) de aproximadamente 2 km, ladeada por restinga e planícies de maré na ARIE GUARÁ

Fonte: Google Earth

- **Características Ecológicas**

As praias arenosas possuem elevada importância ecológica e socioeconômica, sendo fonte de diversos bens e serviços como turismo, pesca artesanal, esporte e lazer, controle de erosão e estabilização da linha de costa. Apesar disso, não foram encontrados trabalhos especificamente sobre a biota da faixa de areia presente na ARIE GUARÁ. No entanto, considerando sua similaridade com as praias do entorno, espera-se que haja alguma semelhança quanto à composição e riqueza em espécies de invertebrados existentes.

Embora seja uma área de relevante interesse ecológico não existem muitos estudos referentes à macrofauna bentônica na região, somente o de Varoli (1988) abrangendo o Mar Pequeno e a grande maioria dos estudos para a área está localizada em praias, baixios e marismas do Complexo Estuarino Lagunar Iguape, Cananeia, Ilha Comprida e Paranaguá (VAROLI, 1988, 1990; TARARAM, 1994; FLYNN *et al.*, 1996 e 1998; PETRARCO, 2008, entre outros).

Com base no estudo de Varoli (1988), contabilizou-se 25 espécies (**Quadro 39**), distribuídas principalmente pelos grupos Polychaeta com 11 espécies, Molusca com quatro espécies e Crustacea com 10 espécies. No entanto, o estudo avaliou as espécies bênticas como um todo, especialmente aquelas do infralitoral inconsolidado.

Quadro 39 – Macrofauna Bêntica do Mar de Cananeia e Mar Pequeno, entorno da ARIEGUARÁ.

Táxon	Espécies da Macrofauna	Abundância Relativa
Crustacea	*Kalliapseudes schubarti*	65,80
Polychaeta	*Nephtys fluviatilis*	12,05
Polychaeta	*Laeonereis culveri*	8,37
Crustacea	*Tholozodium rhombofrontalis*	6,15
Polychaeta	*Nereis succinea*	2,12
Polychaeta	*Capitella capitata*	1,85
Polychaeta	*Sigambra grubii*	1,63
Polychaeta	*Heteromastus filiformis*	0,76
Mollusca	*Heleobia sp*	0,22
Mollusca	*Tellina sp*	0,12
Crustacea	*Callinectes sp*	0,10
Polychaeta	*Glycinde sp*	0,08
Polychaeta	*Lucinda pectinata*	0,06
Crustacea	*Palaemon sp*	0,06
Crustacea	*Penaeus schimitti*	0,04
Crustacea	*Penaeus sp*	0,04
Polychaeta	*Diopatra sp*	0,03
Crustacea	*Cirolana armata*	0,03
Crustacea	*Caridae*	0,01
Mollusca	*Abra lioica*	0,01
Polychaeta	*Sipio sp*	0,01
Mollusca	*Sphenia fragilis*	0,01
Crustacea	*Uca sp*	0,01
Echinodermata	*Ophiuroidea*	0,01
Polychaeta	*Isolda pulchella*	0,01

De acordo com os trabalhos citados, as espécies mais abundantes para a área estuarina lagunar de Cananeia e Iguape são: os poliquetos C*apitella capitata, Heteromastus filiformis, Nereis succinea, Nephtys fluviatalis, Isolda pulchella, Sigambra grubii, Loandalia americana, Spio* sp.*, Polydora* sp, *Nerine agilis, Diopatra* sp., *Scoloplos* sp., *Hemipodus* sp., *Glycinde* sp, *Ninöe* sp, *Lumbrineris* sp., *Magelona* sp., *Aricidea* sp., *Mystides* sp, *Clymenela brasiliensis*, Opheliidae e Syliidae; os Isopoda (Crustacea) *Excirolana armata* e *Tholozodium rhombofrontalis;* os Amphipoda (Crustacea) *Parhyale hawaiensis, Melita mangrove, Phoxocephalopsis zimmeri, Grandiierella bonnieroides, Amphilochus neapolitanus e Amphithoe ramondi;* e os Mysidacea (Crustacea) *Metamysidopsis* sp e *Siriella sp.*

Entre os Decapoda determinou *Penaeus sp, Penaeus schimitti, Leander* sp, *Ogyrides* sp, *Callinectes* sp e *Uca* sp. A ordem mais abundante foi Tanaidacea representados por *Kalliapseudes schubarti*. Os moluscos mais abundantes foram os bivalves *Mytella* spp (mexilhão), *Anomalocardia brasiliana* (berbigão) e os gastrópodes *Tellina* sp, *Sphenia antillensis, Abra lioica e Lucina pectinata.*

Não há, portanto, com base nos dados disponíveis, a possibilidade de termos um retrato fidedigno das espécies que compõem efetivamente este segmento praial entremarés da ARIE GUARÁ. No entanto, esta faixa de areia é utilizada frequentemente por aves marinhas costeiras e limícolas, as quais usam o ambiente para alimentação, descanso e pouso, inclusive em rotas migratórias (**Foto 38**).

Foto 38 – Grande quantidade de aves marinhas costeiras e limícolas frequentando os cordões e faixas arenosas da ARIE GUARÁ.

Fonte: Google Earth

- **Características Socioeconômicas**

A praia da ARIE GUARÁ tem algum apelo no turismo de sol e praia, com um componente fortemente sazonal (alta e baixa temporada) (Foto 39). A vocação turística nessa região é relevante, associada também às atividades de turismo ecológico e de aventura, pesca esportiva amadora e esportes náuticos.

Foto 39 – Uso turístico da faixa de areia da ARIE GUARÁ.

Fonte: Google Earth

A pesca amadora está entre as principais atividades antrópicas nas praias da APAMLS e também na praia da ARIEGUARÁ, juntamente com o turismo de sol e praia (FUNDEPAG, 2015). A modalidade da pesca de praia é praticada na ARIE GUARÁ devido à presença de praias arenosas rasas/dissipativas no Boqueirão.

- **Ameaças e Impactos**

No Diagnóstico Participativo-DP (FUNDAÇÃO FLORESTAL, 2014) são apontadas como ameaças para a ARIE Guará: o turismo desordenado na alta temporada, responsável por grandes quantidades de lixo e degradação ambiental; a pesca amadora desordenada no entorno da ARIE; a interferência antrópica no manguezal, como construção de casas, retirada da vegetação para acesso ao canal e construção de trapiches; e lixo. Esses fatores são considerados os principais vetores de pressão. E é importante destacar que o planejamento do território (crescimento urbano/ especulação imobiliária) está em desacordo com instrumentos legais já existentes (Zoneamento da APA IC; regulamentação da APA-CIP, Código Florestal, etc.).

De acordo com o Capítulo sobre o meio Físico da ARIE Guará, presente neste documento, essa área sofre alterações constantes com a dinâmica de erosão/sedimentação, devido ao aporte de água que desce pelo canal do Valo Grande. A abertura e fechamento da barragem do canal do Valo Grande causam diversas alterações biológicas e físicas na região que comprometem o ambiente costeiro-estuarino, a biota associada e possíveis atividades econômicas.

Devido ao aporte de água doce e diminuição da salinidade está ocorrendo substituição dos organismos, como por exemplo a substituição de espécies de mangue por macrófitas aquáticas nas margens do estuário (CUNHA-LINGNON, 2005). Outro fator é a forte exposição da região costeira desta localidade a processos erosivos, potencializados pela maior frequência e intensidade de eventos extremos associados às mudanças climáticas (**Foto 40**).

Foto 40 – Processos erosivos severos na região do entorno da ARIE Guará.

Fonte: Google Earth.

MINUTA

Assim como ocorre em outras praias do litoral paulista, as praias da Ilha Comprida, incluindo a praia a ARIE GUARÁ, são utilizadas por veículos (**Foto 41**). Esta prática, potencializada nos meses de alta temporada, resulta em perturbações na biota bentônica presente no sedimento, especialmente a epifauna, além de gerar forte alteração na paisagem.

Foto 41 – Carros de turistas circulando na praia, inclusive na zona entremarés.

Fonte: Google Earth

- **Estado de Conservação**

Considerando os efeitos da forte dinâmica de erosão e progradação existente no local, associados às pressões antrópicas (turismo desordenado, veículos transitando na praia), espera-se que haja algum grau de perturbação afetando a integridade deste ecossistema na ARIE GUARÁ. No entanto, o diagnóstico preciso do estado de conservação deste ambiente necessita de estudos específicos.

- **Áreas Críticas**

O DP (FUNDAÇÃO FLORESTAL, 2014) não cita especificamente a praia arenosa da ARIE GUARÁ dentre as áreas críticas. No entanto, considerando os processos erosivos existentes, pode-se considerar toda a faixa costeira e praial da ARIE GUARÁ como crítica.

- **Cenários Futuros**

A região que engloba a ARIE do Guará caracteriza-se pela grande beleza e possui sua área total protegida por unidades de conservação. Porém, a multiplicidade, muitas vezes, conflitante do uso dos recursos naturais, do turismo descontrolado, da pesca predatória, do canal do Valo Grande, das indústrias químicas e relacionadas ao petróleo, situadas no entorno da APAMLS, e das mudanças climáticas, está servindo de vetor de pressão, que sem controle ou fiscalização por parte do poder público, podem degradar os diferentes ecossistemas contidos na ARIE do Guará.

Assim como ocorre em toda a costa, as praias da ARIE do Guará estão ameaçadas pelos efeitos das mudanças climáticas, em que se prevê a redução e a fragmentação de ecossistemas costeiros e marinhos, recuo da linha de costa pela elevação do nível médio relativo do mar (NMRM) e aumento de processos erosivos na zona costeira, atingindo a biodiversidade, os serviços ambientais e os meios de subsistência de populações humanas (IPCC, 2014).

Dentre os impactos previstos sobre as praias arenosas como consequência de uma eventual elevação do nível do mar estão: erosão da linha da costa, inundação por ondas de tempestades, alteração da amplitude de marés e mudança nos padrões sedimentares. Tais impactos levariam, em condições extremas, à perda do entremarés e do pós-praia e, consequentemente da sua biota associada (TURRA & DENADAI, 2015).

- **Indicadores para Monitoramento**

As praias estão dentre os ambientes marinhos mais vulneráveis aos impactos antrópicos e aos efeitos das modificações climáticas (aumento do nível do mar, da frequência e magnitude de eventos extremos e das taxas de erosão costeira e elevação da temperatura do mar e acidificação dos oceanos). Dessa forma, o monitoramento contínuo da macrofauna bentônica de praias possibilitará uma melhor compreensão dos efeitos das alterações ecossistêmicas oriundas de mudanças climáticas (TURRA & DENADAI, 2015).

Em relação à biota de praias, os organismos bentônicos são amplamente utilizados como indicadores ambientais por responderem de forma previsível a distúrbios naturais e antropogênicos (AMARAL *et al.*, 1998; VAN LOON *et al.*, 2015). Em função da resposta previsível a distúrbios, o uso desses organismos se torna uma ferramenta fundamental para o diagnóstico ambiental, principalmente em áreas prioritárias para conservação onde se deve conhecer o estado do ecossistema para definir planos de manejo e ações prioritárias. Espécies oportunistas, associadas ao enriquecimento orgânico, como os poliquetas Heteromastus filiformis e complexo Capitella capitata e o crustáceo Kalliapseudes schubarti, estão incluídas entre as mais utilizadas para avaliação das condições ambientais em praias (AMARAL *et al.*, 2003).

Como a meiofauna bentônica ocorre também em ambientes onde a macrofauna se encontra praticamente ausente, como em algumas praias refletivas (GIERE, 2009), pode ser um bom indicador biológico de impactos naturais ou antrópicos (MARIA *et al.*, 2015; TURRA & DENADAI, 2015).

- **Lacunas de Conhecimento**

Vários motivos justificam o interesse pelo conhecimento da fauna de praias. Muitas espécies têm importância econômica direta, como é o caso dos crustáceos e moluscos utilizados na alimentação humana ou como isca para pesca, a estes somados os poliquetas, que também constituem rica fonte de alimento para alguns organismos, principalmente peixes, crustáceos e aves (AMARAL *et al.,* 1994). Além disso, diversos estudos têm demonstrado a relevância da utilização de comunidades bentônicas na avaliação da qualidade ambiental (VAN LOON *et al.,* 2015). Apesar disso, e de que as praias constituem um dos ambientes mais extensos da costa brasileira, pouco se conhece sobre suas comunidades, realidade esta também na ARIE do Guará.

Do ponto de vista taxonômico, existem muitos táxons para serem descritos ou redescritos. Alguns filos, como Mesozoa e Loricifera, sequer têm algum registro para o Brasil. Outros, como Gastrotricha, Nematoda e Copepoda, são pouco conhecidos quanto à diversidade e aos seus aspectos biológicos (AMARAL *et al.*, 2011). A falta de informação faz com que as avaliações da biodiversidade de praias sejam muito limitadas ou mesmo impossíveis, bem como a avaliação de impactos ambientais naturais ou de origem antropogênica (TURRA & DENADAI, 2015).

Segundo Turra e Denadai (2015), a ausência de séries temporais de longa duração sobre biodiversidade tem feito com que a costa brasileira permaneça fora das avaliações globais sobre as consequências de modificações antrópicas e climáticas sobre ecossistemas costeiros. Com isso, é imperativo que haja uma integração de pesquisadores e instituições de forma a promover a consolidação do conhecimento existente e a implementação de uma rede observacional contínua e permanente, com protocolos de coleta padronizados e replicáveis em diferentes regiões do país.

- **Potencialidades/ Oportunidades**

A integração a rede de monitoramento continuo ReBentos, Rede de Monitoramento de Habitats Bentônicos Costeiros vinculada à Sub-Rede Zonas Costeiras da Rede Clima (MCT) e ao Instituto Nacional de Ciência e Tecnologia para Mudanças Climáticas (INCT-MC), pretende estruturar as bases científicas para detecção dos efeitos das mudanças ambientais regionais e globais sobre habitats bentônicos, dando início a uma série histórica de levantamento de dados sobre a biodiversidade marinha ao longo da costa brasileira*,* de forma a promover a consolidação do conhecimento existente e a implementação de uma rede observacional contínua e permanente, com protocolos de coleta padronizados e replicáveis em diferentes regiões do país (TURRA & DENADAI, 2015).

O estabelecimento de parceria ReBentos e Unidades de Conservação é importante para a criação de “Sítios Modelo de Monitoramento Integrado” nas UCs, proporcionando o trabalho concomitante de diversos grupos em uma mesma localidade. A parceria com os centros de pesquisa e universidades que já atuam na área da ARIE GUARÁ pode também ser

catalisada a partir do diagnóstico das lacunas de conhecimento, favorecendo e direcionando projetos de pesquisa que sejam efetivamente úteis para a gestão da ARIE GUARÁ. Fica claro também que atividades como o turismo ecológico e de aventura, a pesca amadora e a atividade náutica, dentre outras possibilidades, desde que ordenados dentro de práticas sustentáveis, são alternativas efetivas de uso sustentável das praias, respeitando os objetivos das ARIE GUARÁ.

- **Contribuição para Planejamento e Gestão da ARIE GUARÁ**

Como medida de proteção das praias da ARIE GUARÁ recomenda-se o emprego de estratégias de conservação dos habitats, associada à implantação de programas de educação ambiental. Muito ainda falta para que se tenha um adequado conhecimento da fauna e flora de praias (o que vale também para as praias da APAMLS e ARIE GUARÁ), devido à inexistência de programas temáticos ou individuais que objetivem o conhecimento da biodiversidade destes ambientes.

Neste sentido, sugere-se algumas iniciativas de gestão para as praias da ARIE GUARÁ:

- Fazer gestão para o ordenamento da ocupação das faixas de praia
- Fazer gestão para aumentar a eficácia da fiscalização
- Fazer gestão para eliminar práticas degradadoras e poluentes nas praias
- Maior participação das populações locais e comunidade científica nas avaliações e planos de manejo.
- Criação de indicadores de eficácia e eficiência; monitoramento das ações prioritárias.
- Incorporação da atividade de pesca artesanal como parceira na conservação da biodiversidade.
- Maior consideração dos fatores econômicos e sociais.
- Interceder junto aos demais instrumentos de ordenamento territorial diretamente relacionados à gestão das praias, especialmente o Zoneamento Ecológico Econômico (ZEE) e os Planos Diretores Municipais.
- Fomentar a implantação do PROJETO ORLA, como um importante instrumento de gestão do território costeiro, fortalecendo os objetivos da ARIE GUARÁ.

2.3.3.2 ECOSSISTEMAS BENTÔNICOS

Se um organismo vive dentro ou sobre o substrato é chamado de bêntico ou bentônico, e coletivamente forma o Bentos. O termo Bentos provém do grego benthos que significa fundo do mar. Assim, os organismos que de alguma forma estão associados a sedimentos marinhos ou a algum substrato vegetal ou animal, são parte do Bentos e do sistema de fundo (PIRES-VANIN, 2008).

Considerando a ARIE do Guará, o sistema bentônico envolve apenas o infralitoral, que se limita entre os 3 e 5 metros de profundidade (**Figura 86**).

Figura 86 – Mapa da ARIE do Guará, com sua delimitação em vermelho.

Fonte: Fundação Florestal.

Os estudos na região do infralitoral tiveram início no Brasil, na década de 70 e ocuparam-se da distribuição vertical da flora e fauna bentônica. Sua viabilidade ocorreu em função do mergulho autônomo, que permitiu a coleta de dados com uso do método de transecções (PEREIRA, 2007).

O modo de vida da macrofauna bentônica, junto ao fundo, associado ao pouco deslocamento (WEISBERG *et al.*, 1997), permite o entendimento de condições ambientais anteriores ao momento da amostragem, tornando, assim, o estudo desta fauna de grande importância para diagnósticos e monitoramentos ambientais (PEARSON & ROSEMBERG, 1978; VAN LOON *et al* , 2015).

A importância do Bentos se estende pela influência que exerce sobre os processos físicos e químicos nas águas do infralitoral. Os animais filtradores desempenham um papel importante ao retirar as partículas de material em suspensão e depositar o material excretado no substrato, tornando-o disponível aos detritívoros. Podem também, limitar a biomassa fitoplanctônica por meio do "grazing" realizado por várias espécies (CLERN, 1982). Também podem modificar a natureza física do substrato em que habitam, pela produção de pelotas fecais, no processo de biodeposição ou por escavação no processo de bioturbação. O Bentos ainda recicla matéria orgânica por meio da remineralização dos nutrientes depositados nos sedimentos de fundo (HOPKINSON & WETZEL, 1982), o que ressalta a importância da quantidade de matéria orgânica e de oxigênio presentes no substrato para o estabelecimento e a manutenção das espécies bentônicas em determinada área.Características ecológicas

Os organismos da fauna bentônica compreendem tanto a infauna como a epifauna e possuem representantes em quase todos os filos de invertebrados (Cnidaria, Turbellaria, Nemertinea, Nematoda, Annelida, Mollusca, Echiura, Sipuncula, Crustacea, Pycnogonida, Brachiopoda, Echinodermata e Hemichordata). Entre estes, os numericamente mais importantes são Polychaeta, Mollusca e Crustacea (BROWN & MCLACHLAN, 1990).

A Área de Relevante Interesse Ecológico do Guará (ARIEG), criada em 8 de outubro de 2008 através do decreto 53.527 (SÃO PAULO, 2008), é uma região que possui características naturais extraordinárias e que abriga exemplares raros da biota regional.

Os poucos trabalhos existentes na área da ARIE Guará estão relacionados com a presença da ave guará. Em relação ao Bentos, foi identificado apenas o estudo de Fantinato – Varoli (1988), referente à macrofauna bentônica na região abrangendo o infralitoral do Mar Pequeno. Com base neste estudo foram contabilizadas 25 espécies macrobentônicas (**Quadro 40**), distribuídas principalmente pelos grupos Crustacea e Polychaeta.

Quadro 40 – Macrofauna Bêntica do Mar de Cananeia e Mar Pequeno, entorno da ARIEG, e suas abundâncias relativas.

Táxon	Espécies da Macrofauna	Abundância Relativa
Crustacea	*Kalliapseudes schubarti*	65,80
Polychaeta	*Nephtys fluviatilis*	12,05
Polychaeta	*Laeonereis culveri*	8,37
Crustacea	*Tholozodium rhombofrontalis*	6,15
Polychaeta	*Nereis succine*	2,12
Polychaeta	*Capitella capitata*	1,85
Polychaeta	*Sigambra grubii*	1,63
Polychaeta	*Heteromastus filiformis*	0,76
Mollusca	*Heleobia sp*	0,22
Mollusca	*Tellina sp*	0,12
Crustacea	*Callinectes sp*	0,10
Polychaeta	*Glycinde sp*	0,08
Polychaeta	*Lucinda pectinata*	0,06
Crustacea	*Palaemon sp*	0,06
Crustacea	*Penaeus schimitti*	0,04
Crustacea	*Penaeus sp*	0,04
Polychaeta	*Diopatra sp*	0,03
Crustacea	*Cirolana armata*	0,03

Táxon	Espécies da Macrofauna	Abundância Relativa
Crustacea	*Caridae*	0,01
Mollusca	*Abra lioica*	0,01
Polychaeta	*Sipio sp*	0,01
Mollusca	*Sphenia fragilis*	0,01
Crustacea	*Uca sp*	0,01
Echinodermata	*Ophiuroidea*	0,01
Polychaeta	*Isolda pulchella*	0,01

Fonte: Fantinato-Varoli, 1998.

Há uma dominância da espécie de tanaidáceo *Kalliapseudes schubarti,* seguida dos poliquetos *Nephtys fluviatilis* e *Laeonereis culveri* e do isopoda *Tholozodium rhombofrontalis, e isso se deve ao fato de que* os ambiente estuarinos exigem certa tolerância fisiológica dos organismos. As Bacias estuarinas são conhecidas como ecossistemas com uma grande variação em alguns fatores abióticos, principalmente por causa do aporte de água doce proveniente do continente. Salinidade é um exemplo e variações neste fator ambiental, desde água doce até os níveis salinos regulares encontrados em mar aberto.

A espécie dominante, *Kalliapseudes schubarti,* incluída atualmente no gênero *Monokalliapseudes,* é comum em estuários e planícies lodosas do Sul e Sudeste do Brasil e presenta distribuição agrupada com os indivíduos concentrando-se na camada superficial do sedimento (LEITE *et al.*, 2003). Apesar de não apresentar nenhuma importância econômica conhecida, possui grande relevância ecológica em ambientes estuarinos de baixa energia, assumindo papel relevante na estruturação da comunidade, funcionando como importante item alimentar na dieta de peixes, crustáceos e aves (FREITAS-JÚNIOR *et al.*, 2013). Por sua abundancia, oportunismos, função estruturadora, persistência e resiliência, a espécie, é atualmente considerada como um excelente bioindicador (BRENDOLAN, 2004).

- **Características socioeconômicas**

Não há informações sobre a existência de qualquer infraestrutura na área da Unidade de Conservação. O acesso terrestre ao local é difícil. A possibilidade de entrada no local é somente por barco, através do Mar Pequeno, e é utilizado apenas para fins científicos e de controle, pois no trajeto é possível ver o Guará e várias outras espécies de aves.

- **Ameaças e impactos**

Com pouca ou nenhuma ocupação humana, a ARIEG é constituída por terras públicas e privadas que tem como principal objetivo, representar um importante instrumento para a conservação dos ecossistemas, tais como proteger, ordenar, garantir e disciplinar o uso racional dos recursos ambientais por meio do ordenamento da pesca profissional e amadora, do turismo e da pesquisa, de modo a promover o desenvolvimento sustentável da região, bem como de proteger os manguezais, o estuário e as aves migratórias que se utilizam das ricas condições dessa região.

Apesar disso a área do ARIEG sofre alterações constantes com a dinâmica de erosão/sedimentação devido ao aporte de água que desce pelo canal do Valo Grande, que causa diversas alterações biológicas e físicas na região. Devido ao aporte de água doce e a diminuição da salinidade está ocorrendo substituição dos organismos (CUNHA-LINGNON, 2005) e a alteração na região causará impactos no ambiente costeiro-estuarino e na biota associada.

De acordo com o Diagnóstico Participativo (FUNDAÇÃO FLORESTAL, 2014), os grandes vetores de risco que agem sobre a ARIEG são:

- Captura do Caranguejo-uçá no período do defeso e com uso de armadilha;
- Abertura e fechamento da barragem do canal do Valo Grande;
- Turismo desordenado.

- **Estado de conservação**

A ARIE do Guará, localizada dentro da APAMLS, está inserida numa área de alta qualidade ambiental, uma vez que é margeada pelo maior remanescente contínuo de Mata Atlântica do Brasil. A região foi decretada Patrimônio Natural da

MINUTA

Humanidade pela UNESCO e também é considerada uma Reserva da Biosfera da Mata Atlântica. Trata-se de um dos sistemas mais produtivos do Atlântico Sul e com alta diversidade biológica (SÃO PAULO, 2011).

As macroalgas e gramas marinhos que ocorrem em ambientes costeiros especialmente no infralitoral, em geral, abrigam grandes populações de invertebrados móveis que estão sujeitas a distúrbios periódicos (FENWICK, 1976), porém apresentam ciclos de abundância, resultando em uma alta estabilidade da comunidade (ARRONTES & ANADON, 1990).

- **Áreas críticas**

De acordo com o DP, as áreas rasas estuarinas e sua biota sob a influência do canal do Valo Grande (águas do Rio Ribeira), com a constante alteração de salinidade, transparência da água e outros parâmetros físico-químicos, podem estar sob estresse crítico.

- **Cenários Futuros**

A região que engloba a ARIE do Guará caracteriza-se pela grande beleza e possui sua área total protegida por unidades de conservação. Porém, a multiplicidade muitas vezes conflitante de usos dos recursos naturais, o turismo descontrolado, a pesca predatória, o canal do Valo Grande, as mudanças climáticas são vetores de pressão aos diferentes ecossistemas contidos na ARIEG, que se prolongados podem acarretar na degradação destes.

Quanto aos efeitos das mudanças climáticas, se prevê a redução e a fragmentação de ecossistemas costeiros e marinhos, recuo da linha de costa pela elevação do nível médio relativo do mar (NMRM) e aumento de processos erosivos na zona costeira, atingindo a biodiversidade, os serviços ambientais e os meios de subsistência de populações humanas (IPCC, 2014). Dentre os impactos previstos sobre o infralitoral como consequência de uma eventual elevação do nível do mar estão: erosão da linha da costa, inundação por ondas de tempestades, alteração da amplitude de marés e mudança nos padrões sedimentares, impactando a biota associada (TURRA & DENADAI, 2015).

- **Indicadores para monitoramento**

Deve-se realizar o monitoramento ambiental contínuo da área da referida ARIEG através da análise espaço-temporal de sua fauna e flora, da análise de seu sedimento e água. Essas informações são cruciais no sentido de subsidiar medidas de planejamento, controle, recuperação, preservação e conservação do ambiente de estudo, bem como suporte para as ações de controle e uso sustentável destas áreas.

Os organismos bentônicos são amplamente utilizados como indicadores ambientais por responderem de forma previsível a distúrbios naturais e antropogênicos (AMARAL *et al.*, 1998), tornando o uso desses organismos uma ferramenta fundamental para o diagnóstico ambiental, principalmente em áreas prioritárias para conservação onde se deve conhecer o estado do ecossistema, para definir planos de manejo e ações prioritárias. O conhecimento da diversidade e dominância desses organismos mostra como são explorados recursos como espaço e alimento. Nesse contexto, alguns crustáceos, como a espécie *Monokalliapseudes schubarti* é atualmente considerada um excelente bioindicador (BRENDOLAN, 2004).

- **Lacunas de conhecimento**

A principal lacuna do conhecimento sobre o macrobentos de toda a costa sul é a escassez de dados relativos ao tamanho das populações de espécies de interesse econômico ou ecológico. A predominância de *M. schubarti* na região infralitoral da ARIEG, rica em matéria orgânica, fator potencial do controle do tamanho de suas populações, a torna um interessante objeto de estudo de cunho populacional para o monitoramento de efeitos antrópicos em áreas estuarinas.

- **Potencialidades/oportunidades**

A ARIEG visa promover a pesca e o turismo responsável e proteger exemplares importantes da biota nacional. A rede de monitoramento continuo ReBentos, Rede de Monitoramento de Habitats Bentônicos Costeiros, vinculada à Sub-Rede Zonas Costeiras da Rede Clima (MCT) e ao Instituto Nacional de Ciência e Tecnologia para Mudanças Climáticas (INCT-MC), pretende estruturar as bases científicas para detecção dos efeitos das mudanças ambientais regionais e globais sobre habitats bentônicos, dando início a uma série histórica de levantamento de dados sobre a biodiversidade marinha ao longo

da costa brasileira, de forma a promover a consolidação do conhecimento existente e a implementação de uma rede observacional contínua e permanente, com protocolos de coleta padronizados e replicáveis em diferentes regiões do país (TURRA & DENADAI, 2015). O estabelecimento de parceria ReBentos e Unidades de Conservação é importante para a criação de "Sítios Modelo de Monitoramento Integrado" nas UCs, proporcionando o trabalho concomitante de diversos grupos em uma mesma localidade.

- **Contribuição para planejamento e gestão da ARIE do Guará**

Como medida de proteção recomenda-se o emprego de estratégias de conservação dos habitats, associada à implantação de programas de educação ambiental. Muito ainda falta para que se tenha um adequado conhecimento da fauna e flora, devido à inexistência de programas temáticos ou individuais que objetivem o conhecimento da biodiversidade destes ambientes.

Um fator importante e que merece atenção é a fiscalização: necessidade de intensificar e sistematizar ações de fiscalização, necessidade de treinamento de pessoal e/ou contratação de guarda-parques (a ARIEG não possui guarda-parques próprios, sendo necessário conciliar suas ações de fiscalização com atividades do PEIC. Há grande dificuldade para conciliar as atividades, pois há poucos funcionários e não há prioridade para ações da ARIEG).

Neste sentido, sugere-se algumas iniciativas de gestão das comunidades bênticas da ARIE do Guará:

- Maior participação das populações locais e comunidade científica nas avaliações e planos de manejo;
- Disponibilização dos dados, e que estes sejam alimentados e atualizados de forma contínua;
- Criação de indicadores de eficácia e eficiência; monitoramento das ações prioritárias;
- Incorporação da atividade de pesca artesanal como parceira na conservação da biodiversidade; e,
- Maior consideração dos fatores econômicos e sociais.

2.3.3.3 RESTINGA

- **Características ecológicas**

O ecossistema das restingas integra o Bioma Mata Atlântica, que é reconhecido como um dos *hotspots* de biodiversidade mais ameaçados do mundo. Tal ecossistema é formado por um mosaico de comunidades vegetais florísticas e fisionomicamente distintas, ocorrendo nas planícies arenosas de origem marinha e fluvio-marinha e idade quaternária localizadas na costa brasileira (EITEN, 1983; ARAUJO, 1984; COUTINHO, 2006; MAGNAGO *et al.*, 2010; IBGE, 2012, *apud.* MELO JR. & BOEGER, 2015), sendo classificadas como comunidades edáficas por dependerem mais da natureza do solo que do clima (ARAUJO, 1984, 1987; ARAUJO & LACERDA, 1987; LACERDA *et al.*, 1982, *apud* SUGIYAMA, 1998).

Localizado na interface entre os ambientes marinho e continental, possui uma fragilidade intrínseca, visto que as zonas costeiras são constantemente afetadas por processos naturais de deposição marinha (ação eólica e marinha) e de drenagem fluvial (HOLZER *et al.*, 2004). Em função dessa fragilidade, sua vegetação exerce papel fundamental para a estabilização dos sedimentos e a manutenção da drenagem natural (ASSUMPÇÃO & NASCIMENTO, 2000, *apud* MELO JR. & BOEGER, 2015), sendo a principal responsável pela fixação das dunas e estabilização dos manguezais.

De acordo com o "*Atlas dos Remanescentes Florestais da Mata Atlântica*", Período 2012-2013, elaborado pela SOS Mata Atlântica e INPE (2014), a vegetação de restinga no bioma Mata Atlântica em território brasileiro equivale a 641.284 ha. O Estado de São Paulo é o aquele que possui a maior extensão dessa vegetação, com 206.698 ha e o litoral sul é a região costeira do Estado que apresenta os maiores remanescentes de ecossistemas de restinga, com 142.615,57 ha, de acordo com o "*Atlas dos remanescentes dos ecossistemas de restinga do Complexo Estuarino-Lagunar de Iguape, Ilha Comprida e* Cananeia*, litoral sul do Estado de São Paulo*", elaborado por LabTrop/USP (2016).

A flora é considerada de pouca riqueza, quando comparada com outros tipos de vegetação do Brasil, havendo poucas espécies endêmicas deste ecossistema. À medida que se distanciam da região pós-praia, em direção às áreas mais interiores da planície costeira, as comunidades vegetais apresentam importantes variações fisionômicas (VELOSO *et al.*, 1991; OLIVEIRA-FILHO & CARVALHO, 1993) e sua riqueza florística e a diversidade funcional aumentam gradativamente (FERNANDES, 2006, *apud* MELO JR. & BOEGER, 2015). As formações podem ser herbáceas, arbustivas e florestais, sendo que

sua diversidade biológica é proveniente do Cerrado, da Caatinga e, principalmente, de outros ecossistemas da Mata Atlântica (ARAUJO, 2000, *apud* MELO JR. & BOEGER, 2015).

O reconhecimento de uma unidade fitogeográfica para a região litorânea brasileira é evidente entre os vários estudiosos da fitogeografia brasileira. Entretanto, a denominação empregada, seja para designar e classificar a vegetação litorânea, seja para diferenciar as suas respectivas fitofisionomias, é bastante diversa (SILVA, 1999). O próprio vocábulo "Restinga" possui várias conotações, ora referindo-se apenas ao substrato arenoso das planícies litorâneas, ora restringindo-se ao tipo de vegetação que recobre estas planícies e ora ao sistema substrato-vegetação como um todo. Considerando a diversidade fisionômica, estrutural e florística, a vegetação costeira pode ser identificada como um complexo vegetacional, denominado Complexo da Restinga (ASSIS, 1999; EITEN, 1983, *apud.* MANIA, 2008). Tal denominação deixa claro que as variações florísticas e fisionômicas observadas nesta vegetação ocorrem em uma escala espacial relativamente pequena, dificultando assim o mapeamento em separado das suas respectivas tipologias (SILVA, 1999).

Para o estado de São Paulo, a Resolução CONAMA n° 07/1996, divide as formações de Restinga conforme sintetizado no **Quadro 41**.

Quadro 41 – Ecossistemas de restinga no estado de São Paulo, conforme Resolução CONAMA n°0 7/1996.

- VEGETAÇÃO DE PRAIAS E DUNAS
- VEGETAÇÃO SOBRE CORDÕES ARENOSOS
  - ESCRUBE
  - FLORESTA BAIXA DE RESTINGA
  - FLORESTA ALTA DE RESTINGA
- VEGETAÇÃO ASSOCIADA ÀS DEPRESSÕES
  - ENTRE CORDÕES ARENOSOS
  - BREJO DE RESTINGA
  - FLORESTA PALUDOSA
  - FLORESTA PALUDOSA SOBRE SUBSTRATO TURFOSO
- FLORESTA DE TRANSIÇÃO RESTINGA-ENCOSTA

Praias e Dunas

Nas primeiras faixas de areia da região pós-praia, ocorre uma formação de plantas predominantemente herbáceas, muitas providas de estolões ou de rizomas, com distribuição esparsa ou recobrindo totalmente a areia. Por ocupar áreas em contínua modificação pela ação dos ventos, chuvas e ondas, essa formação se mantém sempre como vegetação pioneira de primeira ocupação (clímax edáfico). Algumas espécies frequentes nessa formação são: *Blutaparon portulacoides, Ipomoea pes-caprae*, *Hydrocotyle bonariensis*, *Centella asiatica*, *Remirea maritima*, gramíneas (*Panicum* spp*, Spartina* spp*, Paspalum* spp, *Stenotaphrum secundatum*)*, Dalbergia ecastaphyllum* (Foto 42 **e** Foto 43).

Foto 42 – Vegetação de Praias e Dunas.

Foto 43 – Vegetação de Praias e Dunas.

Vegetação sobre Cordões Arenosos

Escrube

Formação com fisionomia arbustiva, com 3m-4m de altura, formando um maciço contínuo ou moitas intercaladas com trechos de areia exposta. Espécies arbustivas características dessa tipologia são: *Dalbergia ecastaphyllum*, *Schinus terebinthifolia*, *Guapira opposita*, *Varronia curassavica*, *Sophora tomentosa*, *Psidium cattleyanum*, *Gaylussacia brasiliensis*,

Tibouchina clavata. Dentre as espécies do estrato herbáceo podem ser citadas: *Epidendrum fulgens*, *Rumohra adiantiformis*, *Quesnelia arvensis*, *Dyckia encholirioides* (**Foto 44 e Foto 45**).

Foto 44 – Escrube.

Foto 45 – Escrube.

Floresta Baixa de Restinga

Fisionomia arbórea, com dossel baixo (cerca de 7m) e relativamente aberto. O substrato é seco. Há uma grande diversidade de espécies arbóreas, sendo frequentes as mirtáceas (*Psidium cattleyanum*, *Eugenia* spp, *Myrcia* spp, *Clusia criuva*, *Ternstroemia brasiliensis*, *Andira fraxinifolia).* Epífitas estão presentes em profusão, principalmente as bromeliáceas, orquidáceas, aráceas, gesneriáceas e pteridófitas (Foto 46 **e** Foto 47).

Foto 46 – Floresta Baixa de Restinga.

Foto 47 – Floresta Baixa de Restinga.

Floresta Alta de Restinga

Apresenta dossel fechado, com até 20 m de altura, e grande diversidade de espécies arbóreas, sendo frequentes as mirtáceas, lauráceas (*Ocotea* spp, *Nectandra* spp), *Calophyllum brasiliense*, *Manilkara subsericea*, *Ilex* spp, *Schefflera angustissima*, *Albizia pedicellaris*, *Euterpe edulis*, entre outras. Sub-bosque presente, representado por plantas jovens das espécies do dossel e por arbustos e árvores de menor porte. Ocorre uma grande diversidade e quantidade de epífitas, notadamente aráceas, orquidáceas e pteridófitas. Uma característica do estrato herbáceo é a presença de uma grande quantidade de bromélias no solo (LOPES, 2007). Essa formação pode ser subdividida em Floresta Alta de Restinga Seca (Foto 48**)** e Floresta Alta de Restinga Úmida (Foto 49) (LOPES, 2007).

MINUTA

Foto 48– Floresta Alta de Restinga.

Foto 49 – Floresta Alta de Restinga.

Vegetação Associada às Depressões

Entre Cordões Arenosos

Formação de fisionomia herbáceo-arbustiva (até 1,5 m de altura, no máximo) que ocorre sobre substrato arenoso de origem marinha, encharcado, com grande quantidade de matéria orgânica incorporada. A diversidade de espécies é baixa, sendo que as mais características são: *Xyris* spp, *Drosera capillaris*, *Lycopodium alopecuroides*, *Syngonanthus chrysanthus*, *Utricularia* spp, *Triglochin striata* e diversas ciperáceas (*Eleocharis* spp, *Cyperus* spp) (Foto 50 **e** Foto 51).

Foto 50 – Entre Cordões Arenosos.

Fonte: Mauri Djepowera Spézia Junior

Foto 51 – Entre Cordões Arenosos.

Fonte: Mauri Djepowera Spézia Junior

Brejo de Restinga

Formação herbácea com, no máximo, 2m de altura, ocorrente em depressões onde o substrato está permanentemente inundado. Nos brejos com maior influência de água salobra predominam gramíneas (*Paspalum maritimum*, *Spartina* spp) e ciperáceas (*Scirpus* sp., *Cyperus* spp, *Scleria* spp). Nos brejos, com menor ou nenhuma influência de água salobra, a diversidade é maior, ocorrendo *Thypha domingensis*, diversas ciperáceas (*Eleocharis* spp, *Cyperus* spp, *Scleria* spp, *Fuirena umbellata*), *Ludwigia* spp, *Echinodorus* spp, a espécie exótica *Hedychium coronarium*, entre outras (Foto 52 **e** Foto 53).

Foto 52 – Brejo de Restinga.

Foto 53 – Brejo de Restinga.

MINUTA

Floresta Paludosa

A floresta paludosa ocorre em áreas sujeitas a alagamentos por ação do lençol freático (SILVA,1998; ASSIS,1999). Possuem estrutura e composição florística bastante distintas das florestas secas, além de uma diversidade florística significativamente menor, (RAMOS NETO, 1993). O dossel é aberto, com altura de 8 a 10m. As espécies arbóreas características dessa formação são *Tabebuia cassinoides* (caxeta) e *Calophyllum brasiliense* (guanandi), que chegam a formar populações quase homogêneas, os chamados caxetais e guanandizais. Sobre as árvores, há uma grande quantidade e diversidade de epífitas, principalmente bromeliáceas, orquidáceas, gesneriáceas, aráceas e pteridófitas (Foto 54 **e** Foto 55).

MINUTA

Foto 54 – Floresta Paludosa.

Foto 55 – Floresta Paludosa.

Floresta Paludosa Sobre Substrato Turfoso

Ocorre em depressões onde existe o acúmulo de turfa (com profundidade superior a 1m) no substrato, sendo que este é sempre saturado, podendo ser periodicamente inundado. Apresenta fisionomia arbórea, com dossel aberto de 10m a 17m de altura, havendo emergentes de até 20m. Espécies arbóreas características dessa formação são: *Tapirira guianensis*, *Nectandra oppositifolia, Eugenia umbelliflora*, *Alchornea triplinervia*, *Myrcia racemosa*, *Myrsine venosa*, *Guatteria australis*, entre outras. Ocorre uma grande quantidade e diversidade de epífitas: bromeliáceas (*Aechmea* spp, *Billbergia* spp, *Tillandsia* spp, *Vriesea* spp), orquidáceas (*Prosthechea* spp, *Cattleya forbesii*, *Promenaea rollissonii*, *Epidendrum* spp, *Maxillaria* spp, *Oncidium* spp, *Pleurothallis* spp, *Octomeria* spp, *Stelis* spp), aráceas (*Philodendron* spp, *Anthurium* spp, *Monstera adansonii*), *Microgramma vacciniifolia*, *Polypodium* spp, *Asplenium* spp, *Trichomanes* spp, piperáceas, cactáceas e gesneriáceas (Foto 56 **e** Foto 57).

Foto 56 – Floresta Paludosa sobre Substrato Turfoso.

Foto 57 – Floresta Paludosa sobre Substrato Turfoso.

MINUTA

Floresta de Transição Restinga-Encosta

Ocorre em ambientes continentais ao fundo das planícies costeiras até a baixa encosta, em íntimo contato com as demais formações florestais de restinga e com a Floresta Ombrófila Densa de Encosta, com a qual pode apresentar grande similaridade. Seu dossel é fechado, com 12m a 18m de altura, e as emergentes podendo superar os 20m. Há uma grande diversidade de espécies arbóreas, sendo comuns as mirtáceas (*Myrcia* spp, *Eugenia* spp, *Calyptranthes* spp), lauráceas (*Ocotea* spp, *Nectandra* spp), *Schefflera morototoni*, *Roupala* spp, *Machaerium* spp, *Euterpe edulis*, entre outras. No sub-bosque são frequentes *Psychotria* spp, *Amaioua intermedia*, *Geonoma* spp, *Cyathea corcovadensis* e muitas outras ().

Foto 58 – Floresta de Transição Restinga-Encosta.

- **Restinga da ARIE do Guará**

Através do mapa da ARIE Guará e de aerofotografias da área (**Figura 68**), pôde-se constatar que dos 455 ha dessa UC, cerca de 174 ha (ou seja, 38,2 % de sua área total) estão revestidos por formações de restinga, basicamente de porte herbáceo e/ou subarbustivo, situados na porção norte da Ilha Comprida. O restante da ARIE abrange vegetação de mangue e o meio aquático (Mar Pequeno).

Em relação às fitofisionomias de restinga ocorrentes na ARIE Guará, há divergência entre as caracterizações encontradas na bibliografia. No mapa da vegetação da Ilha Comprida contido no trabalho de KIRIZAWA *et al.* (1992), a área em tela consta como Vegetação de Dunas. Já no "*Atlas dos remanescentes dos ecossistemas de restinga do complexo estuarino lagunar de Iguape, Ilha Comprida e* Cananeia*, litoral sul do Estado de São Paulo*", elaborado por LabTrop/USP (2016), a área consta como sendo predominantemente revestida por "Campo Úmido", havendo apenas pequenos feixes de vegetação de dunas.

Não existe nenhum levantamento específico sobre a flora da ARIEG. Entretanto, considerando os levantamentos realizados em áreas próximas (Parque Estadual da Ilha do Cardoso, Estação Ecológica da Juréia e na própria Ilha Comprida), nas mesmas fitofisionomias existentes na ARIE (Praias e Dunas e Campo Úmido), foi possível elaborar uma lista de espécies de provável ocorrência nessa UC. Assim, foram listadas 99 espécies vegetais, distribuídas em 37 famílias. As famílias mais bem representadas são: Cyperaceae (com 19 espécies), Poaceae (com 12 espécies) e Fabaceae (10 espécies). Dentre as espécies levantadas, 13 são endêmicas da Mata Atlântica (ou seja, 13 % do total) e três estão relacionadas em alguma lista de risco de extinção.

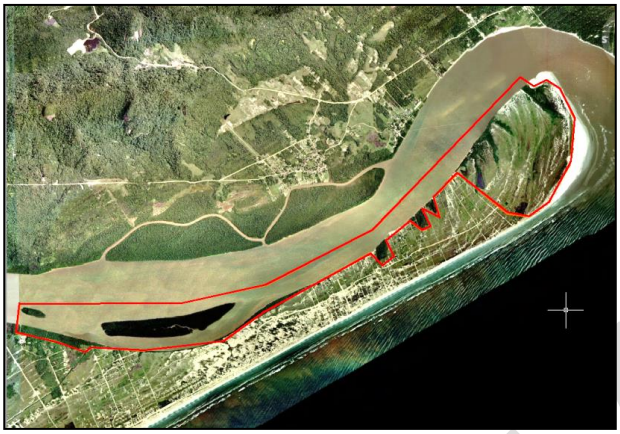


Figura 68 – Perímetro da ARIE Guará demarcado sobre aerofotografia.

- **Características Socioeconômicas**

Não há informações sobre qualquer atividade econômica relacionada com as restingas da ARIE Guará. As trilhas que passam pelo ecossistema das restingas, utilizadas pelos turistas, têm como destino algum outro atrativo, como as praias ou o canal do Mar Pequeno. Não se tem conhecimento de visitação destinada à contemplação das restingas propriamente ditas e as espécies vegetais exploradas pelo extrativismo no Litoral Sul e de forte ligação com a economia local são características de ambientes florestais, não ocorrendo nas formações de restinga existentes na ARIE Guará.

- **Ameaças e impactos**

As comunidades de restinga estão submetidas a condições ambientais extremas, caracterizadas por altas temperaturas, forte incidência de ventos, elevada salinidade, alta mobilidade dos sedimentos, deficiência de nutrientes no solo e déficit hídrico, que tornam o ambiente estressante e limitante à vegetação (WAECHTER, 1985; SCARANO *et al.*, 2001; SCARANO, 2002, *apud.* MELO JR. & BOEGER, 2015). Além disso, como ecossistema litorâneo, a restinga se constituiu em um dos primeiros ambientes a sofrer intervenção antrópica após a chegada dos colonizadores europeus (DEAN, 1996). Os ecossistemas de restingas são frágeis e de difícil regeneração ou restauração, em razão da composição de sua biota e de suas características edáficas, o que os tornam muito susceptíveis ao impacto humano (REIS DUARTE & CASAGRANDE, 2006, *apud.* OLIVEIRA *et al.* 2015).

Com relação à ARIE Guará, as principais ameaças ao ecossistema da restinga são:

Turismo desordenado

Em Relatórios de Monitoramento da ARIE Guará de autoria da Fundação Florestal (datados de 2012 a 2015) foi assinalada a presença de banhistas nas praias e, inclusive, no lago situado no interior da ARIE, em meio à formação de restinga (Foto 59). Conforme consta em um desses relatórios, "*Nesses locais havia muitas evidências de atividade humana, como restos de churrasqueiras improvisadas e lixo em abundância (latinhas de cerveja, sacos plásticos, restos de alimentos, etc.)*".

MINUTA

Foto 59 – Turistas no canal, dentro da ARIE, e o descarte de lixo pelo chão.

Fonte: Fundação Florestal.

Introdução de espécies arbóreas exóticas

Tais fisionomias da restinga são especialmente suscetíveis à invasão biológica, visto que *habitats* abertos tendem a ser mais facilmente invadidos por espécies arbóreas do que áreas de fisionomia florestal (ROLLO, 2013). Sanches, 2009, também considera que a presença de espécies arbóreas exóticas contribui para a redução da biodiversidade e para a extinção de espécies nativas. Por tal motivo, o referido autor afirma que o manejo para erradicação de espécies exóticas nas unidades de conservação é desejável e necessário. Assim, sugere-se a implantação de projetos visando o controle e monitoramento de espécies exóticas, antes que os danos causados pelas as mesmas se agravem na área.

Espécies arbóreas exóticas causam forte impacto na vegetação herbácea-arbustiva das Praias e Dunas ou do Escrube. Impacto ainda maior ocorre quando a espécie exótica possui ação alelopática, como é o caso da casuarina (*Casuarina equisetifolia*). Áreas onde essa árvore está presente tendem a ter um menor número de espécies nativas do que áreas onde ela não ocorre, o que sugere uma inibição do crescimento das plantas nativas (HARDMAN, 2012, *apud.* ROLLO, 2013). Através das fotos existentes em diversos Relatórios de Monitoramento da ARIE Guará de autoria da Fundação Florestal (datados de 2012 a 2015), pode-se constatar a presença de inúmeros exemplares de casuarina (*Casuarina equisetifolia*) na área **(Foto 60)**.

Foto 60 – Casa dentro do perímetro da ARIE. Note-se a presença de árvores exóticas.

Fonte: Fundação Florestal.

Supressão de vegetação

Em Relatórios de Monitoramento da ARIE Guará de autoria da Fundação Florestal (datados de 2012 a 2015) foi assinalada a supressão da vegetação nativa de restinga em pelo menos duas oportunidades. Uma das supressões se deu através de

queimada. Outra foi feita pelo proprietário de uma das casas existentes no interior da UC, para efetuar o plantio de espécies arbóreas frutíferas (Foto 61Foto 62).

Foto 61– Comparação entre a vegetação nativa (à esquerda) e área onde ocorreu supressão (direita).

Fonte: Fundação Florestal.

Foto 62 – Supressão de vegetação com uso de fogo.

Fonte: Fundação Florestal.

Processos erosivos

Na região de restinga da ARIEG, ocorre um processo constante de erosão e progradação na Barra do Icapara (que constitui o limite norte da ARIE Guará), devido à abertura do Canal do Valo Grande. Assim, caso esse processo erosivo tenha prosseguimento, a vegetação de restinga que recobre essa área irá desaparecer (**Foto 63**).

Foto 63 – Casa de veranista destruída por processo erosivo dentro da ARIE.

Fonte: Fundação Florestal.

- **Estado de Conservação**

De uma maneira geral, os Relatórios de Monitoramento da ARIE Guará de autoria da Fundação Florestal (datados de 2012 a 2015) informam explicitamente que o ecossistema de restinga no interior da referida UC está em bom estado de

MINUTA

conservação. As atividades antrópicas com maior potencial de degradação registradas (supressão de vegetação) ocorrem de maneira pontual.

▪ **Áreas Críticas**

Há duas áreas que podem ser consideradas críticas na ARIE Guará (demarcadas pela linha azul na Figura 69), quais sejam:

– A extremidade norte/nordeste da UC, junto à Barra do Icapara, que vem sofrendo um forte processo erosivo de suas margens devido à ação das marés.
– A área contígua à Alameda Iraca, situada na porção sul da área de restinga da ARIE Guará. É nessa área que estão situadas algumas casas existentes no interior da UC e que ocorre a maioria das atividades degradadoras (supressão de vegetação, queimadas, plantio de espécies exóticas).

Figura 69 – Áreas críticas da ARIE Guará (linha azul), em relação às restingas.

▪ **Cenários Futuros**

Os impactos decorrentes das mudanças climáticas acarretam, em diversos níveis, o aumento generalizado das vulnerabilidades, dos danos potenciais e dos riscos aos ecossistemas e, portanto, aos serviços ambientais e ecológicos. Cabe ressaltar que esses serviços podem ser afetados de duas maneiras pelas mudanças climáticas: diretamente, através de modificações abióticas nos processos dos ecossistemas, e indiretamente, através dos impactos causados na biodiversidade (funcionalidade dos ecossistemas) (LAVOREL *et al.*, 2009, *apud.* SOUZA, 2010).

Os primeiros efeitos esperados das mudanças climáticas globais são a elevação do Nível Médio do Mar (NMM) e o aumento local/regional da superfície do mar (com consequente recuo da linha da costa). Com isso, as formações de Praias e Dunas estão bastante ameaçadas, correndo o sério risco de desaparecimento em razão das ressacas e progressão da erosão costeira (SOUZA, 2010). No litoral sul de São Paulo, o aumento do NMM deverá causar profundas transformações no sistema barreira-laguna formado pela Ilha Comprida/Mar de Cananeia com redistribuição dos ambientes na parte interna da laguna e migração da Ilha Comprida rumo ao continente (SOUZA, *opus cit*.). Como a ARIE Guará está inserida nessa área acima citada (mais especificamente na extremidade norte da Ilha Comprida, onde os processos erosivos deverão se agravar ainda mais), fica evidente que a vegetação de restinga na referida UC sofrerá perdas de grande magnitude.

As mudanças climáticas poderão resultar, também, em vários impactos nas plantas que habitam o interior das diferentes formações de restinga. Como resposta aos aumentos progressivos de CO2 e de temperatura, a fisiologia e o crescimento das plantas poderão ser afetadas nos seguintes processos: fotossíntese líquida e respiração; condutância estomática e eficiência do uso da água; alocação de carbono e crescimento; estrutura da planta e fenologia; e concentração de nutrientes (BUCKERIDGE *et al.*, 2008, *apud.* SOUZA, 2010).

- **Indicadores para monitoramento**

A composição florística e os parâmetros fitossociológicos das diferentes fitofisionomias herbáceo-arbustivas das restingas (Praias e Dunas, Escrube, Entre Cordões e Brejo) são importantes indicadores do estágio sucessional e/ou do estado de conservação das mesmas. ROLLO *et al.* (2013) indicam que o reconhecimento da situação de degradação para estes ecossistemas deve ser apoiado por estudos que, além da mera análise qualitativa temporal, considerem também a análise quantitativa, bem como as mudanças estruturais na comunidade. Estudo desses autores em vegetação de Praias e Dunas na Ilha Comprida apontou que uma área com bom nível de preservação apresentou 74 % de plantas nativas e 26 % de plantas invasoras, enquanto uma área sob forte pressão antrópica teve 51% de plantas nativas e 49 % de invasoras.

- **Lacunas de conhecimento**

- Não há um único levantamento florístico ou fitossociológico realizado especificamente na área de abrangência ARIE Guará. Nesse sentido, devem ser efetuadas pesquisas para caracterizar a composição florística e os aspectos fitossociológicos (estrutura, diversidade, dinâmica e regeneração) da vegetação dessa Unidade de Conservação.
- Os ecossistemas de restingas são de difícil regeneração ou restauração, em razão da composição de sua biota e de suas características edáficas. Conhecer os atributos fisiológicos e ecológicos das espécies envolvidas nesse processo e as condições abióticas do local é fundamental para compreender como ocorre a regeneração natural e subsidiar intervenções de restauração (GUARIGUATA & OSTERTAG 2002, *apud.* OLIVEIRA *et al.* 2015). Assim, pesquisas nesse sentido devem ser realizadas.
- Os métodos para avaliar a integridade/conservação das formações de restinga estão limitados às fisionomias florestais. Não existe, ainda, uma forma segura de avaliar o grau de integridade das fisionomias herbáceas e arbustivas (Praias e Dunas, Escrube, Entre Cordões e Brejo). ROLLO *et al.* (2013) realizaram um trabalho nesse sentido em vegetação de Praias e Dunas na Ilha Comprida, mas reconhecem ser necessária a realização de novos estudos para a avaliação e gestão dessas fitofisionomias de restinga.

- **Potencialidades / oportunidades**

As restingas se destacam por sua importância paisagística, tendo em vista os inegáveis atributos cênicos da região onde ocorrem. Por tal motivo, constituem um dos ambientes naturais mais visados e explorados pelo turismo e atividades de lazer (SABONARO, 2011). Assim, o ecoturismo apresenta um grande potencial para favorecer a sustentabilidade dos remanescentes de restinga, aliando a conservação dos mesmos à geração de renda para a população local.

Nesse sentido, cursos de capacitação para agentes de turismo, bem como atividades de educação ambiental nas escolas e bairros locais são importantes para sensibilizar os moradores sobre a importância das restingas para a conservação da diversidade biológica.

- **Contribuição para Planejamento das UCs**

Sugere-se a adoção das seguintes medidas para a proteção e conservação da ARIE Guará:

- Pesquisar e implantar medidas visando o controle da erosão na Barra do Icapara.
- Incentivar e realização de pesquisas científicas, visando um maior conhecimento da flora de restinga da área.
- Implantar de medidas de fiscalização e programas de monitoramento da cobertura vegetal da ARIE Guará.
- Incentivar o turismo de base comunitária.
- Promover ações de educação ambiental, visando a conscientização da sociedade acerca da importância do ecossistema das restingas.
- Envolver a sociedade no processo de monitoramento e gestão ambiental.

Quadro 42 – Dados referêntes ao endemismo, hábito e grau de ameaça das espécies da Área .

Família	Espécie	Grau de ameaça	Endêmica da MA	Hábito

		SMA	MMA	IUCN		
AMARANTHACEAE	*Alternathera* sp					erva
	Blutaparon portulacoides					erva
AMARYLLIDACEAE	*Crinum americanum*					erva
APIACEAE	*Centella asiática*					erva
APOCYNACEAE	*Oxypetalum banksii*				x	liana
	Oxypetalum sublanatum					liana
	Oxypetalum tomentosum					liana
ARALIACEAE	*Hydrocotyle bonariensis*					erva
ASTERACEAE	*Achyrocline satureioides*					erva
	Ambrosia polystachya					erva
	Baccharis trimera					subarbusto
	Pterocaulon alopecuroides					subarbusto
	Pterocaulon angustifolium					subarbusto
	Pterocaulon lorentzii					erva/subarbusto
BORAGINACEAE	*Varronia curassavica.*					arbusto
BROMELIACEAE	*Bromelia antiacantha*					erva
	Dyckia encholirioides	VU			x	erva
CACTACEAE	*Cereus fernambucensis*					arbusto/subarbusto
CALYCERACEAE	*Acicarpha bonariensis*					erva
CONVOLVULACEAE	*Evolvulus pusillus*				x	erva
	Ipomoea cairica					liana.
	Ipomoea imperati				x	erva, liana.
	Ipomoea pes-caprae				x	erva/liana.
CYPERACEAE	*Androtrichum trigynum*					erva
	Bulbostylis arenaria					erva
	Cladium mariscus					erva
	Cyperus aggregatus					erva
	Cyperus ferax					erva
	Cyperus rotundus					erva
	Cyperus surinamensis					erva
	Eleocharis geniculata					erva
	Eleocharis interstincta					erva
	Eleocharis obtusa					erva
	Fimbristylis miliacea					erva
	Fimbristylis quinquangularis					erva
	Fimbristylis spadicea					erva
	Fuirena umbellata					erva
	Remirea marítima					erva
	Rhynchospora corymbosa					erva
	Rhynchospora holoschoenoides					erva
	Scleria bancana					erva
	Scleria latifólia					erva
DROSERACEAE	*Drosera capillaris*					erva
	Drosera villosa					erva
DRYOPTAREDACEAE	*Rumohra adiantiformis*					erva
ERICACEAE	*Gaylussacia brasiliensis*					arbusto/árvore
ERIOCAULACEAE	*Syngonanthus chrysanthus*		EN		x	erva
FABACEAE	*Abarema brachystachya*				x	árvore
	Centrosema virginianum					liana.
	Chamaecrista desvauxii					erva/subarbusto
	Dalbergia ecastaphyllum					arbusto/liana

MINUTA

Família	Espécie	Grau de ameaça			Endêmica da MA	Hábito
		SMA	MMA	IUCN		
	Desmodium incanum					erva
	Senna pendula					arbusto/liana
	Sesbania punicea					arbusto
	Vigna adenantha					liana
	Vigna longifólia					liana.
	Vigna luteola					liana
GOODENIACEAE	*Scaevola plumieri*					subarbusto
JUNCACEAE	*Juncus* sp.					erva
JUNCAGINACEAE	*Triglochin striata*					erva
LENTIBULARIACEAE	*Utricularia gibba*					erva
	Utricularia subulata					erva
	Utricularia tricolor					erva
MALPIGHIACEAE	*Stigmaphyllon arenicola*				x	liana.
	Stigmaphyllon ciliatum					liana.
MALVACEAE	*Talipariti tiliaceum* var. *pernambucense*					árvore
MELASTOMATACEAE	*Clidemia hirta*					arbusto
	Pterolepis glomerata					erva
	Tibouchina clavata				x	árvore
	Tibouchina trichopoda				x	arbusto
MYRTACEAE	*Myrcia splendens*					árvore
	Psidium cattleianum				x	árvore
NYCTAGINACEAE	*Guapira opposita*					arbusto/árvore
NYMPHAEACEAE	*Nymphaea elegans*					erva
OCHNACEAE	*Sauvagesia erecta*					erva
ONAGRACEAE	*Ludwigia longifólia*					erva/subarbusto
	Ludwigia octovalvis					erva/subarbusto
ORCHIDACEAE	*Cyrtopodium paranaense*					erva
	Epidendrum fulgens.				x	erva
PLANTAGINACEAE	*Plantago catharinea*	VU			x	erva
	Plantago tomentosa					erva
POACEAE	*Andropogon sp*					erva
	Cenchrus echinatus					erva
	Eriochrysis cayennensis					erva
	Imperata brasiliensis					erva
	Paspalum densum					erva
	Paspalum maritimum					erva
	Paspalum vaginatum					erva
	Paspalum virgatum					erva
	Spartina alterniflora					erva
	Spartina ciliata					erva
	Sporobolus virginicus					erva
	Stenotaphrum secundatu					erva
POLYGALACEAE	*Polygala cyparissia*					erva/subarbusto
SMILACACEAE	*Smilax elástica*					liana
	Smilax quinquenervia					liana
TYPHACEAE	*Typha domingensis*					erva
VERBENACEAE	*Lantana undulata*					arbusto
XYRIDACEAE	*Xyris jupicai*					erva

MINUTA

2.3.3.4 MANGUEZAL

Schaeffer-Novelli (1990) definiu manguezal como ecossistema costeiro, de transição entre os ambientes terrestre e marinho, característico de regiões tropicais e subtropicais, sujeito ao regime das marés. O mangue é uma vegetação de primeira ocupação de caráter edáfico, que ocupa terrenos rejuvenescidos pelas seguidas deposições de aluviões fluvio marinhos nas embocaduras dos rios, por essa razão pertence ao "complexo vegetacional edáfico de primeira ocupação" (Formações Pioneiras) (IBGE, 2012) e, de acordo com o Inventário Florestal da vegetação natural do Estado de São Paulo, são classificados como Formação Arbórea/Arbustiva-Herbácea de terrenos Marinhos Lodosos (KRONKA *et al.,* 2005).

Os manguezais se distribuem na faixa tropical e subtropical, entre o trópico de câncer (23°N) e o trópico de capricórnio (23°S), verificando-se também algumas ocorrências de bosques de mangue em latitudes maiores, porém, com menor desenvolvimento estrutural, isto é, árvores de menor porte, menor biomassa no ecossistema, etc. (SCHAEFFER-NOVELLI & CINTRÓN, 1983).

A ARIE do Guará está incluída nas mais extensas e conservadas áreas de manguezal do Estado, a Bacia Hidrográfica do Ribeira de Iguape (CUNHA-LIGNON *et al.,* 2009a; KRONKA *et al.,* 2005), perfazendo aproximadamente 15.193 ha segundo Cunha-Lignon *et al.,* (2011a), 13.653 ha mapeados no Atlas dos Remanescentes Florestais da Mata Atlântica (SOS MATA ATLÂNTICA, 2015) e 10.830 ha de acordo com o Inventário Florestal da Vegetação Natural do Estado de São Paulo (KRONKA *et al.,* 2005).

Os manguezais são constituídos de espécies vegetais lenhosas típicas (angiospermas), além de micro e macroalgas (criptógamas), adaptadas à flutuação de salinidade e caracterizadas por colonizarem sedimentos predominantemente lodosos, com baixos teores de oxigênio. Ocorrem em regiões costeiras abrigadas e apresenta condições propícias para alimentação, proteção e reprodução de muitas espécies de animais, sendo considerado importante transformador de nutrientes em matéria orgânica e gerador de bens e serviços. Este ecossistema pode apresentar estrutura caracterizada por um *continuum* de feições: a lavado, sujeita a maior frequência de inundação, que possui substrato lodoso exposto, desprovido totalmente de cobertura vegetal; a mangue, recoberta por espécies arbóreas típicas, que lhe confere fisionomia peculiar; e a apicum, que margeia o mangue e é atingida nas preamares de sizígia, equinociais ou devido a eventos meteorológicos. O apicum pode apresentar-se hipersalino, e ter déficit hídrico, limitando a ocorrência de espécies arbóreas (SCHAEFFER-NOVELLI, 2005).

De acordo com Forzza *et al.,* (2010), existem sete espécies arbóreas de ocorrência nos manguezais do território brasileiro. Na região da ARIE do Guará, as espécies vegetais de mangue são o mangue vermelho (*R. mangle*), mangue branco ou tinteira (*L. racemosa*), mangue preto ou siriúba (*A. schaueriana*) e mangue-de-botão (*C. erectus*). A espécie da gramínea *Spartina alterniflora* é encontrada em bancos de lama e de areia nas áreas deposicionais dos canais lagunares e auxilia novos bosques de mangue a se estabelecerem (CUNHA-LIGNON *et al.,* 2009b). Espécies associadas a bosques de mangue, tais como o mangue-de-botão (*C. erectus*), hibiscos (*Hibiscus tiliaceus*) e samambaia do mangue (*Achrostichum aureum*), assim como algumas espécies de gramíneas (família Poaceae) dominam a paisagem de áreas de transição entre manguezal e florestas de restinga (CHARLIER-SARUBO, 2013).

Em diversas áreas de manguezais do sudeste de São Paulo, em regiões de contato com a Mata Atlântica, é frequente a presença de epífitas das famílias Bromeliaceae e Orquidaceae, particularmente *Tillandsia usneoides* L., *T. stricta*, *Vrizia spp.* e *Oncidium spp*., que avançam até o manguezal através das copas (LACERDA *et al.,* 2002). Dentre as macroalgas epífitas de troncos e raízes aéreas domina a associação *Bostrichietum*, que inclui os gêneros *Bostrichia, Caloglossa* e *Catenella* (LACERDA *et al.,* 2002). Outra associação característica que ocorre nos sedimentos dos manguezais é *Rhizoclonietum*, formada por cerca de 10 espécies de clorófitas dos gêneros *Rhizoclonium, Enteromorpha* e *Cladophora* (LACERDA *et al.,* 2002).

Em relação à riqueza de líquens em manguezais, no Litoral Sul há registro de 38 espécies das divisões Marchantiophyta e Bryophyta, 24 espécies para o município de Iguape e 28 para o de Cananeia. Os gêneros mais especiosos são: *Frullania* com quatro espécies e *Cheilolejeunea* com cinco. Verificou-se semelhança entre as espécies de Marchantiophyta e

Bryophyta das áreas de mangue com aquelas registradas para a vegetação de floresta de encosta no estado de São Paulo (VISNADI, 2008).

Diversos estudos realizados em parcelas demonstraram que há uma diminuição na densidade de árvores com a maior distância da água (PERIA *et al.,* 1990; COELHO Jr., 1998 e 2003). Bosques de mangue branco colonizam áreas onde há intensa deposição sedimentar. Bosques de mangue vermelho costumam colonizar áreas com micro canais e grande frequência de inundação pelas marés. Enquanto que bosques de mangue preto colonizam áreas onde a topografia é mais elevada e há menor frequência de inundação pelas marés (CUNHA-LIGNON *et al.,* 2009b). *R. mangle* deve ocupar zonas mais próxima da água, onde as inundações são mais frequentes, possivelmente em função do peso dos seus propágulos, que oferecem maior resistência a ação da maré, enquanto os propágulos de *A. schaueriana* são pequenos e necessitam de um período livre dos distúrbios da maré para se fixarem ao substrato, por essa razão a espécie tem maior frequência em locais afastados (RABINOWITZ, 1978).

Na Gamboa Nóbrega, em Cananeia, Adaime (1985) estudando a estrutura por meio de parcelas na região da franja do bosque, registrou *L. racemosa* como mais abundante, e Peria *et al.,* (1994) e Menezes (1994) em estudos realizados em pequenos rios de Cananeia, registraram *R. mangle* com a maior densidade na região próxima ao curso d'água. Os valores de densidade variaram entre 120 e 424 indivíduos/0,1ha (PERIA *et al.,* 1990; MENEZES, 1994; ADAIME, 1985; COELHO, JR., 1998). O parâmetro altura média e área basal média das árvores variou entre 2,2 m e 11,1 m, e 1,33 e 5,41 m², respectivamente (PERIA *et al.,* 1990; MENEZES, 1994; ADAIME, 1985; COELHO, JR., 1998; COELHO JR., 2003). A produção média de serapilheira nos estudos variou entre 602,3 g/m²/ano na Gamboa Nóbrega, e 902 g/m²/ano na Ilha do Cardoso (MENEZES, 1994; ADAIME, 1985).

É difícil a identificação de uma fauna exclusiva dos manguezais, uma vez que a maior parte das espécies que aí ocorrem também ocorre em outros sistemas costeiros, como lagunas e estuários, mas existem espécies que podem ser consideradas típicas, por terem maiores populações em áreas de manguezal (LACERDA *et al.,* 2002). Segundo o autor, a fauna dos manguezais pode ser agrupada em quatro grupos funcionais diferentes:

1. Espécies diretamente associadas às estruturas aéreas das árvores. Dentre estes estão o aratu-do-mangue, *Aratus pisonii*, caracol-da-folha, *Littorina angulifera*, ostra do mangue, *Crassostraea brasiliana*, que coloniza as raízes aéreas e escoras principalmente de *R. mangle* (mangue-vermelho). Entre os vertebrados, encontra-se *Eudocimus ruber*, o guará vermelho (**Foto 64**), espécie classificada como em perigo de extinção, que utiliza as árvores para nidificação.
2. Espécies que habitam o ambiente terrestre, mas que visitam periodicamente os mangues em busca de alimento. Neste grupo estão mamíferos, como "cachorro mão-pelada" *Procyon cancryvorus* (Família Procionidae) e por lontras (*Lutra enudris*). Outro visitante frequente é o jacaré, *Caiman latirostris*, que habita lagoas costeiras colonizadas por manguezais.
3. Espécies que vivem nos sedimentos de manguezais e/ou nos bancos de lama adjacentes. Este grupo representado principalmente pelos crustáceos (siris e caranguejos), e por moluscos dentre os caranguejos destaca-se as espécies *Cardisoma guainhumi, U. cordatus* (BORGES *et al.,* 2014), sururu *Mytella guyanensis*, os bivalves *Anomalocardia brasiliana* e *Iphigenia brasiliensis.*
4. Espécies marinhas que passam parte do seu ciclo de vida nos manguezais. Dentre estes os de maior importância econômica são os camarões, *Farfantepenaeus schmitii* e *F. brasiliensis*, e diversos peixes em particular tainhas (*Mugil platanus*) (MENDONÇA & MIRANDA, 2008).

MINUTA

Foto 64 – Bando de guarás se alimentando em planície lamosa na baixa-mar. Detalhe para a gramínea Spartina alterniflora em primeiro plano e bosque de mangue próximo à região da ARIE do Guará em último plano.

Foto: Sarah Charlier Sarubo, 27/07/2012.

Em relação à avifauna, foram registradas 413 espécies de aves que utilizam toda região do Litoral Sul de São Paulo, dentre as quais a maioria nidifica em áreas de manguezal (BARBIERI 2007; 2008; 2010; BARBIERI & BETE, 2013; BARBIERI & COLLAÇO, 2013; BARBIERI & GONÇALVES, 2009; BARBIERI & MENDONÇA, 2005; BARBIERI & PINNA, 2007; BARBIERI *et al.,* 2010a; 2010b; 2013; NUMAO & BARBIERI, 2011; ZANIN *et al.,* 2008). Entre elas, pode-se listar espécies ameaçadas de extinção no Estado de São Paulo e no Brasil, assim como espécies em perigo e vulnerável, de acordo com a IUCN (2012). A diversidade de avifauna na região inclui as espécies de talha-mar (*Rynchops niger*), garça moura (*Ardea cocoi*), garça-azul (*Egretta caerulea*), papagaio-da-cara-roxa (*Amazona brasiliensis*), uiraçú (*Harpia harpyja*), jaó-do-litoral (*Crypturellus noctivagus*), colhereiro (*Platalea ajaja*), guará vermelho (*Eudocimus ruber*), entre muitas outras.

Algumas das espécies de répteis e mamíferos visitantes dos manguezais do Litoral Sul são: jacaré-do-papo-amarelo (*Caiman latirostris*), caninana (*Spilotes pullatus*), jararaca (*Bothrops jararaca*), macaco-prego (*Cebus apella*), quati (*Nasua nasua*), cateto (*Tayassu tajacu*), queixada (*T. pecari*), paca (*Cuniculus paca*), mão-pelada (*Procyon concrivourus*), capivara (*Hidrochoerus hidrochaeris*), anta (*Tapirus terrestris*), gambá (*Didelphis albiventris*), cotia (*Dasyprocta sp*.). Entre as espécies de mamíferos marinhos migratórios encontram-se: lobo-marinho-do-sul (*Arctocehalus tropicalis*), leão-marinho (*Otaria flavecens*), lobo-marinho (*Arctocephalus australis*), foca-caranguejeira (*Lobodon carcinophagus*) (BEU, 2008).

Em relação aos moluscos presentes nos manguezais, destacam-se dentre aqueles de valor comercial: *Mytella spp.* (mexilhão), *Anomalocardia brasiliana* (berbigão) e *Crassostrea brasiliana* (ostra-do-mangue). Dentre os crustáceos, a fauna de caranguejos é a mais conspícua nos manguezais, e a predominância dessas formas cavadoras proporciona a oxigenação e drenagem do sedimento (JONES, 1984). Dentre os decápodes escavadores de tocas temos: *Lepidophthalmus siriboia, Uca maracoani, U. lepdodactila, U. rapax, U. burguesi, U. cumulata, U. thayeri, U. vocator, Ucides cordatus* e *Goiops cruentata* (Coelho, 2000). Segundo Borges *et al.,* (2014), o caranguejo-uçá (*U. cordatus*) realiza a 'andada' entre novembro e fevereiro, quando realizam comportamento ativo e de reprodução, nos períodos das luas cheia e nova, na região de Iguape. As espécies de crustáceos de interesse comercial incluem: *Litopenaeus schimitti* (camarão-branco), *Farfantepenaeus paulensis* e *Farfantepenaeus brasiliensis* (camarão-rosa), *Cardisoma guanhumi* (guaiamum) e *Callinectes danae* (siri-azul). Os camarões são muito utilizados como iscas-vivas para pesca amadora, havendo uma demanda crescente para sua captura. O pitu-de-Iguape, espécie *Macrobrachium acanthurus*, também é utilizado para isca viva na região, mas ocorre em água doce. O siri azul também é utilizado comercialmente, em especial no município de Iguape. O caranguejo-uçá (*U. cordatus*) é comercializado em todos os municípios, tendo grande importância para a economia local (LUCENA, 2010; MACHADO *et al.,* 2010).

Os manguezais oferecem uma série de benefícios econômicos, sociais e ambientais às populações, comumente chamados de bens e serviços ecossistêmicos, que podem ser divididos em serviços reguladores, de suporte, de provisão e culturais (MÜLLER *et al.,* 2015), com exemplos citados no **Quadro 43** . O fluxo e provisão dos bens e serviços ecossistêmicos não dependem simplesmente da presença dos manguezais em determinado local, mas também da composição e tamanho das espécies, de outros fatores ecológicos (qualidade do solo e água, padrões de maré), de políticas de restrição e regulação, da localização geográfica, do contexto sociocultural, de métodos de colheita, da biodiversidade associada, da inserção de substâncias, químicos ou toxinas antrópicas, e de outros fatores. Por sua vez, a maneira como os manguezais

são valorizados pelas pessoas ao redor do mundo difere enormemente e é influenciada pela herança cultural e pelo nível de dependência nos manguezais como meios de subsistência local e bem-estar (UNEP, 2014).

Quadro 43 – Exemplos de serviços ecossistêmicos oferecidos pelos manguezais e sua influência nos componentes de vulnerabilidade. Fonte: Adaptado de Müller et al., 2015 e UNEP, 2014.

Serviços reguladores	Regulação do clima local e da qualidade do ar;	Estes serviços podem influenciar a exposição do sistema humano-ambiental aos efeitos da mudança do clima, particularmente em nível local, ajudando a aumentar a capacidade adaptativa dos ecossistemas e a reduzir a sensibilidade ecológica.
	Manutenção da qualidade da água;	
	Sequestro e armazenamento de CO2;	
	Moderação de eventos extremos;	
	Estabilização do solo e controle da erosão.	
Serviços de suporte	Habitat para as espécies;	
	Ciclo da água e dos nutrientes;	
	Manutenção da diversidade genética.	
Serviços de provisão	Recursos pesqueiros;	Estes serviços apoiam as sociedades na adaptação à mudança do clima, e reduzem as sensibilidades sociais aos efeitos negativos da mudança do clima.
	Madeira, taninos;	
	Medicamentos;	
	Alimentos.	
Serviços culturais	Ecoturismo;	
	Recreação, saúde física e mental;	
	Apreciação estética, inspiração e cultura;	
	Experiência espiritual e senso de pertencimento;	
	Educação e pesquisa científica.	

A estrutura dos bosques de mangue do Litoral Sul de São Paulo não se compara àquela de regiões tropicais, porém, contribui efetivamente para a produção de matéria orgânica. Além disso, os bosques de mangue de Cananeia e Iguape formam florestas que prestam importantes serviços ecossistêmicos, destacando-se: o controle e armazenagem de água (uma vez que este ecossistema armazena água e regula o nível do lençol freático, além de equilibrar o balanço térmico local); assimilação e reciclagem de poluentes (o solo argiloso presente nestes ecossistemas funciona como um depurador ou filtro natural, muitas vezes assimilando e reciclando poluentes, evidentemente dentro do seu limite de resiliência); berçário de espécies marinhas; retenção de sedimento; proteção da linha de costa; fornecimento de alimento e sítios de reprodução a diversas espécies animais, incluindo os serem humanos; regulação da qualidade do ar e do clima; serviços culturais, estéticos e recreativos (VANNUCCI 2002; ALMEIDA, 2007; CARANTON, 2012; ICMBIO/MMA, 2016).

- **Características Socioeconômicas**

Localizada próximo ao limite latitudinal de ocorrência de manguezais na costa Americana Atlântica Meridional (limite meridional brasileiro fica em Laguna – SC), o ecossistema de Cananeia sustenta bem desenvolvida atividade pesqueira (BEU, 2008). Hoje, o complexo estuarino abriga uma diversidade de culturas, com a presença de populações caboclas, caiçaras, descendentes da miscigenação de indígenas, negros e dos colonizadores que ali viveram. Essa diversidade cultural se une em um aspecto, a ligação com as águas, observada na presença de canoas, redes de pesca e armadilhas que são construídas para apanhar animais aquáticos que servem como subsistência dessas populações (MORAES, 2004 *apud.* BEU, 2008). O povo caiçara vive da combinação de atividades de pesca, extrativismo e roça. A prática da pesca de cerco-fixo é um dos remanescentes tradicionais da cultura local.

A grande diversidade de peixes (teleósteos e elasmobrânquios), moluscos e crustáceos encontrados na região da APAMLS e estuário do entorno faz da região uma importante área de pesca artesanal, esportiva e industrial, com produção pesqueira estuarina média anual maior do que 4.000 toneladas (MENDONÇA & MIRANDA, 2008). A pesca amadora ou esportiva (pesca sem fins lucrativos) é bastante realizada na região costeira. Essa atividade promove a economia local, uma vez que os pescadores amadores ficam na região em torno de três dias, utilizam os serviços de guias locais, alugam embarcações de pequeno porte e motor, gastando em média 670,00 reais (dado de 2010, 1,874 reais = 1 US$). As espécies mais pescadas são o robalo (*Centropomus spp*.), pescada amarela (*Cynoscion acoupa*) e pescada branca (*C. leiarchus*).

Além da pesca, na região destaca-se o cultivo e a extração de ostras como atividade de importância socioeconômica. Segundo levantamento realizado pelo Instituto de Pesca (2007, *apud.* BEU, 2008), no município de Cananeia há aproximadamente 128 coletores de moluscos bivalves, oriundos de 20 comunidades locais da região, dos quais 123 dedicam-se à coleta de ostras. Atualmente, 48 produtores encontram-se associados à Cooperativa dos Produtores de Ostras de Cananeia (BEU, 2008). Segundo Campolim & Machado (1997) na década de noventa a produção de ostras oriundas do extrativismo no manguezal de Cananeia atingia o volume de 60.000 dúzias mensais. Já entre 1998 e 1999, Machado *et al.,* (2010) verificaram que na mesma região, estimava-se em 80.761 dúzias por mês a oferta natural de ostras com dimensões apropriadas para extração. O que demonstra que a quantidade de ostras retiradas mensalmente de seu meio natural já estava bastante próxima da capacidade máxima de exploração.

Em estudo realizado por Pereira *et al.,* (2003, *apud.* BEU, 2008), a respeito do cultivo da ostra *C. brasiliana*, espécie mais cultivada na região, foi identificado que a maior parte das ostras de Cananeia que abastecem o mercado consumidor é extraída de bancos naturais nos bosques de mangue, e somente uma pequena parcela vem do cultivo. O autor sugere que ocorra uma diminuição da produção anual para que não ocorra uma pressão extrativista. Dados do autor indicam que a quantidade de animais comercializados entre 2000 e 2001 foi de 1.094.224 dúzias, e sugere uma redução para uma extração máxima de 787.841 dúzias de ostras, o que sustentaria, segundo o autor, cerca de 78 extratores na região.

A elevada produtividade dos produtos de extrativismo como a ostra (*C. brasiliana*), e o caranguejo-uçá (*U. cordatus*) no município de Iguape e, principalmente em Cananeia, atrai também pescadores de outras regiões (LUCENA, 2010; MACHADO *et al.,* 2010). Mendonça & Miranda (2008) realizaram a análise de todos os desembarques de pesca artesanal e industrial dos municípios do Litoral Sul, e constataram que no município de Cananeia, o camarão-sete-barbas (*Xiphopenaeus kroyeri*), e a corvina (*Micropogonias furnieri*) são os principais produtos. Já em Iguape é a manjuba (*Anchoviella lepidentostole*), e em Ilha Comprida, a tainha (*Mugil platanus*) e a pescada-foguete (*Macrodon ancylodon*) (MENDONÇA & MIRANDA, 2008). Considerando apenas a pesca artesanal em Cananeia, o camarão-sete-barbas seguido da ostra são os produtos com maior volume. Nos demais municípios (Iguape e Ilha Comprida) registrou-se a mesma ordem de importância (MENDONÇA, 2015; MENDONÇA & MIRANDA, 2008).

A análise de dados sobre o manejo e sustentabilidade econômica em áreas de manguezais brasileiros indica que a pesca artesanal de crustáceos é a que fornece maiores retornos financeiros para as populações tradicionais (KJERFVE & LACERDA, 1993 *apud.* ALVES, 2002). Dentre as espécies de crustáceos e moluscos do manguezal registrados para o PAN Manguezal (2015) (Plano de Ação Nacional para Conservação das Espécies Ameaçadas e de Importância Socioeconômica do Ecossistema Manguezal) todas as 7 espécies de importância socioeconômica são consideradas como não ameaçadas, Camarão-rosa (*Farfantepenaeus brasiliensis*), Camarão-rosa (*Farfantepenaeus paulensis*), Camarão-rosa (*Farfantepenaeus subtilis*), Camarão-sete-barbas (*Xiphopenaeus kroyeri*), Siri-guaçu (*Callinectes danae*), Siri-azul (*Callinectes sapidus*), e a Ostra (*Crassostrea brasiliana*).

Os caranguejeiros em geral representam grupos economicamente marginalizados, pouco reconhecidos e mesmo discriminados por outros pescadores. O maior desafio à sustentabilidade da captura do caranguejo-uçá nos aspectos sociais, deve-se a baixa renda, pouca capacidade de articulação e participação social, bem como baixa escolaridade dos catadores (JANKOWSKY, 2008).

- **Ameaças e impactos**

O conceito de Adaptação baseada nos Ecossistemas (AbE) consiste no uso da biodiversidade e dos serviços ambientais como parte de uma estratégia de adaptação completa para ajudar pessoas a se adaptarem aos efeitos adversos das mudanças climáticas (CBD, 2009). Medidas de AbE em geral são consideradas como medidas de não arrependimento (*no-regret measures*), visto que a sua execução, independentemente do fator impactante, e.g., mudanças climáticas, restabelece os serviços ecossistêmicos. Em termos gerais, medidas de AbE focam na conservação, restauração e/ou uso sustentável de ecossistemas (FLUMINHAN-FILHO *et al.,* 2015). Mas como salientado por Olivier *et al.,* (2012), é uma abordagem antropocêntrica que tem como perspectiva a forma como os ecossistemas poderão ajudar as populações, comunidades, por meio da redução da vulnerabilidade, a se adaptarem à variabilidade do clima atual e às futuras mudanças climáticas.

A fim de determinar os requisitos específicos para a manutenção ou restauração de um ecossistema e de seus serviços, a AbE baseia-se, idealmente, em estudos de impacto das mudanças climáticas ou em análises integradas do clima, que façam uso de cenários e modelos climáticos (MÜLLER *et al.,* 2015). Um exemplo concreto de uma medida de AbE é o projeto de proteção costeira através da reabilitação e gestão sustentável de manguezais na província de Soc Trang no Vietnã. As medidas incluem a conservação (zonas de proteção onde é proibida a exploração e o cultivo de camarão, responsabilidade compartilhada dos planos de gestão dos manguezais) e a restauração do ecossistema (reabilitação e reflorestamento das florestas de manguezais degradados), bem como a gestão sustentável (planejamento e gestão integrada da zona costeira, regulamentação pesqueira e promoção de oportunidades de rendas alternativas para as comunidades locais) (OLIVER *et al.,* 2012; SCHIMITT *et al.,* 2013).

Dentre os parâmetros ambientais que interferem no maior ou menor desenvolvimento estrutural e na dinâmica dos mangues estão: taxa de sedimentação, escoamento de água superficial, precipitação pluvial, marés, temperatura e mudanças no nível médio relativo do mar (WALSH, 1974; LUGO & SNEDAKER, 1974; RABINOWITZ, 1978; JIMENEZ *et al.,* 1985; SCHAEFFER-NOVELLI *et al.,* 1990). Os resultados obtidos no monitoramento dos manguezais do litoral sul do Estado de São Paulo apontam que as alterações ambientais, incluindo as mudanças climáticas, poderão agravar o cenário de expansão das macrófitas aquáticas, substituindo os manguezais do sistema costeiro nas imediações do Valo Grande até a região de Subaúma, localizada ao sul do sistema costeiro. A elevação do nível do mar aponta para maior entrada da maré no sistema costeiro. Dessa forma, a continuação do monitoramento dos manguezais de modo integrado torna-se desejável, visando à conservação e auxiliando medidas de gestão adequadas para essa região (CUNHA-LIGNON *et al.,* 2015), contemplando as maiores ameaças como descritas a seguir:

Valo Grande

Segundo a Fundação Florestal (2014), os efeitos do Valo Grande afetam mais diretamente o território da ARIE do Guará, já que a unidade compreende uma área estuarina. A abertura do canal do Valo Grande acarretou em grandes alterações no sistema costeiro, tais como aumento de taxa de sedimentação, redução de salinidade e mudança na biota local (MAHIQUES *et al.,* 2009; CUNHA-LIGNON & KAMPEL, 2011). Além disso, atividades de mineração despejavam concentrações de metais pesados, tais como chumbo (Pb), zinco (Zn) e cobre (Cu), no Rio Ribeira. Essa contaminação chegava aos canais lagunares via canal artificial Valo Grande, sobretudo entre as décadas de 1940 e 1990, durante o período de mineração industrial mais intenso (MAHIQUES *et al.,* 2013) e embora as atividades de mineração tenham cessado em 1995, os autores afirmam que 177.000 toneladas de escória de minério foram simplesmente descartadas, aparentemente sem qualquer preocupação quanto à contaminação, nas margens do Rio Ribeira e seus tributários, o que faz com que significantes quantidades de chumbo (Pb) ainda sejam encontradas nos sedimentos dos rios. Das possíveis alternativas para solucionar o problema, a ideal, segundo especialistas, seria instalar as comportas e deixá-las permanentemente fechadas, numa tentativa de se retornar à condição anterior à abertura do Valo Grande, interrompendo-se o afluxo de água doce do Ribeira para a região estuarina (DAEE, 2011, *apud.* ICMBio/MMA, 2016).

Com o desvio de grande parte das águas do Ribeira de Iguape pelo Valo Grande houve um grande assoreamento, com consequente diminuição da profundidade da calha do chamado "Ribeira Velho", trecho compreendido entre a entrada do canal e a foz no oceano. Portanto, para que haja um aumento de vazão nesse trecho, deveria ser feito um grande desassoreamento, uma grande dragagem do canal do Rio Ribeira.

O Canal do Valo Grande destaca-se entre os principais conflitos socioambientais da região de Iguape com influência direta no ecossistema manguezal. O conflito na região é grande, tendo havido uma reunião/ oficina na elaboração do plano de fechamento do Valo Grande, que permanece sem solução prática, mas definida judicialmente: o Supremo Tribunal Federal não acatou os argumentos do governo paulista, devendo ser fechada a Barragem do Valo Grande, agora, em definitivo:

a) realize dragagem do Rio Ribeira velho (de Três Barras até a foz), devendo dar imediatamente início ao licenciamento ambiental respectivo, no prazo máximo de 30 dias, tendo como diretriz a máxima minimização de impactos ambientais e a utilização da melhor tecnologia, devendo dar início às obras, no prazo de 180 dias, após a obtenção das licenças;

b) realize, no prazo de até 180 dias a contar do término da dragagem do rio Ribeira de Iguape, no mencionado trecho, o fechamento em definitivo e em tempo integral da barragem do Valo Grande, de forma a fazer cessar os danos ambientais graves que vêm ocorrendo;

c) realização, no prazo máximo de 30 dias, de todos os procedimentos necessários para obtenção das licenças ambientais necessárias, apresentando cronograma a ser submetido à aprovação dos órgãos ambientais e desse Juízo;

d) realize, no prazo de 30 dias, o início do imediato controle e retirada das vegetações de macrófitas que estão expondo a risco de perecimento os manguezais do complexo Estuarino-Lagunar, especialmente o Mar Pequeno, de modo a impedir que este dano ambiental ocorra ou que a degradação agrave-se, devendo apresentar, no prazo de 60 dias, projeto técnico com a devida especialização e averiguação dos profissionais que o elaborem, observando-se, no mínimo, as áreas de manguezais degradadas pelas macrófitas aquáticas, devendo ser submetido aos órgãos ambientais competentes;..” Por fim, conclui o Supremo Tribunal Federal que não cabem “outros remédios processuais previstos na legislação” (STF, Brasília, 18 de dezembro de 2014. Ministro Ricardo Lewandowski – Presidente);

e) como do ponto de vista técnico e logístico essa obra é avaliada pelo governo do Estado como extremamente cara e difícil, não há perspectivas de que a barragem seja realmente fechada em curto prazo. Assim as implicações na qualidade da água e dos sedimentos, eutrofização, assoreamento, macrófitas e outros impactos mencionados no diagnóstico continuam a acontecer de forma constante (ICMBio/MMA, 2016).

Mudanças Climáticas

As mudanças climáticas afetam os ecossistemas, suas funções e muitos benefícios e serviços que eles fornecem gratuitamente à sociedade. Com a perda desses serviços, as consequências dos impactos serão sentidas pelas pessoas, comunidades e economias por todo o mundo.

As mudanças climáticas acrescentam uma pressão a mais em vários ecossistemas e comunidades já afetadas negativamente pela poluição, desmatamento e degradação ambiental (UNFCCC, 2011) e a avaliação da vulnerabilidade é um instrumento fundamental para compreender onde se darão os impactos das MC e quais ecossistemas estarão mais suscetíveis (IPCC, 2007). No Brasil, a Política Nacional sobre Mudanças Climáticas (PNMC) (instituída pela Lei nº 12.187/2009) define vulnerabilidade como o ‘grau de suscetibilidade e incapacidade de um sistema, em função de sua sensibilidade, capacidade de adaptação e magnitude, de modo a lidar com os efeitos adversos das mudanças climáticas, entre os quais a variabilidade climática e os eventos extremos’ (FGV & EAESP, 2013).

Nicolodi & Petermann (2010a; 2010b) apresentaram uma análise da vulnerabilidade em macro escala, abrangendo a zona costeira brasileira, para identificar áreas prioritárias para ação do poder público, considerando as mudanças climáticas. Neves & Muehe (2008) destacaram a importância do monitoramento de ambientes costeiros, em escalas a médio e longo prazos, para adequada gestão costeira e Schaeffer-Novelli *et al.,* (2016) afirmam que é esperado que as mudanças climáticas aconteçam a uma taxa que pode ser maior do que a velocidade de adaptação das espécies e sistemas. A identificação das vulnerabilidades e fatores que alterem a resiliência do meio é relevante no planejamento e manejo da conservação no contexto das mudanças climáticas, sendo que, segundo os autores, resiliência ecológica é o quanto um ecossistema pode resistir a mudanças sem perder sua estrutura e funções.

Alongi (2008) compilou os principais impactos das mudanças climáticas, aos quais o ecossistema manguezal será submetido, além das respostas previstas e fatores atenuantes (**Quadro** 44).

Quadro 44 – Impactos previstos para vários aspectos das mudanças climáticas sobre o ecossistema manguezal. Fonte: Adaptado de Alongi (2008) para a realidade local (Estado de São Paulo).

Perigo	Resposta prevista	Fatores atenuantes

MINUTA

Perigo	Resposta prevista	Fatores atenuantes
Aumento do nível médio relativo do mar (NMRM).	Avanço das espécies terra adentro.	A extensão do impacto na área dependerá enormemente do declive da área de entremarés; pode ser limitado pela topografia e taxa de acreção; taxa de reestabelecimento das plantas vai depender da taxa de aumento do NMRM; mudança da composição das espécies com o aumento do NMRM pode favorecer espécies de crescimento rápido nas novas áreas.
	Erosão das margens em direção ao mar.	Depende da posição do bosque de mangue no estuário ou costa.
	Produção secundária pode aumentar devido à maior disponibilidade de nutrientes resultante de erosão.	Depende da taxa de erosão; mudança na diversidade de espécies graças aumento da taxa de entrada de nutrientes.
Aumento do CO_2 atmosférico.	Nenhum ou pouco aumento na produção primária e respiração.	Depende da disponibilidade de nutrientes e de respostas específicas de cada espécie.
	Aumento da eficiência do uso da água.	Mudanças no padrão e concentração de vapor de água.
	Adiantamento do período de floração.	Polinizadores podem sofrer dessincronização com as plantas.
Aumento da temperatura do ar e da água.	Aumento na produção primária líquida e bruta.	Padrões de crescimento variarão e dependerão do regime de temperatura local.
	Aumento do déficit de pressão de vapor de água.	Depende da extensão da mudança da concentração de vapor de água na atmosfera.
	Aumento da produção secundária (especialmente microrganismos) e mudança de dominância de espécies.	Depende da composição de espécies locais e da disponibilidade de novos recrutas.
	Mudanças nos padrões fenológicos de reprodução e crescimento.	
	Aumento de biodiversidade.	
Mudanças nos padrões, frequência e intensidade de precipitação/ tempestades.	Mudanças na composição e crescimento de espécies de mangue devido às mudanças no conteúdo de água no solo e salinidade.	Depende da composição de espécies em bosques em fase inicial.
	Aumento da produção primária devido ao aumento da proporção precipitação/evaporação.	
	Mudanças na biodiversidade de fauna.	Espécies eurihalinas não seriam afetadas, mas haveriam perdas de espécies estenohalinas.
	Aumento de clareiras e do recrutamento.	Depende de mudanças em nível de intensidade de tempestades, frequência, etc. e a localização do bosque em relação ao campo de ventos.

Dentre os potenciais impactos das mudanças climáticas, o aumento do NMRM (nível médio relativo do mar) parece ser a maior ameaça ao ecossistema manguezal, seguido das alterações nos padrões, frequência e intensidade de precipitação/tempestades. As respostas dos manguezais às mudanças climáticas resultam da interação destes fatores com os processos locais e estressores que reduzem a resiliência do ecossistema (ALONGI, 2008; UNEP, 2014).

A resiliência dos manguezais às mudanças climáticas será melhorada se o ecossistema estiver saudável, se houver aumento no aporte de sedimentos e se existirem locais de provável refúgio (na retroterra), no caso de deslocamento do bosque de mangue em direção à terra firme (SCHAEFFER-NOVELLI, 1999; UNEP, 2014). As pessoas que vivem dentro e no entorno de manguezais podem aumentar a sua resiliência ao reduzir os estressores dos manguezais, tais como desenvolvimento, exploração e poluição. Planejamento e gestão costeira deveriam se preparar e se adaptar proativamente para uma potencial migração dos manguezais terra adentro sob diferentes projeções de aumento do NMRM (UNEP, 2014).

Assim como é esperado que as mudanças climáticas aumentem a pressão sobre os ecossistemas, protegê-los agora pode diminuir consideravelmente o risco de colapso no futuro. Antecipar os impactos das mudanças climáticas oferece duas importantes vantagens: proteger os ecossistemas hoje é mais rentável do que tentar reparar os danos depois que eles já aconteceram; e ecossistemas protegidos podem fornecer benefícios imediatos, já que oferecem múltiplos serviços ambientais (TEEB, 2010).

Desmatamento

O potencial impacto das mudanças climáticas deve ser mantido em perspectiva, já que os manguezais atualmente enfrentam uma ameaça mais sutil e previsível, o desmatamento (VALIELA *et al.,* 2001). A uma taxa média de perda entre 1 e 2% de área total por ano, a maioria dos manguezais do mundo podem nem existir quando os impactos das mudanças climáticas começarem a ser sentidos. Independentemente da magnitude dos prognósticos, as instituições responsáveis pelo seu manejo devem se utilizar do princípio da precaução a fim de facilitar a resiliência em manguezais naturais e recuperados (DUKE *et al.,* 2007).

- **Estado De Conservação**

Os manguezais da ARIE do Guará estão inclusos nas áreas de manguezais mais conservados do Estado de São Paulo, o Sistema Estuarino Lagunar Cananeia-Iguape. O homem do sambaqui ocupou o Litoral Sul de São Paulo há cerca de 5 mil anos, consumindo os diversos recursos naturais do manguezal. E mesmo hoje, os manguezais podem ser considerados como os guardiões das zonas costeiras. Conservá-los significa manter diversos serviços ecossistêmicos prestados gratuitamente e essenciais à manutenção da biodiversidade marinho-costeira e das populações ribeirinhas (CUNHA-LIGNON *et al.,* 2015).

Manguezais são importantes indicadores de alterações ambientais nas regiões costeiras (CUNHA-LIGNON *et al.,* 2015). Diferentes ferramentas de escalas espaço-temporais mostraram que os bosques de mangue respondem positivamente à deposição sedimentar nas faces convexas dos canais lagunares, característica desse segmento (CUNHA-LIGNON *et al.,* 2009) e Cunha-Lignon & Kampel (2011) identificaram alterações na dinâmica e desenvolvimento estrutural em áreas de mangue na região de Iguape, resultantes do aumento de macrófitas aquáticas dulcícolas invasoras ao redor e no interior dos bosques de mangue.

A perda de habitat é uma das maiores ameaças para as espécies de manguezal nessa região e a redução da salinidade na região do Valo Grande alerta para alterações ambientais que podem levar a possíveis perdas de serviços ecossistêmicos. O que se observa é que, quanto mais próximo da foz do Valo Grande, pior é o estado de conservação dos bosques de mangue, com sua influência se entendendo mais a sul do estuário do que a norte. Vale salientar que os manguezais da ARIE do Guará estão localizados em áreas próximas às transversais de Icapara. Nessa região, a presença de macrófitas aquáticas é menos acentuada do que na região próxima ao Valo Grande, o que denota menor impacto (CUNHA-LIGNON, comunicação pessoal, 2016).

De acordo com Cunha-Lignon *et al.,* (2015), na região de Iguape próxima ao Valo Grande, observa-se alta dominância de área basal de troncos mortos. Ao longo das transversais Icapara 1 e Icapara 2, localizadas em região mais próxima da desembocadura norte do sistema costeiro, observa-se menor dominância de área basal de troncos mortos. Quanto à salinidade intersticial (salinidade obtida no sedimento do manguezal), foram encontraram valores, ao longo das transversais de Cananeia variando entre 21 e 38 ppm, considerados característicos dessa região estuarina (BARRERA-ALBA *et al.,* 2012), contrastando com os baixos valores encontrados na região próxima ao Valo Grande, entre 0 e 4 ppm. Provavelmente, valores baixos de salinidade intersticial não impactam diretamente os bosques de mangue, mas facilitam muito a instalação e desenvolvimento de macrófitas aquáticas, as quais impedem a fixação de propágulos e colonização de novos bosques de mangue. Estudos anteriores realizados na região apontam para essa pressão sobre os manguezais (CUNHA-LIGNON & KAMPEL, 2011; CUNHA-LIGNON *et al.,* 2011; CUNHA-LIGNON *et al.,* 2015).

- **Áreas Críticas**

Considerando-se as mudanças climáticas globais e seus efeitos sobre a zona costeira, elevação do nível do mar, erosão costeira, aumento de desastres naturais entre outros (IPCC, 2013), faz-se necessário monitoramento de áreas de

MINUTA

manguezal que, de forma gratuita e eficiente, retém sedimentos e protegem a linha de costa, além de prestarem outros serviços às comunidades humanas (CUNHA-LIGNON & KAMPEL, 2011). Ecossistemas bem manejados têm potencial maior de adaptação, resistindo e se recuperando mais facilmente dos impactos de eventos climáticos extremos, além de proverem uma maior gama de benefícios, dos quais as pessoas dependem (IUCN, 2009).

A área mais crítica para os manguezais do litoral sul e espécies associadas ao ecossistema é a que recebe as águas do Rio Ribeira do Iguape através do canal artificial do Valo Grande. Em relação à ARIE do Guará, diversas áreas estão em processo de erosão natural, em manguezais e praias arenosas (**Figura 70 e Foto 65**).

Figura 70 – Áreas erodidas em manguezal (vermelho) e praia arenosa (laranja), na região da ARIE do Guará. Fonte: Google Earth, 2016.

Foto 65 – Processo erosivo em áreas praias arenosas, na ARIE do Guará. Localização aproximada: 24º41'54.53"S e 47º27'40.20"W.

Fonte: Sarah Charlier Sarubo, 06/07/2016.

Nas áreas de manguezal erodidas pode-se observar exposição de raízes, rizóforos e árvores típicas de mangue caídas (**Foto 66)**

Foto 66 – Processo erosivo em áreas de manguezal, na ARIE do Guará. Localização aproximada: 24º42'08.73"S e 47º28'50.49"W.

Foto: Sarah Charlier Sarubo, 06/07/2016.

Nas áreas de praia da Ilha Comprida, estruturas e restos de construção têm sido utilizados como tentativa de controlar o processo erosivo (**Foto 67**). Grande parte da ARIE do Guará está localizada em face erosiva de meandro do canal lagunar, sendo natural o processo de retirada de areia pelas marés.

Foto 67 – Tentativas de reduzir ação erosiva com uso de estruturas cinza. Localização aproximada: 24º41'54.53"S e 47º27'40.20"W.

Foto: Sarah Charlier Sarubo, 06/07/2016.

- **Cenários Futuros**

Os manguezais da ARIE do Guará estão em bom estado de conservação, apesar de alguns trechos apresentarem processo de erosão, com árvores caídas localizadas na franja (margens erodidas dos canais lagunares). Esse processo de erosão pode estar sendo intensificado pelo grande volume de água que é carreado para o estuário através do canal artificial do Valo Grande.

Considerando as consequências das mudanças climáticas, destaca-se que o possível aumento de tempestades em curto período de tempo poderá fazer com que o Rio Ribeira despeje maior volume de água no canal lagunar, mantendo a salinidade reduzida e aumentando o processo de erosão que já ocorre nas margens dos canais (CUNHA-LIGNON *et al.,* 2015). Também são previstas a redução e a fragmentação de ecossistemas costeiros e marinhos, recuo da linha de costa pela elevação do NMRM e aumento de processos erosivos na zona costeira, atingindo biodiversidade, os serviços ambientais e os meios de subsistência de populações humanas (IPCC, 2014).

- **Indicadores para monitoramento**

A viabilidade ou integridade ecológica de um alvo de conservação está baseada na ideia de que existe um número de atributos ecológicos chave (AEC) dentro desses critérios de tamanho, condição e contexto paisagístico. Estes atributos são os que operam o sistema: espécie, comunidade natural ou ecossistema, e são, portanto, críticos para a manutenção da diversidade biológica dentro do sistema ecológico; se estão ausentes ou alterados, o alvo poderá ser perdido em um determinado período (TARSICIO *et al.,* 2006).

Baseado na proposta de monitoramento integrado de Cunha-Lignon *et al.,* (2015) e no protocolo de monitoramento de populações do caranguejo-uçá (PINHEIRO & ALMEIDA, 2015), foram compilados os AECs para o ecossistema manguezal (Quadro 45).

Quadro 45 – Atributos ecológicos chave da vegetação típica de mangue e da espécie-chave da fauna, U. cordatus, de acordo com os indicadores de monitoramento propostos:

Tamanho	Área ocupada por manguezais; abundância das comunidades de *U. cordatus* por localização.
Condição	Dominância de área basal viva e morta por espécie de mangue; tamanho médio dos indivíduos de *U. cordatus*; presença de espécies nativas x exóticas.
Contexto paisagístico	Regimes hidrológicos e químicos da água; regimes climáticos; processos geomorfológicos (erosão e sedimentação); fragmentação de comunidades e ecossistemas; resiliência às mudanças ambientais.

MINUTA

A identificação de AECs consiste em compreender como operam os alvos de conservação; o que é que mantém as diversas comunidades e espécies dentro do sistema ecológico? Podemos fazê-lo por intermédio da observação direta, a comunicação com especialistas, o desenvolvimento de modelos ecológicos e a revisão bibliográfica (TARSICIO *et al.,* 2006).

Os AECs de qualquer alvo de conservação incluem os seguintes elementos:

- Composição biológica de seus padrões de variação no espaço. Nesse ponto, incluiremos os atributos relacionados com a abundância das espécies e o espaço vital do alvo de conservação.
- Interações bióticas e seus processos incluindo os distúrbios e a dinâmica da sucessão.
- Regimes ambientais e estresses. Atributos da estrutura da paisagem e suas características espaciais que sustentam a composição do alvo de conservação e sua dinâmica natural (TARCÍSIO *et al., op.cit.*).

Cunha-Lignon *et al.,* (2015) sugerem que o monitoramento de manguezais tenha uma abordagem integrada, pois permite análises da dinâmica desse ecossistema. Essa proposta de monitoramento também tem caráter social, uma vez que cumpre como o compromisso de promover a devolutiva dos produtos gerados a setores-chave da sociedade. O monitoramento integrado proposto pelos autores consiste em cinco frentes; (i) estrutura dos bosques de mangue em parcelas permanentes, (ii) salinidade intersticial do manguezal, (iii) sensoriamento remoto, (iv) análise microclimática e (v) capacitação e envolvimento da comunidade local na conservação. Além disso, os autores defendem que a transferência de dados do projeto de monitoramento integrado para órgãos responsáveis na elaboração de estratégias de gestão é uma forma efetiva de colaborar com a conservação dos manguezais em uma dada região.

Os autores (*op.cit*.) sugerem o monitoramento da estrutura de bosques de mangue em parcelas permanentes segundo metodologia proposta por Schaeffer-Novelli & Cintrón (1986) e Schaeffer-Novelli *et al.,* (2015). O monitoramento da salinidade intersticial do manguezal é realizado em campo com o uso de refratômetro óptico em sedimento coletado a 10 e 50 cm de profundidade. O uso de imagens de satélite, em séries temporais, com técnicas de sensoriamento remoto fornece dados sobre a variação do ecossistema, indicando áreas de clareiras, as quais são respostas aos processos naturais e antrópicos.

Quanto ao monitoramento microclimático de manguezais, estudos têm comprovado que a alteração da cobertura vegetal influência em todo o ecossistema ali instalado, inclusive nas interações microclimáticas (GALVANI & LIMA, 2010; LIMA & GALVANI, 2013, LIMA *et al.,* 2013). Diante disso, o microclima pode ser um indicador de que alterações estão ocorrendo na estrutura do manguezal, em sua borda e no interior de seu ecossistema. Aliado a isso, o estudo das variáveis microclimáticas pode ainda contribuir para a compreensão da importância dos manguezais em caso de tempestades e eventos extremos em uma escala local (CUNHA-LIGNON *et al.,* 2015).

Cursos de capacitação para professores da educação básica de escolas públicas foram ministrados em Cananeia, com o propósito de preparar a comunidade local para participação ativa frente às mudanças climáticas e a outras alterações ambientais. Os cursos tiveram enfoque no ecossistema manguezal e contaram com auxílio de uma ferramenta educativa – o guia didático "Os Maravilhosos Manguezais do Brasil" (ALMEIDA *et al.,* 2008), que oferece aos docentes pelo menos 42 propostas de atividades práticas. A educação no contexto formal representa uma importante diretriz prevista nas políticas públicas conservacionistas. Todavia, ainda representa um desafio a ser incorporado no processo de gestão e conservação das UCs brasileiras. O guia didático representa uma valiosa ferramenta de apoio às ações de comunicação e educação ambiental na APAMLS (CUNHA-LIGNON *et al.,* 2015).

O monitoramento de populações do caranguejo-uçá (*Ucides cordatus*), associado ao monitoramento integrado proposto por Cunha-Lignon *et al.,* (2015), possibilita uma compreensão mais holística dos processos ocorridos no ecossistema manguezal (PINHEIRO & ALMEIDA, 2015). De acordo com os dados previamente obtidos por Almeida (2005), Hattori (2006), Schmidt (2006) e Wunderlich & Pinheiro (2013), a densidade e a estrutura populacional dessa espécie também se alteram em função do nível/frequência de inundação pelas marés, com maior densidade de exemplares com menor porte em manguezais de substratos arenosos e de menor inundação, ocorrendo o inverso naqueles lamosos e mais inundados pelas marés. Nesse sentido, existe grande respaldo para que tais parâmetros possam ser monitorados e utilizados como indicadores de mudanças climáticas locais ou regionais, como estratégia para o registro do NMRM (PINHEIRO & ALMEIDA, 2015).

No Litoral Sul do Estado de São Paulo, o monitoramento dos bosques de mangue com uso de parcelas permanentes tem sido realizado há 15 anos, assim como o mapeamento das áreas de manguezal e de macrófitas aquáticas com uso de imagens do satélite Landsat-TM e técnicas de sensoriamento remoto (CUNHA-LIGNON *et al.,* 2009a, 2009b, 2011a, 2011b; CUNHA-LIGNON & KAMPEL, 2011; CUNHA-LIGNON *et al.,* 2015). O monitoramento de bosques de mangue com uso de parcelas permanentes na região de Iguape e Icapara foi iniciado em 2011 (CUNHA-LIGNON & MENGHINI, 2016). Essa metodologia é uma ferramenta importante para a gestão costeira e para promover a conservação do ecossistema manguezal (CUNHA-LIGNON & MENGHINI, *op. cit.*).

Os resultados dessas linhas de pesquisa têm auxiliado na gestão costeira e na conservação dos manguezais do entorno da ARIE do Guará. Dessa forma, projetos de monitoramento de manguezais, de médio e longo prazo, podem ser utilizados como estratégia de gestão de UCs costeiras, considerando-se impactos antrópicos, mudanças climáticas, elevação do NMRM e ocorrência de eventos extremos (CUNHA-LIGNON *et al.,* 2015).

Espécies invasoras de macrófitas aquáticas tem afetado o desenvolvimento estrutural de espécies vegetais típicas de mangue na região sob influência das águas do Valo Grande. Nessa região, em torno de 60% dos bosques monitorados estão mortos, podendo seus serviços ecossistêmicos estarem sendo afetados. Os autores chamam atenção, lembrando que espécies de macrófitas aquáticas não apresentam os mesmos serviços ecossistêmicos que os manguezais, pois não fixam sedimento e nem controlam erosão costeira. Por outro lado, nos manguezais saudáveis, localizados na região de Cananeia e de Icapara, apenas 20% da vegetação típica monitorada está morta (CUNHA-LIGNON & MENGHINI, 2016).

De acordo com Cunha-Lignon *et al.,* (2015), análises microclimáticas apontaram que em bosques conservados de Cananeia é possível identificar a influência da entrada na maré no ambiente e que mesmo no período de resfriamento noturno há aumento da temperatura do ar do bosque. Segundo os autores, é perceptível que a presença de um dossel mais homogêneo e espesso reduz as variações diárias da temperatura do ar com amplitudes térmicas reduzidas em ambiente de manguezal conservado, em comparação com bosque impactado em Iguape.

- **Lacunas de conhecimento**

Avaliação do estoque de carbono em manguezais

O carbono sequestrado por manguezais, marismas e gramas marinhas é chamado de *blue carbon*, ou carbono azul. Diferente dos ecossistemas terrestres, o carbono armazenado nos ambientes costeiros pode ser vasto e mantido por longos períodos de tempo (séculos a milênios). O estoque de carbono nos manguezais e as emissões atuais ou potenciais resultantes de alterações a esses ecossistemas devem ser quantificados a fim de se abordar explicitamente o papel dos manguezais na mitigação das mudanças climáticas e do bem-estar humano através de políticas, regulamentação, financiamento ou outros mecanismos (HOWARD *et al.,* 2014). A avaliação do estoque de carbono nos manguezais conservados e alterados no sistema costeiro poderá auxiliar a avaliar o estado de conservação dos manguezais da ARIE do Guará e sua contribuição em atenuar os efeitos das mudanças climáticas.

Valoração econômica dos produtos e serviços prestados pelos manguezais

Os serviços ecossistêmicos são frequentemente negligenciados ou até ignorados pela economia, indústrias e sociedade; apesar desses atores muitas vezes dependerem, direta ou indiretamente, desses serviços que possuem valor inegável. Conhecer o valor econômico de um ecossistema e os serviços por ele oferecidos é uma importante ferramenta, já que contribui para o suporte do bem-estar humano, da sustentabilidade e da igualdade social (VO *et al.,* 2012). As avaliações de valoração econômica dependem da localização do ecossistema, já que a disponibilidade de produtos e serviços varia de acordo as atividades econômicas, cultura e estilo de vida da sociedade local. A valoração econômica ambiental também consiste em uma ferramenta para o gestor, a qual poderá servir de base nas tomadas de decisão.

Melhores práticas para o uso sustentável dos manguezais

Falta definição não só quanto ao nível de sobre-exploração nas UCs como também conhecimento sobre atividades econômicas alternativas e formas mais sustentáveis de exploração por parte dos usuários, pois os métodos empregados atualmente são, muitas vezes, danosos tanto aos recursos quanto ao meio ambiente. No caso dos caranguejos, por

MINUTA

exemplo, a técnica do "gancho" contribui no aumento da taxa da mortalidade e a técnica da "redinha", apesar de ser considerada predatória e proibida em todo território nacional através de portaria do IBAMA (2003), é largamente utilizada por catadores na região de Cananeia (DURAN, 2011). Embora o beneficiamento de alguns produtos do manguezal, visando agregar-lhes valor, possa ser uma opção para aliviar parte da pressão exercida sobre alguns recursos tradicionais, atualmente não se sabe o suficiente sobre quais produtos e processos teriam o melhor retorno (PNUD, 2008).

Inventário de espécies exóticas da flora e fauna

O levantamento sistemático de espécies exóticas da fauna e flora na região da ARIE do Guará é de grande importância para garantir o equilíbrio ecológico do ecossistema. Embora a flora dos manguezais brasileiros seja bem conhecida, ainda há carência de informações em relação às interações entre as diferentes comunidades (competição, zonação, etc.). Estudos sobre a fisiologia das plantas são escassos.

Inventário da biodiversidade e variação genética das espécies nativas

A riqueza de espécies não é o único nível de análise da diversidade biológica, que também inclui a variação genética entre as populações isoladas e os indivíduos de uma mesma população além das interações entre as comunidades biológicas (PRIMACK & RODRIGUES, 2006). Tendo em vista a elevada riqueza e diversidade encontradas nos manguezais do Litoral Sul paulista, e considerando que muitos ambientes ainda não foram estudados, fica evidente a necessidade de realização de mais pesquisas. Tais carências dificultam a compreensão da distribuição dos manguezais e mesmo a ação de programas de recuperação de áreas degradadas (LACERDA *et al.,* 2002).

- **Potencialidade/ oportunidades**

Diversas iniciativas ao redor do mundo provam que o gerenciamento adequado de áreas de manguezal pode beneficiar desde comunidades locais (e.g., proteção da linha de costa) até globais (e.g., sequestro de carbono). Carter *et al.,* (2015) afirmam que as diretrizes mais reconhecidas para o gerenciamento bem-sucedido de manguezais são as publicadas pelo FAO *Forestry Department*, *Ramsar Convention*, ITTO (*The International Tropical Timber Organization*), e ISME (*International Society for Mangrove Ecosystems*), com a assistência do *World Bank, Centre for Tropical Ecosystems Research* (cenTER Aarhus), *Wetlands International*, e uma infinidade de outros doadores e contribuintes. Apesar de cada entidade ter objetivos principais distintos, chegam a um consenso quanto aos elementos-chave no gerenciamento de manguezais (Quadro 46).

Quadro 46 – Elementos-chave para o gerenciamento de manguezais como apresentados pelo FAO Forestry Department, ITTO, Ramsar Convention, e a ISME em seus documentos correspondentes de diretrizes de gerenciamento. Fonte: Adaptada de Carter et al., 2015.

Elemento de gerenciamento	Descrição
Integração da proteção aos manguezais nos planos de manejo	Incorporar todas as facetas da zona costeira em um só programa.
Gerenciamento de múltiplos usos	Gerenciar uma área para vários propósitos/atividades (e.g., recreação, pesquisa, pesca).
	Uso dos manguezais pode ser controlado com leis de zoneamento.
Princípio da precaução	Gestor não deve descartar uma questão ambiental simplesmente porque falta certeza científica.
Gerenciamento adaptativo	Planos de manejo precisam ser flexíveis e passíveis de alterações na medida em que novas informações se tornam disponíveis.
Envolvimento da sociedade	A comunidade local deve ser empoderada com responsabilidade no gerenciamento a fim de aumentar seu desejo de apoiar a conservação.
	O bem-estar e o sustento dos povos indígenas devem ser contemplados no plano de manejo.
Objetivos quantificáveis e realistas	Antes da implementação do plano de manejo, devem ser determinados objetivos para que futuras avaliações possam ser analisadas efetivamente.

Elemento de gerenciamento	Descrição
Monitoramento periódico e avaliações	Os bosques de mangue devem ser monitorados em intervalos de tempo predeterminados para se avaliar o sucesso do plano de manejo.
Restauração	Todos os manguezais impactados ou suprimidos devem ser restaurados.
	Financiamento deve vir das partes responsáveis (princípio do poluidor-pagador).
Avaliações de Impacto Ambiental (AIAs)	AIAs auxiliarão a prevenir impactos negativos de novos projetos de construção próximos do ecossistema manguezal.
Programa Nacional de Manguezais e Políticas Públicas	Deveriam existir programas nacionais em todas as 123 nações onde os manguezais ocorrem para auxiliar na coordenação das atividades de manejo.

Carter *et al.,* (2015) fizeram a análise do manejo de manguezais inseridos no gerenciamento costeiro de cinco países, EUA, Austrália, Belize, Bangladesh e Quênia. Baseado nesses estudos de caso, eles afirmam que três aspectos do gerenciamento costeiro integrado podem representar potenciais soluções aos impactos que os manguezais estão sujeitos: (i) mudança na tendência de desenvolvimento costeiro através de reformas de uso do solo (i.e., zoneamento e estabelecimento de linhas de recuo), (ii) iniciativas crescentes de restauração do ecossistema e estabelecimento de áreas de proteção ambiental marinhas para fornecer abrigos seguros aos bosques de mangue restantes, (iii) estabelecimento de valores monetários em produtos e serviços prestados pelos manguezais para torná-los economicamente atraentes aos tomadores de decisão.

Entre os anos de 2009 e 2014, o governo da Guiana implementou um Plano de Ação Nacional para o Gerenciamento de Manguezais com suporte da GCCA+ (Global Climate Change Alliance), com o objetivo de mitigar os impactos causados pelas mudanças climáticas (através de conservação e restauração de manguezais) e se adaptar aos seus efeitos (proteção da linha de costa e da biodiversidade). Entre os principais resultados estão a criação de um Plano de Ação dos Manguezais (e a criação de um comitê formado por doze agências do governo, organizações de pesquisa e setor privado), criação de um plano de monitoramento de manguezais e produção de protocolos de monitoramento, mapeamento em SIG e treinamento em GPS e SIG pra equipes de campo, criação de comitês de ação em cinco vilarejos para promover a conscientização e proteção dos manguezais a nível comunitário, restauração de trecho de 5 km de manguezais e publicação de manual de viveiro de manguezais, código de uso sustentável de manguezais e materiais educativos, entre outras realizações (GCCA+, 2016).

O Programa de Gerenciamento Costeiro Integrado do Vietnã coloca o ecossistema manguezal no centro da discussão sobre mudanças climáticas na província de Soc Trang. Financiado pelo Ministério Federal alemão para Cooperação Econômica e Desenvolvimento (BMZ) e realizado pelo GIZ (*Die Deutsche Gesellschaft für Internationale Zusammenarbeit*) em sua primeira fase de 2011-2014 e renovado para um novo período, de 2014-2017, o programa une fortalecimento da zona costeira para enfrentar os efeitos das mudanças climáticas e alternativas para um desenvolvimento sustentável (GIZ, 2016), abordando tanto a reabilitação quanto o manejo efetivo e proteção de manguezais, e o faz de forma participativa através do co-gerenciamento com a população. A reabilitação de manguezais segue os princípios da CBEMR e o controle da erosão no trecho sul da província foi realizada com "estruturas verdes". Depois de um meticuloso estudo hidrodinâmico e testes em campo, quebra-mares em forma de T construídos com bambus tiveram ótimos resultados e vantagens adicionais devido à resistência, disponibilidade local e baixo custo (**Foto 68**).

Foto 68 – Restauração de planícies de maré erodidas utilizando cercas de bambu em formato de T na Província de Bac Liêu (Delta Mekong, Vietnã). Houve redução da energia de ondas incidentes e da corrente de deriva.

Foto: Cong Ly & GE Wind, 2013 apud. Schimitt & Duke, 2015.

Estudos mostram que essas estruturas podem durar de 5 a 7 anos (SCHIMITT *et al.,* 2013). Mais de 600 ha de manguezais foram reabilitados e ao longo de 99% da linha de costa de Soc Trang e Bac Liêu o dique costeiro não é mais diretamente afetado pelas ondas. 22 novos modelos de subsistência foram introduzidos em 8500 famílias e dois pacotes de políticas foram idealizados para o gerenciamento florestal e de irrigação, os quais beneficiarão mais de 8 milhões de pessoas (GIZ, 2016).

Diversas agências e instituições internacionais apoiam e fomentam projetos de conservação e restauração de manguezais e desenvolvimento sustentável local ao redor do mundo. Entre elas, cabe citar: MAP (Mangrove Action Project), ProAct Network, Synchronicity Earth, Global Nature Fund, WWF, IUCN (*International Union for Conservation of Nature*), GEF (*Global Environmental Facility*), CI (*Conservation International*), GIZ (*German Corporation for International Cooperation*), IKI (*International Climate Iniciative*), *Wetlands International*, UNEP (*United Nations Environment Programme*), *World Bank*, IIED (*International Institute for Environment and Development*), BID (Banco Interamericano de Desenvolvimento), CIID (Centro Internacional para Investigações para o Desenvolvimento - Uruguai), CFHF (*Conservation, Food & Health Foundation*), *Foundation for Deep Ecology*, IRDC (*International Development Research Centre*), National Geographic Society, *Earthwatch* (*The Center for Field Research*), *The Waterloo Foundation*, entre outras.

Instituições e agências brasileiras também oferecem suporte e/ou fomento para pesquisa, tais como o Ministério do Meio Ambiente, CNPq (Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico), FAPESP (Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de São Paulo), FINEP (Financiadora de Estudos e Projetos), BNDES (Banco Nacional de Desenvolvimento), Fundação O Boticário para Proteção da Natureza, entre outras.

A seguir são caracterizadas as potencialidades apontadas para a ARIE Guará:

Adaptações baseadas nos Ecossistemas (AbE)

Uma enorme potencialidade é a inserção das Adaptações baseadas nos Ecossistemas (AbE), como alternativa para enfrentar as consequências das mudanças climáticas. Entre as experiências com a implementação de medidas potenciais de AbE contam-se, entre outras, as medidas visando a melhoria da gestão, conservação ou restauração: dos recifes de corais e manguezais importantes para a proteção costeira no contexto do aumento de tempestades e enchentes; de paisagens ribeirinhas, zonas úmidas ou planícies aluviais em zonas propensas a enchentes e bacias hidrográficas, como resposta ao aumento de chuvas torrenciais, sua frequência ou volume (OLIVIER *et al.,* 2012).

Na GIZ, está se verificando um aumento de projetos, componentes e atividades-piloto no âmbito da AbE. A sede da GIZ criou um grupo de trabalho que integra especialistas de diferentes departamentos setoriais encarregados de compilar experiências e ferramentas relevantes e de prestar assessoramento sobre a forma como a abordagem de AbE pode ser implementada no âmbito da Cooperação Internacional Alemã. Os serviços que estão sendo desenvolvidos e que podem ser fornecidos a pedido incluem: provisão de material informativo e treino; assessoramento em métodos/ferramentas num contexto de Adaptação baseada nos Ecossistemas; desenho e implementação de medidas-piloto; visitas de intercâmbio e visitas guiadas de estudo para aprender a partir de exemplos de boas práticas e de experiências europeias; e, apresentação das experiências da GIZ em fóruns internacionais (OLIVIER *et al.,* 2012).

Restauração de manguezais

A maioria das estratégias e tentativas de restaurar manguezais tem falhado e possivelmente impactado o ambiente de algumas zonas costeiras. Muitas dessas tentativas acabaram se reduzindo a algumas pessoas plantando espécies de *Rhizophora* em lugares inadequados, formando uma monocultura em vez de reabilitar um ecossistema natural, vibrante e biodiverso como é o manguezal. Na maioria dos casos, a maior parte das plântulas morrem em um ano e entre 60 e 80% dos mangues plantados em planícies lamosas não têm sucesso. Uma abordagem distinta, a Restauração Ecológica de Manguezais baseada na Comunidade (CBEMR), foca no entendimento da ecologia e hidrologia das áreas e primeiramente corrige problemas que causaram a perda do manguezal, o que assegura uma reabilitação de sucesso. Muitas vezes, com a restauração da hidrologia a condições anteriores à perda de habitat, os manguezais são capazes de se restaurar por si sós (MAP, 2016).

Segundo Lewis & Brown (2014), os seis passos para implementar uma CBEMR de sucesso consistem em unir os esforços de comunidades locais, ONGs e governos para:

1. Entender tanto as espécies individuais como a comunidade ecológica dos manguezais naturais que ocorrem na área, dando ênfase na atenção aos padrões de reprodução, distribuição e estabelecimento de plântulas;
2. Entender a hidrologia local, a qual controla a distribuição, estabelecimento e crescimento das espécies de mangue;
3. Avaliar as modificações ocorridas no ambiente de manguezal e as pressões que ainda impedem uma sucessão secundária natural;
4. Selecionar áreas apropriadas para restauração através da aplicação dos passos 1 a 3 acima, os quais fornecem mais chances de sucesso na reabilitação e são mais eficazes em termos de custo. Considerar mão de obra disponível para trabalhar nos projetos, que incluem monitoramento adequado do progresso em direção aos objetivos quantitativos estabelecidos antes do processo de restauração. Esse passo inclui resolver conflitos relacionados ao acesso em longo prazo às áreas de monitoramento através de terras particulares e identificar os usos da área a fim de promover sua conservação;
5. Criar o programa de restauração nas áreas apropriadas selecionadas no passo 4, acima, para restabelecer a hidrologia apropriada e se utilizar do recrutamento natural voluntário do mangue para um estabelecimento natural das plântulas; e,
6. Recorrer ao plantio de propágulos e plântulas apenas depois de determinar que através dos passos 1 a 5, acima, o recrutamento natural não pode fornecer quantidade mínima de mudas estabelecidas, taxa de estabilização, ou taxa de crescimento conforme exigido para o sucesso do projeto.

Samson & Rollon (2008, *apud.* WINTERWERP *et al.,* 2013) citam várias razões para o fracasso em projetos de restauração de manguezais nas Filipinas, muitas das quais se aplicam a iniciativas de restauração em outros países. Alguns problemas são de natureza socioeconômica (como baixa participação da comunidade) outros são fatores ecológicos. Entre os principais problemas estão a negligência em assegurar um regime hidrológico apropriado, a falta de um bom planejamento anterior à implementação do projeto, seleção oportunista da área de restauração, falta de conhecimento, fundos ou equipamentos, a falta de objetivos bem definidos e a carência de um sistema de avaliação e monitoramento (LEWIS, 2005; WINTERWERP *et al.,* 2013).

Winterwerp *et al.,* (2013) avaliam que, além de ser necessário adotar técnicas aperfeiçoadas e garantir o restabelecimento das condições hidrológicas das áreas de reabilitação de manguezais, é necessário inserir um terceiro componente no caso de áreas sujeitas a erosão; o restabelecimento das condições morfodinâmicas, *i.e*., o balanço de sedimento fino, necessário para o crescimento dos mangues. Para que as condições hidro e morfodinâmicas fossem restauradas seria necessário o fechamento da barragem do Valo Grande, assim como realizadas todas as medidas referentes a esse processo. Com a "salinização" do sistema, as espécies de macrófitas aquáticas não sobreviveriam e dariam espaço para a recuperação dos manguezais.

Ecoturismo de base comunitária

Cada vez mais o ecoturismo é utilizado como alternativa sustentável de geração de renda através de parcerias com organizações locais, comunidades, governo e órgãos ambientais. Para que o turismo não se torne uma ameaça à conservação dos manguezais deve ser realizado o zoneamento do solo a fim de determinar quais áreas serão destinadas à proteção integral e quais às atividades turísticas (**Foto 67**). Esse modelo de uso sustentável baseia-se em dois princípios: as comunidades locais são protagonistas do turismo, e não apenas parte da paisagem; e o turismo é um catalisador da conscientização e da conservação dos manguezais e sua biodiversidade (PNUD, 2008).

MINUTA

Foto 69 – Passarela sobre manguezal no Parque Estadual da Ilha do Cardoso, Cananeia, SP. Estrutura permite aproximação de turistas ao ecossistema com impacto reduzido.

Foto: Carol Destito, em 24/07/2012.

Vannucci (2002) recomenda o aproveitamento dos manguezais para turismo, desde que:

- não sejam usados motores de popa ou outros nos trechos superiores dos riachos;
- se evite derramamento de óleo;
- se providencie passarelas a mais de um metro acima do nível das marés para a passagem dos visitantes e turistas, que devem ficar restritos à estas áreas e acompanhados de guias turísticos; e,
- seja mantido um diálogo permanente entre os cientistas e os gerenciadores.

A Meliponicultura é um exemplo de atividade sustentável integrada ao Ecoturismo. O mel produzido com espécies nativas sem ferrão é um produto de alto valor agregado, em comparação com o produto produzido por abelhas africanizadas, e tem enorme potencial de geração de renda para as famílias. Além disso, esta atividade pode ser desenvolvida próxima às comunidades, o que permitiria que tanto as mulheres como os jovens das comunidades locais participassem ativamente da produção, com benefícios econômicos e sociais diretos. A produção de mel é uma atividade que também pode promover a conservação de recursos madeireiros de manguezais existentes (PNUD, 2008).

Pagamento por Serviços Ambientais (PSA)

Uma proposta inovadora elaborada para proteger os manguezais e dunas e seus serviços ecossistêmicos mobilizando comunidades tradicionais locais foi elaborada para o Parque Natural Municipal das Dunas (PNMD) e Área de Proteção Ambiental (APA) de Sabiaguaba na cidade de Fortaleza, Estado do Ceará (CARANTON, 2012). As UCs sofrem com despejo direto e indireto de efluentes industriais e domésticos, o manejo deficiente de resíduos sólidos e a crescente expansão urbana têm provocado sérios impactos, impedindo assim a continuação do ciclo natural de vários outros ecossistemas e bloqueando as funções do manguezal como zona de amortecimento do Parque Natural Municipal das Dunas de Sabiaguaba. A proposta representada no modelo do contrato de Pagamento por serviços ambientais (PSA) determina um mecanismo de compensação flexível para as comunidades locais, o qual remunere, através de diversas prestações, a execução de atividades que induzam os fluxos de matéria e energia para a provisão dos principais serviços oferecidos pelo ecossistema manguezal e proximidades.

A metodologia utilizou uma valoração socioecológica de caráter qualitativo para os serviços do ecossistema manguezal e análise de custos (de oportunidade, de implantação e de manutenção). Os resultados indicam possíveis melhoras nas condições socioeconômicas das comunidades locais, superando os ingressos que eles recebem e brindando prestações que lhes permitam melhorar sua condição atual, a conformação de um fundo comum composto por diversos atores institucionais e melhorias nas funções ecossistêmicas do manguezal e suas proximidades. Os resultados são otimistas no sentido de atuar como mais um elemento na consolidação do plano de manejo das Unidades de Conservação das Dunas de Sabiaguaba (CARANTON, 2012).

O Pagamento por Serviços Ambientais (PSA) é um importante instrumento econômico de mecanismo regulatório, que remunera ou gratifica quem protege o meio ambiente e mantém os serviços ambientais funcionando para o bem comum. Constitui uma forma de precificar os produtos e serviços da natureza, atribuindo-lhes valor e constituindo assim um mercado que deve proteger as fontes dos serviços naturais, pois elas são finitas e sensíveis. O emprego de projetos de

MINUTA

PSA na região pode ser uma ferramenta importante para garantir a sustentabilidade da região do Sistema Estuarino Lagunar Cananeia-Iguape.

Contribuição Para Planejamento Das UCs

As diretrizes para o zoneamento e normas a serem estabelecidas devem:

- Garantir a proteção e conservação dos manguezais e sua dinâmica natural, da biodiversidade e dos serviços ambientais;
- Incentivar as pesquisas científicas e o monitoramento participativo;
- Envolver a sociedade no processo de gestão sustentável dos manguezais; e,
- Apoiar e incentivar o ecoturismo em áreas de manguezal predeterminadas.

A conservação dos manguezais só será bem-sucedida quando apoiada por dados confiáveis e um amplo conhecimento, compreensão e consciência da necessidade de conservação desse ecossistema. Pesquisa e manutenção de bases de dados acessíveis e de longo termo, sobre a cobertura de mangue, gestão e proteção, valor e suas respostas a pressões são essenciais para uma política de gerenciamento e tomada de decisão sólidas. Questões importantes são a melhoria da gestão do conhecimento, compartilhamento de informação e comunicação sobre as questões relacionadas com os manguezais em todos os níveis, desde formuladores de políticas até o governo local e o público em geral (SCHIMITT & DUKE, 2015).

A partir dos dados e informações espacializados será possível mapear as áreas de manguezal quanto ao seu grau de impacto e ameaças, além de indicar áreas críticas para a implementação de ações estratégicas. Estratégias de gestão a serem levadas em consideração são o manejo participativo de manguezais (*community based mangrove management*) e o manejo de manguezais baseado no ecossistema (*ecosystem based mangrove management*). O manejo de manguezais de forma ecológica e economicamente sustentável é uma proposta difícil e necessita de uma intervenção multidisciplinar. Datta *et al.,* (2010) destacam a importância de critérios e indicadores avaliar a condição do desempenho das comunidades na gestão dos seus manguezais de forma sustentável. Sudtongkong & Webb (2008) demonstraram que os manguezais da Tailândia foram melhor gerenciados e conservados com a participação da comunidade, em relação àqueles os quais apenas o Estado era responsável.

2.4 MEIO SOCIOECONOMICO

2.4.1 DINÂMICA SOCIOECONOMICA

A pesquisa levanta informações referentes ao município de Ilha Comprida, onde se encontra a ARIE do Guará. Porém, há os dois municípios do entorno, Cananeia e Iguape, que influenciam na dinâmica socioeconômica do município de Ilha Comprida, por esse motivo, o estudo irá levantar, também, alguns dados referentes a esses municípios, com destaque maior ao município de Iguape por ter uma proximidade com a ARIEG.

Foto 70 – ARIE do Guará. Fonte: Fundação Florestal.

Crédito: André Vilar.

O município de Ilha Comprida contempla uma área de 192,09 Km², com uma densidade demográfica de 50,22 hab/Km², tendo sua extensão 74 Km de costa litorânea, abrangendo as Reservas de Mata Atlântica do Sudeste e constitui como

Patrimônio da Humanidade, tombada pela Organização das Nações Unidas para Educação, Ciência e Cultura (UNESCO). A população chega a um total de 9.647 habitantes, sendo ela, predominantemente caiçara, tendo a pesca a sua principal atividade produtiva. (**Quadro 47**). Os municípios vizinhos, Cananeia e Iguape, abrange um total de 3.217,34 Km², sendo a densidade demográfica de 24,55 hab/Km². Nos dois municípios os caiçaras também são a população mais predominante, porém, se verifica a presença de população cabocla e de descendentes de negros, indígenas e colonizadores.

Quadro 47 – Municípios da região do Litoral Sul do estado de São Paulo. Fonte: Fundação SEADE, 2016.

Município	Área Total	População Total	Densidade Demográfica (habitantes/km²)	Taxa de Crescimento Populacional (2000/2010)
Ilha Comprida	192,09	9.647	50,22	3,07
Cananeia	1.239,38	12.211	9,85	-0,03
Iguape	1.977,96	29.082	14,7	0,51
Estado de SP	248.222,4	43.046.555	173,42	1,9

Cabe apontar que o turismo é uma das fontes mais rentáveis desta região, especialmente daquelas atividades ligadas ao ecoturismo, porém um efeito adverso envolve a especulação imobiliária, que traz consigo inúmeros problemas sociais e ambientais, uma vez que os empreendedores focam somente no econômico, esquecendo-se da sustentabilidade, dessa maneira, acabam utilizando de forma irracional os recursos naturais (DIAS; OLIVEIRA, 2015).

O turismo histórico e cultural na região do Litoral Sul é muito vinculado ao centro histórico do município de Iguape e Cananeia, onde se encontra um conjunto arquitetônico do período colonial e construções tombadas pelo Condephaat (Conselho de Defesa do Patrimônio Histórico, Arqueológico, Artístico e Turístico do Estado de São Paulo).

- **Uso e Ocupação**

Consolidação Urbana e Vetores de Expansão

A abertura da Rodovia Régis Bittencourt (BR-116), importante via que liga São Paulo a região do Vale do Ribeira, conectando São Paulo ao Litoral Sul, impulsionou a urbanização e a migração nesse setor litorâneo. Esses processos foram mais acentuados principalmente nos anos 1970 e 1980 em Ilha Comprida, onde o turismo passou a ser uma alternativa econômica, além da atividade pesqueira. Entretanto, a especulação imobiliária e a grilagem passaram afetar as comunidades locais e a trazer danos ambientais. Essa nova realidade trouxe para a região alguns conflitos entre as comunidades tradicionais, que usam a terra para sua sobrevivência e como principal fonte de trabalho, com os empreendedores do ramo imobiliário, que transformam esse espaço em "negócio" turístico. (SABINO, 2012).

Nota-se no **Quadro 48** que há o aumento progressivo na taxa de urbanização entre os anos de 1980-2015 na região do Litoral Sul paulista. Cabe observar, como já apontado, que esse crescimento se deve ao fluxo criado com a especulação imobiliária a partir dos anos 1970 e que ainda cresceu aumentando na década de 1980.

A extensão territorial do município de Ilha Comprida, por meio da Lei Orgânica Municipal 7, é somente urbana, portanto, o grau de urbanização de Ilha Comprida será sempre 100% urbana. Apesar do aumento na urbanização do Litoral Sul, fica abaixo da média do Estado de São Paulo, atingiu 96,27%. Observa-se que 13,83% da população de Cananeia localiza-se na área rural do município, já em Iguape essa porcentagem é de 13,10%.

Quadro 48 – Taxa de Urbanização nos Municípios do Litoral Sul do Estado de São Paulo –2000/2015. Fonte: Fundação SEADE, 2016.

MUNICÍPIO	2000	2010	2015
Cananeia	82,97	85,36	86,17

[7] A lei orgânica municipal está prevista na Lei Complementar nº 35 de 1979.,ela age como uma **Constituição Municipal,** sendo considerada **a lei mais importante que rege os municípios**, dessa forma regula os aspectos da vida social e dos direitos fundamentais. Cada município brasileiro pode determinar as suas próprias leis orgânicas, contanto que estas não infrinjam a constituição e as leis federais e estaduais. A lei orgânica requer a aprovação da Câmara Municipal (dois terços, no mínimo).

MUNICÍPIO	2000	2010	2015
Iguape	79,97	85,6	86,9
Ilha Comprida	100	100	100
Estado de SP	93,41	95,94	96,27

No que tange a densidade demográfica, o **Quadro 49** revela o aumento da densidade no município de Ilha Comprida entre os anos de 2000 a 2015, passando de 35,29% para 50,22%, essas informações reforçam que existe uma tendência de crescimento populacional neste município nos últimos anos. Ao contrário desses resultados, constata-se que no município de Iguape, entre os anos de 2000 a 2015, obteve um pequeno aumento na densidade demográfica, passando de 13,84hab/km² (2010) para 14,7hab/km² (2015). (Mapa de Densidade Demográfica 2010 APAM Litoral Sul).

Quadro 49 – Densidade Demográfica nos Municípios de Ilha Comprida e Iguape – 1980/2015 (habitantes/km²). Fonte: Fundação SEADE, 2016. NA: Não se aplica.

Municípios	1980	1991	2000	2010	2015
Iguape	11,09	13,24	13,84	14,58	14,7
Ilha Comprida	NA	NA	35,29	46,9	50,22
Estado de SP	100,53	126,65	148,96	166,08	173,42

Por conta do turismo no município de Ilha Comprida (**Foto 71**), observa-se no **Quadro 50** o número expressivo de domicílios ocasionais, chegando a 70% do total de 10.662. Há que se destacar que todo o território da Ilha está inserido na APA Estadual, ocasionando conflitos de interesse entre o município e a proteção ambiental prevista por lei (SABINO, 2012). Destaca-se que o município é o que mais recebe pessoas, no litoral sul, nos meses de alta temporada.

Foto 71– Praia do Boqueirão no Município de Ilha Comprida.

Fonte: Prefeitura Municipal de Ilha Comprida

Quadro 50 – Total de Domicílios segundo o Tipo de Ocupação nos Municípios de Ilha Comprida e Iguape – 2010. Fonte: IBGE, 2010.

Município	Total de Domicílios Particulares	Particulares Ocupados	Particulares Não Ocupados			Total de Domicílios Coletivos
			Uso Ocasional	Fechados	Vagos	
Iguape	9.501	9.501	9.501	9.501	9.501	9.501
Ilha Comprida	10.662	3.126	6.834	0	702	331
Litoral Sul	25.088	15.839	11.663	84	3053	436

Grandes Empreendimentos e Infraestruturas

A economia na região do Litoral Sul é predominantemente voltada para pesca, tanto artesanal quanto a industrial, como também para os serviços direcionados ao turismo, portanto, a infraestrutura do município Ilha Comprida, e, também, dos municípios do entorno, Cananeia e Iguape, estão ligadas basicamente a esses dois setores.

As embarcações existentes na região atendem ao público de pesca artesanal e de pesca industrial, bem como de interessados em pesca armadora (Foto 72). A maior parte das embarcações que trabalha com o arrasto, sendo utilizadas embarcações com ou sem motor. As embarcações a remo são utilizadas na pesca artesanal, mais especificamente na técnica arrastão-de-praia. O desembarque da produção da pescaria artesanal, dos três municípios, segundo informações levantadas do Diagnóstico Participativo (FUNDAÇÃO FLORESTAL, 2014) é feito em peixarias locais, nos entrepostos

CEAGESP e a empresa Miami Pescados. Destaca-se que também há desembarques da produção de forma dispersas nas praias da região, perto de comunidades ribeirinhas, esse é o caso dos pescadores do município de Ilha Comprida. A pesca industrial é concentrada no município de Cananeia, pois é a única da região com estrutura para embarque e desembarque de frota industrial.

Foto 72 – Barcos de pesca em Cananeia. Fonte: Prefeitura Municipal de Cananeia

Há outro transporte utilizado na região, o ferry boat, que realiza a travessia de Cananeia ao sul da Ilha Comprida. Há dois tamanhos do ferry boat atualmente, o FB-16, com capacidade para 15 veículos e FB-12, com capacidade para 28 veículos. Ambos comportam passageiros que não estejam com automóvel. Segunda a DERSA – Desenvolvimento Rodoviário S/A, a capacidade operacional é de 129 veículos por hora em cada sentido (Foto 73). Cabe apontar que partem balsas do Porto de Cubatão, localizado em Cananeia, do continente para ilha e vice versa, e do município de Iguape para Juréia. Os serviços são realizados todos os dias da semana.

Foto 73 – Ferry-boat que realiza a travessia Cananeia/ Ilha Comprida.

Fonte: DERSA. 2016

A malha rodoviária que cerca o município de Ilha Comprida do Litoral Sul do estado de São Paulo, e, também, dos municípios do entorno, Cananeia e Iguape é composta por uma rodovia federal, Rodovia Régis Bittencourt (BR – 116), e duas estaduais, a Rodovia Casimiro Teixeira (SP – 222) e a Rodovia Ivo Zanella (SP-226). Ambas realizam ligação para cidade de São Paulo e para o estado do Paraná. A rodovia Régis Bittencourt é uma importante rodovia federal, que faz a ligação da região Sul e Sudeste do País, inaugurada nos anos 1960, tornou-se uma das principais rodovias da região Sul e Sudeste.

Saneamento Básico: Esgotamento Sanitário, Abastecimento de Água e Gestão de Resíduos.

É importante, também, verificar se a infraestrutura existente é suficiente para comportar a população "flutuante" nas épocas da alta temporada que podem chegar a 26.000 pessoas na região (DIAS, 2012). Conforme Quadro 51, nota-se o crescimento da cobertura do esgoto sanitário nos município de Ilha Comprida, entre as décadas de 2000 a 2010. Porém, a cobertura no município, no ano de 2010, se mostrou baixo, sobretudo, por ser o local que recebe um número alto de turistas nas férias. Constata-se que os municípios estão bem abaixo da média geral do estado de São Paulo, que cobre 89,75% de seu território.

Quadro 51 – Cobertura do Esgotamento Sanitário nos Municípios de Ilha Comprida e Iguape (%) – 2000/2010. Fonte: Censo Demográfico2000/2010; Fundação SEADE, 2016.

Município	2000	2010

Município	2000	2010
Iguape	54,61	73,10
Ilha Comprida	23,99	38,04
Estado de SP	85,72	89,75

O destino mais adequado para o esgoto sanitário é a rede coletora pública municipal, observa-se no **Quadro 52**, que Iguape destinou 63,22% o esgoto do município as redes, no entanto, Ilha Comprida destinou 38,04%, sendo bem abaixo do estado de São Paulo, que destinou 86,73%. Contudo, a maior parte do esgoto do município Ilha Comprida é destinado a fossas, sendo 56,3% foi para fossa séptica e 5,18% para fossa rudimentar.

Quadro 52 – Destino do Esgoto Sanitário nos Municípios de Ilha Comprida e Iguape. Fonte: Censo Demográfico; Fundação SEADE, 2016.

Localidade	Rede geral	Fossa Séptica	Fossa Rudimentar	Vala	Rio, lago ou mar	Outro tipo	Não tinham
Iguape	63,22	13,55	19,13	1,91	1,13	0,37	0,68
Ilha Comprida	38,04	56,3	5,18	0,29	0,03	0,06	0,1
Estado de SP	86,73	4,71	4,69	1,01	2,38	0,41	0,07

No que tange a cobertura da coleta de lixo, **Quadro 53**, registra-se que houve uma boa cobertura na coleta nos dois municípios no ano de 2010, sendo 92,75%, em Iguape e 97,91% em Ilha Solteira, conforme apresentado no Mapa de Coleta de Lixo. Cabe apontar que, provavelmente essa não seja a realidade no período da alta temporada, em que, o município recebe centenas de turistas. Dessa maneira, a coleta municipal não deve suprir o contingente necessário na época das altas temporadas. Segundo o Diagnóstico Participativo (FUNDAÇÃO FLORESTAL, 2014), no período de férias, a um aumento na produção de lixo e a uma falta de infraestrutura para a limpeza.

Quadro 53 – Cobertura da Coleta do Lixo nos Municípios de Ilha Comprida e Iguape (%) – 2000/2010. Fonte: Censo Demográfico 2000/2010; Fundação SEADE, 2016.

Município	2000	2010
Iguape	96,65	92,75
Ilha Comprida	93,08	97,91
Estado de SP	98,9	99,66

Segundo os dados apresentado no **Quadro 54**, a rede de abastecimento de água atendeu a 88,75% da população de Ilha Comprida, em 2010. O serviço ainda não abrange todo o município, porém houve um crescimento no abastecimento entre os anos de 2000 a 2010, de 19,06%, abaixo do apresentado pelo estado de São Paulo, que já cobre 99,66%. Destaca-se que no município de Iguape ocorreu uma redução na cobertura de abastecimento de água no valor de -0,37%. Esse quadro ocorreu devido ao crescimento do número de domicílios, e ao mesmo tempo a rede de infraestrutura de abastecimento de água não acompanhou essa evolução e, dessa maneira, algumas residências em Iguape não possuem acesso a esse serviço.

Quadro 54 – Cobertura do Abastecimento de Água nos Municípios de Ilha Comprida e Iguape (%) – 2000/2010. Fonte: Censo Demográfico 2000/2010; Fundação SEADE, 2016.

Localidade	2000	2010
Iguape	93,51	87,87
Ilha Comprida	74,54	88,75
Estado de SP	98,9	99,66

Conflitos e Impactos Ambientais nos municípios da ARIE Guará

O Diagnóstico Participativo (FUNDAÇÃO FLORESTAL, 2014) aponta:

MINUTA

- A ocupação urbana no município de Ilha Comprida é considerada desordenada, sem fiscalização das áreas que foram, e que estão sendo, ocupadas, portanto, sem um planejamento adequado de infraestrutura, ocasionando assim, acúmulo de lixo, contaminação dos recursos hídricos, desmatamento da vegetação original, e assim afetando consideravelmente o ecossistema local. Cabe destacar que essa ocupação também impacta a vida dos moradores e das comunidades tradicionais residentes nesse município, afetados especialmente pela especulação imobiliária já que significativa parte dessa população deixou seus locais de origem e, dessa maneira, transformando o seu modo tradicional de vida.
- Referente ao lixo e a poluição, principalmente na época da alta temporada, não possuem uma infraestrutura adequada. A poluição não provém somente do turismo, há o lixo doméstico gerado nas cidades que não tem o destino adequado, ficando a céu aberto, consequentemente contaminando o solo e o lençol freático.
- As embarcações descartam no mar os resíduos, lixos em geral, óleos, tinta anti-incrustantes, os rejeitos de pesca e os efluentes de lavagem de porão/ convés, contribuindo para a degradação ambiental na área. Há um aumento das embarcações na época das férias, impactando assim, o fluxo náutico. Neste cenário destaca-se a limitação nas fiscalizações neste período.
- O Diagnóstico Participativo destaca também que há sobreposição entre os usos de espaços pelos pescadores da pesca artesanal e pelo turismo. O conflito se dá, algumas vezes, pelo fato de não respeitarem os limites referentes aos locais de atividade de cada segmento. Na alta temporada, os banhistas afetam a movimentação dos peixes que ficam próximos às praias. (FUNDAÇÃO FLORESTAL, 2014).
- O turismo da região afeta diretamente a ARIE do Guará, pois ele acontece de maneira desordenada, não há um controle para acessar a área, os manguezais são retirados para que os turistas possam chegar ao estuário, barcos com turistas fazem barulhos espantando peixes e aves. No Diagnóstico foi apontada a falta de capacitações dos agentes de turismo.
- Outro vetor de pressão externa levantado no diagnóstico foi à ocupação de loteamentos no entorno da ARIE, dessa forma, gerando conflitos e alertas.
- Riscos ambientais relacionados aos impactos referentes à exploração de óleo e gás nas plataformas marítimas no entorno marinho da APAMLS, que podem ocasionar acidentes e ter vazamentos de óleo no mar. Outro problema levantado é a rota de navegação para os portos de Paranaguá e de Santos.
- Outro conflito levantado pelo Diagnóstico Participativo aponta que o Canal do Valo Grande afeta negativamente a área do Litoral Sul. O seu percurso hoje, carrega um alto volume de água doce para todo o sistema estuarino, fazendo com que haja alterações ambientais na região, afetando a flora e a fauna local. Os sedimentos levados para a área do mar também afeta a vida marinha. Outros lugares também foram identificados como áreas de relevância ambiental, dentre eles, áreas próximas à costa, barras e “bocas” de barras, costões rochosos, ilhas, parcéis e praias. (FUNDAÇÃO FLORESTAL, 2014).
- Cabe destacar que, existe uma falta de conhecimento referente às regras de proteção das Unidades de Conversação, tanto dos turistas quanto dos moradores locais, há uma falta informações para esse publico. Vale mencionar que faltam sinalizações para as navegações, a falta de faróis, pode comprometer a segurança da embarcação. Contudo a falta de fiscalização também é um fator que causa problemas entre pescadores e profissionais que trabalham com atividades náuticas. (FUNDAÇÃO FLORESTAL, 2014).
- Especulação imobiliária em Ilha Comprida. Além de interferências negativas ai meio ambiente, por ocupar áreas de proteção ambiental, traz problemas sociais, por acabar desapropriando terras das comunidades locais.

- **Organização Social e Institucional**

Dinâmica Populacional

A caracterização da organização social e institucional dos municípios de Ilha Comprida e Iguape apresentada a seguir está baseada em dados oficiais pesquisados na Fundação Sistema Estadual de Análise de Dados (SEADE), no Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE), no Instituto de Pesquisa Aplicada (IPEA), como também no Atlas de Desenvolvimento Humano no Brasil, entre outros.

No município de Iguape, entre os anos de 1991 a 2015, a população passou de 27.812 para 29.082 (**Quadro 77**), não houve um aumento expressivo, por outro lado, destaca-se a redução da população rural em quase 50% neste período, que passou de 6.696 (1991) para 3.810 (2015). Essa tendência de migração populacional de áreas consideradas rurais

para a área urbana nesse município começou após os anos 1970. Nessa década a população rural era superior à urbana. Já no município de Ilha Comprida nota-se que, há um aumento efetivo da população entre 2000 e 2010, passando de um total de 6.653 para 9.003 e chegando a 9.647 pessoas em 2015. Apesar de apontar um crescimento relativamente alto, o município possui pequeno porte tendo em vista que sua população não ultrapassa os 10 mil habitantes. Nota-se que não há população rural em Ilha Comprida, visto que pela Lei Orgânica municipal não há zona rural na ilha, sendo assim classificada como 100% urbana.

Quadro 55 – Evolução da População Total nos Municípios de Ilha Comprida e Iguape – 1991/2015. Fonte: Censo Demográfico 1991/2010; Fundação SEADE, 2016. NA: não se aplica

	Iguape				Ilha Comprida			
	1991	2000	2010	2015	1991	2000	2010	2015
Urbana	21.116	21.920	24.677	25.272	NA	6.653	9.003	9.647
Rural	6.696	5.490	4.152	3.810	NA	NA	NA	NA
Geral	27.812	27.410	28.829	29.082	NA	6.653	9.003	9.647

O ritmo da Taxa Geométrica de Crescimento Anual (TGCA) da população de Iguape e Ilha Comprida segue a tendência do estado de São Paulo, que entre 1991/2000 a 2000/2010 declinou de 1,82% para 1,09%. O município de Iguape demonstra um declínio alto na TGGA, de acordo com o Quadro 56. Entre os anos de 2000 e 2010, a taxa de crescimento foi de 0,51%. Este declínio ocorreu também no município de Ilha Comprida, passando de 9,51% (1991/2000) para 3,07% (2000/2010), porém, houve um crescimento alto e superior ao do estado tanto em 1991/2000 quanto em 2000/2010. No entanto, a taxa elevada registrada em Ilha Comprida provavelmente está relacionada com a fundação do município em 1991, como também da migração populacional que houve em seguida nessa localidade.

Quadro 56 – Taxa Geométrica de Crescimento Anual da População nos Municípios de Ilha Comprida e Iguape – 1991/ 2010 (em % a.a.). Fonte: Fundação SEADE, 2016.

Localidade	1991/ 2000	2000/ 2010
Iguape	0,74	0,51
Ilha Comprida	9,51	3,07
Estado de SP	1,82	1,09

O **Quadro 79** apresenta o saldo migratório nos municípios do Litoral Sul do estado de São Paulo. Cabe destacar a importância de apresentar os dados do município vizinho de Ilha Comprida e Iguape, dessa maneira, entender o fluxo migratório na região. Portanto, observa-se um saldo migratório negativo no Litoral Sul, conforme Quadro 57. Este quadro pode estar atribuído à falta de oportunidades na região, a falta de perspectiva de emprego e de uma inserção socioeconômica da população. Nota-se que os municípios de Cananeia e Iguape tiveram a taxa anual negativa de migração por mil habitantes em 2015 foi de -11,1 e -4,53, respectivamente. Além disso, o saldo migratório também foi negativo para dois dos municípios, sendo de -136 para Cananeia e -127 para Iguape. Esses resultados são diferentes do estado de São Paulo, que apresentou taxas positivas, por outro lado, exibiu um decréscimo da taxa ao longo do período analisado passando de 4,31 em 2000 para 1,21 em 2010.

O município de Ilha Comprida teve no ano de 2000, uma taxa anual de migração de 76,96, sendo um saldo migratório de 369 pessoas neste ano. Esse resultado está associado a sua fundação municipal em 1991, dessa maneira, atraindo novos habitantes. Em 2010, nota-se uma pequena redução neste luxo, mas ainda assim continuou sendo positiva e maior que a taxa do estado de São Paulo.

Quadro 57 – Saldo Migratório nos Municípios da região do Litoral Sul – 1991/2010. Fonte: Fundação SEADE, 2016. NA: não se aplica.

Localidade	Saldo Migratório			Taxa Anual de Migração (por mil habitantes)		
	1991	2000	2010	1991	2000	2010
Cananeia	14	153	-136	1,57	14,18	-11,1
Iguape	-55	-173	-127	-2,17	-6,52	-4,52

Localidade	Saldo Migratório			Taxa Anual de Migração (por mil habitantes)		
	1991	2000	2010	1991	2000	2010
Ilha Comprida	NA	369	171	NA	76,96	21,84
Estado de SP	53.352	147.443	47.265	1,9	4,31	1,21

Cabe apontar a importância da migração temporária, o que é chamado de "população flutuante", das pessoas que vão ao litoral durante os períodos de temporadas, feriados e para as festas religiosas promovidas nessas localidades. Esta população é formada por um público que não mora nas cidades, mas que podem se estabelecer por um período ou somente passar o dia no local, no entanto esses fluxos demandam o uso das infraestruturas instaladas, bem como dos serviços oferecidos por esses municípios. Um dado relevante sobre a dinâmica populacional envolve a projeção demográfica. Estima-se que a população fixa residente no município de Ilha Comprida em 2030 seja 11.358 (SEADE, 2016).

Vulnerabilidade Social

O Vale do Ribeira é considerado uma das regiões mais vulneráveis do estado de São Paulo tendo em vista os baixos índices de desenvolvimento humano e a sua reduzida participação no PIB geral do estado. Nós últimos anos esse quadro vem apresentando avanços e um dos indicadores que auxilia no entendimento do grau de desenvolvimento local envolve a Renda per Capita dos municípios, ilustrando assim a renda média da população. Conforme o Quadro 58, observa-se que no ano de 2000, Iguape (R$241,60) e Ilha Comprida (R$330,69) possuíam uma renda per capita menor que a média estadual (R$ 440,92). Após uma década houve um aumento desta média da renda per capita nos municípios do Litoral Sul, mas ainda abaixo da média do estado de São Paulo. Em Iguape a média foi quase a metade da estadual, R$ 454,99. Em 2010, no município de Ilha Comprida 31,17% da população tinha renda de até ½ salário mínimo (R$ 225,00) e 13,9% somente ¼ de salário mínimo (R$ 127,50), como mostra o Quadro 59.

Quadro 58 - Renda per capita nos Municípios de Ilha Comprida e Iguape (em reais correntes) – 2000/2010.

Localidades	Ano	
	2000	2010
Iguape	241,6	454,99
Ilha Comprida	330,69	506,29
Estado de São Paulo	440,92	853,75

Fonte: Fundação SEADE, 2016.

Quadro 59 – Renda per Capita nos Municípios de Ilha Comprida e Iguape (salário mínimo) – 2010. Fonte: Censo Demográfico – 2010. Fundação SEADE, 2016.

Localidades	Renda per Capita até 1/2 Salário Mínimo	Renda per Capita até 1/4 Salário Mínimo
Iguape	38,67%	17,76%
Ilha Comprida	31,17%	13,9%

O Índice de Desenvolvimento Humano Municipal (IDHM) faz uma análise socioeconômica relevante para entender as desigualdades locais, o IDH foi criado para fazer um contra ponto ao indicador do Produto Interno Bruto (PIB), por sua vez, considera apenas a dimensão econômica do desenvolvimento. O índice verifica três componentes: renda, educação e longevidade. A classificação pressupõe que os locais que apresentam baixo IDH são aquelas com índices entre 0 e 0,499; médio para aqueles com índice entre 0,500 e 0,799 e aqueles que apresentam índices de 0,800 a 1 são considerados com índice de alto desenvolvimento humano. . Os municípios de Iguape e Ilha comprida tiveram um aumento positivo no Índice de Desenvolvimento Humano entre 1991 a 2010, conforme exibe o Quadro 82, ou seja é observada uma evolução de índice considerado baixo para um médio. A evolução foi semelhante ao estado de São Paulo, que em 1991 tinha índice 0,58 e em 2015 era de 0,78. Destaca-se o município de Ilha Comprida que ficou em 2000 na posição em 96ª no Ranking dos Municípios do estado de São Paulo, posição alta em relação à Cananeia e a Iguape que ficaram entre 433 e 392, respectivamente. O IDH de Ilha Comprida subiu 53,3% no período de 1991 a 2000.

Quadro 60 – Índice de Desenvolvimento Humano Municipal – IDHM nos Municípios de Ilha Comprida e Iguape – 1991/2010. Fonte: Fundação SEADE, 2016.

Localidades	ANO		
	1991	2000	2010
Iguape	0,47	0,63	0,73
Ilha Comprida	0,45	0,69	0,73
Estado de São Paulo	0,58	0,70	0,78

O Índice de Vulnerabilidade Social (IPVS), Figura 71, possibilita entender com mais profundidade a situação vivida pelos moradores desses municípios, pois engloba várias informações referentes ao uso de serviços públicos, como do acesso a educação. Os dados são apresentados através de vulnerabilidade baixíssima a muito alta, sendo classificados sete grupos no total, incluindo população urbana e rural.

A maioria da população dos dois municípios encontraram-se em condições de vulnerabilidade média, sendo 59,5% delas residentes em Iguape e 75,7% na Ilha Comprida.. Destaca-se que em Ilha Comprida havia 5,6% da sua população em condições de alta vulnerabilidade e 14,2% com grau bem baixo de vulnerabilidade. Cabe apontar que, de acordo com as informações apresentadas, há uma vulnerabilidade rural considerada alta no município de Iguape, sendo 11,6%.

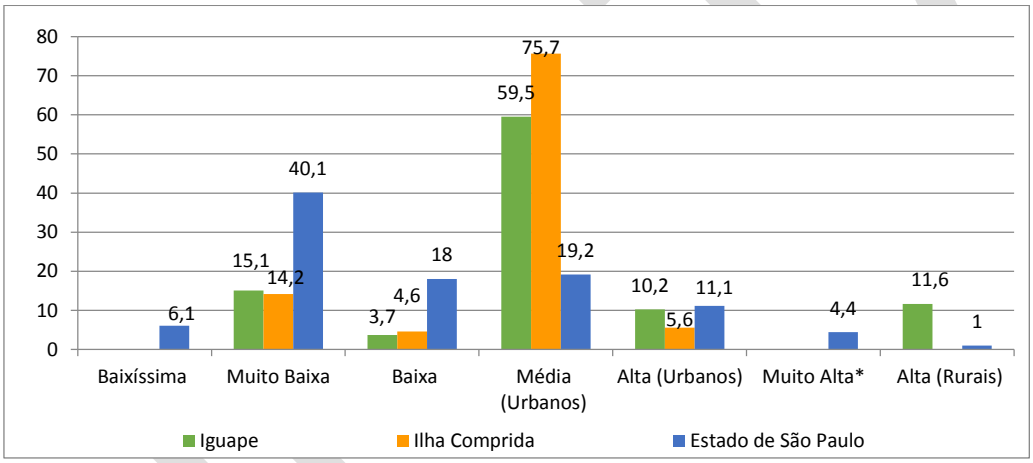


Figura 71 – Índice Paulista de Vulnerabilidade Social nos Município de Ilha Comprida e Iguape – 2010 (em %). Fonte: Fundação SEADE, 2016.

Stakeholders

A participação de atores da sociedade civil e de instituições públicas na construção de projetos que busquem a sustentabilidade local é fundamental para qualquer município. Cabe destacar que, no caso da região do Litoral Sul de São Paulo, os stakeholders possuem papel primordial para legitimar as ações e as melhores decisões para a construção do Zoneamento da Área de Proteção Ambiental Marinha e, desta forma, são de extrema importância. Esses atores tem um papel direto ou em alguns casos indireto para a gestão local e da própria ARIE. Destaca-se que algumas instituições atuantes na região do Litoral Sul, e no próprio município de Ilha Comprida, já foram identificadas por meio do Diagnóstico Participativo realizado em 2013 para elaboração do Plano de Manejo da APAM Litoral Sul e da ARIE do Guará FUNDAÇÃO FLORESTAL, 2014). Dentre as instituições selecionadas encontram-se entidades ligadas à pesca, ao turismo, representações de comunidades locais, sindicatos, associações, instituições de pesquisa, universidades e o poder público. Ampliar essa rede e fortalecer a participação de todos se mostra vital para a gestão dos recursos marinhos. A seguir são apresentados os principais stakeholdres atuantes neste setor litorâneo.

- Representantes do Poder Público: Coordenadoria de Biodiversidade e Recursos Naturais (CBRN); Comitês de Bacias Hidrográficas (CBH); Conselho de Turismo – COMTUR; Coordenadoria de Fiscalização Ambiental (CFA); Coordenadoria de Planejamento Ambiental (CPLA); Coordenadoria de Assistência Técnica Integral (CATI); Estação Ecológica (ESEC) Tupiniquins; Fundação Florestal; Instituto de Pesca; Prefeitura Municipal de Iguape; Prefeitura Municipal de Ilha Comprida; Petrobrás; Secretaria de Agricultura e Abastecimento (SAA).

- Representantes da Sociedade Civil: Amigos do Mar; Associação de Preservação de Espécies Nativas da Mata Atlântica – APENMA; Associação Rede Cananeia; Associação VIVAMAR; Centro de Estudo Ecológicas Gaia Ambiental; Centro de Orientação Ambiental Terra Integrada – Coati; Colônia de pescadores Z-7 "Veiga Miranda" – Iguape; Crescer para o Futuro; Federação Paulista de Pesca Esportiva; Instituto Ambiental Vidágua; Instituto Biodiversidade Austral; Instituto Laje Viva; Instituto de Pesquisa de Cananeia – IpeC; Lassus – instituto Laços para Soluções Sustentáveis; Pastoral da Pesca de Iguape/Ilha Comprida; Sindicato dos Trabalhadores em Comercio Hoteleiro e Similares de Santos, Baixada Santista, Litoral Sul e Vale do Ribeira – SINTHORESS.
- Representantes de Instituições de Pesquisa: Instituto Oceanográfico – USP; NUPAUB/USP; UNESP/Registro; UFSCar.

- **Caracterização Econômica**

Atividades Econômicas

As principais atividades econômicas nos municípios de Iguape e Ilha Comprida estão vinculadas ao primeiro setor, especialmente o que envolve a pesca, e ainda ao terceiro setor, mais especificamente das atividades relacionadas ao turismo.

Dentre a atividade pesqueira, a pesca artesanal é destaque na economia local, essa prática que apresenta uma grande importância econômica e, principalmente, social A pesca artesanal, diferentemente da industrial, prioriza técnicas que conservam o meio ambiente (MENDONÇA, 2007). No município de Ilha Comprida são praticadas diferentes artes de pesca artesanal, sendo estas tradicionais da cultura caiçara.

A produção agrícola, apesar de não ter destaque como a pesca, é uma atividade realizada na área rural de Iguape, composta principalmente por sitiantes e pequenos proprietários. As principais produções da região são banana (Foto 74), chá, arroz e horticultura. Destaca-se que há uma pequena criação pecuária na região (DIAS, 2012).

Foto 74 – Cultivo de banana no município de Iguape

Fonte: DIAS, 2012

O Quadro 61 apresenta o PIB dos municípios de Iguape e Ilha Comprida, observa-se que o Litoral Sul obteve um crescimento de 41,7% do PIB entre o ano de 2012 e 2013 Este crescimento foi bem maior que do estado de São Paulo (9,87%), porém, a contribuição da região para o PIB estadual representa apenas 0,24%. Nota-se que o PIB do município de Ilha Comprida evoluiu 71,8% (R$ 2.404.136,75) e participou com 57,45% do PIB total da região do Litoral Sul. Esse crescimento pode estar vinculado com a arrecadação dos Royalties relacionados com a exploração de petróleo e gás natural nas áreas de Tiro e Sidon, localizadas ao sul da Bacia de Santos, a cerca de 200 km da costa litorânea (SEADE,2016). O município de Iguape alcançou o valor de R$ 1.330.438,83, no ano de 2013.

Quadro 61 – PIB nos Municípios de Ilha Comprida e Iguape – 2013. Fonte: Fundação SEADE, 2016.

Localidade	PIB	Crescimento entre 2012/2013 (%)	Participação (%)	
			Litoral Sul	Estado de SP
Iguape	1.330.438,83	19,8	31,79	0,08
Ilha Comprida	2.404.136,75	71,8	57,45	0,14
Litoral Sul	4.184.993,90	41,7	100	0,24

Localidade	PIB	Crescimento entre 2012/2013 (%)	Participação (%)	
			Litoral Sul	Estado de SP
Estado de São Paulo	1.708.221.389	9,87	-	100

O valor total do PIB per Capita apresentado pela região do Litoral Sul, em 2013, foi de R$ 112.990,78, soma superior ao que foi demonstrado pela média do estado de São Paulo, um total de R$ 40.379,00. Porém, o município de Ilha Comprida apresentou um PIB per Capita bem superior ao da região do Litoral Sul e do estado de São Paulo, sendo de R$256.195,31, conforme o Quadro 62.

Quadro 62 – PIB per Capita nos Municípios de Ilha Comprida e Iguape – 2010/2013. Fonte: Fundação SEADE, 2016. NA: não se aplica.

Localidade	2010	2011	2012	2013
Iguape	8.910,33	28.493,43	38.377,38	45.908,86
Ilha Comprida	9.844,77	10.319,00	151.211,15	256.195,31
Litoral Sul	17.980,49	35.890,28	75.294,84	112.990,78
Estado de São Paulo	31.405,47	34.506,11	37.070,78	40.379,00

No litoral Sul do estado de São Paulo, o setor que mais contribuiu para compor o PIB, do ano de 2013, foi a Indústria, com 65,45% do total (Quadro 63), sendo Ilha Comprida o município que obteve o maior Valor Adicionado vinculado à indústria, chegando a R$1.697.498,25. Tal fato envolve o setor de construção civil, possivelmente associado aos processos de especulação imobiliária nesse município, o que paralelamente ocasiona problemas de ordem social, ambiental e de infraestrutura.

Embora os setores da indústria, de serviços e comércio tenham uma representatividade financeira maior no Litoral Sul, há de destacar o setor agropecuário da região, com participação foi de R$ 63.174,6 em 2013. O município que obteve maior Valor Adicionado neste setor foi Iguape (R$ 57.377,79), onde há um número maior de população rural. A rede de serviços e comércio, como já apontado, é uma das principais fontes de geração de renda e trabalho no Litoral Sul do estado de São Paulo, dessa forma, o Quadro 63 mostra a importância que tem esse setor na região.

Quadro 63 – Valor Adicionado nos Municípios de Ilha Comprida e Iguape – 2013. Fonte: Fundação SEADE, 2016. Valores expressos em Mil Reais correntes.

Localidade	Agropecuária	Indústria	Serviços	Administração Pública
Iguape	57.377,79	761.372,03	492.861,17	93.891,61
Ilha Comprida	2.335,42	1.697.498,25	684.869,78	59.226,74
Litoral Sul	63.174,64	2.700.572,07	1.362.583,49	198.100,35
Estado de São Paulo	117.110,00	323.301.602,00	1.062.697.956,00	142.212.558,00

2.4.2 PESCA, EXTRATIVISMO E MARICULTURA

As atividades de pesca representam fonte de alimento, renda e reprodução cultural para diversas comunidades, que dependem diretamente das condições ecossistêmicas e climáticas e os conhecimentos associados dos ambientes que exploram, para obter sucesso no exercício da pesca (LIMA & DIAS-NETO, 2002; SILVANO & BEGOSSI, 2010).

A pesca, de acordo com a Lei nº 11.959/2009, é “toda operação, ação ou ato tendente a extrair, colher, apanhar, apreender ou capturar recursos pesqueiros” e pode ser classificada em comercial, também chamada de “profissional” e não-comercial, também chamada de “não profissional”. A pesca comercial/ profissional, como o próprio nome diz, tem como finalidade a comercialização do produto extraído, e é classificada de acordo com a escala em que é realizada, relações econômicas e meios de produção, sendo dividida em artesanal e industrial. A pesca não-comercial/não profissional, também é classificada de acordo com sua finalidade: pesca científica, quando visa à pesquisa de peixes, crustáceos, moluscos e vegetais aquáticos; pesca de subsistência, quando praticada para fins de consumo ou escambo (troca) e pesca amadora, com a finalidade de lazer e desporto, dentro desta última se encaixando também a pesca subaquática. Mesmo não objetivando a comercialização, estas três pescarias estão sujeitas à legislação específica, tanto quanto as práticas profissionais (Figura 72).

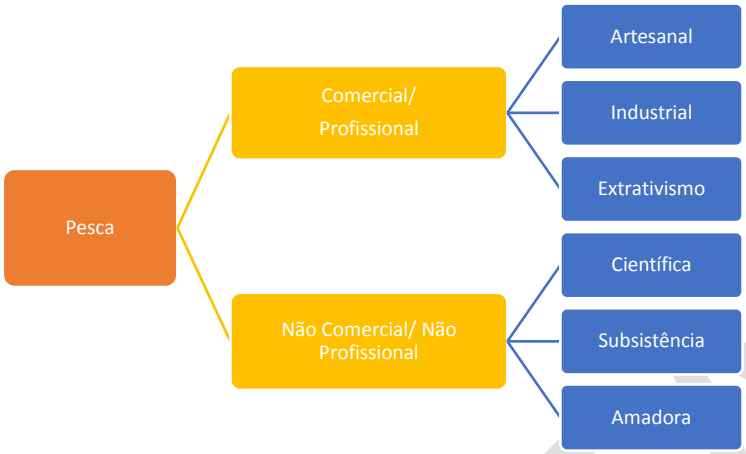


Figura 72 - Classificação das pescarias de acordo com a finalidade. Fonte: FUNDEPAG, 2014, adaptado de Lei no 11.959/ 2009.

Este tópico trata individualmente de cada uma destas formas de pesca e cultivo, com foco nos aspectos relevantes para a gestão das APAM's do Litoral do Estado de São Paulo.

- **Pesca Profissional**

Pesca Artesanal e Industrial

No contexto do ambiente costeiro e marinho, a pesca profissional é a principal atividade de subsistência humana que interfere na biodiversidade, explorando os recursos naturais. No contexto mundial, a pesca empregava, em 2012, cerca de 58,3 milhões de pessoas que atuavam diretamente na pesca de captura e destes cerca de 37% tinham envolvimento em tempo integral, especialmente, em países em desenvolvimento (FAO, 2012).

A pesca artesanal depende de recursos naturais móveis e, portanto, exige dos pescadores flexibilidade e um detalhado conhecimento acerca do ambiente, determinante na escolha das estratégias de pesca utilizadas e na manutenção desta atividade entre as comunidades litorâneas que podemos chamar de Conhecimento Ecológico Local (CEL). Na literatura, o conhecimento empregado nas atividades de pesca artesanais pode ser definido como o conjunto de saberes e saber-fazer a respeito do mundo natural, apreendido através da observação e da experiência, e transmitido oralmente de geração em geração (DIEGUES, 1983; BEGOSSI, 1993; SILVANO & BEGOSSI, 2010).

O aumento das atividades de pesca no litoral brasileiro se deu na década de 20 em resposta à necessidade das populações locais em superar a crise deixada pela falência das atividades econômicas principais, como a produção em larga escala de açúcar, ouro e café (DIEGUES, 1983).

Considera-se neste diagnóstico o pescador profissional artesanal como aquele que desenvolve a atividade de pesca sozinho ou com uma equipe de pesca, geralmente de mão-de-obra familiar e/ou de "camaradas" através do uso de tecnologias de pesca como redes de espera, linhadas e redes de cerco. As tecnologias de pesca artesanal são relativamente simples se comparadas às de outros tipos de pesca, como a industrial, por exemplo, pois os barcos, são menores, as redes de material mais barato e os motores de menor potência. Tanto a produção como a comercialização da pesca artesanal refletem um menor esforço de pesca, se comparadas a outras categorias (DIEGUES, 1973; 1983).

Já o pescador industrial é entendido neste estudo como aquele que de alguma forma é assalariado e tem compromisso de venda da produção (total ou parcial) com "empresários" da pesca que atuam como atravessadores do produto, comprando no litoral e revendendo em São Paulo e Rio de Janeiro e outros centros urbanos. Diegues (1983) se refere à produção destes pescadores como "produção capitalista na pesca".

MINUTA

Caracterização da pesca profissional na ARIEG e entorno

De acordo com dados disponibilizados no documento "Produção de pesca extrativa nas Áreas de Proteção Ambiental Marinhas do Estado de São Paulo: 2009 – 2013" (FUNDEPAG, 2014), no extremo Sul de Cananeia o desembarque pesqueiro é relevante em termos de captura e unidades produtivas, apresentando as maiores capturas entre os blocos estatísticos próximos a costa de Ilha Comprida (Figura 73).

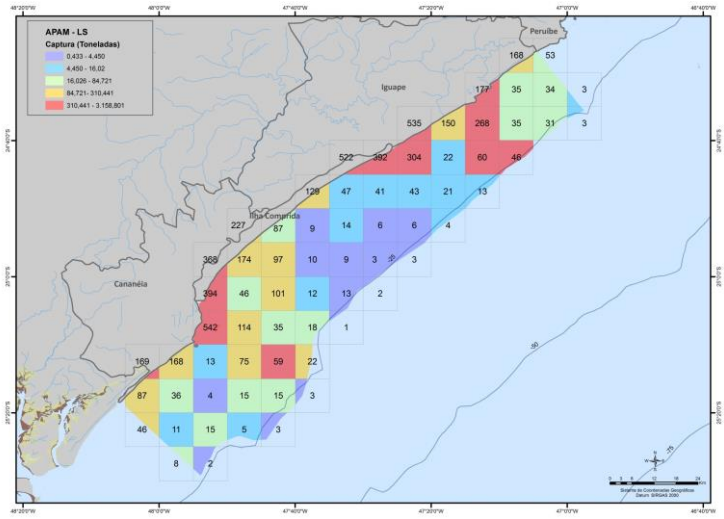


Figura 73 - Mapa de distribuição por bloco estatístico da captura e número de unidades produtivas (número no interior do bloco) registrados na APA Marinha Litoral Sul, entorno da ARIEG, no período entre 2009 e 2013. Representação em bloco estatístico de 5 milhas náuticas. Fonte: FUNDEPAG (2014).

A frota artesanal contribui com 100% das embarcações (unidades produtivas) na ARIEG, porém, em termos de captura e receita apresenta valores não significativos, se comparados a outras formas de pesca que ocorrem na região do entorno da ARIEG como, por exemplo, em Iguape e Cananeia.

O município de Ilha Comprida, onde está a ARIEG, respondeu por 1,4% da captura total na área, sendo 100% proveniente de unidades produtivas artesanais. A receita gerada na APAMLS no setor pesqueiro vem em maior parte da pesca artesanal: dos 8 municípios que desembarcam na área da APAMLS, 6 destes desembarcam pescarias de classe artesanal. Contudo, as maiores receitas estão associadas aos municípios de Santos/Guarujá e Cananeia que utilizam-se de embarcações industriais.

No contexto da atividade de pesca profissional realizada nos limites geográficos da APAMLS, entorno da ARIEG, 90,89% de todas as Unidades Produtivas (UP) são artesanais, enquanto 9,11% foram caracterizadas como UP industriais. Na ARIEG, entretanto, a pesca ocorre com 100% de embarcações artesanais. Os aspectos que diferenciam as frotas artesanais e industriais podem ser observados nos mapas de distribuição por blocos estatísticos do número de unidades produtivas (Figura 74).

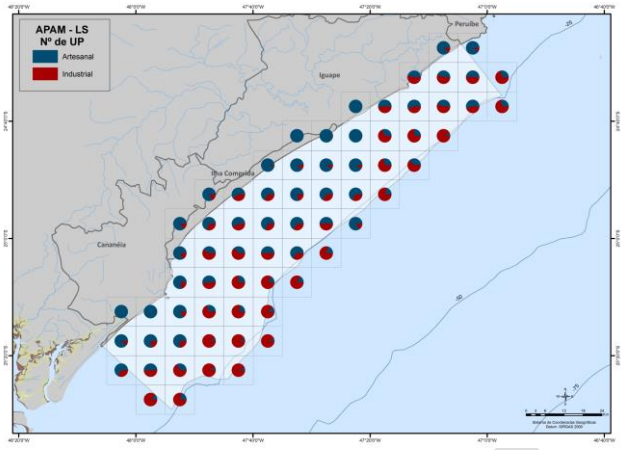


Figura 74 - Mapa de distribuição por bloco estatístico do número de unidades produtivas da frota artesanal e industrial na APAMLS/ARIEG, no período entre 2009 e 2013. Representação em bloco estatístico de 5 milhas náuticas. A ARIEG tem a maior parte das capturas em seu território advindo da pesca artesanal. Fonte: FUNDEPAG (2014).

Quando comparada à distribuição das capturas da pesca artesanal e industrial nos blocos, fica evidente a atuação e maior contribuição das capturas em áreas mais costeiras provenientes da frota artesanal. Já a frota industrial, com maior capacidade de deslocamento e autonomia, atua predominantemente em áreas mais próximas da isóbata de 25 m de profundidade. A frota artesanal contribui com 100% unidades produtivas e maior número de viagens nos blocos estatísticos mais próximos da costa na ARIEG. Porém, em termos de captura e receita estimada, a frota industrial tem atuação predominante na APAMLS como um todo, até mesmo em alguns blocos próximos da costa.

Breve descritivo das principais aparelhagens de pesca profissional

Na parte interna do estuário são utilizadas, principalmente, as técnicas do cerco-fixo, rede de emalhe e o espinhel vertical para a captura de peixes diversos; o gerival para a captura de camarão; o puçá para a captura do siri; o corrico ou a manjubeira, para a captura da manjuba; o covo para a captura de pitu e lagostim. Além disso, é praticado o extrativismo de moluscos como ostras, berbigões e almeja; a captura de crustáceos como caranguejo, siris e camarões e a captura de peixes diversos, oriundos do complexo estuarino e de grandes cardumes em migração (MACHADO & MENDONÇA, 2007).

As aparelhagens de pesca profissionais são muitas e variam de acordo com o ambiente em que são empregadas; existem aparelhos de pesca que envolvem a pesca passiva ou ativa, dependendo se a prática se utiliza de embarcação e aparelhos móveis, ou armadilhas de pescas fixas que independem de embarcações para a captura (CEPSUL, 2016). Vale destacar que esta diversidade de aparelhagens de pesca profissional, garante a diversidade de pesca capturada e pode ser ponto-chave para o manejo pesqueiro, uma vez que a variedade de aparelhagens implica em diferentes pressões de pesca à diferentes estoques, sendo importante atentar para a garantia do uso de diferentes tipos de aparelhos de pesca em um mesmo ambiente.

As descrições abaixo foram tomadas com base nas informações disponibilizadas pelo Centro Nacional de Pesquisa e Conservação da Biodiversidade Marinha do Sudeste e Sul – CEPSUL (2016), que mantém atividades de monitoramento da biodiversidade marinha e avaliação do estado de conservação das espécies e no trabalho de Menonça (2007) que avaliou a gestão dos recursos pesqueiros no Complexo Estuarino-Lagunar de Cananeia-Iguape-Ilha Comprida. Os principais aparelhos de pesca utilizados na ARIEG são os seguintes:

- O **CERCO-FIXO** é um engenho de pesca muito eficiente na captura de peixes dentro de canais, rios ou lagoas. Sua construção é uma esteira de taquara e estacas de madeira que fixam no fundo. É constituída de uma parede (espia) que serve de guia ao peixe, é um cercado onde o pescado fica aprisionado. Na junção da espia com o cercado, está situada a boca da entrada, que é uma abertura construída de forma a dificultar o retorno do peixe.

MINUTA

- As **ARMADILHAS** (covo, potes e manzuás) são petrechos de pesca, transportáveis que contam com uma ou mais abertura (funil de entrada), para a entrada do pescado, sendo muito eficaz na captura de espécies de pouco movimento que vivem próximos ao fundo. Os covos podem ser cilíndricos, semicilíndricos, ou retangulares e medem aproximadamente 1m x 0,45m de altura. A boca de entrada é de forma afunilada e tem seu diâmetro menor entre 20 a 15 cm. Podendo ainda, serem colocadas duas válvulas numa única entrada. Estes funis podem ser feitos de madeira, taquara, arame ou tela de rede que são presos á parede de armadilhas e esticadas com tirantes no interior destas. Na face superior ou lateral existe uma abertura (janela de vista), para se retirar o pescado capturado.
- O **EMALHE** consiste em um aparelho de pesca que funciona de forma passiva, pois a captura ocorre pela retenção dos peixes na malha da rede de emalhe, também denominada de rede de espera. A rede é de forma retangular que se estendem ao mar nos pontos de passagem de cardumes. Dependendo da época, os pescadores direcionam as pescarias a diferentes espécies, trocando o tamanho da malha.
- A **MANJUBEIRA** é uma rede de arrasto de meia-água que apresenta calões em suas mangas (braços) para mantê-la aberta, aos quais ficam presos os cabos de rede que servem para tracioná-la. Em sua parte superior existem flutuadores, enquanto na inferior, há chumbadas para manter a rede distendida. A rede é estendida por meio de canoas de madeira ou fibra, a remo, fazendo um cerco a uma área do rio, sendo em seguida, puxada para a margem. São utilizados cerca de cinco pescadores para cada rede.
- O **CORRICO PARA MANJUBA** utiliza uma rede de emalhe de deriva, sendo colocada por meio de embarcação de madeira ou alumínio, com ou sem motorização, em que trabalham um ou dois pescadores.
- A **TARRAFA** é uma rede muito utilizada em baías, portos, rios e canais na captura de diversas espécies de peixes e camarões. A tarrafa tem a forma de funil, tendo a porção circular com um raio de 3 a 4 metros, confeccionadas com malhas que variam de acordo com a espécie a que se destina. O bordo externo é provido de tralha guarnecida com peso de chumbo.
- O **GERIVAL** é um aparelho de pesca empregado, por pescadores artesanais, em águas estuarinas onde há forte correnteza de marés. Basicamente esse aparelho é uma adaptação de uma tarrafa para camarão que opera como rede de arrasto pela impulsão da força da maré. A rede trabalha na posição vertical com parte da tralha do chumbo elevada por uma trave (barra de PVC ou bambu). Com 3 metros de comprimento a uma altura de 30 a 40 cm do fundo, assemelhando-se à boca de um "beam-trawl", a qual proporciona uma abertura para a entrada dos camarões.
- Define-se como **PUÇÁ**, também conhecido como gererê, coador ou sarrico, um petrecho de pesca confeccionado com rede e ensacador, instalado em uma armação em forma de aro. Na ARIEG, o puçá é utilizado principalmente para a captura do siri-azul, por meio de barcos de alumínio com motor.
- A **REDINHA PARA PITU ou PENEIRA** é um aparelho de forma circular ou quadrada, com armação feita de ferro ou madeira, com aproximadamente 1 metro de diâmetro, com tela de nylon do tipo mosquiteiro. Elas são passadas na margens dos canais ou junto à vegetação aquática (gramíneas) onde ficam os pitus (Macrobrachium acanthurus).
- **EXTRATIVISMO:** embora não haja uma arte propriamente dita, o extrativismo na ARIEG visa principalmente a captura de caranguejo-uça, siris, mossorongo e ostras. Em alguns casos, embora seja uma prática ilegal, alguns extrativistivistas de caranguejo-uça podem utilizar as "redinhas" para a captura do recuros, sendo essas formadas de sacos de rafia desfiados que prendem os animais ao saírem de suas tocas.

Da Silva *et al.*, (2014), destacam que as pescas artesanais não se atêm apenas à extração de pescado, mas também à captura de moluscos e crustáceos, geralmente em áreas formadas por manguezais, essa ocorrendo de maneira sazonal e em certos casos como única atividade de subsistência para as comunidades costeiras.

- **Pesca amadora**

O Brasil apresenta grande potencial para o desenvolvimento da pesca amadora, pois possui uma grande diversidade de ambientes aquáticos como: bacias hidrográficas, lagos, lagoas, rios, represas, reservatórios e extenso litoral, com aproximadamente 8.000km de extensão (PITCHER, 1999; BASAGLIA & VIEIRA, 2005; TARCITANI & BARRELLA, 2009; DIAS-NETO, 2010). A pesca amadora tem se destacado pela representatividade que vem ganhando nas últimas décadas, como uma atividade de lazer, diversão, esporte. Não há dependência do recurso como fonte de alimento, nem como fonte de

renda. É amplamente praticada no mundo inteiro, em diversos tipos de ambientes aquáticos, trazendo diversos benefícios sociais e econômicos (TERAMOTO, 2014).

Apesar da ampla disseminação da atividade, a pesca amadora é ainda pouco conhecida e estudada, ou seja, praticamente não existem dados, que ordenem a atividade e orientem políticas públicas neste setor (BRASÍLIA, 2010; PEREIRA *et al.* , 2008). Atualmente quase não há disponibilidade de informações biológico-pesqueiras aplicadas à pesca amadora como: lista de espécies-alvo de pescarias; avaliação dos estoques pesqueiros explorados; capturas totais; esforço aplicado pela pesca amadora; descrição das técnicas utilizadas, o que compromete o planejamento e ordenamento da atividade, mapeamento das áreas com maior concentração desta prática e de áreas potenciais, entre outros. Também inexistem estimativas de capturas das atividades recreativas (FREIRE, 2005; FREIRE, 2010; COWX *et al.* , 2010).

De maneira geral, a pesca amadora apresenta alto esforço e baixa capturabilidade, enquanto que a profissional tem alta capturabilidade e baixo esforço (COOKE & COWX, 2006). No entanto, há estudos que apontam que a pesca amadora pode causar impacto nos estoques pesqueiros, inclusive semelhantes aos impactos causados pela pesca profissional (FREIRE, 2010; COOKE & COWX, 2004; COOKE & COWX, 2006; FIGUEIRA & COLEMAN, 2010). Coleman *et al.* (2004), por exemplo, apontaram que as populações de peixes têm declinado em várias regiões costeiras dos EUA e que a pesca amadora contribui para este declínio. Assim, não reconhecer a potencial contribuição da pesca amadora ao declínio da pesca e a degradação ambiental pode colocar os recursos pesqueiros em risco (COOKE & COWX, 2004). Informações sobre a magnitude, importância e os efeitos da pesca amadora em países em desenvolvimento é extremamente necessário (COOKE & COWX, 2006). Mesmo porque o ordenamento da pesca amadora pode representar uma alternativa de renda para diversas comunidades tradicionais, sobretudo aquelas inseridas em áreas continentais remotas e nas comunidades costeiras, ambas, geralmente, localizadas em áreas com baixos índices de desenvolvimento humano. Dessa forma, a pesca amadora gera uma preocupação mundial de conservação que é o desenvolvimento de estratégias que visem a sustentabilidade dessa atividade (COOKE & COWX, 2004).

Ambientes explorados e modalidades de pesca amadora praticadas na região da ARIEG

No **Quadro 64** estão relacionados os principais pontos localizados no município de Ilha Comprida ou em áreas limítrofes à ARIEG e/ou que representam ambientes muito explorados pela pesca amadora, tipologia de pesca e normas restritivas à pesca.

Quadro 64 - Principais pontos de pesca identificados próximos à área da ARIEG (FUNDEPAG, 2015).

Município	Tipologia de pesca	Local	Intensidade	Restrição à pesca
Iguape	Desembarcada estuário, Embarcada Estuário e Desembarcada Praia	Praia do Leste	Alta	Não
	Embarcada costeira, Embarcada estuário e Desembarcada Praia	Barra do Icapara	Alta	Não
	Embarcada Estuário	Barra do Ribeira	Alta	Sim. Desembocadura dos rios
Ilha Comprida	Desembarcada praia e Desembarcada estuário	Ponta Norte	Baixa	Não
	Desembarcada estuário e Embarcada Estuário	Mar Pequeno	Alta	

Os praticantes da pesca desembarcada são constituídos por pescadores ocasionais e de veraneio, mas também por pescadores locais e de outros municípios do Litoral Sul do estado. As principais modalidades praticadas próximo à ARIEG são a Desembarcada de Praia e Desembarcada de estuário (FUNDEPAG, 2015) **(Foto 75**).

Foto 75 - Pesca amadora desembarcada de praia realizada na Ilha Comprida, próximo a ARIEG.

Fonte: FUNDEPAG (2015).

Na pesca desembarcada no estuário/manguezal o pescador amador geralmente pesca das margens firmes constituídas por argila ou areia e, eventualmente, sobre as rochas. Também é praticada a pesca de píeres ou trapiches, construídos para a atracação de barcos ou para uso exclusivo para a pesca. Na região da foz dos rios também é praticada a pesca das margens sobre a areia ou também sobre as rochas (FUNDEPAG, 2015).

As principais modalidades embarcadas praticadas próximas à área da ARIEG são Embarcada de Estuário e Embarcada Costeira. Os pontos de maior intensidade de pesca embarcada dentro dos limites da ARIEG são o Mar Pequeno (área de estuário entre Iguape e Ilha Comprida), a Barra do Icapara, a Praia do Leste e a Barra do Rio Ribeira, em Iguape. A pesca de mergulho é pouco praticada uma vez que na região da ARIEG a visibilidade da água geralmente é muito baixa e os pescadores precisam utilizar embarcações mais potentes para alcançar locais mais profundos, fora da zona de arrebentação. Outra razão talvez seja a necessidade de equipamentos e treinamentos específicos, o que podem ser fatores de influência para a menor prática da modalidade no Litoral Sul (FUNDEPAG, 2015).

As técnicas de pesca englobam os equipamentos e a metodologia mais comumente empregadas para capturar as espécies de acordo com estes equipamentos utilizados; isto envolve desde as varas, máquinas de pesca (carretilhas, molinetes) linhas, anzóis, iscas naturais ou artificiais e o método de preparo e apresentação das iscas para os peixes nos diferentes ambientes. As técnicas utilizadas para se capturar os peixes aí presentes são basicamente as mesmas empregadas ao longo de toda a costa paulista, como a pesca de arremesso de iscas naturais (pesca de fundo), a pesca de arremesso de iscas artificiais (baitcasting), a pesca vertical, a pesca de corrico e a pesca de rodada/ caceio.

Os tipos de embarcações utilizados pela pesca amadora na região da ARIEG são variados: voadeiras de alumínio (**Foto 76**), voadeiras de alumínio de costado alto (**Foto 77**), botes de madeira com motores de centro (**Foto 78**) e lanchas rápidas de fibra (**Foto 79**). São necessários motores acima de 40 HP, tanto para deslocamento em tempo hábil entre os pesqueiros, quanto pela própria segurança nos momentos de passagem pelas barras, por onde as embarcações se dirigem e retornam dos pontos de pesca.

MINUTA

Foto 76 - Voadeira de alumínio utilizada na pesca amadora embarcada costeira e de estuário na região da ARIEG.

Fonte: FUNDEPAG (2015).

Foto 77 - Barco de madeira com motor de centro, oriundo da pesca profissional, comumente utilizado na pesca amadora embarcada costeira na região da ARIEG.

Fonte: FUNDEPAG (2015).

Foto 78- Voadeira de alumínio de costado alto comumente utilizada na pesca amadora embarcada costeira na região da ARIEG.

Fonte: FUNDEPAG (2015).

Foto 79- Lanchas rápidas em casco de fibra de vidro comumente utilizadas pela pesca amadora embarcada costeira na região da ARIEG.

Fonte: FUNDEPAG (2015).

Ictiofauna explorada pela pesca amadora

Os pescadores amadores, ao escolherem o local de pesca, aguardam e planejam a captura de determinados tipos de peixes, considerados suas espécies-alvo. Muitas vezes a pescaria é planejada em função disto, da época do ano, maré e tipo de ambiente. Abaixo uma análise qualitativa das espécies alvo da pesca amadora.

Para cada uma das modalidades há diferenças entre as espécies mais almejadas (espécies-alvo) e as espécies mais capturadas; mesmo assim, os robalos (Centropomus spp.) são as principais espécies-alvo de quem frequenta a região da ARIEG.

Abaixo uma análise qualitativa das espécies alvo da pesca amadora.

Quadro 65 - Espécies-alvo da pesca amadora de acordo com a modalidade. D = Desembarcada, E = Embarcada. O grau de ameaça para estas espécies foi considerado segundo o Decreto Estadual SP N° 60.133 de 07/02/2014 e a Portaria MMA N°445 de 17/12/2014. Informações com base nos dados levantados no Diagnóstico da Pesca Amadora do Litoral Sul de São Paulo (FUNDEPAG, 2015).

Espécies mais capturadas	Modalidades		IUCN 2014	Status de ameaça[1]	Portaria MMA 445/2014
	D	E			
Anchova (*Pomatomus saltatrix*)			-	Quase ameaçada	-
Badejo-mia (*Mycteroperca acutirostris*)			-	-	-
Bagres (Ariidae)			-	DD/ DG/ OP/ Quase ameaçada	-
Baiacu (*Lagocephalus laevigatus*)			-	DD	-
Betara (*Menticirrhus americanus / Menticirrhus littoralis*)			-	Quase ameaçada	-
Carapeba (*Eugerres* spp. e *Diapterus rhombeus*)			-	-	-

MINUTA

Espécies mais capturadas	Modalidades		IUCN 2014	Status de ameaça[1]	Portaria MMA 445/2014
	D	E			
Corvina (*Micropogonias furnieri*)	■	■	-	DG/ OP	-
Garoupa (*Epinephelus* spp.)		■	DD	DG/ OP	VU
Pampo (*Trachinotus carolinus/ T. falcatus/ Trachinotus goodei*)	■		-	-	-
Parati (*Mugil* spp.)	■		-	DD/ DG/ OP	-
Parati-barbudo (*Polidactylus virginicus/ P. oligodon*)	■		-	-	-
Paru (*Chaetodipterus faber*)		■	-	-	-
Peixe-galo (*Selene setapinnis*/*Selene vomer*)		■	-	Quase ameaçada	-
Perna de moça (*Menticirrhus* spp.)	■		-	Quase ameaçada	-
Pescada (*Cynoscion* spp/ *Macrodon atricauda*)	■	■	-	DD/ DG/ OP/ Quase ameaçada	-
Raia (Condrichthyes)	■		**	-	**
Robalo (*Centropomus parallelus*/*Centropomus undecimalis*)	■	■	-	Quase ameaçada	-
Roncador (Sciaenidae)		■	-	DD	-
Saguá (*Genyatremus luteus*)	■		-	DD	-
Salteira (*Oligoplites* spp.)	■		-	-	-
Sargo-de-beiço (*Anisotremus surinamensis*)	■		-	-	-
Sassari (*Bagre marinus /Bagre bagre*)	■		-	DD/ Quase ameaçada	-
Sororoca (*Scomberomorus brasiliensis*)		■	-	DD	-
Xarelete (*Caranx latus*)		■	-	-	-

Legenda: [1] IUCN - *"Red List" conceitua as espécies em menor preocupação (LC), quase ameaçada (NT), vulnerável (VU), ameaçadas de extinção (EN), criticamente em perigo (CR), extinta na natureza (EW) e extinta (EX).*[2] Decreto Estadual N° 60.133, de 7 de fevereiro de 2014. DG/OP - Diretrizes de Gestão/Ordenamento Pesqueiro; DD - Deficientes em Dados; VU – Vulnerável; EN - Em Perigo; CR - Criticamente Ameaçada; EW – Extinta na Natureza. [3] Portaria MMA N°445, de 17 de dezembro de 2014 DD - Deficientes em Dados; CR – Criticamente em Perigo; EN – Em Perigo; VU – Vulnerável.Os pescadores não diferenciam as espécies de Raias, porém, de acordo com a Portaria MMA 445/2014, a Raia-sapo (Myliobatis goodei), Raia-manteira (Myliobatis ridens), Raia-viola (Rhinobatos horkelii) e Raia-beiço-de-boi (Rhinoptera brasiliensis) estão criticamente em perigo (CR), a Raia-santa (Rioraja agassizii), Raia-emplastro (Sympterygia acuta) e Raia-amarela (Myliobatis freminvillii) estão em perigo (EN) e as Raias-manta (Manta birostris, Mobula hypostoma, M.japanica, M. rochebrunei, M. tarapacana e M. thurstoni), Raias-viola (Rhinobatos lentiginosus e zapteryx brevirostris) e Raia-elétrica (Torpedo puelcha) estão classificadas como vulneráveis (VU).**

Estrutura de apoio à pesca amadora

A atividade de pesca amadora apresenta intrínseca interação com o setor náutico, através do uso dos espaços e serviços das instalações náuticas como: garagens náuticas, marinas e clubes náuticos utilizados como base de suporte para a atividade, onde são guardadas e mantidas as embarcações, além de atuarem como bases de apoio e relação social do segmento. Além das instalações formais de apoio náutico, as variadas estruturas de apoio náutico (píeres, rampas, trapiches, cais), associadas às residências particulares, condomínios, loteamentos e instalações públicas, somam milhares de unidades no território nacional e várias centenas no litoral paulista (FUNDEPAG, 2015).

Diversos serviços são prestados aos pescadores amadores como: pousadas, venda ou aluguel de equipamentos, venda de iscas, lanchonete/restaurante, serviços de manutenção, piloteiros, pacotes turísticos, aluguel de embarcação, limpeza de peixes, guias de pesca, dentre outros. O que movimenta uma fração da economia dos municípios, relacionada inclusive ao setor turístico.

Comércio de iscas vivas

Regionalmente as iscas vivas capturadas em maior quantidade e número são diferentes espécies de camarão, tanto de formas que vivem na água doce (pitus), como formas que habitam a região estuarina e de ambientes de água salgada (camarões). Em Cananeia e Ilha Comprida observaram-se vendas de camarões vivos das espécies *Lithopenaeus schimidt* (camarão rosa), *L. paulensis* (camarão branco) e *Schiphopenaeus kroyeri* (camarão sete-barbas). Em Iguape, os

coletores/comerciantes de iscas viva trabalham principalmente com espécies de água-doce/estuário (*Macrobrachium* spp.*)* (**Foto 80**).

Foto 80 - Duas diferentes espécies de camarões dulcícolas do gênero Macrobrachium vendidos como isca viva em Iguape.

Fonte FUNDEPAG.

No verão, tanto a oferta quanto a demanda para iscas-vivas são bem maiores que nas demais estações, compensando a atividade. Já no inverno, a oferta e a demanda por iscas-vivas é muito reduzida e alguns coletores migram para outras atividades, como a pesca profissional e a prestação de outros serviços para os próprios pescadores amadores, porém, como piloteiros/barqueiros (FUNDEPAG, 2015).

Para captura de camarões marinhos, os coletores/comerciantes de iscas viva utilizam o gerival, enquanto para a coleta de camarões dulcícolas, utilizam covos improvisados, confeccionados com vários materiais alternativos (**Foto 81**), como o plástico[8], sendo importante ressaltar que as aberturas dos covos são seletivas em relação ao tamanho ideal dos camarões a serem aproveitados como iscas, impedindo a entrada de reprodutores e matrizes grandes e pouco aproveitáveis, sendo que os camarões muito pequenos e inadequados ao uso como isca, são devolvidos vivos aos locais de captura, diminuindo os impactos da atividade.

Foto 81 - Covos improvisados para captura de camarões dulcícolas em Iguape.

Fonte FUNDEPAG (2015).

Alguns coletores/comerciantes de iscas vivas mantêm seu produto em tanques de contenção feitos em concreto, (**Foto 82**). Outros mantêm as iscas estocadas em viveiros submersos improvisados em bombonas de plástico dentro do estuário (**Foto 83**).

[8] Bombonas e/ou garrafa PET.

Foto 82 - Estrutura de concreto para a manter as iscas-vivas até o momento de sua comercialização.

Fonte FUNDEPAG (2015).

Foto 83 - Material improvisado (bombona de plástico) utilizada para manter as iscas viva até o momento de sua comercialização. Este dispositivo improvisado fica submerso com as iscas dentro, funcionando como uma espécie de covo.

Fonte FUNDEPAG (2015)

Os locais de maior esforço de coleta de iscas vivas estão situados Mar Pequeno, na região entre Pedrinhas e Juruvaúva em Ilha Comprida. De acordo com Becatto (2009) as principais comunidades de coletores/comerciantes de iscas viva do Litoral Sul podem ser apresentadas pelo **Quadro 89**.

Quadro 66 - Principais comunidades de coletores/comerciantes de iscas viva do Litoral Sul, de acordo com Becatto (2009).

Município	Comunidade	Quantidade de coletores/comerciantes de iscas viva
Cananeia	Sítio Piçarro\Ponte	6
	São Paulo Bagre	8
	Agrossolar	2
	Acaraú\Estaleiro	15
	Cananeia (centro)	6
	Ariri	16
	Porto Cubatão	14
Ilha Comprida	Pedrinhas	5
	Juruvaúva	8

- **Extrativismo**

Extrativismo é o termo utilizado para representar o ato da retirada de todo o tipo de material da natureza para fins comerciais, pessoais ou industriais. Existem vários tipos diferentes de extrativismo, sendo os mais comuns: extrativismo vegetal, extrativismo mineral e o extrativismo animal. O extrativismo é uma das mais antigas atividades socioeconômicas praticadas mundialmente, na qual as populações humanas extraem da natureza tudo aquilo que precisam para sobreviver, como animais, plantas e alguns minérios (MMA, 2011).

Informações disponíveis no documento da FUNDAÇÃO FLORESTAL (2014) relativo as reuniões participativas para a construção do Plano de Manejo da APAMLS/ARIEG, apontam que a atividade de extrativismo foi citada por diversos setores da pesca durante tais reuniões, destacando-se os pescadores artesanais como os mais participativos desta temática, pois este grupo pratica o extrativismo em adição à pesca. Contudo, a atividade de extrativismo não foi detalhada por não ser muito expressiva na área da APAMLS, mas os resultados mostram a necessidade de investigar a presença e ampliar a participação dos extrativistas exclusivos – pessoas que vivem prioritariamente do extrativismo. As espécies-alvo do extrativismo mais citadas para a ARIEG durante as oficinas foram o caranguejo-uça, ostras e o mossorongo.

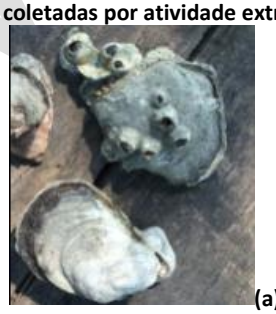
Para aprofundar o detalhamento da atividade de extrativismo na ARIEG, foram elegidos para este Diagnóstico Técnico os dados disponíveis no ProPesqWeb do ano 2010 até 2015 (IPESCA, 2016). Partindo-se do filtro "recurso" e "município" (de Ilha Comprida onde está situada a ARIEG) foram identificadas informações referentes a captura, unidades produtivas e valores estimados de receita. São identificados como recursos das atividades extrativistas, os caranguejos, ostras e siris (**Quadro 67**).

Quadro 67 - Produção amostrada no período de 2010 a 2015 pelo Propesq na ARIEG. Fonte: IPESCA (2016).

Município	Ano	Pescado	kg no Período	nº de Unidades Produtivas	Valor estimado no período (R$)
Ilha Comprida	2010	Caranguejo-uçá (*Ucides cordatus)* Ostra (*Crassostrea brasiliana*) Siri-azul (*Callinectes spp.*)	396,14 214,14 1.319,00	3 3 4	1287,46 1358,72 6265,25
	2011	Caranguejo-uçá (*Ucides cordatus)* Siri-azul (*Callinectes spp.*)	22,81 2.794,00	1 4	96,94 23749,00
	2012	Caranguejo-uçá (*Ucides cordatus)* Siri-azul (*Callinectes spp.*)	132,73 4.950,40	1 12	497,74 34390,40
	2013	Ostra (*Crassostrea brasiliana*) Siri-azul (*Callinectes spp.*)	52,29 4.965,71	1 13	183,02 24359,20
	2014	Ostra (*Crassostrea brasiliana*) Siri-azul (*Callinectes spp.*)	205,01 577,2	1 4	1482,00 4069,70
	2015	Ostra (*Crassostrea brasiliana*) Siri-azul (*Callinectes spp.*)	533,69 7.449,50	1 16	3884,00 48046,80

Os dados acima descritos demonstram a importância da coleta do siri-azul (*Callinectes* spp), maiores capturas registradas na ARIEG para o período, seguido do caranguejo-uçá (*Ucides cordatus*) e das Ostras (*Crassostrea brasiliana*). Abaixo segue uma figura do recurso de coleta.

Foto 84 - Ostras coletadas por atividade extrativista em comunidades costeira do Litoral de São Paulo.


(a)

(b)

Fonte: (a) Mariana Clauzet (2016) e (b) SOS Rios do Brasil (2011).

Vale destacar que os dados disponíveis pelo IPESCA (2016) analisados neste capítulo, se referem a amostragens realizadas em desembarques pesqueiros, nas quais foram anotados dados sobre recursos de atividade extrativista. Os dados de

produção da atividade de extrativismo disponíveis, foram coletados associados a viagens de outras categorias de pesca, que tinham como alvo outros recursos, mas que foram "complementadas" com uma coleta de recursos ao longo da viagem de pesca e, chegando no ponto de desembarque, foi contabilizada.

Isto é um fator limitante para o diagnóstico da atividade extrativista, uma vez que muito da sua prática ocorre através da coleta manual de recursos costeiros-marinhos que não são contabilizados em locais de desembarque de outras formas de pesca.

Segundo Mendonça e Barbieri (2001) a coleta do Siri *Callinectes* sp. foi iniciada na década de 1990 na região de Cananeia na entressafra da pesca da manjuba, se tornando uma atividade rentável, na qual o recurso é comercializado vivo. Desde 2000, pesquisadores já identificaram que a coleta de *Ucides cordatus* tinha picos de captura no verão, coincidindo com o período reprodutivo da espécie. Apesar das normativas que implicam restrições a captura do *U. Cordatus*, o extrativismo deste recurso foi identificado pelos autores como seriamente ameaçada para a região de Cananeia, Iguape e Ilha Comprida, inclusive por serem práticas de coleta que podem envolver produtos químicos prejudiciais ao ambiente.

O Ministério do Meio Ambiente (MMA) publicou, em 2004, a lista nacional das espécies de invertebrados aquáticos e peixes sobre-explotados ou ameaçados de sobre-explotação, por meio da Instrução Normativa 05/2004. Nessa lista, constam 11 espécies de invertebrados aquáticos, entre elas duas de caranguejos e uma de siri. Muitas destas espécies, são representativas da atividade extrativista da região litorânea do Estado de São Paulo como, por exemplo, o caranguejo-uçá *Ucides cordatus*, o guaiamum *Cardisoma guanhumi* e o siri-azul *Callinectes sapidus*, que precisam ser geridos, pois encontram-se em estado de ameaça. O MMA lançou em 2011 o Plano Nacional de Manejo do caranguejo-uça e Siri-azul, que tem o objetivo de conservar estes importantes recursos extrativistas.

O escasso conhecimento sobre a prática de extrativismo na região da APAMLS/ARIEG aponta para a necessidade de se verificar a presença de outros praticantes e de se ampliar a participação destas pessoas que vivem prioritariamente do extrativismo bem como velar por uma prática cuidadosa do recurso, para garantir sua sustentabilidade (FUNDAÇÃO FLORESTAL, 2014).

- **Aquicultura / Maricultura**

O termo maricultura refere-se à criação e ao cultivo de espécies marinhas ou estuarinas e, de maneira geral, é dividida em criação de peixes (piscicultura), crustáceos (carcinicultura), moluscos (malacocultura) e cultivo de algas (algicultura). A atividade ocorre em estruturas baseadas em terra (viveiros escavados ou tanques) e/ou no mar (balsas, longlines ou cordas e gaiolas ou tanques rede), geralmente em ambientes costeiros abrigados, como baías, enseadas e lagunas ou, em menor proporção, em mar aberto (CAVALLI, 2015, PEREIRA & ROCHA, 2015). A prática da maricultura por comunidades litorâneas está diretamente influenciada por questões familiares e por acordos de vizinhança, características essas que orientam o tamanho e o local de produção e devem ser consideradas no planejamento do manejo da maricultura (PEREIRA & ROCHA, 2015), inclusive por que contribuir para a fixação de comunidades tradicionais em seus locais de origem (BARBIERI *et al.* , 2014).

As atividades de maricultura no Litoral Sul concentram se no cultivo de ostras, principalmente no município de Cananeia (SILVA & GRAÇA-LOPES, 2010), que abastecem a maior parte do mercado do estado de São Paulo e, parcialmente, o do Rio de Janeiro (GALVÃO *et al*, 2009). As áreas onde foram identificadas atividades de maricultura não estão dentro dos limites da ARIEG.

Embora a ARIEG seja categorizada como uma Unidade de Conservação de uso sustentável, é uma área de pequena extensão e assim como outras ARIES e apresenta pouca ocupação humana, com características naturais extraordinárias ou que abriga exemplares raros da biota regional e tem como objetivo manter os ecossistemas naturais de importância regional ou local e regular o uso admissível dessas áreas, de modo a compatibilizá-lo com os objetivos de conservação da natureza. Assim, não são identificadas potencialidades para o desenvolvimento da aquicultura/maricultura nesta região.

MINUTA

- **Atores e Instituições envolvidos**

Dentro de cada um dos setores da pesca estão os atores chave que, na sua área de atuação, ocupam uma posição relevante no contexto da atividade, seja dentro da cadeia produtiva, seja dentro de uma entidade ou instituição que interfira na sua realidade. Assim, adotou-se para o presente diagnóstico a seguinte definição para o ator-chave: "Ator-chave é o sujeito que influencia de forma significativa a atividade pesqueira, que pode ou não representar uma instituição. Deve ter relação com a atividade, e seu papel ser reconhecido pelos seus pares. Pode ser um indivíduo que atua como formador de opinião, agente multiplicador, ou alguém representativo de um ou mais elos da cadeia produtiva. Pode ser também sujeito ou instituição importante na definição de políticas públicas, legislações ou decisões e ações que afetam a pratica da atividade, como por exemplo, agentes públicos, instituições financiadoras, órgãos fiscalizadores ou instituições de ensino e pesquisa, ou apenas pesquisadores, que produzam conhecimento sobre do tema" (FUNDEPAG, 2015).

A pesca profissional está no nível nacional a cargo das seguintes instituições: CONAPE (Conselho Consultivo Nacional de Aquicultura e Pesca); Secretaria Especial de Aquicultura e Pesca (SAP), ambos subordinados ao Governo Federal através do Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento (MPA). No nível local, as colônias de pesca são as instituições representativas dos pescadores profissionais. Para ser pescador, deve-se associar à colônia regional e, em troca, o pescador recebe sua carteira de pesca para poder exercer a profissão.

Podem ser considerados atores envolvidos na pesca amadora: as estruturas náuticas (marinas, garagens e clubes), os prestadores de serviços de apoio (pousadas, lanchonetes/ restaurantes, lojas de equipamentos, agências de turismo, oficinas), comerciantes de iscas, piloteiros e guias de pesca, e principalmente, o pescador amador. O que movimenta uma fração da economia dos municípios da ARIEGe de entorno, relacionada inclusive ao setor turístico.

Com relação às entidades representativas do setor pesqueiro foram destacadas abaixo entidades dos municípios da região da ARIEG, e não somente de Ilha Comprida, pois este Diagnóstico Técnico considerou que atores de outros municípios se utilizam do ambiente da ARIEG para as atividades de pesca e, portanto, são atores e/ou instituições importantes que podem apresentar interações com setor e podem ser considerados para a gestão da pesca na ARIEG (**Quadro 68**).

Quadro 68 - Entidades representativas dos municípios da região da ARIEG abrangendo instituições de pesquisa, gestão e fomento, e entidades de representação de classe em nível estadual e regional e municipal (FUNDEPAG, 2014; FUNDEPAG, 2015; IP/ PETROBRÁS, 2016).

Município	Entidades	Ano de fundação
Cananeia	Colônia de Pescadores Z9 de Cananeia (Apolinário de Araújo)	1985
	Reserva Extrativista do Taquari	2008
	Reserva Extrativista do Tumba	2008
	Reserva de Desenvolvimento Sustentável do Itapanhoapina	2008
	Parque Estadual Ilha do Cardoso	1962
	Área de Proteção Ambiental Marinha do Litoral	2008
	Prefeitura Municipal da Estância Balneária de Cananeia	1531
	Reserva Extrativista do Mandira	2002
	Associação dos Amigos do Terminal Pesqueiro de Cananeia Parque Lagamar	2013
	Instituto Oceanográfico	2008
	IPEC- Instituto de Pesquisas Ecológicas de Cananeia	1969
	Instituto de Pesca	-
		-
Iguape	Divisão Municipal de Pesca	2013
	Apa Cananeia ,Iguape e Peruíbe	2007
	Colônia de Pescadores Z7 de Iguape "Veiga Miranda"	1953
Ilha Comprida	Prefeitura Municipal da Estância Balneária de Ilha Comprida	1991
	Prefeitura-Desenvolvimento Local	1991
	Área de Proteção Ambiental Ilha Comprida	1987

MINUTA

Município	Entidades	Ano de fundação
Associadas a pesca amadora	Confederação Brasileira de Pesca e Desporto Subaquático (CBPDS)	1980
	Associação Nacional de Ecologia e Pesca Esportiva (ANEPE)	2005
	Confederação Brasileira de Caça Submarina (CBCS)	-
	Associação Paulista de Pesca Submarina – APPS	-
	Federação Paulista de Pesca e Lançamento - FPPL	1969
	Federação de Pesca Esportiva, Turística e Ambiental de São Paulo (FEPESCASP)	-
	Comitê da Cadeia Produtiva da Pesca e da Aquicultura da FIESP (COMPESCA)	2011
	ONG VIVAMAR	2004

- **Principais conflitos**

Os diferentes usos do espaço costeiro-estuarino da retroárea da ARIEG podem incluir conflitos. De maneira geral, os conflitos referentes a atividade de pesca ocorrem pela sobreposição do uso das diversas aparelhagens de pesca que são utilizadas pelos pescadores em diferentes atividades de pesca. No Quadro 69 a seguir estão sintetizados alguns dos principais conflitos identificados nos documentos analisados por este Diagnóstico Técnico ARIEG e entorno.

Quadro 69- Síntese dos conflitos identificados na área da ARIEG

Conflitos	Descrição	Fontes
Pesca ilegal (amadora e profissional) e Seguro defeso	Pesca amadora praticada em Unidades de Conservação de Proteção Integral; Uso de redes por pescadores amadores; Uso redes de arrasto-de-praia, picaré para caceio-de-praia, rede-singela (pano simples) para caceio de praia e a rede feiticeira ou tresmalho para caceio-de-praia, em desembocaduras de rios e em distâncias de 500m, entre 9h e 19h, em qualquer período do ano em áreas urbanizadas. A irregularidade dos pescadores profissionais que atuam na pesca desvinculados de instituição e sem documentos legais de pesca profissional. A regularização dos pescadores está diretamente relacionada ao benefício do seguro-defeso, contudo, muitos pescadores que não vivem da pesca se beneficiam deste seguro, enquanto outros, que precisariam recebe-lo, não estão regularizados como pescadores profissionais, gerando conflitos entre diferentes categorias e comunidades de pescadores.	FUNDEPAG (2015) IP/ PETROBRAS (2016)
Banhistas X Pesca Amadora	Os conflitos mais comuns entre pescadores amadores e banhistas ocorrem pelo incomodo que os banhistas sentem ao nadar próximo a praticantes de pesca em decorrência dos perigos relacionados ao uso de linha e anzóis, que apresentam potencial risco de acidentes.	FUNDEPAG (2015)
Atividade náutica X Pesca amadora	O tráfego de embarcações prejudica a prática da pesca amadora por “espantar” os peixes. Alguns indícios desses conflitos podem ser observados em alguns locais principalmente em estuários, com circulação de algumas embarcações em alta velocidade, principalmente lanchas de passeio, representando fator de risco de acidentes para outras embarcações trafegando no mesmo ambiente, jetskis e lanchas trafegando muito próximo das embarcações de pescadores amadores embarcados, causando incomodo pela movimentação das águas e afugentando os peixes.	FUNDEPAG (2015)
Conflitos no extrativismo	Pescadores/ coletores de outras áreas explorando os mesmos recursos. Existe uma “invasão” de coletores vindos de diversas regiões do sudeste e sul do País nas épocas de coleta causando competição pelo recurso e conflitos entre os coletores locais.	FUNDAÇÃO FLORESTAL (2014) Barbieri e Mendonça (2001).

- **Ameaças e impactos**

As informações disponibilizadas pela FUNDAÇÃO FLORESTAL (2014) advindas de reuniões entre diferentes atores para construir de forma participativa o Plano de Manejo da ARIEG apontam as seguintes e impactos para a região da ARIEG:

MINUTA

- Ocorrência de barcos de turismo náutico, que buzinam ao redor da ARIEG propositalmente para provocar a levantada de aves dos ninhos para que os turistas possam fotografar e, muitas vezes, esta prática envolve a derrubada de manguezal para acesso ao estuário. Tal atividade é apontada como uma ameaça a ARIEG. Entre os motivos levantados para tal prática está a falta de capacitação dos agentes de turismo na região para práticas de mínimo impacto ambiental.
- A poluição vinda pelo Rio Ribeira, a influência do Valo Grande, a alta dinâmica sedimentar e a pressão pela ocupação urbana no entorno da ARIEG são fatores que indicam a vulnerabilidade da ARIEG. Todos estes fatores podem alterar as características físico-quimicas do estuário, comprometendo por sua vez a consolidação das áreas de manguezal e consequentemente afetando a reprodução de espécies pesqueiras.
- A aquicultura foi levantada como uma possível ameaça de impacto ambiental negativo à ARIEG, sendo necessário realizar estudos de viabilidade para implantação de projetos na área.

O Valo Grande apresenta um grande impacto socioambiental para a região, que segue ameaçando a sustentabilidade da pesca local. Alguns trabalhos destacam como esta obra afetou e continua afetando os recursos pesqueiros estuarinos e, consequentemente, a pesca local. De acordo com o estudo de Contente (2013) "*Padrões ecológicos locais e multidecadais da ictiofauna do estuário* Cananeia-*Iguape"* que visou subsidiar o futuro plano da recuperação ecológica do Estuário Cananeia-Iguape, o aporte exógeno do rio Ribeira de Iguape gera perdas das condições estuarinas como perdas de biomassa, densidade, riqueza e funções na ictiofauna estuarina. Os efeitos desta interferência antrópica são significativos na manutenção dos estoques. Destaca-se uma figura de Contente (2013) que indica os efeitos negativos no ambiente. O **Quadro 93** mostra uma síntese das principais ameaças e impactos identificados na região da ARIEG.

Quadro 70 - Ameaças e impactos associados a atividade pesqueira na região da ARIEG.

Ameaças e impactos	Descrição
Pesca no estuário	O fato do ambiente estuarino prevalecer em grande parte do entorno da ARIEG é crítico para a conservação do ambiente costeiro-marinho, uma vez que o estuário faz parte de ciclos de vida de várias espécies. A pesca dentro destes ambientes precisaria ser ordenada visando o uso de aparelhagens estritamente artesanais de baixa mobilidade e menor impacto, que fossem executadas de maneira ordenada.
Recursos pesqueiros	A "manjuba de Iguape" aparece como terceira espécie capturada na área da APAMLS/ ARIEG, indicando necessidade de controle e minimização de conflitos gerados por esta prática de pesca (FUNDEPAG, 2014). Tendência de aumento na captura da "pescada-foguete", portanto se faz necessário o monitoramento especifico deste recurso na região para evitar a pesca predatória. Neste contexto, corvinas e pescadas no geral estão sendo capturadas em estado juvenil segundo alguns estudos; portanto tendem a estarem ameaçados enquanto população (FUNDEPAG, 2014).
Atividade náutica	Contribui para uma significante parcela de impactos ambientais associados tanto a fontes fixas (marinas, garagens náuticas) como fontes difusas (embarcações) e devem respeitar critérios técnicos de análise consolidados legalmente no estado de São Paulo, através da publicação da Resolução SMA 102/2013 e respectiva DD-CETESB 153/2014, como por exemplo, a instalação de cobertura nas vagas secas, piso com drenagem para canaletas impermeáveis, ligadas a um sistema separador de água e óleo e pavimento impermeável. Outros impactos podem estar associados a pintura por aspersão (compressor, spray), pintura com tinta antiincrustante, laminação, atividades de carpintaria naval e oficinas mecânicas (FUNDEPAG, 2015).
Limpeza do Pescado	Observa-se portanto uma carência de informações, quanto à adoção de procedimentos ambientalmente adequados na gestão do pescado. O entendimento de que o descarte de vísceras e restos de pescado no corpo d'água é uma prática inofensiva ou até positiva, ainda está arraigada na atividade pesqueira. A prática é arraigada, sob o entendimento de que este descarte serve de alimento para os peixes. Na realidade, mesmo sendo alimento para os peixes, o descarte de visceras e restos da limpeza de pescado no corpo dágua, quando em ambientes rasos, confinados e com circulação hidrica restrita, pode resultar em perda de qualidade das águas, devido ao aumento do consumo de oxigênio (DBO) no processo de decomposição, além de atrair vetores como ratos, durante a baixa mar. Dessa forma, observa-se que, para estes tipos de ambientes a pratica não é ambientalmente recomendável nos locais onde há maior concentraçao de pescadores. Por outro lado, o descarte em águas abertas nao representa risco relevante.

Ameaças e impactos	Descrição
Lavagem de Embarcações em Mar	É uma prática comumente observada ao longo do litoral, assim como a lavagem do casco das embarcações com produtos químicos.
Perda e descarte de petrechos de pesca no mar	Os impactos de petrechos no ambiente marinho e costeiro são diversos e severos. Os petrechos de pesca descartados ou perdidos no mar são ambientalmente persistentes, constituídos por plásticos, nylon, isopor, metais e sintéticos, os quais podem demorar décadas ou séculos para se decompor. Dentre os itens mais frequentemente encontrados no mar e na costa estão iscas artificiais, atratores luminosos, anzóis, garatéias, varas de pesca, carretilhas, chumbadas, molinetes, espinheis, gerival, poitas, cabos e redes. Esses petrechos diversos ficam a deriva ou no fundo, causando a chamada "pesca fantasma", de invertebrados, peixes, tartarugas, mamíferos e aves marinhas, causando relevante impacto ambiental. Além disso, a captura passiva, ou pesca negativa, ocorre de forma indiscriminada capturando espécies sem valor econômico. Também há casos de petrechos perdidos (redes) causarem morte em banhistas por afogamento. Estes petrechos à deriva também representam vetores de transporte e bioinvasão de espécies exóticas.
Resíduos sólidos no ambiente descartados nos locais de pesca	Principalmente, no caso da pesca amadora, são gerados resíduos sólidos diversos, como restos de alimento, embalagens, sacos plásticos, garrafas pet, etc. Muitas vezes a prática inadequada resulta no descarte ou abandono destes resíduos no local da pesca ou no mar. Os impactos dos resíduos sólidos no ecossistema marinho são similares aos gerados pelos petrechos, podendo ser consumidos e ingeridos pela fauna, além de contaminar as águas e os sedimentos marinhos. No contexto da zona costeira, considerando a relevante quantidade de praticantes da pesca amadora, o risco potencial do impacto difuso desta prática é relevante, já que grande parte destes resíduos sólidos apresenta elevada persistência no ambiente.
Mudanças climáticas	Outro aspecto a ser considerado como ameaça é a influência das mudanças climáticas diretamente no modo de vida dos pescadores. Primeiro por interferirem no conhecimento ecológico local sobre a natureza, e com isso, causando alteração no comportamento e entendimento dos processos ambientais relacionados as atividades pesqueiras. Depois com alterações ambientais como, por exemplo, o aumento gradativo do nível do mar advindo do aquecimento global, que destrói as moradias e ranchos de pesca nas áreas costeiras, e os fenômenos como o El Nino, La Nina, Catarina, que os afastam das viagens de pesca e destroem aparelhagens de captura fixas instaladas no mar, impossibilitando a atividade econômica.
Influência da degradação ambiental para as espécies alvo do extrativismo	Uma vez que a maior parte das espécies exploradas são filtradoras e altamente sensíveis as condições ambientais, Silvestrini *et al.* , (2011), por exemplo, destacam que a poluição doméstica, provocada pela inexistência de saneamento básico em certas regiões do litoral paulista e o acúmulo de lixo nas praias, entre outros fatores, ameaça a atividade extrativista. Neste contexto, Wieczorek (2006) descreve diversas potenciais alterações causadas no ambiente decorrentes de derramamento de óleo, o que impossibilita a sobrevivência de espécies alvo da atividade de extrativismo.
Ameaças a saúde dos pescadores	Vale destacar as ameaças a saúde dos pescadores profissionais e apoiar a adoção de procedimentos que garantam melhores condições de saúde e segurança na prática da pesca. De acordo com o Código Nacional de Atividades Econômicas (CNAE, 2000/2002), a atividade pesqueira é considerada potencialmente perigosa por exemplo, por trabalhadores a vários riscos de acidentes, por exemplo: com embarcações, afogamentos, com os petrechos de pesca, problemas ergonômicos por postura inadequada, mudanças climáticas, trabalho noturno, excesso de ruído, cortes/feri- mentos no manuseio do pescado, contato com agentes patológicos em ambiente mal saneado, entre outros. O óleo diesel queimado, amplamente utilizado pelos catadores de caranguejo nas atividades de extrativismo, por exemplo, como repelente de insetos hematófagos, pode trazer problemas dermatológicos e até de intoxicação, podendo, também, poluir o ambiente.

Ameaças e impactos	Descrição
Extração de recursos naturais	Independentemente da técnica utilizada para a captura dos espécimes, o próprio caminhar dos catadores sobre o sedimento do manguezal (pisoteio) promove a destruição das galerias construídas pela espécie, particularmente nas áreas de menor inundação, onde os jovens ocorrem em maior densidade. A utilização da vanga ou cavadeira, objetos cortantes empregados na desobstrução das galerias ao braceamento, danifica as raízes das árvores, debilitando-as, podendo provocar sua morte. O uso de produtos químicos como o carbureto também tem sido utilizado como facilitador na captura de caranguejos, pois, quando em contato com a água libera gás tóxico, provocando sua saída da galeria, no entanto, tal prática ocasiona contaminação do solo e da biota local (MMA, 2011). Os pescadores extrativistas estudados por Barbieri e Mendonça (2001) deixam claro que existe falta de organização entre os coletores e isto interfere diretamente na sustentabilidade da atividade. Muito coletores percebem que a coleta no período de defeso é equivocada, mas reconhecem que na região existe muitos usuários sem comprometimento com a legislação do defeso.
Pesca ilegal e irregularidades da Pesca Amadora	Também podem ser consideradas ameaças ao ambiente e barreiras ao ordenamento da atividade. As principais irregularidades identificadas são: a falta de licença de pesca, a pesca em local proibido, a captura acima da quantidade permitida, a captura de espécies com tamanho inferior ao permitido, captura de especies priobidas, uso de petrechos proibidos (especialmente redes de emalhe) e pesca subaquática irregular. As pescarias junto às ilhas do Bom Abrigo, Castilho e Cambriú são ilegais. Há relatos e denúncias de que próximo às ilhas, naufrágios e parcéis, constantemente, é praticada a pesca subaquática com uso de cilindros de ar comprimido, bem como feito o abate de espécies ou quantidades proibidas. Também há registros do uso de compressores de ar para auxiliar a emersão de grandes peixes e da instalação de atratores artificiais não licenciados (Instrução Normativa IBAMA No. 22, de 10 de julho de 2009), feitos de material plástico (CDs), cujo brilho aumenta o poder de atração dos peixes. Estes relatos reforçam a necessidade estratégias de fiscalização tanto no mar como em terra, nas marinas e garagens náuticas (FUNDEPAG, 2015). Mesmo não estando estas Ilhas na área da ARIEG, vale destacar que a pesca irregular nestes locais tem potencial para ameaçar os estoques pesqueiros e a sustentabilidade da pesca também na ARIEG. De acordo com FUNDEPAG (2015) alguns guias de pesca e pescadores amadores capturam as próprias iscas com emprego de gerival, no caso dos camarões e de tarrafas, no caso dos juvenis de sardinha cascuda (*Harengula* sp.).
Captura de espécies abaixo do tamanho minimo permitido	Algumas espécies possuem regulamentação quanto ao tamanho mínimo de captura, como os robalos[9]. A captura de indivíduos imaturos compromete a manutenção das populações dessas espécies. Esta ameaça está mais relacionada a pesca amadora, uma vez que as espécies que tem regulamentação quanto ao tamanho mínimo são, em sua maioria, alvos de pescadores amadores.

[9] Portaria n° 02 de 10 de outubro de 1997

Ameaças e impactos	Descrição
Captura de corrupto	A captura de corrupto com bomba de sucção não é proibida em nenhum dos municípios da APAMLS/ ARIEG porém, a extração destes organismos cavadores pode ocasionar alterações, tanto na espécie alvo, como em outras espécies existentes no sedimento, devido à própria técnica de captura utilizada. Na África do Sul, a cada 50 corruptos coletados com bomba de sucção, 50 g de organismos da macroinfauna acabam morrendo ou sendo predados por aves e outros organismos, em consequência da perturbação (WYNBERG & BRANCH 1991). Esta é uma prática bastante difundida dentre os pescadores desembarcados de praia, modalidade muito expressiva na APAMLS/ ARIEG (FUNDEPAG, 2015). Um esforço de pesca excessivo pode levar à sobre-exploração do recurso e até ao total desaparecimento das populações alvo. A estrutura populacional de *Callichirus major* pode ter sido afetada pela pesca no litoral do Estado de São Paulo, onde foi registrada uma diminuição na moda média do tamanho dos indivíduos da população ao longo de seis anos de estudo (RODRIGUES & SHIMIZU 1997). De acordo com os mesmos autores, este resultado pode ser consequência de um aumento na intensidade dos recrutamentos, devido à maior disponibilidade de substrato resultante da remoção de indivíduos maiores. Alguns municípios têm proibido a captura desta espécie, bem como o uso de bombas de sucção para sua retirada.
Cultivo de camarão	O camarão nativo que já teve seu cultivo na região realizado em tanques rede, é uma espécie muito capturada pela pesca industrial e artesanal que pode estar sobre ameaça de estoque, pois trata-se de uma prática de pesca dentre as 3 mais realizadas na região. Contudo, existe uma demanda local de cultivo do mesmo novamente, atualmente proibida pela Instrução Normativa IN- MMA 3 de 2008. Ajustes nesta realidade podem contribuir para a preservação da espécie no ambiente natural e gerar renda às comunidades residentes na APAMLS/ ARIEG. O camarão exótico foi cultivado na região, mas atualmente também está proibido e existem registros locais de espécimes encontrados vivos no canal. Os impactos desta espécie precisam ser avaliados urgentemente, considerando-se que é uma espécie exótica ainda sem informações suficientes quanto a sua inserção neste ambiente (FUNDAÇÃO FLORESTAL, 2014).

- **Estado de Conservação**

Apesar dos desafios enfrentados pela pesca marinha do mundo, bom progresso está sendo feito na redução das taxas de pesca e de reconstituição das unidades populacionais sobre-exploradas e dos ecossistemas marinhos por meio de ações de gestão eficazes e que, melhorem (entenda-se protejam/conservem/manejem) a utilização dos recursos de pesca existentes. Para tanto, é fundamental conhecer o estado de conservação dos recursos pesqueiros e extrativistas, e atentar para instrumentos de gestão conectados aos respectivos estados de ameaças das espécies existentes em uma região de pesca. A partir das informações analisadas nos diagnósticos da pesca profissional e amadora foram selecionadas as espécies alvo e mais capturadas por estas categorias e apontados seus "estados de conservação" de acordo com:

1) A conhecida "Red List" da IUCN que é uma compilação de informações acerca de mais de 76.000 espécies incluindo mamíferos, pássaros, anfíbios, corais, coníferas e peixes e onde se avaliou que cerca de 22.000 dessas encontram-se em risco de extinção e traz informações não somente das espécies, mas de suas tendências e de seus habitats e conceitua as espécies em menor preocupação (LC), quase ameaçada (NT), vulnerável (VU), ameaçadas de extinção (EN), criticamente em perigo (CR), extinta na natureza (EW) e extinta (EX);
2) O Decreto Estadual N° 60.133, de 07 de fevereiro de 2014. Que categoriza as espécies em DG/OP - Diretrizes de Gestão/Ordenamento Pesqueiro; DD - Deficientes em Dados; VU – Vulnerável; EN - Em Perigo; CR - Criticamente Ameaçada; EW – Extinta na Natureza;
3) A Portaria MMA N° 445, de 17 de dezembro de 2014, que descreve os riscos das espécies através de sua taxonomia e a avaliação depende da quantidade e qualidade das informações coletadas para efetuar os estudos e categoriza as espécies em DD - Deficientes em Dados; CR – Criticamente em Perigo; EN – Em Perigo; VU – Vulnerável.

Vale destacar que as espécies aqui apresentadas (**Quadro 71**), *são um compilado das 30 espécies mais desembarcadas na região das APAM's (FUNDEPAG, 2014), das espécie-alvo da pesca amadora (FUNDEPAG, 2015), das indicações da própria gestão de cada APAM, espécies com defesos já estabelecidos e das indicações advindas do documento da Fundação Florestal (2014).*

Quadro 71 - Principais recursos pesqueiros destacados por critérios de importância para a ARIEG.

Espécies	Critérios de Importância (estabelecidos pela equipe DT- 2016)								
	Entre as mais capturadas pela pesca profissional *	Alvo da Pesca amadora	Indicada pela gestão das APAM's ou DP? **	Defeso	IUCN	Decr. Est. Status de ameaça[2]	Portaria MMA 445/ 2014[3]	OBS	Indicações para a gestão
Bagre (Ariidae)	X	X	X	X	-	-	-	a	III; VII; X; XIV
Betara (*Menticirrhus americanus/ Menticirrhus littoralis*)	X	X	-	-	C/ L	Quase ameaça-da	-	-	VII
Cações agrupados	X		X	-	-	-	-	B	VII; IX; X; XIV
Camarão-legítimo (*Litopenaeus schimitti*)	-	X	X	X	-	-	-	c	III; V; VIII
Camarão-rosa (*Farfantepenaeus brasiliensis/ Farfantepenaeus paulensis*)	X	-	X	X	-	-	-	-	III; V; VIII
Camarão-sete-barbas (*Xiphopenaeus kroyeri*)	X	-	X	X	-	-	-	-	III; V; VIII; XII
Corvina (*Micropogonias furnieri*)	X	X	X	-	LC	DG/ OP	-	-	IV; VI; X; XII; XIV
Parati (*Mugil* spp.)	-	X		-	LC/ DD	DD/ DG/ OP	-	-	I; XII; XIII
Manjuba-chata (*Anchoa marinii*)	X	-	X	-	-	DD	-	-	III; VI; VIII; XII; XIII
Manjuba-de-Iguape (*Anchoviella lepidentostole*)	X	-	X	-	LC	Quase Ameaça-da	-	-	III; VI; VII; VIII; XII
Pescada-foguete (*Macrodon ancylodon)*	X	-	X	-	LC	DG/ OP	-	d	X
Robalo (*Centropomus parallelus/ Centropomus undecimalis*)	-	X	X	-	LC	Quase Ameaça-da	-	-	I; IV; VI; VIII; X; XII; XIV
Sardinha-verdadeira (*Sardinella brasiliensis*)	X	-	X	X	-	DG/ OP	-	-	III; VIII; XI
Tainha (*Mugil liza*)	X	X	X	X	DD	DG/ OP	-	-	I; III; VI; X; XII; XIII; XIV

Legenda: [1] IUCN - *A conhecida "Red List" da IUCN é uma compilação de informações acerca de mais de 76.000 espécies incluindo mamíferos, pássaros, anfíbios, corais, coníferas e peixes e onde se avaliou que cerca de 22.000 dessas encontram-se em risco de extinção e traz informações não somente das espécies, mas de suas tendências e de seus habitats e conceitua as espécies em menor preocupação (LC), quase ameaçada (NT), vulnerável (VU), ameaçadas de extinção (EN), criticamente em perigo (CR), extinta na natureza (EW) e extinta (EX).* **[2] Decreto Estadual N° 60.133, de 7 de fevereiro de 2014. DG/OP - Diretrizes de Gestão/Ordenamento Pesqueiro; DD - Deficientes em Dados; VU – Vulnerável; EN - Em Perigo; CR - Criticamente Ameaçada; EW – Extinta na Natureza. [3] Portaria MMA N°445, de 17 de dezembro de 2014,** *descreve os riscos das espécies através de sua taxonomia e a avaliação depende da quantidade e qualidade das informações coletadas para efetuar os estudos. A lista das espécies ameaçadas recebe a seguinte definição: Espécies vulneráveis (VU), em perigo (EN), criticamente em Perigo (CR). Das espécies extintas, denominam-se Extintas (EX), Extintas na Natureza (EW) e Regionalmente Extintas (RE).* ***A análise considerou espécies apontadas entre as 30 principais mais capturadas na APAM Litoral Sul (Produção de pesca extrativa nas Áreas de Proteção Ambiental Marinhas do Estado de São Paulo: 2009 – 2013. Fundação de Desenvolvimento da Pesquisa do Agronegócio – FUNDEPAG/ Centro APTA Pescado Marinho do Instituto de Pesca/ Agência Paulista de Tecnologia dos Agronegócios/ Secretaria de Agricultura e Abastecimento do Estado de São Paulo. P.104). ** este critério foi baseado em qualquer menção feita pelos órgãos gestores e/ou FF, DP sobre espécies-chave para manejo e conservação nas áreas das APAM's.** *a. Foi considerado o grupo "Bagres" com base nas informações de captura registradas no trabalho:* **Produção de pesca extrativa nas Áreas de Proteção Ambiental Marinhas do Estado de São Paulo: 2009 – 2013. Fundação de Desenvolvimento da Pesquisa do Agronegócio – FUNDEPAG/ Centro APTA Pescado Marinho do Instituto de Pesca/ Agência Paulista de Tecnologia dos**

Agronegócios/ Secretaria de Agricultura e Abastecimento do Estado de São Paulo. P.104. No capítulo de Ictiofauna as espécies Bagre Bandeira (Bagre marinus) e Bagre Branco (Genidens barbus) foram indicadas como alvo para a conservação. b. Foi considerado "cações agrupados" como um grupo desembarcado sem diferenciação de espécies de cações, mas a portaria MMA 445, reconhece o Cação-azeitoeiro (Carcharhinus porosus), Cação-mangona (Carcharias taurus), Cação-bico-doce (Galeorhinus galeus), Cação-quati (Isogomphodon oxyrhynchus), Cação-listrado (Mustelus fasciatus), Cação-bruxa (Notorynchus cepedianus), Cação-bagre (Squalus acanthias), Cação-anjo-de-asa-longa (Squatina argentina), Cação-anjo-espinhudo (S.guggenheim), Cação-anjo-de-asa-curta (S. oculta), estão criticamente em perigo (CR), segundo a Portaria MMA 445/2014, o Cação-noturno (Carcharhinus signatus) se encontra vulnevável (VU) e o Cação-fidalgo (Carcharhinus obscurus) em perigo (EN). No capítulo de ictiofauna outros cações também foram considerados alvo para conservação. c. Este camarão é explorado na região do mar pequeno e merece atenção pois é comercializado para a prática da pesca amadora. d. O DP indicou o grupo "pescadas" e na listagem das mais capturadas zestão pescada foguete, cambucu e branca. E no capítulo de ictiofauna a pescada foguete foi indicada como alvo de conservação.

O período de defeso é a paralisação temporária da pesca para a preservação de determinada espécie, tendo como motivação a reprodução e/ou recrutamento, bem como paralisações causadas por fenômenos naturais ou acidentes (Lei nº 11959/09). Durante o período de defeso é proibida a captura de tal recurso em questão. A sua comercialização somente é permitida quando comprovado que o recurso pesqueiro foi capturado antes do período de defeso. Entre o período de outubro a fevereiro diversas espécies continentais entram no período de defeso. O defeso é uma medida que visa proteger os organismos aquáticos durante as fases mais críticas de seus ciclos de vida, como a época de sua reprodução ou ainda de seu maior crescimento. Dessa forma, o período de defeso favorece a sustentabilidade do uso dos estoques pesqueiros e evita a pesca quando os peixes estão mais vulneráveis à captura, por estarem reunidos em cardumes.

É importante que existam instrumentos utilizados pela gestão os quais os pescadores artesanais, industriais e amadores possam conferir os períodos de defeso no Brasil, não apenas das espécies continentais, como das marinhas e ainda de áreas de transição. As informações indicadas no **Quadro 72** abrange tanto o período de defeso – ou seja, o período em que a pesca é proibida – como também as instruções normativas que regulam a proteção das espécies para recursos pesqueiros existentes no litoral de São de Paulo. As espécies de peixes, crustáceos e moluscos contempladas pelo defeso são mencionadas pelo seu nome popular e cientifico em acordo com a *plataforma ProPesq*, do Instituto de Pesca de São Paulo.

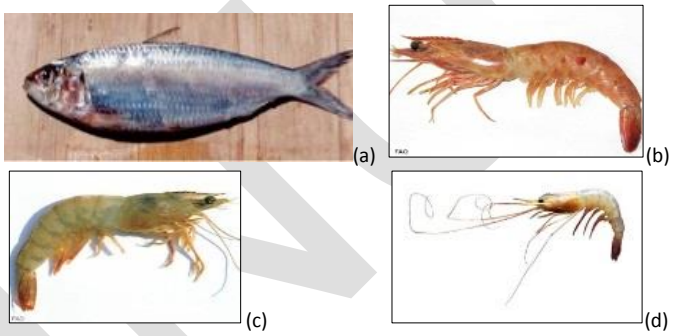
Quadro 72 - Normativas relacionadas aos defesos de espécies indicadas pelo DT.

Espécies	Período de defeso	Área de defeso	Ato normativo
Bagre (Ariidae)	1° de Janeiro a 31 de Março (*Genidens genidens; Genidens barbus; Cathorops agassizii*)	Rio Grande do Sul, Santa Catarina, Paraná e São Paulo	Portaria. SUDEPE nº 42 de 18/10/1984
Camarão-rosa (*Farfantepenaeus brasiliensis*/ *Farfantepenaeus paulensis*)	1º de março a 31 de maio (anualmente)	Divisa do Espírito Santo e Rio de Janeiro até a foz do arrio Chuí no Rio Grande do Sul	Instrução Normativa IBAMA nº 189, de 24 de setembro de 2008
Camarão-sete-barbas (*Xiphopenaeus kroyeri*)	1º de março a 31 de maio (anualmente)	Divisa do Espírito Santo e Rio de Janeiro até a foz do arrio Chuí no Rio Grande do Sul	Instrução Normativa IBAMA nº 189, de 24 de setembro de 2008
Caranguejo-uçá (*Ucides cordatus*)	Proíbe a pesca no Estado de São Paulo	São Paulo	Resolução SMA nº 64/2015 Resolução SMA n° 02/2015 (exceção para coleta na área da APA CIP)
	1º de outubro a 30 de novembro (machos) 1º de outubro a 31 de dezembro (fêmeas)	ES/RJ/SP/PR/SC	Portaria IBAMA nº 52 de 30 de setembro de 2003

Espécies	Período de defeso	Área de defeso	Ato normativo
Manjuba-de-Iguape (*Anchoviella lepidentostole*)	26 de dezembro até 25 de janeiro (anualmente)	Litoral SP - Rio Ribeira de Iguape até os locais conhecidos como Praia do Lagarto e Prainha, no Costão do Icapara até a Pedra do Jejava; e na margem da Ilha Comprida até o Hotel Maré Alta	Instrução Normativa IBAMA nº 33, 16 de junho de 2004
Sardinha-verdadeira (*Sardinella brasiliensis*)	15 de junho a 31 de julho (recrutamento) - (anualmente) 1º de novembro a 15 de fevereiro (Anualmente) (reprodução)	Área entre os paralelos 22°00' Sul (Cabo de São Tomé/RJ) e 28°36' Sul (Cabo de Santa Marta Grande/SC). - Abrange os Estados: RJ, SP, PR e SC	Instrução Normativa IBAMA nº 15, de 21 de maio de 2009
	15 de março a 15 de agosto	Todas as desembocaduras estuarino-lagunares do sudeste e sul do Brasil	Instrução Normativa IBAMA N° 171/2008
Tainha (*Mugil liza*)	15 de março a 15 de agosto (anualmente)	Desembocaduras estuarino–lagunares do litoral Sudeste e Sul	Instrução Normativa IBAMA n° 171, de 09 de maio de 2008

A **Foto 85**, mostra as algumas espécies alvo de regulamentação de defesos na região da ARIEG.

Foto 85 - Espécies alvo de defeso na área da ARIEG. (a) sardinha-verdadeira – Sardinella brasiliensis (Fonte: Bizerril & Costa, 2001). (b) camarão-rosa– Farfantepenaeus brasiliensis (Fonte: www.sealifebase.org). (c) camarão-legítimo – Litopenaeus schimitti (Fonte: guiadeconsumodepescados.eco.br). (d) camarão sete-barbas - Xiphopenaeus kroyeri.



Fonte: http://ocaosambiental.blogspot.com.br/2008_08_17_archive.html)

- **Áreas Críticas**

A ARIEG tem importância na manutenção dos recursos pesqueiros e biodiversidade da região (**Mapa AG_4_001**). Um dos grandes problemas de áreas fortemente degradadas é a mudança de frotas pesqueiras, que deslocam suas operações a partir de áreas degradadas para novas áreas anteriormente não exploradas e pouco diagnosticadas, o que pode causar um declínio de longo prazo das capturas globais. Estas situações, também estão ligadas com a falta de ordenamento e governança que caracterizam várias atividades de pesca (FAO, 2016). Portanto, é importante considerar áreas críticas no planejamento de gestão das atividades de pesca, para que possam ser protegidas e não alcancem um nível de degradação irreversível.

As barras e praias são áreas apontadas como relevantes uma vez que as barras, de maneira geral, são locais de passagem de cardumes de diversas espécies para áreas de reprodução e criação de alevinos e praias são importantes áreas para descanso e forrageio de aves residentes nesse sistema e aquelas migratórias, fatos que ressaltam a importância desses ambientes para as discussões do Zoneamento e Plano de Manejo da ARIEG. Destacam-se as seguintes áreas críticas na ARIEG:

- A barra do Rio Ribeira de Iguape: bastante próxima à ARIEG, que serve de passagem para diversos peixes que seguem a caminho do estuário e manguezal para reprodução e alimentação de juvenis e atualmente está

impactada pelo aporte de água doce do Valo Grande, necessitando restaurar a funcionalidade ecossistêmica deste ambiente.

- Na barra do Rio Ribeira de Iguape ocorre a pesca irregular de manjuba que tem legislações especificas de proibição: Instrução Normativa IBAMA 33/2004 que proíbe o uso de qualquer aparelhagem de pesca de manjuba na região e a portaria SUDEPE 34/1982 proíbe a pesca compreendida entre a foz do Rio Ribeira e trechos determinados na sua margem.
- Os manguezais do estuário Cananeia-Iguape são fundamentais para a sustentabilidade da pesca local e podem ser incluídos em "áreas críticas" como precaução à degradação de todo este sistema. No caso da ARIEG, informações advindas de diferentes atores do setor pesqueiro compiladas e disponibilizadas pela FUNDAÇÃO FLORESTAL (2014), indicam que o fragmento de manguezal local é o que atribui a área o adjetivo de "relevante" ambiental. Este ecossistema é considerado imprescindível para uso de espécies marinhas de peixes, aves e crustáceos como área de berçário, ou seja, do qual depende a reposição de indivíduos às populações de recursos pesqueiros.
- O estuário de Iguape: A portaria IBAMA 42/2001 estabelece que apenas o petrecho de pesca "gerival" (descrito no início deste capítulo) por arrasto sem motor, pode ser utilizado nas atividades de pesca em águas estuarinas. Contudo, no estuário de Iguape, ocorrem atividades de pesca amadora e profissional de maneira desordenada com uso de outras aparelhagens de pesca. Esta realidade do estuário que circunda a ARIEG pode estar comprometendo os estoques pesqueiros locais, especialmente no caso das manjubas e camarão, espécies-alvo de ambas as pescarias, tanto para comercialização na pesca profissional, como para uso de para isca viva na pesca amadora.

- **Lacunas de conhecimento**

No caso da **PESCA PROFISSIONAL**, deve-se considerar como lacunas de conhecimento, ou seja, temas prioritários para novos e aprofundados estudos: (i) sobre a cadeia produtiva de pesca, identificando as etapas e custos e benefícios associados; (ii) estudos específicos sobre reprodução das espécies; (iii) base estatística de dados pesqueiros espaço-temporal para a pesca artesanal.

É importante que a gestão da ARIEG considere estudos relativos aos impactos das mudanças climáticas nos estoques pesqueiros e ambiente costeiro-estuarinos, o que poderá contribuir para garantir a sobrevivência das milhões de comunidades residentes na costa que vivem da exploração dos recursos pesqueiros. Os estudos sobre os impactos das mudanças climáticas estarão em acordo com os ODSs relacionados ao combate às mudanças climáticas e serão de extrema importância para a resiliência dos sistemas sócio-ecológicos nos quais vivem os pescadores profissionais.

Em relação a **PESCA AMADORA**, destacam-se a necessidade de novos estudos nas seguintes temáticas: (i) impacto ambiental da pesca amadora sobre as populações de peixes - espécies-alvo e espécies acompanhantes; (ii) dinâmica populacional, comportamento reprodutivo das espécies-alvo e das espécies mais capturadas pela pesca amadora, assim como seu ciclo de vida; (iii) monitoramento das capturas amadoras, levando em consideração composição das espécies, biomassa capturada, sazonalidade e ambientes explorados; e (iv) estudos específicos sobre os benefícios e/ou impedimentos da prática do pesque e solte.

O pescador amador é o principal ator da cadeia produtiva do setor, portanto, seu comportamento, motivação e atitudes devem ser compreendidos para o desenvolvimento de estratégias de divulgação de informação das regulamentações e de campanhas de conservação ambiental são necessários. Neste contexto pode-se investigar especificamente: (i) motivação, preferências e perfil socioeconômico e (ii) comportamentos e atitudes (Pesque-e-solte; critérios de escolha do local de pesca, frequência, descarte de resíduos).

A dinâmica da atividade deve ser entendida para a avaliação da intensidade com que os recursos naturais estão sendo explorados, em quais locais, com que frequência para o desenvolvimento de programas de conservação (complementadas com as informações ambientais e biológicas), regulamentações e o desenvolvimento de estratégias de fiscalização.

MINUTA

- Caracterização e sazonalidade das modalidades ao longo de todo o litoral; impacto econômico da pesca amadora nos locais onde é praticada; descrição de todos os setores e atores da cadeia produtiva; impacto social, tanto negativo quanto positivos, da pesca amadora nos locais onde é praticada;

Quanto aos impactos associados à poluição e degradação, mais especificamente quanto à contribuição da pesca amadora no descarte/abandono de petrechos, resíduos sólidos, contaminação sanitária, poluição gerada pelos barcos e marinas, não foram encontrados estudos específicos. Há estudos mais amplos e gerais, principalmente associados ao lixo marinho e redes fantasma em cujo contexto se enquadra a pesca amadora, mas não é possível identificar ou quantificar o tamanho da sua contribuição neste contexto.

Sendo assim, sugere-se que estudos sobre os temas acima citados sejam realizados, de forma contínua. A pesca amadora, envolvendo diversos setores e atores e ainda por ser uma atividade exploradora de recursos naturais, demanda que essas pesquisas se desenvolvam de forma interdisciplinar a fim de compreender todas as relações existentes.

No caso das atividades de Extrativismo, este Diagnóstico Técnico aponta a necessidade de novos estudos que avaliem a atividade de extrativismo como um todo, pois as lacunas de conhecimento referente a este tema são inúmeras. A caracterização desta atividade, de maneira geral, vem de amostragens realizadas em desembarques pesqueiros de outras categorias de pesca que tinham como alvo outros recursos, mas que foram "complementadas" com uma coleta que pode nem ser "*contabilizadas*" em pontos de desembarques pesqueiros.

- **Potencialidades/ oportunidades**

Pode ser entendido como oportunidade de uma gestão inovadora para a ARIEG, a análise e tomada de decisão baseadas em informações advinda de coleta de dados socioeconômicos, institucionais e culturais, valorizando o conhecimento ecológico e as demandas locais sobre os recursos naturais, através de técnicas de metodologias participativas qualitativas e quantitativas que avaliem a pesca local (BAILEY, 1982; TICHELER *et al.* , 1998, ZUKOWSKI *et al.* , 2011).

O estudo e registro das atividades de pesca profissional (artesanal e industrial em menor escala) incluindo os estudos relacionados ao conhecimento ecológico local (CEL) destas comunidades, consistem em valiosa fonte alternativa de informações biológicas relevantes (JOHANNES *et al.* , 2000; HUNTINGTON, 2011), preenchendo lacunas de conhecimento e auxiliando na elaboração de novas hipóteses biológicas e soluções de conservação (SILVANO & VALBO-JORGENSEN, 2008).

Mais recentemente, destacam-se as análises de gestão de recursos naturais, incluindo os pesqueiros, através da abordagem "*policymix*", fazendo avaliações de instrumentos econômicos e reguladores da conservação e propondo soluções para a governança dos recursos naturais que una diversos instrumentos de gestão conectados às diferentes realidades locais (BEGOSSI *et al;* 2011; MAY *et al.* , 2012; MAY *et al.* , 2014; VINHA & MAY, 2015). Adotando a abordagem "*policymix*", pode-se indicar o uso dos instrumentos de gestão bem sucedidos, a exemplo dos acordos de pesca, muito utilizados em reservas extrativistas da Amazônia, e do Pagamento por Serviços Ambientais (PSA) aplicado à florestas e recursos hídricos relacionados, para "premiar" e estimular os pescadores do ambiente marinho que empreguem algum esforço de conservação.

Existe no Litoral Sul uma organização para a prática da **PESCA AMADORA** também associada ao turismo através da relação entre os setores da cadeia produtiva da pesca amadora. Nessa região, muitas das instalações náuticas têm como público principal o pescador amador e citam a oferta de demais serviços relacionados à pesca como hospedagens, guias e piloteiros, venda de equipamentos e iscas, ou seja, uma organização em torno dos serviços necessários para os pescadores amadores visitantes. Mesmo os pescadores amadores que não possuem embarcações próprias encontram na região oferta de aluguel de embarcações e indicações dos demais serviços necessários para a prática. Para os pescadores embarcados, os estuários, as ilhas e parcéis da região são os principais atrativos, enquanto as praias e o estuário são os principais atrativos para os praticantes da pesca desembarcada.

A pesca amadora tem se tornado uma alternativa de renda para as famílias de pescadores artesanais que vivem em pequenas comunidades, que voltam suas atenções e implicam seus conhecimentos sobre os recursos pesqueiros nesta

nova prática. É uma das atividades de turismo e lazer mais praticadas em todo o mundo, envolvendo uma série de serviços como transporte, alimentação e hospedagem adquiridos pelos pescadores amadores (SOARES, 2001; CATELLA *et al.* , 2008, TSURUDA *et al.* , 2013; MOLITZAS, 2015; BARCELLINI *et al.* , 2013; SILVA *et al.* , 2016). A ocupação humana na área da ARIEG não é muito significativa, mas as comunidades do entorno podem explorar o ambiente através das atividades relacionadas a pesca amadora e estas devem ser ordenadas para suprir necessidades socioeconômicas destas comunidades sem impactar a área e os recursos naturais.

A atividade de **EXTRATIVISMO** no entorno da ARIEG, pode contribuir para o cumprimento de diretrizes internacionais de combate à fome e segurança alimentar, uma vez que o extrativismo é uma atividade humana tradicionalmente realizada em todo o litoral. Porém esta potencialidade somente pode ser viabilizada, se forem sanadas as vulnerabilidades atualmente relacionadas, principalmente a: poluição dos ambientes costeiros e falta de dados sobre estoques e exploração de recursos extrativistas.

A atividade de extrativismo tem potencial para complementar a subsistência de milhares de comunidades residentes no litoral como um todo, mas os impactos ambientais negativos sob os ecossistemas costeiros-marinhos podem impedir a sustentabilidade da extração de recursos.

Portanto, a gestão da atividade de extrativismo, precisa equacionar os potenciais benefícios socioeconômicos destas práticas, com os potenciais impactos ambientais e vulnerabilidades dos recursos naturais explorados nesta atividade. Destaca-se que diagnósticos ambientais específicos para a sensibilidade das espécies alvo da atividade de extrativismo, bem como de sua importância como subsistência das famílias residentes ao longo da costa.

No Brasil, existe grande potencial pesqueiro para as espécies do gênero *Callinectes*, sendo que a captura deste siri ainda é praticada de forma artesanal por pequenas comunidades pesqueiras distribuídas por todo o litoral, inclusive na ARIEG. Essa dispersão do esforço de pesca e a inexistência de uma rede eficiente para a coleta de dados de produção pesqueira impedem a consolidação de estatísticas seguras que permitam estimar o volume real de desembarque deste crustáceo no País (SEVERINO-RODRIGUES *et al. ,* 2001).

- **Contribuição para Planejamento das UCs**

A pesca, somada ao seguro-defeso, são fontes econômicas importantes para a renda familiar anual das comunidades costeiras no estado de São Paulo. O seguro defeso (Lei n° 10.779, de 25 de novembro de 2003 é recebido pelos pescadores que fazem seu RGP, implicando em um pagamento de anuidade ao órgão responsável (via Colônias de Pesca) em troca de um salário mínimo mensal nas épocas de defeso de diferentes recursos pesqueiros, a depender da região do País.

O presente Diagnóstico Técnico destaca a importância dos defesos já estabelecidos serem cumpridos e o seguro-defeso pago aos pescadores que os cumprem, e da necessidade da gestão considerar novos estudos visando o estabelecimento de defeso para espécies ainda "desprotegidas" por este instrumento de gestão e programas de incentivo ao sistema burocrático do seguro-defeso entre os pescadores.

Uma das principais causas da sobre-exploração dos recursos pesqueiros é ausência de políticas públicas e estratégias de manejo eficientes na gestão da pesca. As atuais políticas que incidem sobre o setor pesqueiro focam em desenvolvimento de tecnologia – marginalizando as pequenas populações de pescadores artesanais da costa do país - e são baseadas em defesos e cotas de captura que, em grande parte, não foram formuladas baseadas em estudos científicos consistentes.

Existe, um longo caminho até que as estratégias e políticas públicas para o ambiente costeiro e marinho possam ser compatíveis com as metas do desenvolvimento sustentável (MDS) e adaptação às mudanças climáticas, sobretudo promovendo a resiliência deste sistema. Mas, planos de manejo focados na gestão participativa para resolução de conflitos podem beneficiar o setor pesqueiro.

Neste contexto, sugere-se como recomendação que na ARIEG sejam planejados:

MINUTA

- Diagnósticos e monitoramentos que levantem informações de forma participativa, em programas conjuntos com pescadores locais, economizando em tempo e custos, bem como, estabelecendo uma base sólida sobre estatística espaço-temporal da pequena pesca de subsistência, extrativismo e maricultura na região.
- Atentar para o exemplo das alterações sobre a dinâmica da praia na *Praia do Leste* como um fator que ressalta a importância das discussões do *Zoneamento e Plano de Manejo* da APAMLS considerando as barras e as praias como áreas relevantes para a conservação uma vez que as barras, de maneira geral, são locais de passagem de cardumes de diversas espécies para áreas de reprodução e criação de alevinos e as praias são importantes áreas para descanso e forrageio de aves residentes nesse sistema e aquelas migratórias (FUNDAÇÃO FLORESTAL, 2014).
- Devido à dificuldade de se levantar dados sobre a atividade de extrativismo na região da ARIEG, as coletas de recursos através da atividade extrativista devem ser contempladas no planejamento das UC's uma vez que a mesma ocorre em ambientes considerados áreas especiais de manejo ou prioritárias para conservação. Os manguezais e estuários os quais estão os recursos alvo desta atividade como, por exemplo, ostras, caranguejos-uçá, são ambientes sensíveis a exploração, que sustentam ciclos de vida de muitas espécies recursos pesqueiros de outras categorias de pesca.

Autores como Severino-Rodrigues *et al.* , (2001), destacam que no Brasil, existe grande potencial de coleta de recursos pesqueiros como, por exemplo, para as espécies de caranguejos do gênero *Callinectes*, sendo que a captura deste siri ainda é praticada de forma artesanal por pequenas comunidades pesqueiras distribuídas por todo o litoral. Essa dispersão do esforço de pesca e a inexistência de uma rede eficiente para a coleta de dados de produção pesqueira impedem a consolidação de estatísticas seguras que permitam estimar o volume real de desembarque deste crustáceo no País.

O escasso conhecimento sobre a prática de extrativismo na região da ARIEG aponta para a necessidade de se verificar a presença de outros praticantes e de se ampliar a participação destas pessoas que vivem prioritariamente do extrativismo bem como velar por uma prática cuidadosa do recurso, para garantir sua sustentabilidade (FUNDAÇÃO FLORESTAL, 2014).

Por estes motivos faz-se necessário aprimorar o monitoramento da atividade de extrativismo no litoral de São Paulo, para levantar informações que contribuam com o ordenamento desta e das demais atividades pesqueiras de maneira geral. Muitas comunidades costeiras praticam a coleta de recursos nos mangues, praias e costões para complementar a alimentação e, por isso, a diminuição dos estoques naturais é uma ameaça a sobrevivência destas populações.

Para um ordenamento adequado para as diferentes atividades, incluindo o extrativismo, pesca artesanal e a pesca amadora é importante que os usuários e prestadores de serviço sejam cadastrados e capacitados para adoção de práticas adequadas, visando a manutenção de sua atividade econômica dependente da ARIEG (FUNDAÇÃO FLORESTAL, 2014).

Alguns estudiosos argumentam que o modelo convencional de gestão, no qual pesquisadores estudam a biologia e a dinâmica dos recursos pesqueiros e as agências públicas determinam e implementam as regras de pesca, é inadequado para a pesca no Brasil, tendo em vista que o mesmo foi criado na Europa e na América do Norte onde, diferentemente da realidade do Brasil e de vários outros países tropicais, existem recursos humanos e financeiros suficientes para que ele funcione como foi idealizado (CASTELLO, 2007; 2008).

Neste sentido, as Unidades de Conservação (UC's) estabelecidas pelo SNUC[10], se forem impostas sem planejamento adequado e não exercerem uma gestão conectada às populações usuárias dos recursos naturais locais, podem ser ineficientes em relação a conservação da biodiversidade. Isto porque as medidas restritivas impostas sem entendimento e/ou consentimento dos usuários levarão a infrações legais por parte dos mesmos, tornado a pesca uma ameaça a conservação dos recursos pesqueiros das UC's. Neste sentido, vale destacar que muitas áreas estão com altos índices de biodiversidade decorrentes do próprio manejo que as populações usuárias mantiveram com o ambiente durante décadas e que, portanto, uma gestão eficiente deve entender estes modos de vida como sistemas pré-existentes de manejo e

[10] Sistema Nacional de Unidades de Conservação (SNUC - LEI 9.985/2000) - conjunto de unidades de conservação (UC) federais, estaduais e municipais. É composto por 12 categorias de UC, das quais cinco são categorias de proteção integral e sete são de uso sustentável, cujos objetivos específicos se diferenciam quanto à forma de proteção e usos permitidos.

incorporá-los, dentro do possivel, à sua gestão (BEGOSSI, 1998; DIEGUES & ARRUDA, 2001; ADAMS, 2001; CHAPIN *et al*; 2009).

Muitas pesquisas demonstram o sucesso em termos de conservação de recursos naturais e sociais em sistemas de gestão pesqueira conduzidos de forma participativa junto a comunidades de pescadores artesanais. Compartilhando direitos e responsabilidades comuns, que regem o acesso e o controle à exploração dos recursos, as instituições locais devem ser entendidas como partes integradas e indispensáveis no enfrentamento dos problemas do setor pesqueiro em nível local, regional, nacional e global (MCKEAN & OSTROM, 1995; AGRAWAL, 2001; CARLSSON & BERKES, 2005; OSTROM, 2009).

A visão equivocada do contexto institucional dos pescadores como sendo de "livre acesso" criou, no passado, problemas na aplicação das políticas públicas para o setor pesqueiro, já que o não reconhecimento de formas de organização local entre os usuários resultou na imposição de arranjos institucionais desconectados às realidades locais. O primeiro resultado disto é o descompromisso dos usuários frente ao cumprimento das regras de conservação.

Numa perspectiva moderna com abordagem integrada, cabe ainda, investigar e avaliar atentamente os múltiplos interesses do setor pesqueiro ao estabelecer prioridades para a conservação, alocar tarefas, interligar diferentes níveis de organização social, compartilhar riscos, resolver conflitos, para somente, então, implementar políticas públicas inovadoras que conservem os recursos pesqueiros e as atividades socioeconômicas do litoral paulista.

Neste sentido, Brasília (2010) sugere para o caso de **PESCA AMADORA** o estabelecimento de parcerias entre poder público, iniciativa privada, terceiro setor, trabalhando de forma articulada com a comunidade local, pescadores amadores e demais usuários de modo a permitir a realização de diversas ações, programas e projetos de forma integrada, em prol do desenvolvimento sustentável do setor, por meio de troca de experiências, maior acesso a informações, discussão sobre os entraves e soluções da atividade e envolvimento de todos na tomada de decisão.

São ações importantes indicadas por Brasília (*op. cit.*) para serem realizadas no planejamento da gestão da ARIEG:

- Capacitação e qualificação de recursos humanos da cadeia produtiva da pesca amadora como os condutores de pesca e isqueiros; aumento do grau de "especialização" dos estabelecimentos que atendem o pescador amador, tais como hotéis de pesca, fabricantes e comerciantes de equipamentos e materiais voltados à pesca amadora; conservação e manutenção dos recursos pesqueiros; elaboração e implementação de projetos e interpretação ambiental; e promoção dos destinos de pesca.

Algumas medidas podem ser adotadas para diminuir a pressão pesqueira, como a adoção de Boas Práticas de Pesca amadora. Cuidados com o meio ambiente, respeito às comunidades locais, atenção no manuseio do pescado, estar em conformidade com a legislação são atitudes relacionadas às boas práticas exercidas por todos os atores e usuários dos recursos pesqueiros e costeiros e podem ser altamente incentivados em medidas de gestão das APAM's (FAO, 2014).

A prática do pesque-e-solte (soltar o peixe logo após capturá-lo), por exemplo, é realizada como uma medida de conservação dos peixes, uma vez que o objetivo é o lazer, não a obtenção de alimento; sendo uma forma de garantir a reprodução das espécies e a sustentabilidade da atividade (BRASÍLIA, 2010). Embora o pesque e solte tenha sido muito contestado por grupos de defesa dos animais e outros ativistas pois acreditam ser antiético, Arlinghaus *et al.* (2010) destacam que se o peixe receber tratamento e manuseio adequado, a prática do pesque-e-solte é válida. De uma forma geral, globalmente, estima-se que 60% de todos os peixes capturados pela pesca amadora é solto, o que se traduz em bilhões de indivíduos (COOKE & COWX, 2004).

Uma das questões abordadas pelo Código de Conduta para a Pesca Responsável da FAO é a importância de informações e dados coletados periodicamente sobre as pescarias, dentre outros, para subsidiar planos de manejo e gestão da pesca. Dessa forma, a FAO (2001), desenvolveu um instrumento voluntário chamado *International Plan Of Action to Prevent, Deter and Eliminate Illegal, Unreported and Unregulated Fishing – IPOA-IUU* (Plano de Ação Internacional para Prevenir, Deter e Eliminar a Pesca Ilegal, Não Declarada e Irregular). Pela sua carência de acompanhamento social, econômico e ambiental, pelo fato de muitos pescadores amadores não possuírem licença de pesca, pescarem em locais proibidos, espécies e tamanho proibidos, sem nenhum registro de suas capturas, Freire (2010) enquadra a pesca amadora na categoria de Pesca Ilegal, Não Declarada e Irregular.

MINUTA

No Guia Técnico para a Pesca Amadora Responsável da FAO (Technical Guidelines for Responsible Fisheries: Recreational Fisheries) (FAO, 2012), são descritas estratégias para promover pescarias sustentáveis ambientalmente e socialmente responsáveis, detalhando recomendações políticas, de manejo e comportamento, que podem subsisdiar o planejamento da gestão da pesca amadora na ARIEG:

- A definição da estratégia de manejo deve representar todos os *stakeholders*, maximizar os benefícios socioeconômicos e evitar a sobre-explotação dos recursos naturais; ou seja, deve ser considerado as dimensões biológicas, econômicas e sociais, maximizando as metas de conservação biológica e os benefícios sociais e econômicos do uso dos recursos naturais.

Outras sugestões de ações e programas para a pesca amadora são:

- Divulgação de informações sobre as regulamentações, normas, leis regentes em cada APAM referentes à: espécies proibidas, tamanhos mínimos de captura, defesos, locais proibidos, equipamentos proibidos. Através de estratégias que realmente atinjam os atores da pesca amadora como cartilhas com informações simplificadas e objetivas, divulgando em locais com maior circulação dos pescadores como lojas, instalações náuticas (garagens e marinas), clubes, associações, mídia especializada, e, inclusive, em embarcações com alto giro de clientes pescadores como nos tipos de traineira/baleeira, onde é possível anexar cartazes e deixar informativos;
- Ações em conjunto com os órgãos competentes com o objetivo de fiscalizar os locais onde a pesca é proibida, mas, mesmo assim, muito frequentados pelos pescadores amadores. As ações poderão ser realizadas nas temporadas de pesca (verão e inverno), aos finais de semana, nos períodos de férias e feriados, dessa forma, incrementando e criando uma inteligência efetiva na fiscalização da pesca amadora, no âmbito do programa de fiscalização das APAM's;
- Interagir com o MAPA no sentido de opinar e contribuir para a gestão da atividade, por exemplo nos campeonatos que ocorrerem no interior das APAM's, bem como, fortalecer a integração das APAM's com outras UC's visando a cogestão da atividade, integrando interesses e informações;
- Incentivar a criação e/ou o fortalecimento de instituições para representação dos pescadores amadores para melhorar os canais de diálogo e representação no conselho da APAM;
- Realizar parceria estratégica com fundações e instituições de pesquisa, visando aprofundar o conhecimento das interferências da pesca no equilíbrio costeiro/marinho, avaliar a capacidade de suporte do recurso pesqueiro, dentre outas lacunas do conhecimento, visando fortalecer a gestão da APAM e seus instrumentos, como seu Plano de Manejo.
- Realizar parceria estratégica com instituições financiadoras de projetos ambientais para criar linhas de ações específicas para demandas das APAM's.
- Buscar junto à mídia da pesca amadora incidente no estado, espaço permanente para divulgar informações sobre as APAM's.

Todas as sugestões acima citadas vão de encontro aos objetivos das APAM's – proteger, ordenar, garantir e disciplinar o uso racional dos recursos ambientais da região, ordenar o turismo, a pesquisa e a pesca e promover o desenvolvimento sustentável da região.

2.4.3 TURISMO

- **CARACTERIZAÇÃO DE USOS TURÍSTICOS NA ARIEG**

O turismo pode ser considerado como vetor de desenvolvimento econômico e social, especialmente em um ambiente extremamente propício, como é o território da Área de Relevante Interesse Ecológico do Guará.

As análises ora apresentadas para o Plano de Manejo da Área de Relevante Interesse Ecológico do Guará (ARIEG) partem do conhecimento dos tipos de atividades turísticas, esportivas e/ou de recreação e lazer, da infraestrutura e serviços existentes, bem como, de eventos que concentram maior número de turistas em curto período de tempo e que ocorrem em áreas próximas a ARIEG. Conhecer a situação atual é crucial para se compreender os impactos e poder projetar como

a ARIEG poderá incrementar a qualidade do turismo de maneira harmônica com os demais setores produtivos e com o ambiente natural.

Este diagnóstico parte de dados e relatórios substanciais, bem como, da efetiva participação social indicando seus anseios e preocupações, haja vista a realização de diversas oficinas durante a elaboração do Diagnóstico Participativo (DP). (FUNDAÇÃO FLORESTAL, 2014). Por outro lado, é uma realidade nacional a falta de dados específicos e do monitoramento da atividade turismo, cuja situação será apresentada como lacunas de conhecimento, com indicação de diretrizes para que, no curto prazo, os dados sejam coletados e avaliados, buscando-se sempre o melhor cenário para os destinos turísticos relacionados à ARIEG e áreas de entorno.

A Baixada Santista tornou-se um local de muita procura durante o período de férias por ser de mais fácil acesso da metrópole paulista, no entanto, não tem suportado o grande número de frequentadores. Sendo assim, novas alternativas de lazer foram procuradas, como as praias do litoral sul, onde se localiza a cidade de Ilha Comprida (JUNIOR *et al*, 2016) e ainda as cidades de Iguape e Cananeia, nas quais estão inseridos os territórios da APAMLS. Segundo o Plano de Manejo da Área de Proteção Ambiental Cananeia-Iguape-Peruíbe (APA-CIP), o turismo na região baseia-se fortemente em atividades náuticas, como a pesca amadora, a observação de cetáceos, passeios de escuna, *jet ski*, *stand up*, entre outros. Além da população que aflui para temporadas de férias, ou festas tradicionais da região, há o afluxo de turistas de um dia nos fins de semana e feriados (ICMBio/MMA, 2016).

Nesse contexto, o turismo figura como uma alternativa em expansão, em Cananeia e Iguape, e como a principal atividade geradora de renda da Ilha Comprida (MACHADO & MENDONÇA, 2007). Em Ilha Comprida, por ser um município de emancipação recente (início da década de 1990), a tradição pesqueira é apenas um reflexo do que ocorreu em Iguape e Cananeia (MENDONÇA, 2015). Dias & Oliveira (2015) afirmam que segundo informações da Prefeitura Municipal de Ilha Comprida, este é o município do Litoral Sul que recebe o maior número de visitantes nos meses de alta temporada. Além do turismo, outros empreendimentos que colaboraram para os processos de povoamento na região foram atividades relacionadas à especulação imobiliária, por meio da venda de lotes e terrenos. A Prefeitura Municipal de Cananeia informa que com o incremento do turismo, a infraestrutura hoteleira, de restaurantes e de serviços está em franco desenvolvimento fazendo com que a cidade já desponte como a capital gastronômica do Vale do Ribeira, além de ser núcleo urbano (assim como Iguape) tombado pelo Patrimônio Histórico pelo Conselho de Defesa do Patrimônio Histórico, Arqueológico, Artístico e Turístico e pelo Instituto do Patrimônio Histórico e Artístico Nacional. Atualmente, a economia de Iguape tem como base a pesca da manjuba, no período de setembro a abril e o turismo, principalmente eventos religiosos (festa de Bom Jesus de Iguape no final de julho a início de agosto), bem como a pesca amadora.

Para Dias (2012), a atividade turística torna-se força propulsora do desenvolvimento regional, porém o aspecto destrutivo e predatório do turismo que é observado em outros setores da costa paulista é repetido, embora em menor escala, no Litoral Sul. Nesse sentido, Araripe & colaboradores (2008) afirmam que o parcelamento do território da Ilha Comprida é algo próximo de 100%, fruto da especulação imobiliária iniciada na década de 1950. Em certa medida, a coexistência de ambas nutre-se da unidade proporcionada pelo poder público e pela economia local, onde são marcantes as atividades de comércio, serviços, extrativismo e pesca – atravessadas por investimentos voltados para o turismo, lazer e segunda residência (CAMPOS, 2013).

Atividades de sol e praia

A Ilha Comprida que, ainda possui praias relativamente limpas, é bastante procurada para turismo de praia e sol. Segundo a Cetesb (Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental) a estância balneária de Ilha Comprida representa uma das últimas regiões litorâneas do Estado de São Paulo onde os ecossistemas se encontram relativamente pouco perturbados e/ ou poluídos (ALMEIDA, 2008).

Nos períodos de alta temporada turística, entre os meses de dezembro e fevereiro, o fluxo turístico aumenta consideravelmente o número de habitantes no município de Ilha Comprida, podendo chegar a 10 vezes o tamanho populacional da cidade. Essa enorme quantidade de pessoas concentra-se basicamente na área denominada “Boqueirão Norte”, local em que fica a sede do município e que concentra o maior número de atividades direcionadas ao turismo de sol e praia. Contudo, existem períodos do ano em que a movimentação turística aumenta significativamente no seu entorno, em especial nas comunidades caiçaras da Barra do Ribeira, Icapara e Vila Nova.

O turismo de sol e praia praticado no município de Iguape concentra-se na comunidade caiçara da Barra do Ribeira e apresenta as mesmas características daquele que ocorre em Ilha Comprida, ou seja, recebe turistas interessados em atividades de lazer e recreação, bem como, alguns que mantém casas de segunda residência na comunidade. A travessia de balsa na foz do Rio Ribeira de Iguape mostra-se como uma das principais dificuldades para o fluxo turístico e, principalmente, para o deslocamento da comunidade residente que necessita se locomover de seu local de residência para locais de trabalho e/ou estudo fora da localidade.

Atividades Náuticas e esportivas

O Plano de Manejo da APA-CIP diagnosticou que a pesca esportiva e/ou amadora tem destaque nesse segmento, sendo responsável pela ocupação de estabelecimentos de hospedagem, de aluguel de embarcações, pelo setor de serviços ligados à cadeia produtiva, assim como pesca de iscas, guias etc. A demanda por ordenamento de atividades de turismo e pesca profissional foi enfatizada durante as oficinas temáticas, um dos focos centrais do zoneamento e normas propostas daquele Plano (ICMBio/MMA, 2016). Segundo os participantes das oficinas do Diagnóstico Participativo, a pesca amadora é praticada por turistas hospedados em Iguape, muitas vezes causando prejuízos aos pescadores artesanais (FUNDAÇÃO FLORESTAL, 2014).

Essa área também é utilizada para atividades de remo e moto aquática na parte estuarina, e por ultraleves no trecho arenoso. Essas atividades foram apontadas também como problemas uma vez que podem comprometer o equilíbrio ecológico da ARIEG (FUNDAÇÃO FLORESTAL, 2014). Nesse sentido, o Plano de Manejo da APACIP identificou um problema que começa a ocorrer, ou seja, o conflito de atividades na zona estuarina pelo uso de moto aquática (*jet ski*), por embarcações velozes que conflitam com o turismo de pesca e de observação, bem como, causam transtornos às comunidades na beira do canal (ICMBio/MMA, 2016).

Alguns prestadores de serviços oferecem passeios de recreação náutica e passeios e trilhas que levam a locais de interesse turístico tanto na área da orla como nas áreas estuarinas, nas quais se inclui o território da ARIEG.

Os esportes náuticos ocorrem pouco na região, apesar do potencial declarado pelo setor de turismo durante as oficinas do Diagnóstico Participativo, restringindo-se a poucos eventos de surf nas praias da Ilha Comprida e à prática ainda pouco difundida da vela (citada por todos os segmentos) e, eventualmente, de canoagem na região estuarina, sobretudo próximo à ARIE do Guará (**Foto 86**) (FUNDAÇÃO FLORESTAL, 2014).

Foto 86 – Os esportes náuticos começam a ganhar força na região da ARIEG e entorno.

Fonte: Prefeitura Municipal de Ilha Comprida (http://visiteilhacomprida.com.br/fotos/)

Embora ainda não navegue nas áreas que incluem a ARIEG, vale citar que a Divisão de Turismo da Ilha Comprida mantém e oferece roteiros turísticos embarcados no Catamarã Maratayama, entre Ilha Comprida e Guaraqueçaba (PR) (PREFEITURA MUNICIPAL DE ILHA COMPRIDA, 2016).

Atividades de Ecoturismo

Atualmente, os municípios de Cananeia, Iguape e Ilha Comprida recebem grupos de estudantes conduzidos por agências especializadas em atividades de estudo do meio. Contudo, não existem informações precisas sobre as características e números gerais dessa atividade. Sabe-se, porém, que é uma das principais atividades turísticas no período chamado de "baixa temporada". A região também recebe ecoturistas interessados em observar aves silvestres (**Foto 87**). Alguns

passeios náuticos têm o objetivo de promover a observação de aves estuarinas em seus ninhais, o que revela o interesse por parte dos turistas nesse tipo de atividade que cresce a cada ano no Brasil e no Mundo.

Foto 87 - Guarás e colhereiros são algumas das aves observadas por turistas na ARIEG

Fonte: Prefeitura Municipal de Ilha Comprida (http://visiteilhacomprida.com.br/fotos/)

Turismo comunitário

Na região de entorno da ARIEG, existem comunidades que desenvolvem projetos para agregar valor aos recursos naturais e elaborar passeios culturais agradáveis. Nas vilas caiçaras ainda existem fogões à lenha, casas de pau-a-pique de pescadores, que realizam trabalhos manuais de tecelagem de redes para pesca, barcos e canoas artesanais para passeio ou pesca esportiva. A principal comunidade que realiza esse tipo de atividade é a de Vila Nova, pequena e antiga vila de pescadores, onde existe uma antiga capela com o mesmo nome (ALMEIDA, 2008).

O portal web da Prefeitura Municipal de Ilha Comprida mantém a divulgação do roteiro denominado "Ilhas Caiçaras", o qual **visa a** incentivar a visitação das vilas caiçaras. Para tanto, lançou recentemente o catálogo "Ilha Caiçara", com fotos e histórico das principais vilas do município.

O Centro de Cultura Caiçara da Barra do Ribeira, oferece oficinas de viola, rabeca, dança de fandango, construção de instrumentos e confecção de artesanato caiçara, além de apresentações de grupos de fandango e outras manifestações culturais da região. Atualmente, a Associação Jovens da Jureia, responsável pela gestão do Centro, recebe grupos de turistas para participarem de roteiros educacionais, culturais e comunitários.

Recentemente, integrantes de uma família caiçara residente do bairro Vila Nova, no município de Iguape, aprovaram um projeto no sistema de financiamento colaborativo (*crowdfunding*) denominado O projeto "Comida caiçara na Mata Atlântica paulista" é pequeno empreendimento familiar conhecido como "Restaurante da Dona Marília", o qual serve comida caseira caiçara e ajuda a movimentar a economia da comunidade local. Atualmente, o empreendimento atende grupos de alunos de escolas de São Paulo, vindas através de agências especializadas em estudos do meio. Vale ressaltar, que o restaurante beneficia toda rede de pequenos empreendedores ligados à operação do restaurante, desde o pescador ao artesão passando pelo grupo de fandango (um gênero musical e coreográfico fortemente ligado à cultura caiçara). De forma geral, o restaurante tem potencial para movimentar toda a economia local, pois adquire de seus vizinhos os gêneros alimentícios que necessita para os seus pratos. Além disso, o fluxo de visitantes atrai turistas interessados em fazer trilhas e passeios de barco pela região.

Essas iniciativas corroboram o DP que através de avaliação conjunta dos subsídios para a gestão permitiu identificar a proposta de "estimular o turismo ordenado e sustentável por meio da criação de programas, inclusive de turismo de base comunitária" para a melhoria dos processos de gestão (FUNDAÇÃO FLORESTAL, 2014).

Atividades Científicas e de pesquisa

Não encontramos informações sobre atividades científicas e de pesquisa relacionada ao segmento turístico no território e entorno da ARIEG.

- **Ameaças e Impactos**

  - Os principais impactos ambientais negativos do turismo são: poluição e contaminação de cursos de água e de praias; poluição atmosférica, visual e sonora; desmatamento, distúrbios à vida selvagem e perda de biodiversidade; congestionamento; compactação, erosão e perda de fertilidade do solo; danos a monumentos, sítios arqueológicos, lugares e construções históricas; choques culturais; transformação dos valores e condutas morais; difusão de epidemias; sexo, crime e mercantilização da cultura (FERRETTI, 2002; DIAS, 2005 apud FANDÉ & PEREIRA, 2014).
  - As atividades ligadas ao ecoturismo, pesca artesanal e cultivos agrícolas, fundamentais para o rendimento econômico da população local, carregam consigo intervenção antrópica dentre outros usos, à materialização do turismo no espaço, representada pelos loteamentos e inúmeras casas de veraneio, os quais devidos sua expansão causam problemas ambientais, decorrentes do impacto destas obras, em áreas naturalmente frágeis.
  - Na planície costeira de Cananeia-Iguape e Ilha Comprida o turismo de balneário cresce a cada dia e uma verdadeira explosão demográfica na região durante as épocas de temporadas. Este turismo de massa é praticado aleatoriamente e promove muitas degradações.
  - A riqueza natural e cultural, presentes nas manifestações folclóricas e no casario colonial, é o atrativo vendido ao turista, enquanto que a população local é induzida a acreditar que o turismo, nos moldes como está sendo praticado, é a saída para seus problemas econômicos, sendo a sustentabilidade do ambiente renegada; o recurso ambiental, que também capta turistas é esquecido, a visão do inesgotável predomina.
  - Por fim, chama-se a atenção para os derramamentos de petróleo que têm trazido recorrentes e graves prejuízos aos ecossistemas costeiros em várias regiões do mundo. Muler & colaboradores (2011) indicam que para o Litoral Sul os esforços devem ocorrer no sentido de evitar o contato do óleo com os ambientes costeiros, devido à grande área de manguezais e à presença da Ilha Comprida (que abriga os ambientes costeiros da ação das ondas em Iguape e Cananeia), aumentando ainda mais a sensibilidade da região a derrames de óleo.
  - Em relação ao turismo praticado na área e no entorno da ARIEG, destacamos que no Diagnóstico Participativo os problemas ambientais que afetam os recursos pesqueiros e a poluição em geral se destacaram, bem como, as propostas e sugestões voltadas à conservação dos recursos e ordenamento territorial. O DP aponta, principalmente, disputas por espaço entre pesca artesanal, a pesca industrial e o turismo com diversos atores; e as disputas por recursos entre pesca artesanal e pesca industrial e pesca subaquática. Nessa direção, foi destacada a existência do conflito entre banhistas e prática de caceio ao longo de toda a Ilha Comprida. Destaca ainda, que turismo foi considerado uma ameaça à ARIEG por ocorrer de maneira desordenada, sem controle de acesso, e, muitas vezes, envolver a derrubada de manguezal para acesso ao estuário. O turismo de massa na Ilha Comprida foi apontado como um problema no Boqueirão Norte e na Barra do Ribeira (FUNDAÇÃO FLORESTAL, 2014).
  - Segundo os participantes das oficinas, a pesca amadora é praticada por turistas hospedados em Iguape, muitas vezes causando prejuízos aos pescadores artesanais. Essa área também é utilizada para atividades de remo e moto aquática na parte estuarina, e por ultraleves no trecho arenoso. Essas atividades foram apontadas também como problemas, uma vez que podem comprometer o equilíbrio ecológico da ARIEG. Quanto à pesca amadora o problema se refere à pratica ocorrer de maneira irregular, com auxílio de redes, atrapalhando a atividade do pescador artesanal de caceio, rede estaqueada e lanço, uma vez que tiram o ponto de pesca de quem tem registro de pescador profissional.
  - Em relação ao turismo os problemas se devem aos acidentes gerados pelas motos aquáticas em alta velocidade e ultraleves, bem como o barulho envolvendo os equipamentos, que muitas vezes espantam cardumes e aves dos ninhais. Ainda se tratando de turismo foi levantada a ocorrência de barcos de turismo náutico, que buzinam ao redor da ARIEG propositalmente para provocar a levantada de aves dos ninhos para que os turistas possam fotografar. Entre os motivos levantados para tal prática está a falta de capacitação dos agentes de turismo na região para práticas de mínimo impacto ambiental.
  - Destacamos ainda, que o DP aponta que na ARIEG falta ordenamento e acordos com o setor de turismo e outras atividades relacionadas ao trânsito de embarcações, além dos loteamentos que existem no entorno da unidade, geram conflitos. Ainda se tratando de turismo foi levantada a ocorrência de barcos de turismo náutico, que buzinam ao redor da ARIEG propositalmente para provocar a levantada de aves dos ninhos para que os turistas possam fotografar. Entre os motivos levantados para tal prática está a falta de capacitação dos agentes de turismo na região para práticas de mínimo impacto ambiental. Além disso, cabe lembrar que o turismo foi

considerado uma ameaça à ARIEG por ocorrer de maneira desordenada, sem controle de acesso, e, muitas vezes, envolver a derrubada de manguezal para acesso ao estuário (FUNDAÇÃO FLORESTAL, 2014).

- Em relação ao segmento "turismo de sol e praia", pode-se afirmar que a produção e a destinação de resíduos sólidos e líquidos é a principal ameaça na área da ARIEG. Em altas temporadas de veraneio a população normal de aproximadamente 10 mil habitantes, aumenta para cerca de 150 mil e quaisquer infraestruturas urbanas são incapazes de suportar este formidável aumento momentâneo de sobrecarga. Apesar deste quadro ofensivo ao frágil ambiente da ilha, é através dele que a maioria da população obtém seu ganha-pão oferecendo serviços aos turistas.
- Em relação ao turismo de pesca, talvez o principal problema seja a falta de fiscalização do tamanho mínimo de captura dos peixes (CARVALHO & BARRELLA, 2004). Além disso, também é necessária a divulgação das informações por meio de programas de educação ambiental, tanto para os pescadores desportivos como para os guias, pilotos e população local (BRASIL, 1998 *apud* CARVALHO & BARRELLA, 2004). No DP que os pescadores amadores passam por cima das redes de pesca artesanal, além de ocorrer ancoragem de barcos de amadores em locais que atrapalham a pesca artesanal. A pesca amadora é considerada como uma prática muitas vezes em desacordo com a legislação, em particular a pesca subaquática (FUNDAÇÃO FLORESTAL, 2015).
- Durante as oficinas de Diagnóstico Participativo foram colocado pelos participantes das oficinas que as potencialidades ligadas ao turismo na região se devem, principalmente, ao desenvolvimento do turismo com base comunitária, turismo náutico, turismo educacional, e turismo para observação de fauna (aves e animais marinhos). E que para o desenvolvimento da potencialidade turística, são necessárias ações de capacitação de funcionários e comunidades, divulgação de roteiros, estudos de mercado e melhorias na infraestrutura de locais interessantes para visitação, especialmente de recepção de turistas nas comunidades.
- Na área norte a abertura do Valo Grande aumentou o fluxo de maré e a ação erosiva da desembocadura de Icapara, o volume de sedimentos transportado pelo Valo Grande provocaram a erosão das suas margens, o assoreamento do Porto de Iguape e a destruição quase total da praia do Leste a desembocadura de Icapara ocorrem processos de agradação que promove o crescimento da porção NE da Ilha Comprida e o recuo da margem situada em Iguape (TESSLER; MAHIQUES 1993; TESSLER *et al.* , 1990; NASCIMENTO JUNIOR, 2006; TESSLER *et al.* , 2006; DAEE; GEOBRÁS, 1966; *apud* CAMPOS, 2013).
- Vale citar que os processos erosivos que ocorrem ao longo de todos os canais estuarinos também podem ser causados e/ou acentuados pelo tráfego de grandes embarcações com motores de alta potência. O processo de erosão costeira pode ser acelerado pelo deslocamento de massas de água (marolas) com a passagem de embarcações (ICMBio/MMA, 2016). Nesse sentido, Campolim & colaboradores (2008) verificaram que em alguns casos o transporte náutico turístico transgride normas de navegação e segurança e citam barcos superlotados sem equipamentos de segurança adequados e trânsito de embarcações e motonáuticas abusivo.
- De certa forma, podemos citar o fluxo turístico de embarcações entre as ilhas de Cananeia e do Cardoso como um possível exemplo de ameaça relacionada a erosão das margens dos canais. O laudo técnico emitido pelo Instituto Geológico em resposta a consulta encaminhada a Fundação Florestal pelo Ministério Público Estadual – GAEMA – Núcleo II - Vale do Ribeira, sobre o processo de "realocação de moradores da comunidade tradicional da Enseada da Baleia em razão da possibilidade de rompimento da Ilha do Cardoso e regularidade da destinação das moradias aos ocupantes tradicionais da comunidade".
- No que tange as atividades relacionadas ao segmento do ecoturismo, sabe-se que a região apresenta grandes potencialidades para desenvolvimento de ecoturismo e/ou geoturismo (ALMEIDA, 2008). Manguezais, sambaquis e dunas eólicas, vêm sendo visitadas mais frequentemente e sem qualquer controle por turistas completamente despreparados (ALMEIDA; SUGUIO, 2010).
- Finalmente, em relação as ameaças que o segmento turístico pode trazer para a prática do turismo de base comunitária destacamos o caso emblemático da comunidade que vivia na Barra do Ribeira uma vez que sofreu grandes impactos quando o turismo começou a ser explorado na região, pois não eram capacitados profissionalmente e se sentiram excluídos do processo. O turismo era movimentado apenas por veranistas (segunda residência), que acabaram sendo os principais responsáveis pelo incremento do comércio e outras atividades relacionadas ao turismo na região, sendo que foram os mais beneficiados pela atividade turística, e que poucas vezes contratavam a mão de obra local. Aos poucos, os moradores tradicionais da Barra do Ribeira foram participando da atividade turística, oferecendo serviços de caseiro ou até mesmo alugando suas próprias casas para temporada ou finais de semana, atividade que até hoje continua sendo a maior fonte de renda junto com a pesca da manjuba, em que aproveitam a alta temporada, de dezembro à fevereiro, para tirar o sustento do ano inteiro.

- **Indicadores de monitoramento**

O foco de investigação são os projetos de desenvolvimento turísticos, os destinos e as empresas que prestam serviço ao setor, de modo que seja possível identificar as ações necessárias para influenciar os "produtores", do lado da oferta, e "consumidores", do lado da demanda, no intuito de se alcançar efetivamente o turismo sustentável, de acordo com a visão do desenvolvimento sustentável. Essas investigações devem possibilitar o monitoramento das situações de sustentabilidade do turismo e deduzir possíveis medidas futuras para uma área definida a partir de insights sobre as experiências vivenciadas e registradas na área de investigação e as decisões influenciadas por elas (OLIVEIRA, *et al.*, 2011).

É com base nos mais de 120 indicadores de sustentabilidade para a atividade turística, apontados por Choi & Sirakaya (2005) que são elencados a seguir, com algum grau de adaptação relativo as realidades locais e em consonância com os atuais e potenciais usos turísticos da região e impactos socioambientais correlatos, os indicadores de monitoramento para o desenvolvimento de um Turismo Sustentável na região da APAMLS e ARIEG. Por meio destes será possível monitorar, no tempo e espaço, aspectos diversos da atividade turística para a região, como por exemplo: caracterização do setor: motivação, grau de satisfação, sazonalidade; impactos gerados e estresse sobre ecossistemas, bens e serviços; estado de conservação e resultados de ações de conservação em ambientes naturais.

MINUTA

Quadro 73 – Indicadores de monitoramento para a atividade turística na ARIE Guará.

Temas-chave	Indicadores
INDICADORES SOCIOECONÔMICOS	
Perfil do turista	- Idade, gênero, estado civil, renda, se acompanhado, grau de instrução, origem, gastos, motivação, atrativos visitados, grau de satisfação, frequência de visitação, taxa de retorno, meio de hospedagem utilizado. (Indicador a ser obtido por meio de aplicação de questionário decenal).
Relevância socioeconômica do Turismo	- Percentual de estabelecimentos turísticos; - Porcentagem de estabelecimentos comerciais relacionados com o turismo abertos o ano inteiro; - Percentual de empregos diretos e indiretos gerados pelo setor; - Rendimento médio em comparação a outros setores da economia; - Grau de Preservação dos Recursos Turísticos; - Número e porcentagem de empregos relacionados com o turismo que são permanentes – válidos o ano inteiro (comparado com os empregos temporários); - e mulheres) empregados no turismo (também uma razão entre empregos relacionados com o turismo e a população total empregada); - Número de imóveis regularizados ao longo do tempo; - Número de construções sustentáveis ao longo tempo; - Porcentagem de habitantes que acreditam que o turismo tem ajudado a trazer novos serviços de infraestrutura (baseado em questionário); - Número e capacidade dos serviços sociais disponíveis para a comunidade (porcentagem atribuível ao turismo);
Relevância socioeconômica do Turismo	- Cumprimento da legislação trabalhista pelos empreendimentos turísticos; Marginalização de populações locais por falta de acesso aos benefícios econômicos do turismo; - Existência ou uso de processo de planejamento/desenvolvimento do turismo local; - Percentual do setor do Turismo na composição do PIB Municipal.
Sazonalidade	- Razão de turistas para locais (média e período de pico/dias); - Percentual de empregos permanentes relacionados ao turismo em comparação aos empregos temporários; - Chegadas de turistas por meses ou trimestres (distribuição ao longo do ano); - Controle da intensidade do uso através do Número total de chegada de turistas (média, mensal, na alta estação) e do Número de turistas por m² no local (p. ex. nas praias, atrações), por km² da destinação; - Taxas de ocupação para acomodação licenciada (oficial) por mês (períodos de pico comparados à baixa estação) e porcentagem de todas as ocupações por mês ou trimestre; - Percentual de estabelecimentos que compõe as atividades características do Turismo abertos o ano todo.
Dependência e exclusão econômica	- Abandono de atividades tradicionais devido ao turismo; - Marginalização de populações locais por falta de acesso aos benefícios econômicos do turismo; - Razão da empregabilidade entre os diversos setores econômicos (série histórica); - Acompanhar a evolução de indicadores de qualidade de vida, tais como IDH e outros.
INDICADORES CULTURAIS	
Artesanato	- Quantidade de feiras e exposições de artesanato; - Razão quantitativa e qualitativa entre a produção local e as peças expostas em feiras; - Tipo de matéria-prima e identidade cultural do artesanato produzido; - Interação dos empreendimentos turísticos com o artesanato local.
Eventos culturais	- Quantidade de eventos; - Local de realização; - Finalidade principal do evento: fins turísticos ou fins socioculturais.

Temas-chave	Indicadores
Comunidades tradicionais	- Levantamento quantitativo e qualitativo das comunidades tradicionais existentes na região: número de famílias, idade, gênero, renda, saberes, atividades econômicas, etc. - Abandono de atividades tradicionais devido ao turismo; - Grau de satisfação e envolvimento com o turismo das comunidades tradicionais (Indicador a ser medido por meio da aplicação de questionários); - Receita gerada pelo turismo (porcentagem do total de receita gerada pela comunidade); - Nível de participação local nas consultas relativas as ações de desenvolvimento do turismo local; - Marginalização de populações locais por falta de acesso aos benefícios econômicos do turismo; - Número de autorizações diretas ao longo do tempo; - Áreas manejadas ao longo do tempo; - Quantidade de recursos manejados ao longo do tempo.
Patrimônio histórico	- Quantidade de bens materiais e imateriais; - Estado de conservação dos bens materiais; - Recursos destinados anualmente para a conservação e manutenção dos bens culturais.
INDICADORES AMBIENTAIS	
Poluição das águas	- Monitoramento da qualidade dos corpos hídricos ao longo do tempo; - Balneabilidade de rios e praias; - Percentual de esgoto tratado; - Frequência de doenças hídricas; - Sítios contaminados; - Frequência de acidentes no turismo envolvendo contaminação por hidrocarbonetos.
Poluição do solo	- Volume de lixo gerado (tonelada/mês); - Volume de lixo reciclado (tonelada/mês); - Quantidade de lixo jogado nas praias por mês; - Sítios contaminados; - Frequência de acidentes no turismo envolvendo contaminação por hidrocarbonetos.
Supressão de vegetação	- Número de imóveis regularizados ao longo do tempo; - Número de construções sustentáveis ao longo tempo; - Número de hectares de vegetação nativa desmatada para implantação de infraestrutura turística.
Degradação da paisagem	- Contraste entre as intervenções antrópicas para fins turísticos e o ambiente natural original e edificações tradicionais da região. (Indicador a ser medido através de questionário sobre a percepção tanto de turistas quanto de moradores locais sobre a paisagem do local).
Capacidade de suporte	- Controle da intensidade do uso através do número total de chegada de turistas (média mensal na alta estação) e do número de turistas por m² nos atrativos (praias, ilhas, etc.), por km² na destinação; - Capacidade de suporte para a exploração do recurso pesqueiro em torno das ilhas, parcéis e costões rochosos.
Processos erosivos e de assoreamento costeiro e corpos d'água	- Monitoramento da deposição e retirada de sedimentos em áreas adjacentes a intervenções antrópica para fins turísticos (píeres, molhes, emissários, plataformas, hotéis, casas e prédios de veraneio, estruturas de apoio náutico).
Água	- Razão entre a disponibilidade e consumo total associado ao turismo (litros/dia); - Economia de água (porcentagem de consumo reduzido, de água recapturada ou reciclada); - Porcentagem de estabelecimentos turísticos com água tratada em padrões internacionais de potabilidade; - Porcentagem de estabelecimentos turísticos (ou acomodações) com sistemas de tratamento.
Energia	- Consumo per capita de energia de todas as fontes (o total, e pelo setor de turismo, por pessoa, por dia); - Porcentagem de empresas que participam de programas de conservação de energia ou que aplicam políticas e técnicas de economia de energia; - Porcentagem de consumo de energia de fontes renováveis (nos destinos e nos estabelecimentos).

Temas-chave	Indicadores
Saúde	- Frequência de doenças oriundas da água; - Número/porcentagem de visitantes que relatam doenças oriundas da localidade investigada; - Porcentagem de esgoto tratado (níveis primário, secundário ou terciário).

- **Identificação do Estado de Conservação e Áreas Críticas / Vulneráveis**

A extremidade nordeste da Ilha Comprida compreende a interface entre três sistemas deposicionais ativos interdependentes: o marinho, o lagunar e o fluvial (LIMA & OLIVEIRA; 2012).Historicamente, é destacada a influência da abertura do canal artificial do Valo Grande nas mudanças ocorridas na extremidade NE da Ilha Comprida desde então. Seu estabelecimento foi fator de incremento ao deslocamento do canal de Icapara nesse rumo (com consequente crescimento da barreira e erosão da praia do Leste), através do qual a ilha adquiriu cerca de 10% de seu tamanho atual em apenas 130 anos, enquanto o restante da ilha (antes do Valo Grande) aparentemente levou mais de 5.000 anos para ser construído (GIANNINI *et al.* , 2003b; GIANNINI *et al.* , 2008, *apud* NASCIMENTO JR, *et al.* , 2008).

O DP elencou as áreas apontadas como vulneráveis que necessitam de atenção para conservação e para planejamento de uso e que devem ser destacadas nas discussões do zoneamento e PM, a saber: Barra de Icapara, Barra do Ribeira e praias de Ilha Comprida. As primeiras foram citadas devido ao processo erosivo que vêm sofrendo, de acordo com os pescadores artesanais; a última foi citada pela pressão sofrida pelo turismo de massa, que gera muitos resíduos. Barras e praias também foram apontadas como áreas de relevância ambiental, uma vez que as barras, de maneira geral, são locais de passagem de cardumes de diversas espécies para áreas de reprodução e criação de alevinos e praias são importantes áreas para descanso e forrageio de aves residentes nesse sistema e aquelas migratórias, fatos que ressaltam a importância desses ambientes para as discussões do Zoneamento e Plano de Manejo da ARIE Guará.

- **Lacunas de conhecimento**

  - A falta de registros, informalidade, sazonalidade, complementaridade de atividades, são lacunas que demandam pesquisas e levantamentos a partir da articulação com os profissionais através de suas associações e sindicatos para que se possa dimensionar os efeitos do turismo na APA. Nesse sentido, verifica-se a urgência de levantamento de informações para o devido monitoramento do estuário, não apenas pelos conflitos que resultam, mas também para a definição da capacidade suporte para as respectivas cargas das diversas atividades, com impactos na qualidade e na quantidade de recursos pesqueiros, que são necessários à sobrevivência das comunidades tradicionais, e biota protegida pelos vários instrumentos e certificados nacionais e internacionais na região do Complexo Estuarino Lagunar (ICMBio/MMA,2016).
  - Urgência de levantamento de informações para o devido monitoramento do uso do estuário não apenas pelos conflitos mas também para a definição da capacidade de suporte para as respectivas cargas das diversas atividades do turismo.
  - Um segundo ponto bastante importante refere-se ao desconhecimento dos moradores e turistas em relação a existência e importância da APAMLS. Uma pesquisa demonstrou que 93% dos habitantes, considerados numa amostragem de 2,7% da população, não possuem qualquer conhecimento sobre a condição ambiental do município, não fazendo ideia do que significa o termo APA (ARARIPE, *et al.* , 2008). Nesse sentido, o desenvolvimento de pesquisas de opinião pública poderão gerar preciosas e importantes informações capazes de servirem como base e subsidiarem a elaboração de programas de educação patrimonial e ambiental na região, bem como, servirem de subsídios para a criação de plano de integrados de gestão turística.
  - Pesquisas que abordem problemas ambientais ligados à sustentabilidade como o controle e a fiscalização de exploração turística em APA de Ilha Comprida, coleta e deposição de resíduos provenientes do meio urbano e do turismo.
  - Em relação ao tráfego de embarcações, durante as discussões do processo de elaboração do plano de manejo da APACIP relacionados aos regramentos para o estuário não foi possível um consenso ou parâmetros técnicos capazes de nortearem uma definição para esse fator de pressão. Assim, esta demanda voltou-se ao programa de pesquisa, com vistas a estabelecer, com estudos aprofundados, possíveis limites de velocidade no estuário (ICMBio/MMA, 2016). Sem dúvida, essa é uma das mais importantes lacunas de conhecimento existentes na

região, pois podem afetar diretamente os ecossistemas da região, bem como, os mamíferos marinhos e outros animais que vivem ou visitam todo o território.

- Sobre as atividades ligadas à pesca amadora e/ou esportiva, as marinas conjugam-se com pousadas, as quais se conjugam com prestadores de serviços. Porém, não há dados confiáveis para analisar a atividade. Em função disto, parece indispensável um melhor acompanhamento técnico-científico dessa atividade, além de um processo de ordenamento voltado para a sua expansão, comprometido com o uso sustentável dos recursos e com a eliminação de potenciais conflitos entre os diferentes usuários dos recursos pesqueiros (DIAS NETO & DORNELLES, 1996 apud SOUZA, 2004).
- Percebe-se que ainda não há qualquer referência a estudos sobre capacidade de carga ou de suporte em áreas de manguezal (MOAES & LIGNON, 2012).Assim, nota-se que existe a necessidade real de se estabelecerem critérios de visitação baseados em estudos científicos de capacidade de suporte desses ecossistemas em toda a região.

- **Contribuição para planejamento das UC's**

Com base nos aspectos diagnosticados para as atividades de turismo e recreação na APAMLS, pode-se estabelecer um prognóstico em que muitas ações são fundamentais para se mitigar e controlar a visitação em pontos vulneráveis. Dessa maneira, os tradicionais usos turístico recreativos deverão dar lugar a atividades mais brandas, com valorização das culturas locais, proteção ao meio ambiente, educação ambiental e geração de emprego e renda.

De forma geral, SWARBROOKE (2000 apud CARVALHO & BARRELA, 2004) aponta outras sugestões para diminuir o impacto do turismo litorâneo, das quais destacam-se: a) manter um diálogo com a comunidade local, regularmente; b) melhorar a participação dos moradores no desenvolvimento futuro mediante oportunidades de investimento para empresários locais, além de empreendimentos conjuntos que tragam benefícios para a comunidade local; c) melhorar a colaboração entre os órgãos governamentais e as operadoras turísticas locais. Para Carvalho & Barrella esses pontos também são importantes para os balneários de Ilha Comprida, Porto Cubatão, Barra do Ribeira.

A seguir, apresentaremos possíveis contribuições para o planejamento e zoneamento da ARIEG de acordo com cada segmento turístico identificado na região:

Turismo de sol e praia

Os resultados da pesquisa realizada por Campos (2013) permitem afirmar que as pressões antrópicas no território da Ilha Comprida limitam e podem inviabilizar a conservação da paisagem. A análise da estrutura da paisagem, considerando os fundamentos teórico-metodológicos da Geoecologia ou Ecologia da Paisagem, identificou três setores heterogêneos do território da Ilha Comprida. Um padrão observado para os três setores é a maior intensidade e recorrência das unidades de usos antrópicos nas faixas de território mais próximas da praia, onde se adensaram a abertura de vias, adequações da drenagem (valas e tubulações) e construções para serviços e comércios associados ao turismo (CAMPOS, 2013).

Becegato (2007) afirma que para tentar minimizar os impactos ambientais na APA da Ilha Comprida, que tendem a crescer exponencialmente em função da explosão populacional, tanto permanente quanto temporária, algumas medidas de mitigação poderiam ser tomadas, tais como:

- Conscientização ambiental dos munícipes e dos turistas;
- Reciclagem de materiais inorgânicos dos resíduos domésticos e comerciais, através de coleta seletiva em papéis, plásticos, vidros, e metais;
- Organização de cooperativa de pessoas, que vivam dos materiais fornecidos pelo lixão a céu-aberto, para que possam viver com mais dignidade;
- Remoção e deposição de lixo em local mais apropriado na ilha ou no continente, com o mínimo de preparação prévia do aterro;
- Ampliação de rede de esgotos e da capacidade de tratamento para atendimento à toda população do município de Ilha Comprida;

- Organização com credenciamento oficial de setores ecoturísticos, que protejam áreas de vegetação de dunas e manguezais, além de sambaquis, para promover a conservação dessas áreas; e
- Regulamentação completa dos loteamentos clandestinos e demarcação clara dos limites da ZVS (Zona de Vida Silvestre) e ARIE (Área de Relevante Interesse Ecológico) da APA de Ilha Comprida.

Finalmente, tendo em vista toda a dinâmica sistêmica de ocorrência dos processos litorâneos de erosão e progradação percebe-se, desde já, a crescente necessidade da aplicação de leis e critérios rígidos quanto à manutenção de uma faixa de não edificação na orla marítima, visando maior proteção e preservação da paisagem costeira, além da minimização de desastres que constantemente vêm causando perda de vidas (LIMA & OLIVEIRA, 2012).

Turismo náutico

A demanda por ordenamento de atividades de turismo e pesca profissional foi enfatizada durante as oficinas temáticas para a elaboração do plano de manejo da APA Cananeia-Iguape-Peruíbe, sendo um dos focos centrais do zoneamento e normas propostas no Plano de Manejo da APACIP (ICMBio/MMA, 2016).

De forma ampla, a organização de planos de ações para a região deve ser direcionada em três linhas principais:

- Organização econômica da atividade turística;
- Capacitação de mão de obra qualificada;
- Educação ambiental para turistas e população local.

Assim, para que o turismo possa se estabelecer como uma atividade eficiente economicamente e sustentável do ponto de vista ecológico, social e cultural na região do Vale do Ribeira, é necessário considerar três pontos básicos. O primeiro diz respeito ao estabelecimento de infraestrutura básica dos municípios, o segundo diz respeito ao envolvimento das comunidades no processo de planejamento e gestão da atividade turística, e o terceiro está relacionado à criação de uma infraestrutura de apoio turístico (CARVALHO & BARRELLA, 2004).

No Diagnóstico Participativo (FUNDAÇÃO FLORESTAL, 2014) foi destacado por alguns subsegmentos, principalmente pescadores artesanais e pesquisadores, a necessidade de que os pescadores amadores estejam cientes de todas as regras envolvidas na atividade como, por exemplo, as cotas de captura, tamanho mínimo de captura, e conhecimento sobre as áreas de restrição à pesca. De fato, os poucos estudos disponíveis sobre pesca amadora na região do Litoral Sul que abordaram a questão das normativas evidenciaram que grande parte dos praticantes de pesca amadora desconhece essas normas e alguns sequer portam a licença para pesca amadora expedida pelo Ministério da Pesca (MPA). Além da boa conduta e cumprimento das normas por parte dos pescadores amadores, parte da responsabilidade pelo desenvolvimento correto da atividade também foi atribuída aos guias de pesca e funcionários das marinas, que funcionam como apoio à pesca amadora. Durante as oficinas foi bastante ressaltada a necessidade de que os guias de pesca sejam devidamente capacitados e demonstrem condutas responsáveis com o ambiente e com os outros usuários (FUNDAÇÃO FLORESTAL, 2014). Sem dúvida, torna-se necessária a criação de arranjos multi-institucionais visando a organização e a promoção de cursos profissionalizantes na região, em especial os cursos de “Guia de Turismo Regional” e “Guia de Turismo especializado em atrativo turístico”, ambos reconhecidos e regulados pela lei nº 8.623/93 e Decreto nº 946/93, bem como, de “Condutor de Turismo de Aventura” e “Condutor de Turismo de Pesca”, recentemente incluídos na Classificação Brasileira de Ocupações (CBO), cadastro gerenciado pelo Ministério do Trabalho e Emprego (MTE).

Vale ressaltar novamente que não existem dados confiáveis e que existe a necessidade de levantamento de informações precisas sobre à pesca amadora e/ou esportiva para que se possa fazer uma análise mais aprofundada desse segmento turístico. Contudo, o plano de manejo da APACIP (ICMBio/MMA, 2016) determina algumas regras que podem ser utilizadas e/ou adaptadas para compor o ordenamento turístico na área da ARIEG.

Ecoturismo

Apesar de representarem ameaças se praticados de maneira desordenada e irregular, algumas atividades também representam potencialidades para a gestão e usos sustentável da APAMLS, devido às características ambientais e demanda das práticas que podem ser observadas, desde que adotados hábitos de baixo impacto. Neste sentido pode-se

MINUTA

citar a prática de ecoturismo, seja de base comunitária, para práticas de esportes ou com fins educativos e pedagógicos (FUNDAÇÃO FLORESTAL, 2014).

Segundo ALMEIDA (2008), no município de Ilha Comprida as opções ecoturísticas são numerosas, mas a completa falta de planejamento para a gestão e promoção adequada limita a realização de alguns esporádicos passeios, tais como:

- Trilhas ecológicas;
- Safári fotográfico de aves;
- Esportes náuticos;
- Praias do Boqueirão Sul;
- Praias do Extremo Norte;
- Praias do Boqueirão Norte.

Em relação ao turismo nas áreas de manguezal, os dados quali-quantitativos da visitação no Núcleo Perequê do PEIC poderão dar subsídios ao planejamento das atividades turística educacional, reduzindo os impactos negativos acarretados em áreas de manguezal, decorrentes da visitação. Essas medidas podem ser adotadas no ordenamento relacionado a visitação em áreas de manguezal no território da ARIEG e entorno. Como o manguezal constitui uma APP (Área de Preservação Permanente), os turistas deverão ser alertados para os cuidados necessários. Todas as atividades desenvolvidas nos roteiros turísticos em manguezais devem levar em consideração as boas práticas do ecoturismo, com medidas efetivas que assegurem a satisfação do turista, sem descuidar da sua conservação. As atividades turísticas devem ser implementadas pelas autoridades para despertar a comunidade local para a importância do manguezal e, com isso, criar uma nova fonte de renda para economia local (ALMEIDA, 2008). Vale ressaltar que o plano de manejo da APACIP indica o apoio e incentivo ao ecoturismo na "Zona de Conservação dos Manguezais – ZCM" (ICMBio/MMA, 2016). Assim, as atividades turísticas devem ser implementadas pelas autoridades para despertar a comunidade local para a importância do manguezal e, com isso, criar uma nova fonte de renda para economia local (ALMEIDA, 2008).

Os campos de dunas também fazem parte da APP (Área de Preservação Permanente), portanto, os passeios de turistas deverão ser limitados em área, com roteiros turísticos que devem levar em consideração as boas práticas do ecoturismo, que sempre vise a sua conservação (ALMEIDA, 2008).

Em relação à observação de aves, Portaria Normativa FF/DE nº 236/16 dispõe sobre procedimentos para realização da atividade de Observação de Aves nas Unidades de Conservação administradas pela Fundação Florestal. O plano de manejo da APACIP permite a aproximação a ninhais somente para observação de aves e pesquisa. Nos casos de observação, deve ser feita em silêncio e é recomendada a presença de monitor ambiental ou condutor de turismo embarcado. A APACIP cadastrará as embarcações de turismo que utilizem esta área. Os guias de turismo embarcado, os monitores ambientais e os condutores de outras embarcações deverão realizar o monitoramento da atividade, em procedimento a ser estabelecido junto ao APACIP (ICMBio/MMA, 2016). Essas medidas também podem ser adaptadas e inseridas dentro do zoneamento da APAMLS e ARIEG.

O ecoturismo científico é praticado na região sem o apoio e divulgação pelos municípios locais, embora a implementação e promoção da atividade deve ser da responsabilidade conjunta dos três municípios que significaria um grande benefício para si mesmos (ALMEIDA & SUGUIO, 2011).

Turismo Comunitário

Outra vertente de uso público a ser fortalecida é o turismo de base comunitária, já em curso na região da APACIP e que começa a ser assimilada por moradores tradicionais como benéfica à geração de renda e visando a exploração saudável do ecoturismo e o envolvimento socioeconômico das comunidades na sua diversidade cultural e social (ICMBio/MMA, 2016). Nesse caso, a contribuição para o planejamento e gestão da ARIEG diante de futuros cenários poderá vir do já citado processo participativo de identificação, planejamento de ações e resolução de problemas que viabilizou o ordenamento da visitação pública na comunidade do Marujá e subsidiou a formatação de diretrizes e atividades do Plano de Manejo do PEIC, além de outros regulamentos gerenciais.

Sem dúvida, esse modelo de gestão poderá ser adaptado e incorporado no programa de gestão da APAMLS para que futuramente possa ser implantado de forma gradual e participativa em todo o seu território.

2.4.4 COMUNIDADES TRADICIONAIS

O Diagnóstico Técnico contempla o estudo das Comunidades de Pescadores Artesanais Caiçaras de Cultura Tradicional que mantém atividades ou relações indiretas no território desta Unidade de Conservação. A criação da ARIE do Guará se deu em decreto junto à APA Marinha do Litoral Sul, considerando "que devem ser valorizadas as funções sociais, econômicas, culturais e ambientais das comunidades tradicionais da zona costeira por meio de mecanismos e estímulo a alternativas adequadas ao seu uso sustentável" e "a necessidade de promover a pesca e garantir o estoque pesqueiro em águas paulistas, fundamentais para a sobrevivência de populações tradicionais e para essa atividade econômica" (SÃO PAULO, 2008).

O viés estruturante deste diagnóstico é uma análise das comunidades de cultura caiçara, identificadas no entorno da ARIE, ainda que outras comunidades tradicionais locais, como indígenas e quilombolas, enquadradas no universo de usuários da mesma, são consideradas.

Segundo Diegues (2007), cultura caiçara é definida como "um conjunto de valores, visões de mundo, práticas cognitivas e símbolos compartidos, que orientam os indivíduos em suas relações com a natureza e com os outros membros da sociedade e que se expressam também em produtos materiais (tipo de moradia, embarcação, instrumentos de trabalho) e não-materiais (linguagem, música, dança, rituais religiosos)". No entanto apesar da importância desse reconhecimento, a definição do termo não é um consenso.

As dicotomias conceituais ficam por conta da peculiaridade de cada grupo e a forma com que foi se adaptando a cada ambiente e a cada contexto social, geográfico, econômico e político. À essência dessa cultura também é resguardada a capacidade de lidar com as mudanças, quer seja num sistema agroprodutivo, nas roças tradicionais em que era praticada a coivara, nas formas atuais de plantio, no extrativismo, ou num ambiente pesqueiro.

- **Caracterização Geral: O Caiçara do Litoral Sul**

Os primeiros habitantes da região foram grupos que viviam da pesca e da coleta de recursos marítimos, como evidenciam os diversos sambaquis dispersos pelo Lagamar, assim como artefatos coletados, datados de períodos de 6.000 a 1.000 anos. Os grupos que por ali se estabeleceram posteriormente foram identificados como indígenas, principalmente Tupiniquins e Carijós, que viviam em aldeias e cultivavam plantas, como a mandioca, qual era também processada e transformada em farinha (SCATAMACCHIA, 2004).

A história da colonização desde então cria o cenário para o desenvolvimento de comunidades que viviam da agricultura, do apoio à vida náutica e portuária e do comércio responsável pela troca de produtos básicos de origem local (principalmente pescado e arroz) por produtos processados (têxteis, utensílios etc.) (MOURÃO, 2003).

Por volta de 1910, a vocação pesqueira da região começou a se consagrar na região Sudeste do Brasil. Barcos de outros estados inclusive vinham comprar pescados, e com isso, a região foi atraindo também mais pescadores. Em Iguape, a pesca comercial se tornou intensa, focada principalmente na manjuba, recurso pescado no interior do estuário e não em área da APAMLS, e pelo qual o município é reconhecido até hoje. Cananeia, por sua vez, teve mais destaque com a pesca da tainha (tanto estuarina, como marinha) e do camarão, ainda que este seja mais representativo da pesca industrial e semi-industrial (MENDONÇA, 2007). A Ilha Comprida, que se tornou município há poucas décadas se destaca no extrativismo de moluscos e crustáceos (MENDONÇA, 2015).

Em se tratando do público alvo deste Plano de Manejo, consideremos prioritariamente os caiçaras do litoral sul que, de alguma forma são usuários das áreas compreendidas na ARIEG. Incluem-se aí basicamente moradores de Iguape e Ilha Comprida que utilizam a área para pesca e extrativismo, principalmente a coleta de moluscos e caranguejos. O extrativismo é uma importante atividade econômica da região. Embora seja realizado em pequena escala, ele não é ordenado.

As comunidades tradicionais usuárias da ARIE estão situadas em locais de próximo acesso à água (canais, braço de rio ou mar) sendo continentais (Iguape) ou insulares (Ilha Comprida). Essas populações têm a pesca como a atividade econômica de maior importância, ainda que atualmente ela seja conciliada com atividades turísticas e outros serviços, dependendo principalmente da estação do ano. A renda média das famílias é abaixo da média do estado (MENDONÇA, 2015).

Os caiçaras pescadores em geral possuem barcos pequenos, muitas vezes ainda não motorizados, como as canoas tradicionais. Nos últimos anos, houve um grande aumento de comunidades usando com lanchas de alumínio e motor de popa, de aproximadamente 8m, embarcações que podem ser usadas também para fins turísticos.

Atualmente, diversos caiçaras complementam ainda sua renda com atividades que ganharam espaço a partir dos anos 60 e se intensificam cada vez mais. São atividades relacionadas ao setor de turismo. Muitos caiçaras trabalham como piloteiros, principalmente em épocas de temporadas turísticas de verão, feriados e em eventos específicos e também para servir às demandas da pesca amadora. A partir dos anos 2000, tem crescido muito também as formas de turismo de base comunitária, em que as comunidades conseguem conciliar a geração de renda com a valorização da própria cultura imaterial, sendo através de apresentações, rituais, vivências artísticas, culinária etc.

Dos elementos típicos da cultura caiçara, destaca-se o modo de vida baseado na subsistência com atividades de agricultura e pesca se complementando, o sistema agroalimentar pautado na roça tradicional e na realização dos mutirões de trabalho coletivo nos sítios, o fandango como a música e o evento de celebração tanto nos mutirões como em outras festas. Elementos típicos da cultura caiçara são a presença de casas de farinha e o modo de fazer do beneficiamento da mandioca, a varação de canoa, e as rezas, em alguns casos cantadas.

Também vale ressaltar que a sazonalidade das atividades econômicas é uma característica que sempre existiu na cultura caiçara, quer ela fosse exclusivamente de uso direto dos recursos naturais, quer seja combinada com outras atividades. A região do Lagamar, que teve parte de sua história ligada ao comércio e exportação dos produtos locais, ainda apresenta destaque na produção e comércio de pescados. Dentre as famílias de pescadores dos bairros urbanos, principalmente em Cananeia e Iguape, renda significativa provém do beneficiamento e venda de pescados.

O contexto das comunidades caiçaras locais hoje contrapõe iniciativas de valorização das culturas locais comunitárias, em oposição a esforços para implantação de projetos desenvolvimentistas e à atuação pública local precária. As iniciativas de valorização do patrimônio cultural local vêm sendo responsáveis por um significativo fortalecimento da autoestima e identidade da cultura tradicional, além do complemento na geração de renda. Essas iniciativas desencadeiam um processo emancipatório relevante para as comunidades, que passam ter maior organização e atuação social e política, e também a se envolver mais em processos de gestão e de luta pela garantia de seus direitos. As comunidades tradicionais do entorno da ARIE estão listadas e brevemente descritas no **Quadro 74** e **Quadro 75.**

Quadro 74 – Comunidades tradicionais próximas à ARIEG, Município de Iguape.

Região	Nome do Grupo/ Comunidade	Caracterização Geral
Barra do Ribeira	Barra do Ribeira	Comunidades em área rural com caiçaras, pescadores, pessoas de fora e turistas. Pesca é importante, mas há diversas atividades, como serviços públicos, turismo, artesanato, emprego em casas de veraneio e serviços relacionados. Acesso por estrada pavimentada, mais balsa. Ruas locais não são pavimentadas.
Estrada da Barra do Ribeira	Prainha	Bairro rural, sendo a maior parte da comunidade pescadores artesanais. Já tiveram Cooperativa de pesca, mas não se desenvolveu e está inativa.
	Praia do Leste	Antiga comunidade tradicional caiçara, que tem sofrido com a erosão costeira. Algumas famílias já foram realocadas devido à perda de suas casas. A tendência é que a localidade toda se extinga.
	Vila Nova	Bairro rural com maioria de pescadores artesanais que vivem de pesca, extrativismo, artesanato em madeira. Realizam festividades tradicionais.

Região	Nome do Grupo/ Comunidade	Caracterização Geral
	Icapara	Bairro rural à beira do estuário, com acesso por estrada pavimentada. Comunidade mista que mantem festividades tradicionais religiosas e também realiza festa da Tainha. Pesca e turismo são atividades principais.
Centro urbano	Vila Garcês	Agrupamentos urbanos onde há comunidades caiçaras, pescadores artesanais e moradores envolvidos em outras atividades econômicas. Há também casas de veraneio. Principal atividade é a pesca no estuário.
	Beira do Valo	
	Rocio	
	Centro	
	Canto do Morro	
Estrada Pariquera-Iguape	Subaúma	Bairro rural onde funcionou o primeiro porto de Iguape. Hoje com comunidade caiçara que vive da pesca e extrativismo. Acesso pra estrada de terra.
	Jairê	Comunidade de pescadores, artesanais, afastada do centro urbano, vivem principalmente da pesca da manjuba e bagre.
Aldeia	Aldeia	Comunidade Quilombola em bairro rural do município, que vive da pesca e do extrativismo.
Ilha Grande	Ilha Grande	Bairro rural de pescadores tem sofrido com os problemas de erosão costeira.
Jureia	Prelado	Comunidades caiçaras antigas, no entorno da ESEC Juréia-Itatins. Acesso direto ao mar, área da APAMLS, onde pescam. Mantêm tradições como o fandango, os bailes, a culinária, a farinha de mandioca. Também praticam extrativismo de ostras, mariscos, siris.
	Grajauna	
	Suamirim	
Rod. Casemiro Teixeira	Embu	Bairro no perímetro urbano, à beira do estuário com predominância de pescadores artesanais que pescam manjuba, tainha, bagre e isca-vive, principalmente.
	Costão do Engenho	Bairro no perímetro urbano do município com famílias de origens diversas, boa parte pescadores. Pescam principalmente manjuba e isca-viva a ser comercializada com turistas.

Quadro 75– Comunidades ou bairros de caiçaras próximas à ARIEG, Município de Ilha Comprida.

Região	Nome do Grupo/ Comunidade	Caracterização geral
Região Urbanizada – Norte	Ponta da Praia	Não configura uma comunidade, mas área de restinga com poucas casas de pescadores e também de veraneio, sofrendo processo de erosão costeira.
	Vila Nova	Pequena e antiga vila de pescadores, onde existe uma antiga capela com o mesmo nome.
	Boqueirão Norte	Área urbanizada em que não se define divisão territorial entre caiçaras e não caiçaras, turistas, etc.
Região central (afastada do centro urbano)	Viaréggio	Comunidade localizada entre praia e estuário, vive de pesca e extrativismo vegetal, há projeto para cultivo de siri-mole e outras atividades.
	Ubatuba	Comunidade de pescadores situada na margem do "Mar Pequeno", atividade principal é a pesca, há criação de robalos em tanques-rede.
	Pedrinhas	Vila de pescadores em área não urbanizada, voltada para o estuário, com casas de turistas e outros moradores.
	Juruvaúva	Comunidade com produção de ostras e passeios de barcos, que se situa ao lado de um campo de dunas.

Além das comunidades caiçaras, as aldeias Tekoa Guaviraty com 44 moradores, Tekoa Icapara, com 7 moradores, Tekoa Itapuã com 35 moradores e Tekoa Jeyty com 24 moradores em Iguape, todas comunidades indígenas da etnia Guarani M'byá que habitam o território próximo à ARIEG (COMISSÃO PRÓ-ÍNDIO, 2013). Em relação às comunidades quilombolas, destacamos Morro Seco e Aldeia em Iguape, sendo que Morro Seco é a única reconhecida pela Fundação Instituto de Terra de São Paulo. Não há informações sobre o uso direto do território da ARIEG por essas comunidades.

Diversas artes de pesca foram identificadas na ARIE do Guará, como caceio, tarrafa, pesca de manjuba (com manjubeira e corrico), linhada de mão, vara de caniço/ molinete, rede de fundo (espera) com malha grande para pesca de robalão e pescada amarela, jerivá para pitu (para isca), extração de caranguejo e bicho do lodo (muçum/ mossorongo). De acordo com o Diagnóstico Participativo (FUNDAÇÃO FLORESTAL, 2014), todas as artes de pesca ocorrem em toda a área. As Fotos 88 a 90 ilustram o uso de área no entorno da ARIE do Guará para fins de pesca artesanal profissional. Essas fotos foram feitas durante monitoramento da gestão APAMLS/ ARIEG pela Fundação Florestal.

Foto 88 – Pescadores artesanais em torno da ARIEG.

Fotos: Fundação Florestal.

Foto 89– Pescadores envolvidos com a pesca da manjuba na ARIEG.

Fonte: Fundação Florestal.

MINUTA

Foto 90 – Pescadores artesanais na ARIEG.

Foto: Fundação Florestal.

Organização Social e Política

O fortalecimento social e institucional de comunidades tradicionais também pode se dar no relacionamento com outras organizações da sociedade civil que atuam no apoio à cultura caiçara e à pesca artesanal e outras questões socioambientais. Nas oficinas do Diagnóstico Participativo (Fundação Florestal, 2014), realizado juntamente com a APAMLS, participaram Associação Rede Cananeia, Crescer para o Futuro, Intituto Lassus, Instituto Ambiental Vidágua e Cooper Canis, organizações que atuam junto a grupos comunitários. Alguns grupos comunitários têm tido participação social crescente com apoio dessas instituições, ainda que nenhum grupo representante de comunidade tradicional tenha cadeira ou participação efetiva no conselho gestor da APAMLS e ARIEG.

Cabe lembrar que a Câmara Técnica de Pesca deste Conselho Gestor, se ocupa das questões relacionadas à pesca, mas sua pauta não inclui um ordenamento específico para ARIEG, que deve ser realizado conjuntamente com a gestão da APA-CIP. Recentemente, as CTs de Pesca dos dois conselhos tem realizado reuniões conjuntas para temas de interesse comum, o que pode ser promissor para se tratar as demandas da pesca na ARIEG.

Relações (Harmônicas ou Conflituosas) com outros atores, com a ARIEG e com Instituições locais e regionais

A relação das comunidades tradicionais com outros atores, com a ARIEG e com as instituições locais é, em geral, neutra, tornando-se harmoniosa ou conflituosa em função de situações específicas. Os momentos que tem gerado mais conflitos são relativos a processos de planejamento e ordenamento ambiental que podem incorrer em restrições de uso ou ocupação. Esta é uma situação inclusive que instiga a participação de contingentes que nem sempre estão envolvidos nos processos de manejo ou decisórios. Muitas vezes, há necessidade de se aprofundar o diálogo entre atores, de forma não violenta e profunda, para que todas as partes se façam entender. Por outro lado, relações harmônicas são reforçadas com atores que mostrem apoio à causa das comunidades.

Interface do Segmento com outras UCs, envolvimento e Gestão Participativa

A região do Vale do Ribeira, devido ao seu estado de conservação e toda riqueza ecológica e cultural, tem boa parte do seu território protegido por unidades de conservação. Ao todo são 45, dentre as quais há sobreposições, tanto entre as próprias unidades, quanto entre os territórios de uso de comunidades diversas, o que desencadeou inúmeros conflitos (ISA, 2014). A região do Lagamar apresenta duas em especial que geraram muitos conflitos com as populações caiçaras, sendo a Estação Ecológica de Juréia-Itatins (EEJI), grande parte da sua extensão no município de Iguape, e o Parque Estadual da Ilha do Cardoso (PEIC), no município de Cananeia. A menção a essas UCs é valida por contextualizar um pouco do que é a concepção das comunidades acerca de unidades de conservação.

MINUTA

Há diversas unidades de conservação nas proximidades da ARIE, mas duas são de fundamental consideração por gerarem uma área de sobreposição entre as três, a APA-CIP (ICMBio) e a APA-Ilha Comprida (FF). Também vale mencionar, o Mosaico Lagamar, e os Mosaicos Estaduais: Juréia-Itatins, e Mosaico de Ilhas e Áreas Marinhas Protegidas do Litoral Paulista, que possuem unidades próximas à ARIE.

Para a gestão da área em questão, isso se reflete em uma sobreposição de três unidades de conservação, sendo a ARIE do Guará, a APA Ilha Comprida e a APA Cananeia – Iguape – Peruíbe. Sendo esta última decretada por esfera federal, sua normatização poderá se sobrepor à outras. Além disso, é a única que já tem seu Plano de Manejo atualizado e publicado (ICMBio, 2016). Os outros estão em elaboração, com previsão para conclusão até 2017. De acordo com a proposta de zoneamento do Plano de Manejo da APA-CIP, o território da ARIE do Guará estaria classificado em duas zonas, sendo a principal uma zona de sobreposição e algumas porções de manguezal, uma zona de conservação dos manguezais.

A Sobreposição à Zona de Proteção Especial da APAIC e à APA CIP faz com que diversos decretos regulamentem esta UC criando uma situação de pouca clareza para o entendimento acerca da gestão. A confusão é especialmente ruim para as comunidades tradicionais, pois além de serem os usuários deste território, são populações que possuem pouca familiaridade com o universo das normatizações formais.

Apesar do arcabouço legal sobre as comunidades e pescadores tradicionais na ARIE, o foco de sua gestão até agora tem sido a proteção dos ninhais de Guará, restinga, manguezal e estuário. Não é evidente que os motivos da gestão da ARIE do Guará será realizada de forma conjunta à APAMLS e não à APA Ilha Comprida. Analisando as atas de reuniões e relatórios de gestão e monitoramento, nota-se o foco da gestão da APA muito maior sobre os processos marinhos, restando pouca condição da equipe técnica e o conselho se dedicarem a uma UC com características e funções tão diferentes.

Envolvimento Atual no Planejamento e na Gestão da ARIEG

Os comunitários e pescadores envolvidos na gestão da ARIEG têm, na maioria dos casos, objetivos focado na classe de pescadores (o que envolve diferentes categorias), representados pelas Colônias de Pesca de Cananeia e Iguape. Elas têm representação ativa, participando do Conselho, das reuniões ordinárias, dos encontros do DP, de Câmaras temáticas. Porém, as colônias possuem um corpo ativo reduzido que acumulam tarefas do próprio funcionamento, além de não atuarem representando culturas diferentes, e sim, os pescadores. Elas assumem a intermediação dos pescadores junto aos órgãos responsáveis para obtenção de diversos serviços, como acesso aos direitos de seguridade social, licenças, regularização de documentos profissionais e das embarcações e serviço de comunicação por rádio em situação de emergência.

O fortalecimento social e institucional de comunidades tradicionais também pode se dar no relacionamento com outras organizações da sociedade civil que atuam no apoio à cultura caiçara e à pesca artesanal e outras questões socioambientais. Nas oficinas do Diagnóstico participativo (Fundação Florestal, 2014), realizado juntamente com a APAMLS, participaram Associação Rede Cananeia, Crescer para o Futuro, Instituto Lassus, Instituto Ambiental Vidágua e Cooper Canis, organizações que atuam junto a grupos comunitários. Alguns grupos comunitários têm tido participação social crescente com apoio dessas instituições, ainda que nenhum grupo representante de comunidade tradicional tenha cadeira ou participação efetiva no conselho gestor da APAMLS e ARIEG.

- **Ameaças e Impactos**

Alguns fatores de pressão na ARIEG e no seu entorno surgem desencadeando fragilidades no sistema socioecológico e na sua gestão. O principal gargalo a ser tratado na gestão da ARIEG é dar clareza aos propósitos e processos a serem seguidos no território. Incluir as comunidades tradicionais neste processo já seria um desafio e se dedicar, e torna-se ainda mais delicada a questão diante da confusão criada dada a sobreposição.

Ainda, ressaltam-se aqui algumas ameaças e impactos identificados, que convergem aos da APAMLS e que interferem principalmente a sobrevivência cultural das comunidades caiçaras que dele dependem.

MINUTA

- Crise pesqueira: A pesca artesanal sofre com impactos diretos da concorrência com a pesca industrial com barcos grandes vindo de Santos, Paraná e Santa Catarina. Há também um impacto proveniente de espécies exóticas introduzidas, que podem causar problemas na base da cadeia alimentar, como é o caso do camarão exótico, *L. vannamei*. Ressalta-se que não há um órgão específico de referência para tratar das questões da pesca artesanal de forma integrada, o que dificulta a resolução dos problemas do setor, que têm responsabilidades dispersas entre Marinha, Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento, Ministério do Meio Ambiente, nenhum deles tendo a pesca artesanal como tema prioritário. A crise no setor pesqueiro é a principal ameaça à cultura caiçara no que tange a responsabilidade da APAMLS. O conhecimento que possuem acerca do pescado, dos ciclos naturais dos quais dependem e a manufatura das artes de pesca é um dos principais patrimônios da cultura caiçara.

- Poluição aquática: A poluição do ambiente aquático na região se dá através da falta de saneamento e tratamento das águas residuárias, assim como poluição de águas a montante dos rios (indústria de fertilizantes e mineração) que desaguam no estuário e também de atividades desenvolvidas no próprio território marinho, como derramamento de óleos e combustíveis e o despejo de resíduos sólidos. A poluição da água, para a pesca artesanal, é especialmente impactante no caso do extrativismo de moluscos, uma vez que são organismos extremamente sensíveis e sua qualidade sanitária depende de um ambiente aquático bem conservado. O extrativismo de moluscos bivalves, como ostras, mariscos, berbigões e almejas é uma atividade muito importante para economia e cultura das comunidades locais.
- Erosão costeira: A ARIEG sofre ameaça de erosão costeira, assim como outras regiões do Lagamar. No entanto, são poucas as construções no respectivo território.
- Conflitos de uso do estuário: foi identificado no Diagnóstico Participativo (Fundação Florestal, 2014), e na análise dos relatórios da equipe técnica da gestão da ARIEG que há conflitos de uso entre pesca artesanal, pesca amadora e turismo desordenado.
- Valo Grande: Os impactos gerados com a construção do Valo Grande não param no ambiente aquático com alteração de toda a dinâmica hidrológica e ecológica associada, atingindo também a estrutura terrestre e as habitações do entorno. Levantamos aqui que, para as comunidades caiçaras do entorno, além de uma alteração na pesca, impactando principalmente a pesca da manjuba, há um impacto nas moradias do entorno (com risco de enchentes e erosões) e na dinâmica de entrada, saída e fundeio dos barcos.
- Exploração de petróleo e gás natural: Ainda não há atividade efetiva de exploração de petróleo e gás na região, mas já foi dado início a processos de licenciamento para perfuração de poços. A maior ameaça que esses empreendimentos representam para as comunidades tradicionais é o caso de acidentes que resultem em derramamento de óleos e derivados, o que seria catastrófico para a cadeia pesqueira.

De maneira geral, ainda pode-se inferir que as comunidades caiçaras de ambientes urbanos são mais vulneráveis socialmente. Restringir ainda mais as opções de continuidade da atividade pesqueira a essas populações pode significar um prejuízo social maior, levando inclusive ao aumento de comunidades que estão à margem da sociedade. A pesca para essas comunidades, apesar de ser a maior fonte de renda, não tem sido compensatória do ponto de vista social, e daí gera-se o desejo da não continuidade da atividade pelas gerações subsequentes.

- **Estado de Conservação**

A cultura de uma comunidade é dinâmica e se reinventa e retroalimenta no decorrer do tempo. Nenhuma realidade cultural é estanque e, atualmente, os processos de urbanização, industrialização e globalização, com a internacionalização da produção e de capitais e a mundialização de costumes, agrega rapidez a essas transformações. Assim, ao tratarmos do estado de conservação de uma realidade social, faz-se necessária a definição de critérios para caracterização e elaboração de mecanismos de salvaguarda. A estipulação da caracterização como comunidade conservada ou degradada, sob o ponto de vista de manutenção de suas especificidades culturais, depende do grau de integridade e consequente categorização dessa realidade.

Torna-se necessário traçar uma metodologia que possa estabelecer parâmetros para identificar o grau de integridade em relação às culturas tradicionais e interdependência com a natureza e, assim, estabelecer critérios de vulnerabilidade que dialoguem com seus problemas e ameaças.

Uma pesquisa com registros audiovisuais e um trabalho de campo de viés etnográfico seria relevante para se conhecer a presença e os limites dos traços de cultura caiçara em cada situação analisada. A partir da elaboração desse inventário das referências culturais, seria necessária a conformação de grupos de trabalho como efetiva participação das comunidades, objetivando a elaboração de linhas de ação protecionistas articuladas com a expectativa das populações, legitimando possíveis políticas públicas futuras. Assim, seria enfatizado o sentimento de pertencimento e a valorização da memória e das manifestações culturais típicas de cada lugar.

- **Áreas Críticas e áreas prioritárias**

Um dos principais pontos de preocupação para a gestão é a qualidade ambiental dos ecossistemas aquáticos e o respectivo acesso das populações. Tal fator deve-se considerar primordial, pois antes de tudo é responsável por garantir a segurança alimentar das populações costeiras, além de atuar como um alicerce do sistema de conhecimento e produção, patrimônio cultural das populações caiçaras.

A partir daí, pode-se destacar como áreas críticas, para que recebam devida atenção, tanto na manutenção dos ecossistemas, quanto no acesso pelas comunidades caiçaras: Pontos de erosão costeira (na ponta da Ilha, voltada pra Barra); Manguezais da ARIEG e Laguna da ARIEG.

Em relação à vulnerabilidade e criticidade das comunidades, pode-se inferir que as comunidades caiçaras de ambientes urbanos são mais vulneráveis socialmente, além de estarem mais propensas a transformações na cultura e na cadeia produtiva para se manterem economicamente. A vida urbana é mais custosa, e oportunidades de geração de renda desconectadas da cultura tradicional são mais acessíveis. Restringir ainda mais as opções de continuidade da atividade pesqueira a essas populações pode significar um prejuízo social maior, levando inclusive ao aumento de comunidades que estão à margem da sociedade. A pesca para essas comunidades, apesar de ser a maior fonte de renda, não tem sido compensatória do ponto de vista social, e daí gera-se o desejo da não continuidade da atividade pelas gerações subsequentes.

- **Lacunas de Conhecimento**

O levantamento de informações em pesquisas sobre comunidades tradicionais atuando especificamente na ARIEG é praticamente nulo, uma vez que é uma UC relativamente recente e, antes disso, as pesquisas locais não a tinham como referência geográfica. Há dados de pesca monitorados pela Fundação Florestal e também pelo Instituto de Pesca, mas ainda assim, há pouca precisão do que de fato é extraído da ARIEG. Além disso, o acompanhamento das informações sobre os grupos tradicionais e suas atividades é deficiente em (i) estudos detalhados sobre os reais usos da ARIE, incluindo esforço de pesca, capturas, espécies, artes de pesca, etnoecologia, tanto estuarina como vegetal; (ii) relação entre atividade de pesca e Guará; (iii) extrativismo vegetal; (iv) usuários do território da ARIEG e (v) impactos das atividades pesqueiras na ARIEG.

- **Potencialidades e Oportunidades**

Mirando o cenário do desenvolvimento local, que é o que se aproxima dos objetivos da APAMLS, destacam-se algumas potencialidades e oportunidades. Entendem-se as potencialidades como as características locais que podem ser aproveitas para intensificar e diversificar resultados do processo de gestão, e as oportunidades como situações que favorecem o desenvolvimento das potencialidades em direção aos objetivos da ARIEG. Ambas devem ser consideradas no planejamento para que sejam aproveitadas da melhor forma. Estão descritas no **Quadro 99**.

Quadro 76 - Potencialidades e Oportunidades das culturas tradicionais locais relacionadas à ARIEG

Potencialidades	Oportunidades
- Riqueza cultural associada ao ambiente de vida de cada comunidade; - Grande repertório de conhecimentos tradicionais sobre o uso dos recursos naturais;	- Momento de valorização de culturas tradicionais (dentre sociedade em geral, terceiro setor e UCs); - Momento de valorização de produtos locais para uso culinário e possibilidade de obter melhor renda com redes

Potencialidades	Oportunidades
- Manufatura e uso das artes de pesca tradicionais; - Recursos pesqueiros de alta qualidade nutricional e gastronômica; - Ecossistemas e paisagens naturais bem conservados; - Algumas comunidades integradas entre si, com o terceiro setor e com conselhos de diferentes UCs (aumento de conexões e inter-relações aumentam resiliência sociecológica); - Conselho gestor bastante ativo, competente, comprometido e sensível às questões culturais; - Práticas da cultura tradicional caiçara ainda preservadas, como a varação de canoa, os mutirões, as rezas e as festividades, além de ter o fandango registrado como patrimônio imaterial da cultura brasileira pelo IPHAN.	de consumidores; - Crescimento do turismo de base comunitária e estratégias de fortalecimento, interesse crescente entre diferentes públicos alvo, como escolas e grupos; - Momento em que redes sociais virtuais são um veículo eficiente e barato para divulgação de serviços, informações e experiências para público externo; - Possibilidade de integração dos usos da ARIEG com turismo ordenado e consciente; - Oficinas para o plano de manejo como meio para dialogar com as comunidades.

– **Contribuição para Planejamento das UCs**

A gestão de Unidades de Conservação enfrenta muitos desafios, parte deles devido ao seu papel de mediar interesses diferentes no uso dos recursos naturais. Uma gestão que de fato envolva os usuários e interessados terá mais chances de funcionar, de ter uma prática compatível com o planeja e de ter suas normas respeitadas. Um dos desafios é agregar e reunir esses diferentes públicos na missão da cogestão, e é uma das questões reveladas no presente documento. A APAMLS/ ARIEG tem obtido expressividade tratando-se da participação de instituições no Conselho Gestor. No entanto, parece insuficiente o envolvimento de comunidades caiçaras, visto que não é possível depender de um único representante da Colônia de Pesca para "fazer a ponte" com todos os pescadores e caiçaras de cada município.

Por outro lado, faz-se necessário entender que os municípios pequenos contam com instituições também pequenas com corpo reduzido. Uma região com tantas unidades de conservação acaba tendo muitos conselhos e esferas de gestão participativa, o que sobrecarrega alguns poucos envolvidos. Soma-se a essa situação, o fato de que há pouco conhecimento dos processos de gestão e participação social, assim como de leis e responsabilidades.

É fundamental pensar em estratégias integradas entre UCs para otimizar a participação das comunidades tradicionais e instituições que os apoiam (Colônias e OSCs) para que compreendam melhor os processos de participação social e se empoderem desta ferramenta. Um programa de capacitações com metodologias de educação popular é uma alternativa.

É também fundamental em pensar em meios e métodos de comunicação mais adequados para facilitar a disseminação das informações relevantes ás comunidades e a aproximação das mesmas à gestão da ARIEG.

Em relação a um possível zoneamento, é importante ressaltar que ele somente deverá ser realizado em esforço conjunto a outras instituições, de acordo com o Plano de Manejo da APA CIP. Para se propuser um zoneamento, e um manejo efetivo, devem-se levantar os reais usos dessas áreas a partir de dados ainda não publicados, ou seja, deve haver um esforço de campo ou de um processo participativo que dê conta de incluir a diversidade, a qualidade e a quantidade de atividades de comunidades caiçaras na ARIEG. De qualquer forma, deve-se garantir a elas o extrativismo de moluscos e crustáceos desde que respeitado a sazonalidade e manejo biológico.

Por fim, outra estratégia a se considerar como alternativa no fortalecimento da gestão é o desenvolvimento de ações para o fortalecimento de cadeias produtivas com valor agregado para produtos e serviços relacionados à pesca e à cultura caiçara e a valorização/ conscientização sobre a pesca artesanal.

2.5 CONSIDERAÇÕES FINAIS

Neste Diagnóstico Técnico da área de estudo da ARIEG, os aspectos mais relevantes destacados para o Meio Físico foram o aporte fluvial e estuarino, a dinâmica sedimentar suscetível e com alto poder transformador da fisiografia costeira, além

MINUTA

da boa qualidade ambiental. Para o Meio Biótico, foi ressaltada a dependência de diversas espécies em relação ao ambiente estuarino e ao ecossistema manguezal, por constituírem abrigo, sítio de reprodução e berçário para as mesmas, com grande relevância da diversidade e abundância da ictiofauna e de invertebrados bentônicos, incluindo espécies de interesse econômico e ameaçadas, além de seus predadores, como aves, tartarugas marinhas e golfinhos. Finalmente, para o Meio Socioeconômico, a atividade pesqueira profissional e amadora e o turismo, sendo ele náutico ou de praia, a carência de ordenamento para garantir os múltiplos usos de forma sustentável, além da presença de comunidades tradicionais mereceram maior atenção.

Uma importante vulnerabilidade ambiental diagnosticada nesse estudo refere-se ao fato do ambiente estuarino que engloba a ARIEG estar interligado e suscetível a pressões existentes tanto na bacia hidrográfica a montante quanto no ambiente costeiro adjacente. Também há forte influência sobre a ARIEG das transformações ocorridas no restante da Ilha Comprida. O manguezal, que cobre a maior parte de seu território emerso, é reconhecido com um dos ecossistemas mais sensíveis a impactos que existem. Ainda, sendo o Litoral Sul constituído por um mosaico de Unidades de Conservação, torna-se evidente como fragilidade e desafio a necessidade de sinergia na gestão e na atuação dos diferentes órgãos gestores, reguladores e fiscalizadores nesse contexto.

Dentre as ameaças mais prementes para a conservação da ARIEG, podem ser citadas a expansão da ocupação humana na região e a atividade turística desordenada, a poluição, o aporte de água doce e sedimentos do Valo Grande, a sobreexplotação dos recursos pesqueiros e do manguezal, além da falta de ordenamento em relação aos usos múltiplos e de fiscalização, que geram conflitos de interesses sociais.

Apesar dessas pressões, o estado de conservação dos habitats no ambiente estuarino ainda é bom, porém com focos de deterioração ou impacto em alguns ambientes sensíveis, como a barra (desembocadura do Mar Pequeno, ambiente dunas com restinga e lagoa) e os manguezais.

Dentro da ARIEG, destacaram-se como áreas mais críticas, isto é, que demandam maiores esforços de monitoramento e recuperação, o extremo norte, que inclui a Ponta da Praia da Ilha Comprida, o trecho no Mar Pequeno mais próximo da barragem do Valo Grande e também a parte voltada para o oceano, que abrange a porção sul da restinga e a planície de maré. De maneira geral, todo o território da ARIEG pode ser considerado como área prioritária à conservação, tendo em vista a sensibilidade e relevância dos ambientes que a compõem: manguezal, foz de estuário e barra, planície de maré, ambiente dunar com restinga. Além disso, existem outras áreas fora da ARIEG (Baixio do Boguaçu, Baixio do Arrozal, baixios próximos a Pedrinhas, Ponta sul da Ilha do Cardoso/Barra do Ararapira) onde se concentram guarás e outras aves ameaçadas, sendo importantes para a manutenção das populações que ocorrem na ARIEG.

O DT revelou como possível cenário futuro para a região, caso não sejam empenhados novos esforços de preservação e recuperação, a degradação ambiental progressiva, começando pelos ambientes mais sensíveis, como os da ARIEG, desencadeando todas as consequências negativas decorrentes desse processo sobre a biodiversidade, as interações ecológicas e serviços ecossistêmicos, e a qualidade de vida das comunidades locais. Já a implementação das ações corretivas e preventivas mais urgentes em relação aos riscos e ameaças, aliada ao apoio e execução de programas de longo prazo, tanto de pesquisa, quanto de monitoramento e conservação, poderá permitir os usos sustentáveis e a realização das vocações regionais.

A partir desse diagnóstico ambiental completo da área de estudo, do levantamento das vulnerabilidades, riscos e ameaças a que a ARIEG está submetida, e do prognóstico de cenários futuros com e sem a prática de ações de gestão, foram então propostos temas estratégicos e indicadores para um melhor planejamento e acompanhamento dessas ações, como o acompanhamento dos processos erosivos e deposicionais, o monitoramento integrado da qualidade da água e dos sedimentos, o diagnóstico da cadeia trófica estuarina na ARIEG, o estudo do ciclo de vida de espécies-alvo de peixes que visitam ou permanecem no estuário, a análise continuada da integridade ambiental dos ecossistemas e da fauna bentônica, o monitoramento da atividade pesqueira profissional e amadora, o monitoramento do extrativismo, o monitoramento de sítios reprodutivos de aves, o monitoramento de fragmentos vegetacionais, ambientes dunar, lagunar, de planície de maré e demais áreas de concentração de aves, herpetofauna e mastofauna terrestres, o monitoramento da captura incidental de quelônios, cetáceos e aves, o monitoramento de avistamentos e encalhes destes animais e o monitoramento da ocupação urbana e da atividade turística.

MINUTA

Apesar da presença de instituições de pesquisa, ONGs, empresas de serviços ambientais, a região ainda é considerada pouco conhecida e estudada e, em especial, a ARIEG, com atualização insuficiente do conhecimento técnico-acadêmico e muitas lacunas de conhecimento, por exemplo: longas séries temporais de dados físicos, químicos, biológicos ou socioeconômicos; medição da influência do aporte do Valo Grande sobre o ecossistema estuarino e de manguezal e tendência de alteração; pesquisa básica sobre a fauna e a flora locais - distribuição, índices ecológicos, aspectos relevantes do ciclo de vida e etologia; estimativas do potencial econômico do grupo do meroplâncton para gerenciamento dos estoques de espécies de interesse econômico; informações relacionadas a interações e impactos antrópicos sobre os ecossistemas e a biota; inventário de espécies exóticas e invasoras; estudos de capacidade-suporte e de riscos ecológicos associados aos usos atuais e futuros na área; efeitos atuais e futuros das mudanças climáticas; valoração econômica de produtos e serviços ecossistêmicos; informações sobre os usuários do território e mapeamento das comunidades com atividades econômicas e culturais na ARIEG; estudos sistemáticos sobre extrativismo e atividade pesqueira.

A análise das principais características socioambientais da área, em conjunto com as ameaças e as lacunas de informação diagnosticadas, suscitou o levantamento de uma série de potencialidades e oportunidades para a ARIEG, relacionadas à gestão costeira (integração aos planos municipais, discussão atualizada sobre os efeitos da abertura da barragem do Valo Grande), às atividades de pesca, extrativismo e aquicultura (certificação, avaliação de projetos, parcerias, ordenamento participativo), ao turismo (planejamento, treinamento, difusão de boas práticas), aos ecossistemas e à biodiversidade (recuperação, programas de pesquisa, medidas voltadas às mudanças climáticas, incentivo a atividades sustentáveis e que promovam a biodiversidade), com maior participação da população local e envolvimento de atores sociais, instituições públicas e privadas e comunidade científica nos projetos de gestão.

Dentre as maiores contribuições para o planejamento da UC advindas dessa avaliação detalhada, o DT revelou que uma grande dificuldade na gestão da ARIEG reside no controle das fontes de impacto externas à sua área de atuação direta, sendo necessária a articulação com outras autoridades e gestores, o fortalecimento de instrumentos regulatórios abrangentes e a coordenação de esforços de fiscalização, além do monitoramento integrado dos resultados dessas ações e da disponibilização de informações ao público e atualização das mesmas pelos gestores. Mostrou ainda ser imprescindível a sintonia com os objetivos e Planos de Manejo das demais UCs presentes na região e evidenciou que os avanços na conservação da ARIEG deverão se desenvolver paralelamente com os avanços na conservação do sistema estuarino como um todo e região de entorno, já que seus ambientes e ecossistemas estão interligados.

Por fim, observa-se que, para garantir os ambiciosos objetivos que sustentam a sua existência, a ARIEG não depende unicamente do seu poder de gestão interna do território, mas principalmente de uma inserção efetiva no contexto dos diversos foros e competências que afetam direta e indiretamente a unidade. Grande parte dos diversos impactos, ameaças e fragilidades encontradas no DT, vêm de ações e de competências externas da própria SMA, Prefeituras, IBAMA, Comitê de Bacias Hidrográficas, Zoneamento Ecológico Econômico, dentre muitos outros. Além disso, quanto às suas competências diretas, observa-se a necessidade fundamental do empoderamento interno da ARIEG para que possa minimamente sustentar suas metas de conservação e uso sustentável, sob risco de perdas severas na integridade dos ambientes e usos, como apresentado nos prognósticos do presente DT.

3.REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

3.1 MEIO FISICO

- **Meio Físico Marinho**

ALMEIDA, F. F. M. D. System of continental rifts bordering Santos Basin, Brazil. Anais da Academia Brasileira de Ciências, v. 48, p. 15-26. 1976.

AMADO FILHO, G. M. Subtidal benthic marine algae of the marine state park of Laje de Santos (São Paulo, Brazil). Brazilian Journal of Oceanography, v. 54, n. 4, p. 225-234. 2006.

AMOR, C. C. Intrusões da água Central do Atlântico Sul sobre a plataforma continental situada entre a Ilha de São Sebastião (SP) e o Cabo de São Tomé. Tese de Doutorado. Instituto Oceanográfico da Universidade de São Paulo. 2004.

BENTZ, D. Os cordões litorâneos da planície de Una-Juréia, municípios de Peruíbe e Iguape-SP. 2004. 108f. Dissertação de Mestrado, Instituto de Geociências e Ciências Exatas, Universidade Estadual Paulista, São Paulo. 2004.

BERBEL, G. B. D. Estudo do fósforo sedimentar e de suas especiações químicas em dois sistemas costeiros e Plataforma Continental Sudeste (Brasil) e Baía do Almirantado (região antártica) considerando suas relações biogeoquímicas. Tese de Doutorado. Universidade de São Paulo. 2008.

BÉRGAMO, A. L. Características da hidrografia, circulação e transporte de sal: Barra de Cananeia, Sul do mar de Cananeia e Baía do Trapandé. Dissertação de Mestrado. Instituto Oceanográfico da Universidade de São Paulo. 2000.

BONETTI FILHO, J.; DE MIRANDA, L. B. Estimativa da descarga de água doce no sistema estuarino-lagunar de Cananeia-Iguape. Ver. Bras. Oceanogr., 45 (1/2):89-94. 1997.

BRITO, D. D.; MILANELLI, J. C. C; RIEDEL, P. S.; WIECZOREK, A. Sensibilidade do litoral paulista a derramamentos de Petróleo - um atlas em escala de detalhe. 1a ed. Rio Claro, SP UNESP. 2014.

BRODTKORB, P. A.; JOHANNESSON, P.; LINDGREN, G.; RYCHLIK, I.; RYDÉN, J.; SJÖ, E. WAFO-a Matlab toolbox for analysis of random waves and loads. In: The Tenth International Offshore and Polar Engineering Conference. International Society of Offshore and Polar Engineers. 2000.

BUZATO, E. Avaliação de impactos ambientais no município de Ubatuba: uma proposta a partir dos geoindicadores. Tese de Doutorado. Universidade de São Paulo. 2012.

CAMERON, W. M.; PITCHARD, D. W. Estuaries, p. 306-324. In M. N. Hill [ed.], The sea, v. 2. Interscience, New York, N.Y. 1963.

CAMPOS, R. M.; CAMARGO, R. D.; HARARI, J. Caracterização de eventos extremos do nível do mar em Santos e sua correspondência com as reanálises do modelo do NCEP no sudoeste do Atlântico Sul. Rev. bras. Meteorol. São Paulo, v. 25, n. 2, p. 175-184. 2010.

CANDELLA, R. N. Estudo de casos de ondas no Atlântico Sul através de modelagem numérica. Tese de Doutorado. Universidade Federal do Rio de Janeiro. 1997.

CARVALHO, L. M. V.; JONES, C; LIEBMANN, B. The South Atlantic convergence zone: Intensity, form, persistence, and relationships with intraseasonal to interannual activity and extreme rainfall. Journal of Climate, v. 17, n. 1, p. 88-108, 2004.

CASARIN, D. P.; KOUSKY, V. E. Anomalias de precipitação no sul do Brasil e variações na circulação atmosférica. Revista Brasileira de Meteorologia, v. 1, n. 2, p. 83-90, 1986.

CASTRO, B. D.; LORENZZETTI, J. A.; SILVEIRA, I. D.; MIRANDA, L. D. Estrutura termohalina e circulação na região entre o Cabo de São Tomé (RJ) e o Chuí (RS). O ambiente oceanográfico da plataforma continental e do talude na região sudeste-sul do Brasil, p. 11-120. 2006.

CASTRO, B. M. Correntes e massas de água da plataforma continental norte de São Paulo. Tese Livre-Docente, Instituto Oceanográfico da Universidade de São Paulo. 1996.

CASTRO, B. M.; LEE, T. N. Wind-forced sea level variability on the southeast Brazilian shelf. Journal of Geophysical Research: Oceans, v. 100, n. C8, p. 16045-16056. 1995.

CASTRO, B. M.; MIRANDA, L. B.; MIYAO, S. Y. Condições hidrográficas na plataforma continental ao largo de Ubatuba: variações sazonais e em média escala. Bolm Inst. oceanogr, S Paulo, v. 35, n. 2, p. 135-151. 1987.

CAVALCANTI, I. F. A.; FERREIRA, N. J.; DIAS, M. A. F. S.; SILVA, M. G. A. J. Tempo e Clima no Brasil. 463p. Oficina de Textos, São Paulo - SP. 2009.

CAZZOLI Y GOYA, S.; TESSLER, M. G. Variações morfológicas espaço-temporais entre as praias de Cibratel e Itanhaém-Suarão, Estado de São Paulo. Revista Brasileira de Oceanografia, v. 48, n. 2, p. 151-166. 2000.

CCME - Canadian Council of Ministers of the Environment. Canadian water quality guidelines for the protection of aquatic life: CCME Water Quality Index 1.0, Technical Report. In: Canadian environmental Quality guidelines, 1999, Canadian Council of Ministers of the Environment, Winnipeg. 2001.

MINUTA

CEPAGRI. Centro de Pesquisas Meteorológicas e Climáticas – Universidade Estadual de Campinas – Unicamp. 2016. Disponível em: http://www.cepagri.unicamp.br/outras-informacoes/clima-dos-municipios-paulistas.html. Último acesso em 08/2016.

CETESB. Companhia Ambiental do Estado de São Paulo. Relatório de Qualidade das Águas Superficiais do Estado de São Paulo - 2013. Parte 2 – Qualidade das Águas Superficiais. São Paulo, SP. 2014.

CETESB. Companhia Ambiental do Estado de São Paulo. Relatório de Qualidade das Águas Superficiais do Estado de São Paulo - 2014. Parte 2 – Qualidade das Águas Superficiais. São Paulo, SP. 2015.

CETESB. Companhia Ambiental do Estado de São Paulo. Relatório de Qualidade das Águas Superficiais do Estado de São Paulo - 2015. Parte 2 – Qualidade das Águas Superficiais. São Paulo, SP. 2016.

CHAPIN, F. S.; WALKER, B. H.; HOBBS, R. J.; HOOPER, D. U.; LAWTON, J. H.; SALA, O. E.; TILMAN, D. Biotic control over the functioning of ecosystems. Science, v. 277, n. 5325, p. 500-504. 1997.

COELHO, A. L. Resposta da Plataforma Continental Sudeste a ventos sazonais e sinóticos de verão: estudos numéricos. Tese de Doutorado. Universidade de São Paulo. 2008.

CPTEC/INPE. Centro de Previsão de Tempo e Estudos Climáticos - Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais. 2016. Disponível em http://enos.cptec.inpe.br/. Último acesso em 08/2016.

DE CAROLI, A.; GREGÓRIO, H.; PEREIRA, A. Avaliação de bancos batimétricos globais na região sul-sudeste do Brasil e implementação de nova base batimétrica, in: `XXIII Semana Nacional de Oceanografia', Itanhaém - SP. 2010.

DEFFONTAINES, P. Regiões e paisagens do Estado de São Paulo. Primeiro esboço de divisão regional. Geografia, São Paulo, v. 1, n. 2, p. 117-160. 1935.

DONNER, S. Sea level rise and the ongoing Battle of Tarawa. Eos, v. 93, n. 17. 2012.

EMILSON I. The shelf and coastal waters off Southern Brazil. Boletim do Instituto Oceanográfico. São Paulo, 17(2): 101-112. 1961

FAIRBRIDGE, R. W. The Encyclopedia of Geomorphology. Encyclopedia of Earth Sciences Series, Vol. III. Dowden, Hutchinson and Ross. Inc., Stroudsburg, Pennsylvania. 1295pp. 1968.

FARINACCO, A. Alterações relacionadas à ação antrópica na dinâmica dos processos costeiros nas planícies de Praia Grande/Mongaguá e Enseada de Caraguatatuba, SP. Dissertação de Mestrado, Instituto Oceanográfico, Universidade de São Paulo, São Paulo. 2000.

FEMAR. Fundação Estudos do Mar - Catálogo de estações maregráficas brasileiras. 2002.

FISHER, R. A; TIPPETT, L. H. C. Limiting forms of the frequency distribution of the largest or smallest member of a sample. In: Mathematical Proceedings of the Cambridge Philosophical Society. Cambridge University Press. p. 180-190. 1928.

FOLONI-NETO, H. As massas de água na Bacia de Campos, RJ. Dissertação de Mestrado. Instituto Oceanográfico. Universidade de São Paulo. 2010.

FONTES, R. F. C. As correntes no canal de São Sebastião. Dissertação de Mestrado. Instituto Oceanográfico da Universidade de São Paulo, 159pp. 1995.

FREIRE, J. L. Um Ciclone Extra-Tropical do Atlântico Sul. In: Anais Hidrográficos, tomo XVIII, pp. 235-260, Rio de Janeiro, RJ. 1960.

FÚLFARO, V. J.; COIMBRA, A. M. As praias do litoral paulista. In: Congresso Brasileiro de Geologia. p. 253-255. 1972.

FÚLFARO, V. J.; PONÇANO, W. L. Sedimentação atual do estuário e baía de Santos: um modelo geológico aplicado a projetos de expansão da zona portuária. In: Congresso Brasileiro de Geologia de Engenharia. Rio de Janeiro: ABGE. p. 67-90. 1976.

GALLO, M. N.; VINZON, S. B. Estudo numérico do escoamento em planícies de marés do canal Norte (estuário do rio Amazonas). RIBAGUA-Revista Iberoamericana del Agua, v. 2, n. 1, p. 38-50, 2015.

GEOBRAS. Complexo Valo Grande – Mar Pequeno – Rio Ribeira de Iguape. Relatório para o Serviço do Vale do Ribeira – SAEE, São Paulo, 2 vols. 1966.

MINUTA

GHERARDI, D. F. M.; CABRAL, A. P.; KLEIN, A.; MUEHE, D.; NOERNBERG, M.; TESSLER, M.; SARTOR, S. M. Mapeamento da sensibilidade ambiental ao óleo da bacia marítima de Santos. Braz. J. Aquat. Sci. Technol, v. 12, n. 2, p. 11-31. 2008.

GIANNINI, P. C. F. Sedimentação quaternária na planície costeira de Peruíbe-Itanhaém (SP). São Paulo, 234p. Dissertação de Mestrado, Programa de Pós-Graduação em Geociências. Universidade de São Paulo. 1987.

GMO. Grupo de Modelagem Oceânica - Agitação Marítima - ondas na superfície do mar. 2016. Disponível: http://www.surge.iag.usp.br/entenda.html. Último acesso em 09/2016.

GOLDEN, J. H. The Life Cycle of Florida Keys' Waterspout. Journal of Applied Meteorology, vol. 13, p. 676-692. 1974.

GOYA, S. C.; TESSLER, M. G. Variações morfológicas espaço-temporais entre as praias de Cibratel e Itanhaém-Suarão, Estado de São Paulo. Revista Brasileira de Oceanografia, v. 48, n. 2, p. 151-166. 2000.

GREGORIO, H. P. Oscilações Subinerciais na Plataforma Continental Sudeste: Estudos Numéricos. Tese de Doutorado. Universidade de São Paulo. 2014.

GUEDES, C. C. F. Evolução Sedimentar Quaternária da Ilha Comprida, Estado de São Paulo. 2009. Dissertação de Mestrado, Instituto de Geociências, Universidade de São Paulo, São Paulo. 2009.

HOSKING, J. R. M.; WALLIS, J. R.; WOOD, E. F. Estimation of the generalized extreme-value distribution by the method of probability-weighted moments. Technometrics, v. 27, n. 3, p. 251-261. 1985.

JACOBSEN, E. E.; SCHWARTZ, M. L. The use of geomorphic indicators to determine the direction of net shore-drift. Shore & Beach, v.49, p. 38-43. 1981.

JAWORSKI, K.S.; EICHLER, B.B. Distribuição espacial de *arcellaceans* (tecamebas) no sistema estuarino lagunar Cananeia-Iguape e a relação desta microfauna com os fatores abióticos. In: CONGRESSO DA ABEQUA, Guarapari. Anais. Rio de Janeiro: Associação Brasileira de Estudos do Quaternário (Abequa). 2005.

KOMAR, P.D. Handbook of Coastal Processes and Erosion (4th edition). CRC Press, 297p. 1991.

KÖPPEN, W.; GEIGER, R. Die klimate der Erde. Wall-map 150cmx200cm, Gotha: Verlag Justus Perthes. 1928.

KUHLMANN, M. L.; LAMPARELLI, M.; WATANABE, H. M.; ARAÚJO, R. P. A. Aplicação da tríade na avaliação da qualidade de sedimentos em redes de monitoramento. São Paulo: CETESB. 107p. 2007.

LAMPARELLI, C. C.; MOURA, D. O.; LOPES, C. F.; RODRIGUES, F.; MILANELLI, J. C. C.; VINCENT, R. C. Ecossistemas costeiros do estado de São Paulo. São Paulo: CETESB: Secretaria de Estado do Meio Ambiente: Páginas e Letras. 1998.

LASS, H. U.; MOHRHOLZ, V. On the interaction between the subtropical gyre and the Subtropical Cell on the shelf of the SE Atlantic. Journal of Marine Systems, v. 74, n. 1, p. 1-43. 2008.

LOPES, C. F., POFFO, I. R. F., HADDAD, E. Atendimento emergencial ao derrame de óleo ocorrido em São Sebastião (SP), provocado pelo navio "Vergina II". Revista Meio Ambiente Industrial, n°29, p. 76-83. 2001.

LUEDEMANN, E. F. Contribuição ao estudo das correntes de superfície sobre a plataforma continental do Estado de São Paulo, Brasil (Lat. 24º00'S-25º10'S até Long. 45º40'W). Boletim do Instituto Oceanográfico, v. 28, n. 2, p. 47-53, 1979.

MARIANO, L. S.; CERRONE, B. N.; FRAGOSO, M. R; SANTOS, N. G. Evidências da Intrusão da Água Central do Atlântico Sul (ACAS) na Baía de Guanabara (RJ, Brasil). Anais do Congresso Brasileiro de Oceanografia. Rio de Janeiro - RJ. 2012.

MARINE, N. R. G. Canadian Water Quality Guidelines for the Protection of Aquatic Life. Canadian Council of Ministers of the Environment, Winnipeg, p. 1-5. 1999.

MARINO, M. V. Caracterização morfossedimentar da plataforma continental interna da enseada dos Ingleses-SC, como apoio a arqueologia subaquática. Dissertação de Mestrado. Universidade Federal de Santa Catarina. 2006.

MARQUEZ, M. R. K. Morfodinâmica de um segmento da Praia da Ilha Comprida, Litoral Sul do Estado de São Paulo. 2007. Dissertação de Mestrado, Instituto Oceanográfico, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2007.

MASSELINK, G.; SHORT, A. D. The effect of the tide range on beach morphodynamics and morphology: a conceptual beach model. Journal of Coastal Research, Florida, v.9, nº 3, p. 785-800. 1993.

MATSUURA, Y. A study of surface currents in the spawning area of Brazilian sardine. Boletim do Instituto Oceanográfico, v. 24, p. 31-44. 1975.

MINUTA

MAZZINI, P. L. F. Correntes subinerciais na plataforma continental interna entre Peruíbe e São Sebastiao: observações. Dissertação de Mestrado. Universidade de São Paulo. 2009

MESQUITA, A. R. Sea Level variations along the Brazilian Coast: A Short Review. Brazilian Symposium on Sandy Beaches. Itajaí/SC. 2000.

MINERAL/PETROBRAS. Estudo de Impacto Ambiental do Projeto Atividade de Produção e Escoamento de Petróleo e Gás Natural do Polo Pré-Sal da Bacia de Santos - Etapa 2. 2014.

MIRANDA, L. B. Análise de massas de água da plataforma continental e da região oceânica adjacente: Cabo de São Tomé (RJ) a Ilha de São Sebastião (SP). Tese de Livre Docência. Universidade de São Paulo. 1982.

MIRANDA, L. B. Forma da correlação TS de massas de água das regiões costeira e oceânica entre o Cabo de São Tomé (RJ) e a Ilha de São Sebastião (SP), Brasil. Boletim do Instituto Oceanográfico, v. 33, n. 2, p. 105-119. 1985.

MIRANDA, L. B.; CASTRO, B. M; KJERFVE, B. Princípios de oceanografia física de estuários. EDUSP, São Paulo, v. 1. 2002.

MIRANDA, L. B.; KATSURAGAWA, M. Estrutura térmica na região sudeste do Brasil (outubro/novembro de 1988). Publicação esp. Inst. Oceanogr., S Paulo, v. 8, p. 1-14. 1991.

MISHIMA, M.; YAMANAKA, N.; PEREIRA, O. M.; SOARES, F. D. C.; SINQUE, C.; AKABOSHI, S.; JACBOSEN, O. Hidrografia do Complexo Estuarino-Lagunar de Cananeia (25°S; 048°W) São Paulo, Brasil. I Salinidade e Temperatura (1973 a 1980). Bolm Inst. De Pesca, 12(3):109-121. 1985.

MIYAO, S. Y. Contribuição ao estudo da Oceanografia Física da região de Cananeia (lat 25°S; long 048°W). Dissertação de mestrado. Universidade de São Paulo, Instituto Oceanográfico. 87p. 1977.

MIYAO, S. Y.; NISHIHARA, L.; SARTI, C. C. Características Físicas e Químicas do Sistema Estuarino-Lagunar de Cananeia-Iguape. Bolm. Inst. Oceanográfico, São Paulo, 34 (único): 23-36. 1986.

MODENESI, M. C.; TESSLER, M. G.; CRUZ, O.; COIMBRA, A. M. Influence of marine and continental processes on the dynamics of a sand-ridge at the mouth of the Maçaguaçu river (Caraguatabuba-SP): preliminary conditions. Boletim do Instituto Oceanográfico, v. 32, n. 1, p. 77-81. 1983.

MOREIRA, M. H. R. Circulação na Plataforma Interna do Litoral Norte do Estado de São Paulo. Dissertação de Mestrado, Universidade de São Paulo, São Paulo. 1998.

MOSER, G. A. O.; GIANESELLA-GALVÃO, S. M. F. Biological and oceanographic upwelling indicators at Cabo Frio (RJ). Revista Brasileira de Oceanografia, v. 45, n. 1-2, p. 11-23. 1997.

NASCIMENTO JR, D. R. Morfologia e Sedimentologia ao Longo do sistema Praia-Duna Frontal de Ilha Comprida, SP. 2006. Dissertação de Mestrado, Instituto de Geociências, Universidade de São Paulo, São Paulo. 2006.

NEVES, T. Dossiê de gerenciamento do Parque Estadual Marinho da Laje de Santos, São Paulo. São Paulo: Instituto Florestal, Secretaria do Meio Ambiente, v. 1, p. 2. 1997.

NODA, E. K. State-of-the-art of littoral drift measurements. Shore & Beach, v. 39, p. 35-41. 1971.

NOOA. The sea breeze. 2016. Disponível em: http://oceanservice.noaa.gov/education/yos/resource/JetStream/ocean/seabreezes.htm. Último acesso em 08/2016.

PARMEZANI, J. M.; RIBEIRO, G. E.; RAPHAEL, J.; VADLAMUDI, B. R.; GUDES, R. L. Associação entre ZCAS e a ocorrência de El Niño e La Niña. Anais do Congresso Brasileiro de Meteorologia. 1998.

PAWLOWICZ, R.; BEARDSLEY, B.; LENTZ, S. Classical tidal harmonic analysis including error estimates in MATLAB using T_TIDE. Computers & Geosciences, v. 28, n. 8, p. 929-937. 2002.

PEREIRA, G. C.; EBECKEN, N. F. F. Knowledge discovering for coastal waters classification. Expert Systems with Applications, v. 36, n. 4, p. 8604-8609. 2009.

PEREIRA, M. D.; SCHETTINI, C. A. F.; OMACHI, C. Y. Caracterização de feições oceanográficas na plataforma de Santa Catarina através de imagens orbitais. Rev. Bras. Geof., São Paulo, v. 27, n. 1, p. 81-93. 2009.

PETRI, S.; FÚLFARO, V. J. Geologia do Brasil: Fanerozóico. T. A. Queiroz, Editor. 1983.

PIANCA, C.; MAZZINI, P. L. F.; SIEGLE, E. Brazilian offshore wave climate based on NWW3 reanalysis. Braz. j. oceanogr., São Paulo, v. 58, n. 1, p. 53-70. 2010.

MINUTA

PINHO, U. F. Caracterização dos estados de mar na Bacia de Campos. Dissertação de Mestrado. Universidade Federal do Rio de Janeiro, COPPE/UFRJ, Engenharia Oceânica. 2003.

POLI - Escola Politécnica da Universidade de São Paulo. Análise de viabilidade técnica e econômica da implantação de um terminal portuário na região de Cananeia-Iguape. Departamento de Engenharia Naval e Oceânica. 2003. Disponível em: http://www.ipinamericas.org/sites/ba_viejo/downloads/XX/3E/VIABILIDADE.pdf. Último acesso em 09/2016.

PONÇANO, W. L.; TESSLER, M. G.; FREITAS, C. D.; MAHIQUES, M. M. Tendências regionais de transporte de sedimentos arenosos ao longo das praias paulistas. Revista da Universidade de Guarulhos, Geociencias, IV (6), v. 102, p. 115. 1999.

PORTO DE SANTOS. Planos de dragagem e disposição do Porto de Santos. 2009. Disponível em: http://www.mma.gov.br/port/conama/processos/4AF25552/PlanoDisposiDragagem.pdf. Último acesso em 08/2016

PRITCHARD, D. W. Estuarine hydrography. Advances in geophysics, v. 1, p. 243-280. 1952.

PUGH, D.T. Tides, surges and mean sea-level: a handbook for engineers and scientists. Wiley, Chichester, 472pp. 1987

QUADROS, M. F. L. Estudo de episódios de Zonas de Convergência do Atlântico Sul (ZCAS) sobre a América do Sul. São José dos Campos: INPE. 97p. Dissertação Mestrado. 1994.

REBOITA, M. S.; AMBRIZZI, T.; ROCHA, R. P. Relationship between the southern annular mode and southern hemisphere atmospheric systems. Revista Brasileira de Meteorologia, v. 24, n. 1, p. 48-55. 2009.

REBOITA, M. S.; AMBRIZZI, T.; ROCHA, R. P. Relationship between the southern annular mode and southern hemisphere atmospheric systems. Revista Brasileira de Meteorologia, v. 24, n. 1, p. 48-55. 2009.

REZENDE, J. H. M. Intrusões da água central do atlântico sul na plataforma continental sudeste durante o verão. Tese de Doutorado. Instituto Oceanográfico da Universidade de São Paulo. 2003.

RIBEIRO, J. P. N. Fatores Condicionantes Da Flora Marginal E Aquática Do Estuário Do Rio Massaguaçu (Caraguatatuba–SP). 2010. Dissertação de Mestrado, Universidade Federal de São Carlos. 2007.

RIBEIRO, J. P. N.; MATSUMOTO, R. S.; TAKAO, L. K.; LIMA, M. I. S. Plant zonation in a tropical irregular estuary: can large occurrence zones be explained by a tradeoff model? Brazilian Journal of Biology, v. 75, n. 3, p. 511-516. 2015.

RIBEIRO, J. P. N.; SAGGIO, A.; LIMA, M. I. S. The effects of artificial sandbar breaching on the macrophyte communities of an intermittently open estuary. Estuarine, Coastal and Shelf Science, v. 121, p. 33-39, 2013.

RODRIGUES, M. L. G; FRANCO, D.; SUGAHARA, S. Climatologia de frentes frias no litoral de Santa Catarina. Revista Brasileira de Geofísica, v. 22, n. 2, p. 135-151. 2004.

ROLIM, G. D. S.; CAMARGO, M. B. P. D.; LANIA, D. G.; MORAES, J. F. L. D. Classificação climática de Köppen e de Thornthwaite e sua aplicabilidade na determinação de zonas agroclimáticas para o estado de São Paulo. Bragantia, p. 711-720. 2007.

ROLIM, G. S.; CAMARGO, M. B. P.; LANIA, D. G.; MORAES, J. F. L. Classificação climática de Köppen e de Thornthwaite e sua aplicabilidade na determinação de zonas agroclimáticas para o estado de São Paulo. Bragantia, Campinas, v.66, n.4, p.711-720, 2007.

RUFFATO, D. G. Marés barotrópica e baroclínica na porção norte da Plataforma Continental Sudeste. Monografia de Graduação. Instituto Oceanográfico da Universidade de São Paulo. 109p. 2007.

RUFFATO, D. G. Circulação na Plataforma Continental Interna e Média do Estado de São Paulo durante o verão: estudos numéricos. Dissertação de Mestrado. Universidade de São Paulo. 2012.

SARTORELLO, R. Ilhas do litoral norte do estado de São Paulo: paisagem e conservação. 2010. Tese de Doutorado. Universidade de São Paulo. 2010.

SEIXAS, N. A. B. Clima de ondas na Bacia de Campos: Análise de dados e proposta de parametrização. 1997.

SETZER, J. Atlas climático e ecológico do Estado de São Paulo. Editado pela Comissão interestadual da Bacia Paraná-Uruguai. 1966.

SHORT, A. D. Three dimensional beach stage model. Journal of Geology, v. 87, nº 5, p.553-571. 1979.

SHORT, A.D. Beaches. In: A.D. Short (ed). Handbook of Beach and Shoreface Morphodynamics. John Wiley and Sons, p. 3-20. 1999.

MINUTA

SILVA DIAS, P. L. A Zona de Convergência do Atlântico Sul. IV Curso de Interpretação de Imagens e Análise Meteorológica. 1997.

SILVA DIAS, P. L.; ETCHICHURY, P.; SCOLAR, J.; PEREIRA FILHO, A. J.; SATYAMURTI, P.; SILVA DIAS, M. A. F.; GRAMMELSBACHER, E. As chuvas de março de 1991 na região de São Paulo. Climanálise, v. 6, n. 5, p. 44-59. 1991.

SILVA M. P. Caracterização Físico-Química das Massas de Água da Bacia de Santos durante o Projeto COROAS: Verão e Inverno de 1993. Dissertação de Mestrado. Instituto Oceanográfico da Universidade de São Paulo, 135 pp. 1995.

SMA/SP. 1989. Ilhas do litoral paulista São Paulo. Divisão de Reservas e Parques Estaduais/Universidade de São Paulo. Divisão de Reservas e Parques Estaduais, Conselho de Defesa do Patrimônio Histórico, Arqueológico, Artístico e Turístico do Estado; Universidade de São Paulo Departamento de Geografia. Projeto Ilhas do Litoral Paulista. São Paulo Secretaria do Meio Ambiente. 1989.

SOUZA, C. D. G.; SOUZA FILHO, P. W. M.; ESTEVES, L. S.; VITAL, H.; DILLENBURG, S. R.; PATCHINEELAM, S. M.; ADDAD, J. E. Praias arenosas e erosão costeira. Quaternário do Brasil, 130-152. 2005.

SOUZA, C. R. G. As Células de Deriva Litorânea e a Erosão nas Praias do Estado de São Paulo. 1997. 2v. Tese de Doutorado, Instituto de Geociências, Universidade de São Paulo, São Paulo. 1997.

SOUZA, C. R. G.; SUGUIO, K. Coastal erosion and beach morphodynamics along the state of São Paulo (SE Brazil). Anais da Academia Brasileira de Ciências, Rio de Janeiro, v.68, p. 405-424. 1996.

SOUZA, C. R. Praias oceânicas do Estado de São Paulo (Brasil): síntese dos conhecimentos sobre morfodinâmica, sedimentologia, transporte costeiro e erosão costeira. Revista do Departamento de Geografia, p. 308-371. 2012.

SOUZA, C. R.; LUNA, G. C. Variação da linha de costa e balanço sedimentar de longo período em praias sob risco muito alto de erosão do município de Caraguatatuba (Litoral Norte de São Paulo, Brasil). Revista de Gestão Costeira Integrada-Journal of Integrated Coastal Zone Management, v. 10, n. 2, p. 179-199. 2010.

SOUZA, C. R.; LUNA, G. Taxas de retrogradação e balanço sedimentar em praias sob risco muito alto de erosão no município de Ubatuba (Litoral Norte de São Paulo) Shoreline recession rates and sedimentary budget in beaches under very high risk of erosion in Ubatuba County (São Paulo Northern Coast). Quaternary and Environmental Geosciences, v. 1, n. 1, p. 25-41. 2009.

SOUZA, C. R.; SOUZA, A.; ROSA, E. Avaliação histórica da ocorrência de ressacas na Baixada Santista. In: Congresso da Associação Brasileira de Estudos do Quaternário, Natal, RN. 2013.

SOUZA, M. C. A. A corrente do Brasil ao largo de Santos: medições diretas. Dissertação de Mestrado, Universidade de São Paulo. 2000.

STECH, J. L.; LORENZZETTI, J. A. The response of the South Brazil Bight to the passage of wintertime cold fronts. Journal of Geophysical Research: Oceans, v. 97, n. C6, p. 9507-9520. 1992.

SUGUIO, K. Quaternary marine formations of the State of São Paulo and southern Rio de Janeiro. Brazilian National Working Group for the IGCP-Project 61. 1978.

SUGUIO, K.; MARTIN, L. Formações quaternárias marinhas do litoral paulista e sul fluminense (Quaternary marine formations of the State of São Paulo and southern Rio de Janeiro). In: International Symposium On Coastal Evolution In The Quaternary, São Paulo, 1978. São Paulo, SBG/IGUSP, Special Publication, no 1, 55p. 1978.

SUGUIO, K. Geologia do Quaternário e Mudanças Ambientais (Passado + Presente = Futuro?). Paulo's Comunicação e Artes Gráficas, São Paulo. 300 p. 2001.

TAGGART, B. E.; SCHWARTZ, M. L. Net shore-drift direction determination: a systematic approach. Journal Shoreline Management, v. 3, nº 4, p. 285-309. 1988.

TESSLER, M. G. Sedimentação atual na região lagunar de Cananeia-Iguape, Estado de São Paulo. Tese de Doutorado. Universidade de São Paulo. 1982.

TESSLER, M. G.; GOYA, S. C. Y.; YOSHIKAWA, P. S.; HURTADO, S. N. Erosão e Progradação do Litoral do Estado de São Paulo. In: Muehe, D. (Org.). Erosão e Progradação do Litoral Brasileiro. 1ª edição, Ministério do Meio Ambiente, Brasília, p. 297-346. 2006.

MINUTA

TESSLER, M. G.; SOUZA, L. A. P. Dinâmica sedimentar e feições sedimentares identificadas na superfície de fundo do sistema Cananeia-Iguape, SP. Revista Brasileira de Oceanografia, v. 46, n. 1, p. 69-83. 1998.

TREWARTHA, G. T. An introduction to climate. Third Edition. International Student Edition. 1954.

UNESCO. World Heritage Nomination – IUCN Technical Evaluation Atlantic Forests (southeast) Brazil. UNESCO 1-8p. 1999.

UNESCO. World Network of Biosphere Reserves – SC/EES – June 2005. The MAB Program. 19 pp. 2005.

USACE - U.S Army Corps of Engineers. Longshore Sediment Transport. In: U.S Army Corps of Engineers. Coastal Engineering Manual. Manual no EM 1110-2-1100, Part III, Chapter 2. Washington, DC. 2003.

VALENTIM, S. S.; BERNARDES, M. E. C.; DOTTORI, M.; CORTEZI, M. Low-frequency physical variations in the coastal zone of Ubatuba, northern coast of São Paulo State, Brazil. Brazilian Journal of Oceanography, v. 61, n. 3, p. 187-193. 2013.

VELOSO, V. G.; NEVES, G. Praias arenosas. In: PEREIRA, R. C.; GOMES, A. S. (Eds.). Biologia Marinha, 2. ed. Rio de Janeiro: Interciência. p. 339-359. 2009.

VIEITAS, C. F. Análise ambiental das ilhas da região de Ubatuba (SP) e proposta de manejo para a ilha do Mar Virado. Análise ambiental das ilhas da região de Ubatuba (SP) e proposta de manejo para a Ilha do Mar Virado. 1995.

WALTERS, R. A.; HESTON, C. Removing tidal-period variations from time-series data using low-pass digital filters. Journal of Physical Oceanography, v. 12, n. 1, p. 112-115. 1982.

WEIBULL, W. Wide applicability. Journal of applied mechanics, v. 103, p. 293-297. 1951.

WHO. Guidelines for safe recreational water environments. Geneva. v. 1: Coastal and fresh waters. 2003. Disponível em: http://www.who.int/water_sanitation_health/bathing/srwe1/en/. Último acesso em 09/2006.

WRIGHT, L. D.; CHAPPELL, J.; THOM, B. G.; BRADSHAW, M. P.; COWELL, P. Morphodynamics of reflective and dissipative beach and inshore systems: Southern Australia. Marine Geology, v. 32, p.105-140. 1979.

YOSHIKAWA, P. S. Evolução morfo-dinâmica da região da desembocadura do Rio Ribeira de Iguape, litoral sul do Estado de São Paulo. Monografia de Trabalho de Formatura TF-2001/31. Instituto de Geociências, Universidade de São Paulo. São Paulo, 31p. 2001.

ZANETTI, V. B; DE SOUSA JUNIOR, W. C.; DE FREITAS, D. M. A Climate Change Vulnerability Index and Case Study in a Brazilian Coastal City. Sustainability, v. 8, n. 8, p. 811. 2016.

ZEMBRUSKI, S. G. Geomorfologia da margem continental brasileira e das áreas oceânicas adjacentes REMAC, Projeto. Geomorfologia da margem continental brasileira a das áreas oceânicas adjacentes (relatório final). Rio de Janeiro. CENPES/DINTEP. 1979.

- **Meio Fisico Terrestre**

BERGAMO, A.L. Características da hidrografia, circulação e transporte de sal: Barra de Cananeia, sul do Mar de Cananeia e Baía do Trapandé. Dissertação (Mestrado em Oceanografia Física). Instituto Oceanográfico (IO), USP: São Paulo, 2000.

BLANCO, C.M. Processos de intensificação orográfica da precipitação na Serra do Mar em São Paulo. 1999. 158p. Dissertação (Mestrado em Meteorologia), Instituto Astronômico e Geofísico da Universidade de São Paulo. São Paulo. 1999.

BONDUKI, N.; ROLNIK, R. Periferia da Grande São Paulo: reprodução do espaço como expediente de reprodução da força de trabalho. In: MARICATO, E. (Org.) A produção capitalista da casa (e da cidade) do Brasil industrial. São Paulo: Alfa-Ômega, 1982.

BRASIL, Lei n.o 7.661, de 16 de maio de 1988 - Institui o Plano Nacional de Gerenciamento Costeiro - PNGC, dispõe sobre regras de uso e ocupação da zona costeira e estabelece critérios de gestão da orla marítima, e dá outras providências, 1988.

BRASIL, Decreto n.º 5.300, de 7 de dezembro de 2004, regulamenta a Lei n.o 7.661/1988 - Define normas gerais visando a gestão ambiental da zona costeira do País, estabelecendo as bases para a formulação de políticas, planos e programas federais, estaduais e municipais, 2004.

BRASIL, Lei nº 11.445, de 5 de janeiro de 2007. Estabelece diretrizes nacionais para o saneamento básico; altera as Leis nos 6.766, de 19 de dezembro de 1979, 8.036, de 11 de maio de 1990, 8.666, de 21 de junho de 1993, 8.987, de 13 de fevereiro de 1995; revoga a Lei no 6.528, de 11 de maio de 1978; e dá outras providências.

BRITO, MILANELLI, J.C.C.; RIEDEL, P.S.; WIECZOREK, A. Sensibilidade do litoral paulista a derramamentos de petróleo: um atlas em escala de detalhe / Dimas Dias-Brito ... [*et al.*]. - Rio Claro: UNESP, 2014. 236 p.

BROLLO, M.J.; FERREIRA, C.J.; TOMINAGA, L.K.; VEDOVELLO, R.; FERNANDES DA SILVA, P.C.; ANDRADE, E.; GUEDES, A.C.M. Situação dos desastres e riscos no estado de São Paulo e instrumentos de gerenciamento. In: ABGE, Congresso Brasileiro de Geologia de Engenharia e Ambiental. Anais… São Paulo, 2011.

BROLLO, M.J.; TOMINAGA, L.K. (Orgs.). Desastres Naturais e Riscos Geológicos no Estado de São Paulo: Cenário de Referência – 2012. Boletim n.1, Grupo de Articulação de Ações Executivas (GAAE). São Paulo: Coordenadoria Estadual de Defesa Civil, 2012, 100p.

BROLLO, M.J.; FERREIRA, C.J.; GUEDES, A.C.M. Solo - Desastres Naturais. In: Figueiredo F.E.L. [Org.]. Meio Ambiente Paulista: Relatório de Qualidade Ambiental 2011. São Paulo: SMA/CPLA. 2012, 256p.

CAMPOS, H. C. N. S. Caracterização e cartográfica das províncias hidrogeoquímicas do estado de São Paulo, SP. 1993. 177f. Tese (Doutorado) - Instituto de Geociências, Universidade de São Paulo, São Paulo, 1993.

CARMO, R.L.; SILVA, C.A.M. População em zonas costeiras e mudanças climáticas: redistribuição espacial e riscos. In: D.J. HOGAN; E. MARANDOLA JR. (Orgs.). População e mudança climática: dimensões humanas das mudanças ambientais globais. Campinas: Núcleo de Estudos de População - NEPO/Unicamp; Brasília: UNFPA, p. 137-157, 2009.

CARMO, R.L.; MARQUES, C.A.; MIRANDA, Z.A.I. Dinâmica demográfica, economia e ambiente na zona costeira de São Paulo. Textos NEPO, v. 63, 2012. 110p.

CARMO, R.L. Urbanização e desastres: desafios para a segurança humana no Brasil. In: Carmo, R.L.; Valencio, N. (Org.). Segurança Humana em contextos de desastres. 1ed.São Carlos: Editora Rima, p.1-14, 2014.

CARVALHO, C.S.; GALVÃO, T (ORGS.). Prevenção de Riscos de Deslizamentos em Encostas: Guia para Elaboração de Políticas Municipais /, organizadores – Brasília: Ministério das Cidades; Cities Alliance, 2006, 111p.

CARVALHO, L.I.V.C.; JONES, C.; LIEBMANN, B. The South Atlantic Convergence Zone: Intensity, Form, Persistence, and Relationships with Intraseason alto Interannual Activity and Extreme Rainfall. Journal of Climate, v. 17, p.88-108, 2004.

CAVALCANTI, I.F.A.; KOUSKY, V.E. Frentes frias sobre o Brasil. In: CAVALCANTI, I.F.A. *et al.* (Org.) Tempo e clima no Brasil. São Paulo: Oficina de Textos, p.135-148. 2009.

CBH-LN – Comitê de Bacias Hidrográficas do Litoral Norte. Plano de Bacias Hidrográficas do Litoral Norte. CBH-LN. Secretaria Executiva: Agencia Ambiental de Ubatuba / CETESB, 2009.

CBH-RB – Comitê da Bacia Hidrográfica do Ribeira de Iguape e Litoral Sul/AMAVALES – Associação dos Mineradores de Areia do Vale do Ribeira e Baixada Santista. Relatório de Situação dos Recursos Hídricos e Meio Ambiente da Unidade de Gerenciamento: Bacia Hidrográfica do Ribeira de Iguape e Litoral Sul, n.11, Registro/SP, 2013. 98 p.

CBH-RB –– Comitê da Bacia Hidrográfica do Ribeira de Iguape e Litoral Sul. Relatório de Situação dos Recursos Hídricos da UGRHI 11 – 2015 (ano base 2014). Registro - SP: [s.n.], 2015. Disponível em: <http://www.sigrh.sp.gov.br/public/uploads/documents//CBH-RB/10501/relatorio-de-situacao-2015-ugrhi-11.pdf>.

CETESB – Agência Ambiental Paulista. Banco de imagens da CETESB. São Paulo, SP, 1984.

CETESB – Agência Ambiental Paulista. Carta do Meio Ambiente e de sua Dinâmica - Baixada Santista. São Paulo, SP Relatório CETESB. 1985. 33 p.

CETESB – Agência Ambiental Paulista. Operação Ilha Barnabé I. Relatório CETESB. São Paulo, SP. 1998.

CETESB (São Paulo). Relatório de qualidade das águas interiores do estado de São Paulo – 2006 / CETESB. - São Paulo: CETESB, 2007a.

CETESB (São Paulo). Relatório da Qualidade das Águas Litorâneas do Estado de São Paulo: Balneabilidade das praias 2006. São Paulo - SP: [s.n.], 2007b. Disponível em: <http://praias.cetesb.sp.gov.br/wp-content/uploads/sites/26/2013/11/relatorio_balneabilidade_2007.zip>.

MINUTA

CETESB (São Paulo). Relatório de qualidade das águas superficiais no estado de São Paulo. 2009 [recurso eletrônico] / CETESB. - São Paulo: CETESB, 2010. 310 p.

CETESB (São Paulo). Qualidade das águas superficiais no estado de São Paulo. 2010 [recurso eletrônico] / CETESB. - São Paulo: CETESB, 2011. 298 p.

CETESB (São Paulo). Qualidade das águas superficiais no estado de São Paulo 2011 [recurso eletrônico] / CETESB. - São Paulo: CETESB, 2012. 356 p.

CETESB (São Paulo). Qualidade das águas superficiais no estado de São Paulo 2012 [recurso eletrônico] / CETESB. - São Paulo: CETESB, 2013. 370 p.

CETESB (São Paulo). Qualidade das águas superficiais no estado de São Paulo 2013 [recurso eletrônico] / CETESB. - São Paulo: CETESB, 2014. 434 p.

CETESB (São Paulo). Qualidade das águas superficiais no estado de São Paulo 2014. Parte I. [recurso eletrônico] / CETESB. - São Paulo: CETESB, 2015.

CETESB (São Paulo). Qualidade das águas superficiais no estado de São Paulo 2015. Parte I – águas doces. [recurso eletrônico] / CETESB. - São Paulo: CETESB, 2016a.

CETESB (São Paulo). Qualidade das águas superficiais no estado de São Paulo 2015. Parte II - águas salinas e salobras. [recurso eletrônico] / CETESB. - São Paulo: CETESB, 2016b.

CONTI, J.B. Circulação secundária e efeitos orográficos na gênese das chuvas naregião nordeste paulista. 1975. 82p.Tese (Doutorado em Geografia), Série Teses eMonografias, IGEOG-USP: São Paulo, n.18.

CONTI, J.B.; FURLAN, S.A. Geoecologia: o clima, os solos e a biota. In: ROSS, J.L.S. (Org). Geografia do Brasil. São Paulo: EDUSP, 2003. p. 67-198.

CPRM – SERVIÇO GEOLÓGICO DO BRASIL. Mapas digitais geomorfológicos. Disponível em: <http://geobank.sa.cprm.gov.br/>, 2009.

DAEE - Departamento de Águas E Energia Elétrica –DAEE. Caracterização dos recursos hídricos no estado de São Paulo. São Paulo: DAEE, 1984. 175p.

DAEE - Departamento de Águas E Energia Elétrica –DAEE/SRHSO. Comitês de Bacias Hidrográficas, 1999.

EIA – Estudo de Impacto Ambiental. Plano Integrado Porto-Cidade PIPC: São Sebastião. Executor: CPEA – Consultoria Paulista de Estudos Ambientais. EIA apresentado para 'Companhia Docas de São Sebastião': São Paulo.2009.

EMBRAPA. Centro Nacional de Pesquisa de Solos (Rio de Janeiro, RJ).Sistema brasileiro de classificação de solos. 2. ed. – Rio de Janeiro : EMBRAPA-SPI, 2006.306 p.

EYSINK, G. G. J. *et al.* Metais pesados no vale do Ribeira e em Iguape-Cananeia. Revista Ambiente, v. 2, n. 1, p. 6–13, 1988. Disponível em: <http://www.cetesb.sp.gov.br/wp-content/uploads/sites/11/2014/12/1988_v2n2.zip>.

FERREIRA, C.J.; ROSSINI-PENTEADO,D. Mapeamento de risco a escorregamento e inundaçãopor meio da abordagem quantitativa da paisagem em escala regional. In: C ONGRESSOBRASILEIRO DE GEOLOGIA DE ENGENHARIA E AMBIENTAL, 13., 2011. São Paulo. Anais... CDROM.

FERREIRA, C.J. Gestão de riscos e desastres (relacionados a perigos) naturais. In: Goçalves Jr. *et al.* (Org.). ZEE zoneamento ecológico-econômico: base para o desenvolvimento sustentável do estado de São Paulo, p.159-168, 2012.

FUNDAÇÃO FLORESTAL. Serviços técnicos especializados para elaboração, por meio de processos participativos, dos planos de manejo de cada uma das três APAS marinhas do Estado de São Paulo (Processo N.º 0568/2011.SBQ N.º 001/2012). Produto 2. Fundação Florestal, 2014.

GEOBRAS. Complexo Valo Grande, mar Pequeno, rio Ribeira de Iguape. [S.l: s.n.], 1966.

GIANNINI, P. C. F. *et al.* Sedimentology and Morphological Evolution of the Ilha Comprida Barrier System, Southern São Paulo Coast. GeologyandGeomorphologyofHoloceneCoastalBarriersofBrazil. Berlin, Heidelberg: Springer Berlin Heidelberg, 2009. v. 107. p. 177–224. Disponível em: <http://link.springer.com/10.1007/978-3-540-44771-9_6>.

GIDDENS, A. A Política da mudança climática. Rio de Janeiro: Jorge Zahar, 2010. 316 p.

MINUTA

HOGAN, D.J. DemographicAspectsof Global Environmental Change: WhatisBrazil'sContribution?. In: HOGAN, D.J.; TOLMASQUIM, M.T. HumanDimensionsof Global Environmental Change: Brazilian Perspectives, p.15-41, 2001.

HOGAN, D.J. População e mudanças ambientais globais. In: D.J. HOGAN; E. MARANDOLA JR. (Orgs.). População e mudança climática: dimensões humanas das mudanças ambientais globais. Campinas: Núcleo de Estudos de População - NEPO/Unicamp; Brasília: UNFPA, 2009, p. 11-24.

HUQ, S.; KOVATS, S.; REID, H.; SATTERTHWAITE, D. Reducingriskstocitiesfromdisastersandclimatechange. Environment&UrbanizationJournal, v.19, n.1, 2007.

IBGE – INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. Atlas geográfico das zonas costeiras e oceânicas do Brasil. Diretoria de Geociências. Rio de Janeiro: IBGE, 2011, 176p.

IBGE – INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. Censo Demográfico 2010. Estatísticas. Rio de Janeiro: IBGE, 2012.

IG/SMA - INSTITUTO GEOLÓGICO.Mapeamento de riscos associados a escorregamentos,inundações, erosão e solapamento de margens Municípiode Campos do Jordão, SP. RelatórioTécnico, vol 2. São Paulo: Instituto Geológico/ Secretaria do Meio Ambiente do Estado de SãoPaulo, 2014. Disponível em<h ttp://www.sidec.sp.gov.br/producao/map_risco/pesqpdf3.php?id=286>.

IPCC - INTERGOVERNMENTAL PANEL ON CLIMATE CHANGE. ClimateChange 2007. Synthesis Report. ContributionofWorkingGroups I, II and III totheFourthAssessmentReportoftheIntergovernmentalPanelonClimateChange [Core Writing Team, R.K. Pachauri, and A. Reisinger (eds.)]. IPCC, Geneva, Switzerland, 2007, 104 pp.

IPCC - INTERGOVERNMENTAL PANEL ON CLIMATE CHANGE. ManagingtheRisksof Extreme EventsandDisasterstoAdvanceClimateChangeAdaptation. A SpecialReportofWorkingGroups I and II oftheIntergovernmentalPanelonClimateChange [Field, C.B., V. Barros, T.F. Stocker, D. Qin, D.J. Dokken, K.L. Ebi, M.D. Mastrandrea, K.J. Mach, G.-K. Plattner, S.K. Allen, M. Tignor, and P.M. Midgley (Eds.)]. Cambridge University Press, Cambridge, UK, and New York, NY, USA, 2012, 582 p.

IWAMA, A.Y.; TEIXEIRA, L.R.; BATISTELLA, M.; FERREIRA, LÚCIA C. Interconnected, inter-dependenttechnologicalandenvironmentalrisks in thecontextofclimatechange. Input paperprepared for the Global AssessmentReportonDisasterRiskReduction – GAR 2015. 2013.

IWAMA, A.Y.; BATISTELLA, M.; FERREIRA, Lúcia da C. Riscos geotécnicos e vulnerabilidade social em zonas costeiras: desigualdades e mudanças climáticas. Ambiente e Sociedade, v.17, n.4, 2014.

IWAMA, A.Y. Riscos e vulnerabilidades às mudanças climáticas e ambientais: análise multiescalar na zona costeira de São Paulo – Brasil. Tese (Doutorado em Ambiente e Sociedade). NEPAM-IFCH-UNICAMP, Campinas-SP, 2014.

IWAMA, A.Y.; BUENO, M.C.D.; D'ANTONA, A.O.; BATISTELLA, M. Riscos geotécnicos e vulnerabilidades: uma abordagem utilizando grade regular estatística em uma zona costeira do Brasil. Revista Brasileira de Cartografia [Especial de Desastres Naturais]. *Prelo (2016).*

JAKOB, A.A.E.; CUNHA, J.M.P.; YOUNG, A.F. Riqueza a beira-mar, pobreza longe da maresia: um retrato da segregação social na Região Metropolitana da baixada santista, nos anos 1990. In: CUNHA, J.M.P. (Org.). Novas Metrópoles Paulistas: população, vulnerabilidade e segregação. Campinas: Nepo/Unicamp, 2006.

KAYANO, M.T.; MOURA, A.D. O El Niño de 1982-83 e a precipitação sobre a América do Sul.Revista Brasileira de Geofísica, v.4, p. 201-214, 1986.

KOGA-VICENTE, A. Incertezas na espacialização da precipitação, impactos associadose previsão de risco no litoral paulista. Tese (Doutorado em Ciências). Institutode Geociências, Universidade Estadual de Campinas, Campinas. 2010. 172p.

KRON, W. Coasts – The riskiestplaceson Earth. In: CoastalEngineering. Proceedingsofthe 31st InternationalConference. Hamburg, Germany, v.1, n.31 2008.

MALUF, J. C. Estudo dos Metais Traço (Zinco, Cádmio e Chumbo) em duas Regiões do Complexo Estuarino-Lagunar de Cananeia-Iguape (SP) Sob Diferentes Pressões Antrópicas. 2009. Instituto Oceanográfico da USP, 2009.

MELO, D.; MICHAELOVITCH, M. O registro geológico da atividade antropogênica na região do Valo Grande , Estado de São Paulo , Brasil Grande , stateof São Paulo, Brazil. Quaternaryand Environmental Geosciences, v. 5, n. 2, p. 33–44, 2014.

MARICATO, E. Metrópole na periferia do capitalismo: ilegalidade, desigualdade e violência. São Paulo: Hucitec, 1996.

MINUTA

MARICATO, E. Metrópoles desgovernadas. Estudos Avançados, v.25, n.71, p.7-22, 2011.

MARCHIORI-FARIA, D.G.; SANTORO, J. Gerenciamento de Desastres Naturais. In: Tominaga, LK; Santoro, J; Amaral R. [Org.]. Desastres Naturais: Conhecer para Prevenir. São Paulo: Instituto Geológico, 2009. 160 p.

MCGRANAHAN, G.; BALK, D.; ANDERSON, B. The risingtide: assessingtherisksofclimatechangeandhumansettlements in lowelevationcoastal zones. EnvironmentandUrbanization, Vol. 19, n. 1, p. 17-37, 2007.

MODESTO, F. Dinâmica populacional e mudanças ambientais: riscos e adaptação em Ilha Comprida, litoral sul de São Paulo. Tese (Doutorado em Demografia). NEPO/IFCH/UNICAMP, 2015. 210 p.

MMA – MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE. Vulnerabilidade Ambiental. ROZELY F. DOS SANTOS (Org.). Brasília: MMA, 2007. 192 p.

MMA – MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE. Macrodiagnóstico da Zona Costeira e Marinha do Brasil. Brasília, 2008, 241p.

MORAES, R.P. Transporte de Chumbo e Metais associados no Rio Ribeira de Iguape, São Paulo, Brasil. Dissertação (Geociências). Instituto de Geociências/UNICAMP, 1997. 105 p.

MORAES, A.C.R. Contribuições para a gestão da zona costeira do Brasil: elementos para uma geografia do litoral Brasileiro. São Paulo: Annablume, 2007. 232 p.

MONTEIRO, C.A.F. Análise rítmica e as chuvas no Estado de São Paulo: estudo geográficoem forma de atlas. São Paulo: IGEOG-USP, 1973. 129p.

NASCIMENTO, D.R.; GIANNINI, P.C.F.; TANAKA, A.P.B.; GUEDES, C.C.F. Mudanças morfológicas da extremidade NE da Ilha Comprida (SP) nos últimos dois séculos. Geologia USP - Serie Cientifica, v. 8, n. 1, p. 25–39, 2008. Disponível em: <http://www.revistas.usp.br/guspsc/article/view/27441>.

NEVES, C.F.; MUEHE, D. Vulnerabilidade, impactos e adaptação a mudanças do clima: a zona costeira. Parcerias Estratégicas, n.27, Brasília/DF, p.217-295, 2008 Disponível em: <http://seer.cgee.org.br/index.php/parcerias_estrategicas/article/viewFile/325/319>.

NICOLODI, J.L.; PETERMANN, R.M. Mudanças Climáticas e a Vulnerabilidade da Zona Costeira do Brasil: Aspectos ambientais, sociais e tecnológicos. Revista da Gestão Costeira Integrada, v.10, n.2, p.151-177, 2010.

NUNES, L.H. Impacto pluvial na Serra de Paranapiacaba e Baixada Santista. Dissertação (Mestrado em Geografia). Faculdade de Filosofia, Letras e Ciências Humanas,Universidade de São Paulo, São Paulo. 1990.126p.

NUNES, L.H. Distribuição espaço–temporal da pluviosidade no Estado de São Paulo: variabilidade, tendências, processos intervenientes. Tese (Doutorado em Engenharia) – Escola Politécnica da Universidade de São Paulo: São Paulo, 1997. 192p.

OJIMA, R. Novos contornos do crescimento urbano brasileiro? O conceito de urbansprawl e os desafios para o planejamento regional e ambiental. GEOgraphia, 10(19), 46-59, 2008.

OLIVEIRA, J.B.; CAMARGO, M.N.; ROSSI, M. & CALDERANO FILHO, B. Mapa pedológico do Estado de São Paulo: legenda expandida. Campinas, Instituto Agronômico/EMBRAPASolos. Campinas. 1999. 64p.

ROSEGHINI, W.F.F. Ocorrência de eventos climáticos extremos e sua repercussão sócioambientalno litoral norte paulista. 2007. Dissertação (Mestrado em Geografia). UNESP,Presidente Prudente. 2007.

ROSENZWEIG, C.; KAROLY, D; VICARELLI,M.; NEOFOTIS, P.; WU, Q.; CASASSA, G.; MENZEL, A.; ROOT, T.L.; ESTRELLA, N.; SEGUIN, B.; TRYJANOWSKI, P.; LIU, C.; RAWLINS, S.; IMESON, A. Attributingphysicalandbiologicalimpactstoanthropogenicclimatechange. Nature, v.453, n.15, p.353-357, 2008.

ROSS, J. L. S.; MOROZ, I. C. Mapa geomorfológico do Estado de São Paulo. São Paulo, DGFFLCH-USP, IPT, FAPESP, 1997.

ROSS, J. L. S. A morfogênese da bacia do Ribeira do Iguape e os Sistemas Ambientais. GEOUSP - Espaço e Tempo, v. 12, 2002. Disponível em: <http://www.geografia.fflch.usp.br/publicacoes/Geousp/Geousp12/Geousp12_JurandyrRoss.htm>.

ROSSINI-PENTEADO, D.; FERREIRA,C.J.; GIBERTI, P.P.C. Quantificação da vulnerabilidade e dano aplicados ao mapeamento e análise de risco, escala 1:10.000, Ubatuba-SP. Santos/SP. In: 2º Sibraden – Simpóseio Brasileiro de Desastres Naturais e Tecnológicos, Santos-SP. Anais... CD-ROM, 2007.

MINUTA

ROSSINI-PENTEADO.D.; FERREIRA, C.J. Mapeamento da vulnerabilidade para análise deriscos associados a processos geodinâmicos. In: FREITAS, M.I. *et al.* (org): Vulnerabilidades eRiscos: Reflexões e Aplicações na Análise do Território. São Paulo: Cultura Acadêmica, 2015.p. 7794.

SANT'ANNA NETO, J.L. Ritmo climático e gênese das chuvas na zona costeira paulista. Dissertação (Mestrado em Geografia Física) - Universidade de São Paulo, São Paulo.1990.

SÃO PAULO, Lei Estadual sobre Mudança do Clima. Lei n.° 13.798, de 9 de dezembro de 2009 – Institui a Política Estadual de Mudanças Climáticas - PEMC, 2009.

SÃO PAULO, Decreto Estadual. Decreto n.° 55.947, de24 de junho de 2010 – Regulamenta a Lei nº 13.798/2009, que dispõe sobre a Política Estadual de Mudanças Climáticas (PEMC), 2010.

SÃO PAULO, Decreto Estadual nº 56.500, de 9 de dezembro de 2010 – Cria o Parque Estadual Restinga de Bertioga e dá providências correlatas.

SÃO PAULO, Decreto Estadual. Decreto n.° 57.512, de 11 de novembro de 2011– Institui o Programa Estadual de Prevenção de Desastres Naturais e de Redução de Riscos Geológicos (PDN) e dá providências correlatas, 2011.

SANTOS, F.; MARANDOLA JR., E. Populações em situação de risco ambiental e vulnerabilidade do lugar em São Sebastião, litoral de São Paulo. Desenvolvimento e Meio Ambiente (UFPR), v.26, p.103-125, 2012.

SEADE – FUNDAÇÃO SISTEMA ESTADUAL DE ANÁLISE DE DADOS. Índice Paulista de Vulnerabilidade Social – 2010. São Paulo, 2013. Disponível em: <http://www.iprsipvs.seade.gov.br/view/pdf/ipvs/metodologia.pdf>.

SMA - SECRETARIA DO MEIO AMBIENTE/COORDENADORIA DE PLANEJAMENTO AMBIENTAL (CPLA) - SÃO PAULO (ESTADO). Meio Ambiente Paulista: Relatório de Qualidade Ambiental 2011. F. E. L. Figueiredo (Org.). São Paulo: SMA/CPLA, 2011a. 256 p.

SMA - SECRETARIA DO MEIO AMBIENTE/COORDENADORIA DE PLANEJAMENTO AMBIENTAL (CPLA) - SÃO PAULO (ESTADO). Planejamento Ambiental. Painel da Qualidade Ambiental 2011. F. E. L. Figueiredo (Org.). São Paulo: SMA/CPLA, 2011b. 132 p.

SMA - SECRETARIA DO MEIO AMBIENTE/COORDENADORIA DE PLANEJAMENTO AMBIENTAL (CPLA) - SÃO PAULO (ESTADO). Mapa de Cobertura da Terra do Estado de São Paulo. Secretaria do MeioAmbiente: CPLA. 2013. Disponível em:<http://www.ambiente.sp.gov.br/cpla/mapadecoberturadaterradoestadodesaopaulo/>

SMA - SECRETARIA DO MEIO AMBIENTE/COORDENADORIA DE PLANEJAMENTO AMBIENTAL (CPLA) - SÃO PAULO (ESTADO). Secretaria do Meio Ambiente: Instituto Geológico: CPLA. 2014. Disponível em:<http://www.ambiente.sp.gov.br/cpla/cessaodedados/unidadeshomogeneasdeusoeocupacaodosolourbanouhct/>.

SOUZA, E;P. Canal do Valo Grande: governança das águas estuarinas na perspectiva de aprendizagem social. Dissertação (Mestrado em Ciência Ambiental). PROCAM-USP: São Paulo, 2012.

TAVARES, R.; SANT'ANNA NETO, J.L.; TOMMASELLI, J.T.G.; PRESSINOTTI, M.M.N.; SANTORO, J. Análise da variabilidade temporal e espacial das chuvas associada aos movimentos de massa no litoral norte Paulista. In: Simpósio Brasileiro de desastres naturais, n.1, 2004, Florianópolis. Anais... Florianópolis: GEDN/UFSC, 2004. p. 680-696.

TESSLER, M.G. Dinâmica sedimentar quaternária no litoral sul paulista. Doutorado. Insitutot de Geociências/USP. São Paulo, 1988. 296 p.

TESSLER, M.G.; CAZZOLI Y GOYA, S.V.; YOSHIKAWA, P.S.; HURTADO, S.N. Erosão e progradação do litoral do Estado de São Paulo. In: DIETER MUEHE. (Org.). Erosão e Progradação do litoral brasileiro. 1ªed. Brasília: MMA, p.297-346, 2006. Disponível em: <http://www.mma.gov.br/estruturas/sqa_sigercom/_arquivos/sp_erosao.pdf>.

THORNTON, P.K., ERICKSEN, P.J.; HERRERO, M.; CHALLINOR, A.J. Climatevariabilityandvulnerabilitytoclimatechange: a review. Global ChangeBiology, 2014. [doi: 10.1111/gcb.12581].

TOMINAGA, L.K.; SANTORO, J.; AMARAL, R. Desastres naturais: conhecer para prevenir. Lídia K. Tominaga, Jair Santoro, Rosangela do Amaral (Orgs.). São Paulo: Instituto Geológico (IG-SP), 2009, 196 p. Disponível em: <http://www.igeologico.sp.gov.br/downloads/livros/DesastresNaturais.pdf>

UNISDR – UNITED NATIONS OFFICE FOR DISASTER RISK REDUCTION. UNISDR TerminologyonDisasterRiskReduction. Geneva: UNISDR, 2009. 30 p.

MINUTA

UNISDR – UNITED NATIONS OFFICE FOR DISASTER RISK REDUCTION. DisasterRiskReductionandClimateChangeAdaptation in the Pacific: AnInstitutionalandPolicyAnalysis. Suva, Fiji: UNISDR, UNDP, 2012a, 76p. Disponível em: <http://www.unisdr.org/files/26725_26725drrandccainthepacificaninstitu.pdf>

UNISDR – UNITED NATIONS OFFICE FOR DISASTER RISK REDUCTION. MakingCitiesResilient: mycityisgettingready ! A global snapshot ofhow local governmentsreducedisasterrisk, UNISDR. 2nd Edition, 2012b.

VON SPERLING, M. Princípios básicos do tratamento de esgotos - Princípios do tratamentobiológico de águas residuárias. Belo Horizonte, UFMG. v.2. 1996.

WISNER, B, P.M. BLAIKIE, T. CANNON; DAVIS, I. At risk: natural hazards, people'svulnerabillity, anddisasters. 2th Edition. New York: Routledge, 2004. 471 p.

WMO – WORLD METEOROLOGICAL ORGANIZATION. The Global Climate: 2001–2010 a DecadeofClimate Extremes. Chairperson, PublicationsBoard, Geneva: Switzerland, n.1103, 2013. 188p. Disponível em: <http://library.wmo.int/pmb_ged/wmo_1103_en.pdf>.

3.2 MEIO BIÓTICO

- **Avifauna**

BARBIERI, E. & DELCHIARO, R. T. C. Reprodução da ave piru-piru (Haematopus palliatus, Temminck 1820, Haematopodidae) no litoral sul do Estado de São Paulo, Brasil. Biota Neotropica, v. 9, nº 4, p. 289-291, 2009.

BARBIERI, E. & PAES, E. T. The birds at Ilha Comprida beach (São Paulo State, Brazil): a multivariate approach. Biota Neotropica, v. 8, nº 3, p. 41-50, 2008.

BARBIERI, E. Sítios de alimentação frequentado pelo Guará (*Eudocimus ruber*) no estuário de Cananeia-Ilha Comprida, São Paulo. Ornitologia Neotropical, v. 20, p. 73-79, 2009.

BEHRENFELD, M. *et al.* Climate-driven trends in contemporary ocean productivity. Nature, v. 444, nº 7120, p. 752-755, 2006.

BIRDLIFE INTERNATIONAL. IUCN Red List for birds. 2015. Disponível em: <http://www.birdlife.org>. Acesso em: 01 de agosto de 2016.

BOKERMANN, W. C. A.; GUIX, J. Reaparecimento do guará *Eudocimus ruber* no litoral de São Paulo. In: Encontro Nacional de Anilhadores de Aves, Anais, II. Rio de Janeiro,1986.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. Portaria MMA n° 27, de 27 de julho de 2016. Brasília: MMA/ICMBio, 2016.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. Portaria MMA n° 444, de 17 de dezembro de 2014. Brasília: MMA/ICMBio, 2014.

BRESSAN, P. M.; KIERULFF, M. C. M.; SUGIEDA, A. M. Fauna ameaçada de extinção no estado de São Paulo: Vertebrados. São Paulo: Fundação Parque Zoológico de São Paulo/Secretaria de Meio Ambiente, 2009.

CAMPOS, F. P. *et al.* Nova colônia reprodutiva do guará-vermelho *Eudocimus ruber* e retomada de ninhal em unidades de conservação no litoral sul de São Paulo, Brasil. Livro de Resumos do XXIII Congresso Brasileiro de Ornitologia. Pirenópolis: 2016.

CITES. Convention on International Trade in Endangered Species. Appendices II, II e III. 2014. Disponível em: < http://www.cites.org>. Acesso em: 01 de agosto de 2016.

DELCHIARO, R. T. C. Flutuação temporal e a relação da amplitude de maré com as aves aquáticas da Laguna da Ilha Comprida, SP, Brasil. Dissertação de Mestrado em Ciências. Universidade de São Paulo. São Paulo: 2012.

EBIRD. eBird: An online database of bird distribution and abundance [web application]. eBird, Ithaca, New York. 2012. Disponível em: <http://www.ebird.org>. Acesso em: 01 de agosto de 2016.

FUNDAÇÃO FLORESTAL. CT ARIE do Guará - Relatório da saída para monitoramento do ninhal de guarás no Pontal de Leste – Ilha do Cardoso/SP. Ilha Comprida: Fundação Florestal, 2015a.

FUNDAÇÃO FLORESTAL. CT ARIE do Guará - Relatório da saída para monitoramento da ARIE do Guará no Boqueirão Norte – Ilha Comprida/SP. Ilha Comprida: Governo do Estado de São Paulo, 2015b.

FUNDAÇÃO FLORESTAL. CT ARIE do Guará – Relatório da saída para monitoramento do ninhal de guarás no Pontal de Leste – PE Ilha do Cardoso/SP. Ilha Comprida: Governo do Estado de São Paulo, 2016a.

FUNDAÇÃO FLORESTAL. CT ARIE do Guará – Relatório da saída para monitoramento da ARIE do Guará no Boqueirão Norte – Ilha Comprida/SP. Ilha Comprida: Governo do Estado de São Paulo, 2016b.

FUNDAÇÃO FLORESTAL. Diagnóstico Participativo APA Marinha do Litoral Sul e ARIE do Guará. São Paulo: Governo do Estado de São Paulo, 2014.

FUNDAÇÃO FLORESTAL. Relato da marcação de guará *Eudocimus ruber* na Ilha Comprida, São Paulo, Brasil. Ilha Comprida. Aves do Lagamar – Levantamento das aves aquáticas da região estuarina de Iguape-Cananeia, São Paulo, Brasil, 2011.

FURNESS, R. W. Ingestion of plastic particles by seabirds at Gough Island, South Atlantic. Environmental Pollution Series A, Ecological and Biological, v.38, nº 3, p. 261-272, 1985.

GALETTI, M. *et al.* Distribuição e tamanho populacional do papagaio-de-cara-roxa *Amazona brasiliensis* no estado de São Paulo. Revista Brasileira de Ornitologia, v. 14, nº 3, p. 239-47, 2006.

GARCÍA-BORBOROGLU, P. *et al.* Chronic oil pollution harms Magellanic Penguins in the Southwest Atlantic. Marine Pollution Bulletin. v. 52, p. 193–198, 2006.

GEEVERGHESE, C. Reabilitação de pinguins de Magalhães (*Spheniscus magellanicus*) naufragados nas praias do litoral do Brasil: uma revisão de literatura. Tese em Medicina Veterinária. Universidade de Brasília. Brasília: 2013.

GUSSONI, C. O. A. & SANTOS, M. C. O. Foraging behavior of the Restinga Tyrannulet (*Phylloscartes kronei*) (Aves, Tyrannidae). Ornitologia Neotropical, v. 22, p. 495-504, 2011.

HAVERSCHMIDT, F. Notes on the feeding habits and food of some hawks of Surinam. The Condor, v. 64, nº 2, p.154-158, 1962.

ICMBIO – Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade. Sumário executivo do plano de ação nacional para conservação das aves limícolas migratórias. Brasília: 2013.

IUCN. The IUCN Red List of Threatened Species. Version 2014. Disponível em: <http://www.iucnredlist.org>. Accesso em: 01 de Agosto de 2016.

KRUL, R. & MORAES, V. S. Efeitos de atividades humanas sobre populações de aves costeiras e oceânicas no litoral do Paraná. Resumos do VII Congresso Brasileiro de Ornitologia. Rio de Janeiro: 1998.

MÄDER, A. Por que morrem tantos pingüins de-magalhães no Brasil? Pingüins no Brasil, boletim nº 1, p. 6-7, 2011.

MAPEMLS. Monitoramento ambiental do Parque Estadual Marinho da Laje de Santos, PETROBRAS, r. 01, 2016, 723p.

MARQUES, E. J.; UETANABARO, M. Ninhais do rio Vermelho, Pantanal do Abobral, MS: um estudo de caso - dados preliminares. In: II Congresso Brasileiro de Ornitologia. Resumos, p. 10-11, Campo Grande: 1992.

MARTUSCELLI, P. Ecology and conservation of the Red-tailed Amazon *Amazona brasiliensis* in south-eastern Brazil. Bird Conservation International, v. 5, p. 405-420, 1995.

OLMOS, F. *et al.* The seabirds of São Paulo, southeastern Brazil. Bulletin of the British Ornithologists' Club, v.115, nº 2, p. 117-128, 1995.

PALUDO, D.; MARTUSCELLI, P.; CAMPOS, F. P. Ocorrência de colônia reprodutiva do guará vermelho *Eudocimus ruber* em Ilha Comprida, litoral do Estado de São Paulo, Brasil. In: Congresso Brasileiro de Ornitologia, XII, Resumos. Blumenau: 2004.

PIACENTINI, V. D. *et al.* Lista comentada das aves do Brasil pelo Comitê Brasileiro de Registros Ornitológicos. Revista Brasileira de Ornitologia, nº 23, v. 2, p. 90-298, 2015.

PMP-BS. Relatório Anual do Programa de Monitoramento de Praias da Bacia de Santos PMP-BS, 2016 (Dados Brutos). Santos: PETROBRAS, 2016.

QUILLFELDT, P. & MASELLO, J. F. Impacts of climate variation and potential effects of climate change on South American seabirds – a review. Marine Biology Research, v. 9, nº 4, p. 337-357, 2013.

SÃO PAULO, (Estado). Assembleia Legislativa do Estado de São Paulo. Decreto nº 60.133 de 7 de fevereiro de 2014. 2014. Disponível em: <http://bit.ly/2gFhoHl>. Acesso em: 01 de agosto de 2016.

SÃO PAULO, (Estado). Assembleia Legislativa. Decreto nº 53.527, de 08 de outubro de 2008. Cria a Área de Proteção Ambiental Marinha do Litoral SUL e a Área de Relevante Interesse Ecológico do Guará, e dá providências correlatas. São Paulo: 2008.

SCHAEFFER-NOVELLI, Y. Situação atual do grupo de ecossistemas: manguezal, marisma e apicum, incluindo os principais vetores de pressão e as perspectivas para sua conservação e uso sustentável. Brasília: ANP – Agência Nacional do Petróleo, Gás Natural e Biocombustíveis, 2008.

SICK, H. Ornitologia brasileira. Rio de Janeiro: Nova Fronteira. 1997.

SILVA E SILVA, R. & OLMOS, F. Distribution and natural history of the mangrove dwelling Gray-necked Wood-Rail, *Aramides cajaneus avicenniae* Stotz, 1992, in southeastern Brazil. Revista Brasileira de Ornitologia, v. 23, nº 4, p. 368-376, 2016.

VALENTE, R. Ecoturismo causa danos ao Pantanal. Folha de São Paulo. 1997. Disponível em: <http://www1.folha.uol.com.br/fsp/cotidian/ff171121.htm>. Acesso em: 01 de agosto de 2016.

VOOREN, C. M. & FERNANDES, A. C. Guia de albatrozes e petréis do sul do Brasil. Porto Alegre: Sagra, 1989.

WIKIAVES. WikiAves, a Enciclopédia das Aves do Brasil. 2008. Disponível em: <http://www.wikiaves.com.br/>. Acesso em: 01 de agosto de 2016.

WILLIS, E. O. & ONIKI, Y. New and reconfirmed birds from the state of São Paulo, Brazil, with notes on disappearing species. Bulletin British Ornithologists' Club, v. 113, nº 1, p. 23-34, 1993.

WILLIS, E. O.; ONIKI, Y. A new Phylloscartes (Tyrannidae) from southeastern Brazil. Bulletin British Ornithologists' Club, v. 112, nº 3, p. 158-164, 1992.

- **Ictiofauna**

BARBIERI, E.; MENDONÇA, J. T.; PAES, E. T. Exotic species occurrence in Jairé community in Ribeira de Iguape River. Estud. Biol., v.29, p. 67-69, 2007.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. Instrução Normativa nº 5, de 21 de maio de 2004. Lista nacional das espécies de invertebrados aquáticos e peixes ameaçadas de extinção. 2004.

CHAVES, P.T.C.; OTTO, G. Aspectos biológicos de Diapterus rhombeus (Cuvier) (Teleostei, Gerreidae) na baía de Guaratuba, Paraná, Brasil. Revta bras. Zool., v. 15, n.2, p. 289 – 295, 1998.

CONTENTE, R.F..Padrões ecológicos locais e multidecadais da ictiofauna do estuário Cananeia-Iguape. 2013. 186f. Tese (Doutorado em Ciências) – Instituto Oceanográfico, Universidade de São Paulo, São Paulo. 2013.

DIAS NETO, J. Proposta de plano nacional de gestão para o uso sustentável de elasmobrânquios sobre-explotados ou ameaçados de sobre-explotação no Brasil. Instituto do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis–IBAMA, v. 156, 2011.

DINIZ-FILHO, A. M. Composição e variação espaço-temporal da fauna íctica do Canal do Ararapira (Cananeia-SP). 1997. 88f. Dissertação (Mestrado em Oceanografia Biológica) – Instituto Oceanográfico, Universidade de São Paulo, São Paulo. 1997.

ENGAS, A. The effects of trawl performance and fish behaviour on the catching efficiency of demersal sampling trawls. *In*: Marine fish behaviour, A.Ferno & S. Olsen (Eds). Blackell Scientific Publications: Cambridge, 1994. p. 45-68.

FAVERO, J. M. Ictiofauna de ambientes praias da barra sul do sistema costeiro Cananeia-Iguape, São Paulo. 2011. 88f. Dissertação (Mestrado em Oceanografia Biológica) – Instituto Oceanográfico, Universidade de São Paulo, São Paulo. 2011.

FIGUEIREDO, J.L. & MENEZES, N.A. Manual de peixes marinhos do sudeste do Brasil. II. Teleostei (1). São Paulo, Museu de Zoologia da Universidade de São Paulo, 1978. 110 p.

FIGUEIREDO, J.L. Estudo das distribuições endêmicas de peixes da Província Zoogeográfica Marinha Argentina. 1981. Tese (Doutorado em Ciência) – Instituto de Biociências, Universidade de São Paulo, São Paulo. 1981.

FISHBASE. World Wide Web publicação eletrônica. www.fishbase.org. Acesso em agosto 2016.

MINUTA

FLOETER, S.R.; ROCHA, L.A.; ROBERTSON, D.R.; JOYEUX, J.C.; SMITH-VANIZ, W.F.; WIRTZ, P.; EDWARDS, A.J.; BARREIROS, J.P.; FERREIRA, C.E.L.; GASPARINI, J.L.; BRITO, A.; FALCÓN, J.M.; BOWEN, B.W.; BERNARDI, G. Atlantic reef fish biogeography and evolution. J. Biogeogr., v. 35, p. 22–47. 2008.

GIAMAS et al., apud CARVALHO, 1950. Dinâmica da nutrição da Manjuba, *Anchoviella lepdentostole* (Flower, 1911) (Osteichthyes, Engraulidae) no Rio Ribeira de Iguape, Estado de São Paulo, Brasil. p. 107, 1984

HAIMOVICI, M. & KLIPPEL, S. Diagnóstico da biodiversidade dos peixes teleósteos demersais marinhos e estuarinos do Brasil. In: Workshop para avaliação e ações prioritárias para a conservação da biodiversidade das zonas costeira e marinha do Brasil. Relatório técnico. Brasília: MMA, 2002.

ICMBIO (Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade). A biodiversidade na Zona Costeira e Marinha do Brasil. http://www.mma.gov.br/informma/item/6618-a-biodiversidade-na-zona-costeira-e-marinha-do-brasil. Acesso em agosto de 2016.

IUCN (*International Union for Conservation of Nature*). The IUCN Red List of Threatened Species. http://www.iucnredlist.org/. Acesso em agosto de 2016.

LOWE-McCONNELL, R.H. Estudos Ecológicos de Comunidades de Peixes Tropicais. (Trads.: Vazzoler, A.E.A. de M.; Agostinho, A.A.; Cunnhingham, P.T.M.). São Paulo: EDUSP, 1999. p.19-38.

MACIEL, N.A.L. Composição, abundância e distribuição espaço-temporal da ictiofauna do complexo estuarino-lagunar de Iguape-Cananeia-São Paulo-Brasil. 2001. Tese (Doutorado em Ciência) – Instituto Oceanográfico, Universidade de São Paulo, São Paulo. 2001.

MACIEL, N. A. L. Estudo sobre a composição, distribuição, abundância e diversidade da ictiofauna de três enseadas na região litorânea de Ubatuba - Estado de São Paulo - Brasil. 141f. Dissertação de Mestrado em Oceanografia Biológica. Instituto Oceanográfico, Universidade de São Paulo. São Paulo: 1995.

MENDONÇA, J.T. A pesca na região de Cananeia-SP, nos anos de 1995 e 1996. 1998. 137f. Dissertação (Mestrado em Oceanografia Biológica) – Instituto Oceanográfico, Universidade de São Paulo, São Paulo. 1998.

MENDONÇA, J.T.; KATSURAGAWA, M. Caracterização da pesca artesanal no complexo estuarino-lagunar de Cananeia-Iguape, Estado de São Paulo, Brasil (1995-1996). Acta Scientiarum. J. Biol. Sci., v. 23, p. 535-547, 2001.

MENEZES, N. A.; BUCKUP, P. A.; FIGUEIREDO, J. L.; MOURA, R. L. Catálogo das espécies de peixes marinhos do Brasil. São Paulo: EDUSP – Universidade de São Paulo, 2003. 160 p.

MENEZES, N. A. Checklist dos peixes marinhos do Estado de São Paulo, Brasil. Biota Neotrop., v. 11, supl. 1, p. 33-46, 2011. http://www.biotaneotropica.org.br/v11n1a/pt/abstract?inventory+bn 0031101a2011.

MENEZES, N.A. & FIGUEIREDO, J.L. Manual de peixes marinhos do sudeste do Brasil. IV Teleostei (3). Museu de Zoologia – Universidade de São Paulo, São Paulo,1980. 96p.

MIRANDA, L. V. & CARNEIRO, M. H. A pesca da tainha *Mugil planatus* (Perciformes: Mugilidae) desembarcada no Estado de São Paulo – subsídio ao ordenamento. Sér. Relat. Técnico, nº30, 2007.

MISHIMA, M. & TANJI, S. Fecundidade e incubação dos bagres marinhos (Osteichthyes, Ariidae) do Complexo Estuarino de Cananeia (25°S, 48°W). B. Inst. Pesca, v.12, n. 2, p. 77-85, 1985.

MISHIMA, M.; TANJI S. Comprimento padrão em relação ao peso e ao comprimento da nadadeira pélvica dos bagres marinhos (Osteichthyes, Ariidae) do complexo lagunar de Cananeia (25°S, 48°W). B. Inst. Pesca, v. 13, n. 2, p. 2936, 1986.

MMA (Ministério do Meio Ambiente). Lista nacional das espécies de invertebrados aquáticos e peixes ameaçadas de extinção. Instrução Normativa nº 5, de 21 de maio de 2004.

MOTTA, F.S. Ecologia e pesca artesanal de tubarões costeiros no litoral centro-sul de São Paulo. 2006. 179f. Tese (Doutorado em Ciências Biológicas) – Universidade Estadual Paulista "Júlio de Mesquita Filho", Campus Rio Claro. 2006.

NYBAKKEN, J.W. Marine biology: an ecological approach. Harper & Row, New York. 1982. 446p.

ÖHMAN, M.C.; RAJASURIYA, A. Relationships between habitat structure and fish communities on coral. Environ Biol Fishes, v. 53, n. 1, p. 19-31, 1998.

PERES-RIOS, E. Papel do estuário no ciclo de vida das espécies dominantes da ictiofauna do complexo estuarino-lagunar de Cananeia-Iguape. 2001. Tese (Doutorado em Ciências) – Instituto Oceanográfico, Universidade de São Paulo, São Paulo. 2001.

RADASEWSKY, A. Considerações sobre a captura de peixes por um cerco-fixo em Cananeia, São Paulo, Brasil. Bol. Inst. oceanogr., v. 25, n. 1, p. 1-28, 1976.

SADOWSKY, Victor. Selachier aus dem Litoral von Sao Paulo, Brasilien: Mit 1 abbildung. Stud Neotrop Fauna Environ,, v. 5, n. 2, p. 71-88, 1967.

SADOWSKI, V.; ALMEIDA DIAS E.R. Migração da tainha (*Mugil cephalus* Linnaeus, 1758 *sensu latu*) na costa sul do Brasil. B. Inst. Pesca, v.13, n.1, p.31-50, 1986.

SANTOS, E.P.; YAMAGUTI, N. Migração da pescada-foguete, *Macrodon ancylodon*. Bolm Inst. oceanogr., S Paulo, v.220, p. 129-131, 1965.

SANTOS, R.S.; SILVA, J.P.C.; COSTA, M.R.; ARAÚJO, F.G. O tamanho de primeira maturação como parâmetro para estabelecimento de tamanho mínimo de captura para corvina no sudeste do Brasil. B. Inst. Pesca, São Paulo, v. 41, n.3, p. 507-518, 2015.

SILVA, J.P. Aspectos da biologia reprodutiva de *Cathorops spixii* (Agassiz, 1829) das Ilhas Pai Matos (25°N 47°54'W) – região estuarino-lagunar de Cananeia. 1996. Dissertação (Mestrado em Oceanografia Biológica) – Instituto Oceanográfico, Universidade de São Paulo, São Paulo. 1996.

SOUZA, G.R.S. Lista de espécies de peixes associados a substratos consolidados da Ilha do Bom Abrigo, litoral sul do Estado de São Paulo. 2015. 15f. Trabalho de Conclusão de Curso. Instituto de Biociências, Universidade Estadual Paulista "Júlio de Mesquita Filho". 2015.

VAZZOLER, A.E.A.M. Sobre a primeira maturação sexual e destruição de peixes imaturos. Bolm Inst. oceanogr., S Paulo,161, p. 5-38, 1962.

VAZZOLER, A.E.A.M. Migração da corvina, *Micropogon furnieri*, na costa sul do Brasil. Bolm Inst. oceanogr., S Paulo, v. 219, p. 125-128, 1965.

VAZZOLER, A.E.A.M. Diversificação fisiológica e morfológica de *Micropogonias furnieri* (Desharest, 1822) ao sul de Cabo Frio, Brasil. Bolm Inst. oceanogr., S Paulo, v. 20, n. 2, p. 1-70, 1971.

WHITFIELD, A.K.; ELLIOTT, M. Fishes as indicators of environmental end ecological changes within estuaries: a review of progress and some suggestions for the future. J. Fish Biol., n. 61, p. 229-250, 2002.

- **Herpetofauna Marinha**

ADNYANA, W.; LADDS, P. W.; BLAIR, D. Observations of fibropapillomatosis in green turtles (*Chelonia mydas*) in Indonesia. Australian veterinary journal, v. 75, nº 10, p. 737-742, 1997.

AGUIRRE, A. A. Fibropapillomas in marine turtles: a workshop at the 18th Annual Symposium on Biology and Conservation of Sea Turtles. Marine Turtle Newsletter, v. 82, p. 10-12, 1998.

ALMEIDA, A. P.; SANTOS, A. J. B.; THOMÉ, J. C. A.; BELINI, C.; BAPTISTOTTE, C.; MARCOVALDI, M. A.; SANTOS, A. S.; LOPEZ, M. Avaliação do estado de conservação da tartaruga marinha *Chelonia mydas* (Linnaeus, 1758) no Brasil. Biodiversidade Brasileira 1, p. 18-25. 2011b.

ALMEIDA, A. P.; THOMÉ, J. C. A.; BAPTISTOTTE, C.; MARCOVALDI, M. A.; SANTOS, A. S.; LOPEZ, M. Avaliação do estado de conservação da tartaruga marinha *Dermochelys coriacea* (Vandelli, 1761) no Brasil. Biodiversidade Brasileira, 1, p. 37-44. 2011a.

ARTHUR, K. E.; BOYLE, M. C.; LIMPUS, C. J. Ontogenetic changes in diet and habitat use in green sea turtle (*Chelonia mydas*) life history. Marine Ecology Progress Series, v. 362, p. 303-311, 2008.

ASCANI, F.*; VAN HOUTAN, K. S.; DI LORENZO, E.; POLOVINA, J. J.; JONES T. T*. Juvenile recruitment in loggerhead sea turtles linked to decadal changes in ocean circulation. Global Change Biology. http://ocean.eas.gatech.edu/manu/papers/PDFs/Ascani-etal-16.pdf. 2016.

AVENS, L.; BRAUN-MCNEILL, J.; EPPERLY, S.; LOHMMAN, K. J. Site fidelity and homing behavior in juvenile loggerhead sea turtles (*Caretta caretta*). Marine Biology, 143(2), p. 211-220. 2003.

MINUTA

BAHIA, N. C. F. Estudo etnobiológico da interação dos pescadores de cerco-fixo com as tartarugas marinhas da região de Cananeia, litoral sul de São Paulo. Monografia de Conclusão de Curso. Universidade Estadual de São Paulo. 2008.

BAHIA, N. C. F. & BONDIOLI, A. C. V. Interação das tartarugas marinhas com a pesca artesanal de cerco-fixo em Cananeia, litoral sul de São Paulo. Biotemas, v. 23, nº 3, p. 203-213, 2010.

BALAZS, G. Impact of ocean debris on marine turtles: entan-glement and ingestion. In: SHOMURA, R. S. & YOSHIDA, H. O. (Eds.). Proceedings of the Workshop on the Fateand Impact of Marine Debris, Honolulu. p. 387±429. 1985.

BALMELLI, J. M. C. Análisis de la diversidad genética de las tortugas cabezonas (*Caretta caretta*) que varan a lo largo de la costa uruguaya. Universidad de la Republica. Uruguay. 2013.

BAPTISTOTTE, C. Reproductive Biology and Conservation Status of the Loggerhead Sea Turtle (*Caretta caretta*) in Espírito Santo State, Brazil. Chelonian Conservation and Biology, v. 4, nº 3-2003, 2003.

BARBIERI, E. Concentration of heavy metals in tissues of green turtles (*Chelonia mydas*) sampled in the Cananeia estuary, Brazil. Brazilian Journal of Oceanography, v. 57, nº 3, p. 243-248. 2009.

BECK, M. W.; HECK, K. L.; ABLE, K. W.; CHILDERS, D. L.; EGGLESTON, D. B.; GILLANDERS, B. M.; HALPERN, B.; HAYS, C. G.; HOSHINO, K.; MINELLO, T. J.; ORTH, R. J.; SHERIDAN, P. F.; WEINSTEIN, M. P. The identification, conservation, and management of estuarine and marine nurseries for fish and invertebrates: a better understanding of the habitats that serve as nurseries for marine species and the factors that create site-specific variability in nursery quality will improve conservation and management of these areas. Bioscience, 51(8), p. 633-641. 2001.

BELLINI, C.; SANCHES, T. M.; FORMIA, A. Hawksbill turtle tagged in Brazil captured in Gabon, Africa. Marine Turtle Newsletter, v. 87, p. 11-12, 2000.

BEZERRA, D. P. Ingestão de resíduos sólidos por tartarugas-verdes (*Chelonia mydas*) em área de alimentação dentro de um mosaico de unidades de conservação no sul do estado de São Paulo, Brasil. Dissertação de Mestrado. Universidade Federal do Paraná. 2014.

BJORNDAL, K. A.; JACKSON, J. B. 10 Roles of Sea Turtles in Marine Ecosystems: Reconstructing the Past. The biology of sea turtles, 2, 259p. 2003.

BJORNDAL, K. A. Foraging ecology and nutrition of sea turtles. The biology of sea turtles, 1, p. 199-231, 1997.

BJORNDAL, K. A.; BOLTEN, A. B.; LAGUEUX, C. J. Ingestion of marine debris by juvenile sea turtles in coastal Florida habitats. Marine Pollution Bulletin 28, 154±158. 1994.

BONDIOLI, A. C. V. Estrutura populacional e variabilidade genética de tartaruga verde (*Chelonia mydas*) da região de Cananeia, São Paulo. Tese de Doutorado. Universidade de São Paulo. 2009.

BONDIOLI, A. C. V.; NAGAOKA, S. M.; MONTEIRO-FILHO, E. L. A. *Chelonia mydas*. Habitat and occurrence. Herpetological Review 39, p.213-213. 2008.

BOUCHARD, S. S.; BJORNDAL, K. A. Sea turtles as biological transporters of nutrients and energy from marine to terrestrial ecosystems. Ecology, v. 81, nº 8, p. 2305-2313, 2000.

BRAGA, E. S.; CHIOZZINI, V. G. Nutrientes dissolvidos no complexo estuarino lagunar de Cananeia-Iguape: Influência do Valo Grande no setor sul (1992 e 2005). Oceanografia e Mudanças Globais, 1ª ed. III Simpósio Brasileiro de Oceanografia. Instituto Oceanográfico da Universidade de São Paulo (Ed). São Paulo: 2008.

BUGONI, L.; KRAUSE, L.; PETRY, M. V. Marine debris and human impacts on sea turtles in southern Brazil. Marine pollution bulletin, v. 42, nº 12, p. 1330-1334, 2001.

BUNKLEY-WILLIAMS, L.; WILLIAMS JR., E. H.; HORROCKS, J. A.; HORTA, H. C.; MIGNUCCI-GIANNONI, A. A.; POPONI, A. C. New leeches and diseases for the hawksbill sea turtle and the West Indies. Comparative Parasitology, 75(2), p. 263-270. 2008.

BURKE, V. J.; MORREALE, S. J.; STANDORA, E. A. Diet of the Kemp's ridley sea turtle, *Lepidochelys kempii*, in New York waters. Fishery Bulletin, v. 92, nº 1, p. 26-32, 1994.

CAMPBELL, L. M. Contemporary Culture, Use, and Conservation of Sea Turtles. In: The Biology of Sea Turtle Vol. II. 2003.

CARACCIO M. N. Análisis de la composición genética de *Chelonia mydas* (tortuga verde) en el área de alimentación y desarrollo de Uruguay. Tesis de Maestria. Universidad de la Republica del Uruguay, Montevideo, UY. 89p. 2008.

CARACCIO, M. N.; DOMINGO, A.; MÁRQUEZ, A.; NARO-MACIEL, E.; MILLER, P.; PEREIRA, A. N. Las aguas del Atlántico Sudoccidental y su importancia en el ciclo de vida de la tortuga cabezona (*Caretta caretta*): evidencias a través del análisis del ADNmt. Collect. Vol. Sci. Pap. ICCAT, 62(6), p. 1831-1837. 2008.

CARR, A. & HIRTH, H. Social facilitation in green turtle siblings. Animal Behaviour 9.1: p. 68-70. 1961.

CARR, A.; CARR, M. H.; MEYLAN, A. B. The ecology and migrations of sea turtles, 7. The west Caribbean green turtle colony. La ecología y migraciones de tortugas marinas, 7. La colonia de la tortuga verde del Caribe occidental. Bulletin of the American Museum of Natural History., v. 162, nº 1, p. 1-46, 1978.

CASTILHOS, J. C.; TIWARI, M. Preliminary data and observations from an increasing olive ridley population in Sergipe, Brazil. Marine Turtle Newsletter, v. 113, p. 6-7, 2006.

CASTILHOS, J. C.; COELHO, C. A.; ARGOLO, J. F.; SANTOS, A. L. P.; MARCOVALDI, M. A.; SANTOS, A. S.; LOPEZ, M. Avaliação do estado de conservação da tartaruga marinha *Lepidochelys olivacea* (Eschscholtz, 1829) no Brasil. Biodiversidade Brasileira, nº 1, 2011.

CETESB – Companhia Estadual de Saneamento Ambiental. Avaliação do estado de degradação dos ecossistemas da Baixada Santista – SP. São Paulo: CETESB, 1991.

CETESB – Companhia Estadual de Saneamento Ambiental. Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental. Variáveis da Qualidade da água, v. 4, 1983.

CROWDER, L. B.; HOPKINS-MURPHY, S. R.; ROYLE, J. A. Effects of turtle excluder devices (TEDs) on loggerhead sea turtle strandings with implications for conservation. Copeia, p. 773-779, 1995.

DERRAIK, J. G. B. The pollution of the marine environment by plastic debris: a review. Marine pollution bulletin, v. 44, nº 9, p. 842-852. 2002. Disponível em: <www.iucnredlist.org>. Acesso em: 23 de julho de 2016.

DIAS, R. B.; BONDIOLI, A. C. V.; SCHLINDWEIN, M. N. Tourists and Sea Turtles: A First Evaluation of Tourism Potential and Risks in Cananeia, Brazil. Marine Turtle Newsletter, nº 142, p. 14, 2014.

DIEGUES, A. C. O mito moderno da natureza intocada. 4ª ed. São Paulo: Hucitec, 2002.

FALLABRINO A.; GONZÁLEZ-CARMAN, V.; BECKER, J. H.; BONDIOLI, A. C. V.; ESTIMA, S. C. Corredor Azul: Marine protected areas and sea turtles in the SW Atlantic. *In*: Proceedings of the 30th Annual Symposiumon Sea Turtle Biology and Conservation, Goa, India. 2010.

FERNANDES, A. Estudo da ocorrência de espécies de tartarugas marinhas em Ilhabela - Litoral Norte do Estado de São Paulo, como subsídio para criação de uma Unidade de Conservação. Dissertação de Mestrado. Universidade Estadual de Santa Cruz. 2015.

FERREIRA, R. L.; SANTOS, M. R.; MARTINS, H. R.; BOLTEN, A. B.; ISIDRO, E.; GIGA, A.; BJORNDAL, K. Accidental captures of loggerhead sea turtles by the Azores longline fishery in relation to target species and gear retrieving time. In: Proceedings of the 22nd annual symposium on sea turtle biology and conservation. Miami: 4–7 April 2002 (p. 261-262). 2003.

FILLA, G. D. F.; ATEM, A. C. G.; BISI, T. L.; OLIVEIRA, L. V. D.; DOMIT, C.; GONÇALVES, M.; HAVUKAINEN, L;. OLIVEIRA, F.; RODRIGUES, R. G.; ROSAS, F. C. W.; SANTOS-LOPES, A. R. D.; MONTEIRO-FILHO, E. L. D. A. Proposal for creation of a "zoning with regulation of use in the Cananeia estuarine-lagoon complex" aiming the conservation of the estuarine dolphin, Sotalia guianensis (van Bénéden) (Cetacea, Delphinidae). Panam. J. Aquat. Sci, 3(1), p. 75-83. 2008.

FORMIA, A. Population and genetic structure of the green turtle (*Chelonia mydas*) in west and central Africa; implications for management and conservation. Thesis for Doctor of Philosophy. Cardiff University. 2002.

FRAZIER, J. Prehistoric and ancient historic interactions between humans and marine turtles. The biology of sea turtles, v. 2, p. 1-38, 2003.

GALLO, B. M.; MACEDO, S.; GIFFONI, B. B.; BECKER, J. H.; BARATA, P. C. R. Sea turtle conservation in Ubatuba, southeastern Brazil, a feeding area with incidental capture in coastal fisheries. Chelonian conservation and biology, v.5, nº1, p. 93-101. 2006.

GEROSA, G.; CASALE, P.; YERLI, S. V. Report on a sea turtle nesting beach study (Akyatan, Turkey), 1994. Chelon, Marine Turtle Conservation and Research Program (Tethys Research Institute), PO Box, v. 11, nº 224, p. 00141, 1995.

MINUTA

GREENBLATT, R. J.; WORK, T. M.; DUTTON, P.; SUTTON, C. A.; SPRAKER, T. R.; CASEY, R. N.; DIEZ, C. E.; PARKER, D.; ST LEGER, J.; BALAZS, G. H.; CASEY, J.W. Geographic variation in marine turtle fibropapillomatosis. Journal of Zoo and Wildlife Medicine, 36(3), p. 527-530. 2005.

GUSMÃO, J. S. P. Percepção e interação de comunidades caiçaras do complexo estuarino-lagunar de Iguape-Cananeia, SP, Brasil, com tartarugas marinhas. Dissertação de mestrado. Universidade Federal de São Carlos. 2013.

HAMANN, M.; GODFREY M. H.; SEMINOFF, J. A.; ARTHUR, K.; BARATA, P. C. R.; BJORNDAL,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, nº3, p245-269. 2010.

HAWKES, L. A.; BRODERICK, A. C.; COYNE, M. S.; GODFREY, M. H.; GODLEY, B. J. Only some like it hot—quantifying the environmental niche of the loggerhead sea turtle. Diversity and distributions, v. 13, nº 4, p. 447-457, 2007.

HAZEL, J.; LAWLER, I. R.; MARSH, H.; ROBSON, S. Vessel speed increases collision risk for the green turtle *Chelonia mydas*. Endangered Species Research, v.3, p.105-113. 2007.

IUCN – International Union For Conservation Of Nature. The IUCN Red List of Threatened Species. Versão 2016-1. Disponível em: <www.iucnredlist.org>. Acesso em: 23 de julho de 2016.

LAHANAS, P. N.; BJORNDAL, K. A.; BOLTEN, A. B.; ENCALADA, S. E.; MIYAMOTO, M. M.; VALVERDE, R. A.; BOWEN, B. W. Genetic composition of a green turtle (*Chelonia mydas*) feeding ground population: evidence for multiple origins. *Marine Biology*, *130*(3), p. 345-352.1998.

LAPORTA, M.; LOPEZ, G. Loggerhead sea turtle tagged in Brazil caught by a trawler in waters of the Common Argentinian-Uruguayan Fishing Area. Marine Turtle Newsletter, v. 102, nº 14, p. 164-166, 2003.

LI, C.; WU, X. C.; RIEPPEL, O.; WANG, L. T.; ZHAO, L. J. An ancestral turtle from the Late Triassic of southwestern China. Nature, 456(7221), p. 497-501. 2008.

LOHMANN K. J.; WITHERINGTON, B. E.; LOHMANN, C. M. F.; SALMON, M. Orientation, Navigation and Natal Beach Homing in Sea Turtle. In: LUTZ, P. L. & MUSICK, J. A. (Eds.). The Biology of Sea Turtles. CRC Press, 432p. 1997.

LUCHETTA, A. C. C. B.; BONDIOLI, A. C. V. Technics of observation of marine turtles in brazilian south coast. In: 29th Symposium on Sea Turtle Biology & Conservation, 2009, Brisbane. Proceedings of 29th Symposium on Sea Turtle Biology &Conservation, 2009.

LUSCHI, P.; HAYS, G. C.; PAPI, F. A review of long-distance movements by marine turtles, and the possible role of ocean currents. Oikos, v. 103, nº 2, p. 293-302, 2003.

LUTCAVAGE, M. E.; LUTZ, P. L. Diving physiology. The biology of sea turtles, v. 1, p. 276-296, 1997.

MACHADO, A. B. M.; DRUMMOND, G. M.; PAGLIA, A. P. Livro Vermelho da Fauna Brasileira Ameaçada de Extinção. 1ª ed. Brasília: MMA (Biodiversidade 19), 2 vols., 2008.

MAHIQUES, M. M. D.; BURONE, L.; FIGUEIRA, R. C. L.; LAVENÉRE-WANDERLEY, A. A. O.; CAPELLARI, B.; ROGACHESKI, C. E.; BARROSO, C. P.; SANTOS, L. A. S.; CORDERO, L. M.; CUSSIOLI, M. C. Anthropogenic influences in a lagoonal environment: a multiproxy approach at the valo grande mouth, Cananeia-Iguape system (SE Brazil). Brazilian Journal of Oceanography, 57(4), p. 325-337. 2009.

MARCOVALDI, M. A; LOPEZ, G. G.; SOARES, L. S.; BELINI, C.; SANTOS, A. S.; LOPEZ, M. Avaliação do estado de conservação da tartaruga marinha *Eretmochelys imbricata* (Linnaeus, 1766) no Brasil. Biodiversidade Brasileira, v.1, p. 20-27. 2011a.

MARCOVALDI, M. A.; MARCOVALDI, G. G. Marine turtles of Brazil: the history and structure of Projeto TAMAR-IBAMA. Biological conservation, v. 91, nº 1, p. 35-41, 1999.

MARCOVALDI, M. A.; BAPTISTOTTE, C.; DE CASTILHOS, J. C.; GALLO, B. M. G.; LIMA, E. H. S. M.; SANCHES, T. M.; VIEITAS, C. F. Activities by Project TAMAR in Brazilian sea turtle feeding grounds. Marine Turtle Newsletter, v.80, p. 5-7. 1998.

MARCOVALDI, M. A.; LOPEZ, G. G.; SOARES, L. S.; SANTOS, A. J.; BELLINI, C.; BARATA, P. C. R. Fifteen years of hawksbill sea turtle (*Eretmochelys imbricata*) nesting in Northern Brazil. Chelonian Conservation and Biology, 6(2), p. 223-228. 2007.

MINUTA

MARCOVALDI, M. A.; LOPEZ, G. G.; SOARES, L. S.; LIMA, E. M.: THOMÉ, J. C.; ALMEIDA, A. P. Movimentos migratórios da tartaruga-cabeçuda, *Caretta caretta*, monitorados através de telemetria por satélite. In: Resumos do IV Congresso Brasileiro de Herpetologia. SBH/UnB. 2009.

MARCOVALDI, M. A.; SANTOS, A. S.; SALES, G. Plano de Ação Nacional para Conservação das Tartarugas Marinhas. Brasília: ICMBio, 2011b.

MARCOVALDI, M. A.; LOPEZ, G. G.; SOARES, L. S.; LIMA, E. M.: THOMÉ, J. C.; ALMEIDA, A. P. Satellite-tracking of female loggerhead turtles highlights fidelity behavior in northeastern Brazil. Endangered Species Research, 12(3), p. 263-272. 2010.

MARQUEZ, R.; PEÑAFLORES, C.; VASCONCELOS, J. Olive ridley turtles (*Lepidochelys olivacea*) show signs of recovery at La Escobilla, Oaxaca. Marine Turtle Newsletter, v. 73, p. 5-7, 1996.

MARTINEZ-SOUZA, G. Projeto Corredor Marinho Brasil-Uruguai: uma iniciativa binacional de pesquisa, extensão e capacitação no Atlântico Sul Ocidental. In: ANAIS da V Jornada de Pesquisa e Conservação de Tartarugas Marinhas no Atlântico Sul Ocidental, 2011.

MEYLAN, A. B. Status of the Hawksbill Turtle (*Eretmochelys imbricata*) in the Caribbean Region. Chelonian Conservation and Biology, v. 3, nº 2, p. 177-184, 1999.

MILLER, J. D.; LIMPUS, C. J.; GODFREY, M. H. Nest site selection, oviposition, eggs, development, hatching, and emergence of loggerhead turtles. Loggerhead sea turtles, v. 12, 2003.

MMA – Ministério do Meio Ambiente. 2017. Brasil tem mais três sítios Ramsar. Disponível em: <http://www.mma.gov.br/index.php/comunicacao/agencia-informma?view=blog&id=2593>. Acesso em: 29 de novembro de 2017.

MORREALE, S. J.; RUIZ, G. J.; SPOTILA, J. R.; STANDORA, E. A. Temperature-dependent sex determination: current practices threaten conservation of sea turtles. Science, v. 216, nº 4551, p. 1245-1247, 1982.

MORTIMER, J. A.; DONNELLY, M. *Eretmochelys imbricata*. IUCN Red List of Threatened Species, v. 1. [S.I.]. 2007.

MROSOVSKY, N.; RYAN, G. D.; JAMES, M. C. Leatherback turtles: the menace of plastic. Marine pollution bulletin, v. 58, nº 2, p. 287-289, 2009.

MUSICK, J. A.; LIMPUS, C. J. Habitat utilization and migration in juvenile sea turtles. The biology of sea turtles, v. 1, p. 137-163, 1997.

NARO-MACIEL, E.; BECKER, J. H.; LIMA, E. H.; MARCOVALDI, M. A.; DESALLE, R. Testing dispersal hypotheses in foraging green sea turtles (*Chelonia mydas*) of Brazil. Journal of Heredity, v. 98, nº1, p. 29-39. 2007.

NARO-MACIEL, E.; BONDIOLI, A. C. V.; MARTIN, M.; ALMEIDA, A. P.; BAPTISTOTTE, C.; BELLINI, C.; MARCOVALDI, M. A.; SANTOS, A. J. B.; AMATO, G. The interplay of homing and dispersal in green turtles: a focus on the southwestern Atlantic. Journal of Heredity, v.103, nº6, p. 792-805. 2012.

NATIONAL RESEARCH COUNCIL (US). COMMITTEE ON SEA TURTLE CONSERVATION. Decline of the sea turtles: causes and prevention. National Academies Press, 1990.

ORAVETZ, C. A. Reducing incidental Cath in fisheries. In: ECKERT, K. L. *et al.* (Eds.). Research and Management Techniques for the Conservation of Sea Turtles, nº 4, Marine Specialist Group Publications, p. 189–193. 1999.

PEGAS, F. V.; STRONZA A. Ecotourism and sea turtle harvesting in a fishing village of Bahia, Brazil. Conservation and Society, v. 8, nº1, p. 15. 2010.

PLOTKIN, P. T.; OWENS, D. W.; BYLES, R. A.; PATTERSON, R. Departure of male olive ridley turtles (*Lepidochelys olivacea*) from a nearshore breeding ground. Herpetologica, p. 1-7. 1996.

POLOCZANSKA, E. S.; LIMPUS, C. J.; HAYS, G. C. Vulnerability of marine turtles to climate change. Advances in marine biology, 56, p. 151-211. 2009.

PRITCHARD, P. C. H. Evolution, phylogeny, and current status. The biology of sea turtles, v. 1, p. 1-28, 1997.

PROSDOCIMI, L.; CARMAN, V. G.; ALBAREDA, D. A.; REMIS, M. I. Genetic composition of green turtle feeding grounds in coastal waters of Argentina based on mitochondrial DNA. Journal of Experimental Marine Biology and Ecology, v. 412, p. 37-45. 2012.

MINUTA

REVELLES, M.; CARDONA, L.; AGUILAR, A.; BORRELL, A.; FERNÁNDEZ, G.;SAN FÉLIX, M. Stable C and N isotope concentration in several tissues of the loggerhead sea turtle *Caretta caretta* from the western Mediterranean and dietary implications. Scientia Marina, 71(1), p. 87-93. 2007.

SALES, G.; GIFFONI, B. B.; BARATA, P. C. R. Incidental catch of sea turtles by the Brazilian pelagic longline fishery. Journal of the Marine Biological Association of the UK, v. 88, nº 04, p. 853-864, 2008.

SANCHES, T. M. Avaliação e ações prioritárias para a conservação da biodiversidade da zona costeira e marinha – tartarugas marinhas. [S.l.]. [s.d.].

SANTORO, M.; MORALES, J. Some digenetic trematodes of the olive ridley sea turtle, *Lepidochelys olivacea* (Testudines, Cheloniidae) in Costa Rica. Helminthologia, v. 44, nº 1, p. 25-28, 2007.

SANTOS, A. S.; SOARES, L. S.; MARCOVALDI, M. A.; MONTEIRO, D. S; GIFFONI, B.; ALMEIDA, A. P. Avaliação do estado de conservação da tartaruga marinha *Caretta caretta* (Linnaeus, 1758) no Brasil. Biodiversidade Brasileira, v.1, p. 3-11, 2011.

SCHUYLER, Q.; HARDESTY, B. D.; WILCOX, C.; TOWNSEND, K. To eat or not to eat? Debris selectivity by marine turtles. PloS one, 7(7), e40884. 2012.

SILVA, G. C.; VAZ-DOS-SANTOS, A. M.; MARACINI, P. Análise de encalhes de tartarugas marinhas (Testudines: Cheloniidae e Dermochelydae) nos municípios da Baixada Santista, Iguape e Cananeia no período de 2004 a 2011.

SOUZA, F. A. Z. Desafios e perspectivas da participação social nos conselhos gestores de duas Unidades de Conservação na baixada santista do estado de São Paulo. Tese de Doutorado. Universidade de São Paulo. 2012.

STANDORA, E. A.; SPOTILA, J. R. Temperature dependent sex determination in sea turtles. Copeia: p. 711-722, 1985.

TAMAR. Banco de Dados TAMAR/SITAMAR. Contato: Alexsandro Santos (alex@tamar.org.br).

WALLACE, B. P.; D. DIMATTEO, A. D.; HURLEY, B. J.; FINKBEINER, E. M.; BOLTEN, A. B.; CHALOUPKA, M. Y.; HUTCHINSON, B. J.; ABREU-GROBOIS, 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.; GIRARD, A.; GIRONDOT, M.; GODFREY, M. H.; HAMANN, M.; LÓPEZ-MENDILAHARSU, M.; MARCOVALDI, M. A.; MORTIMER, J. A.; MUSICK, J. A.; NEL, R.; PILCHER, N. J.; SEMINOFF, J. A.; TROËNG, S.; WITHERINGTON, B.; MAST. R. B. Regional management units for marine turtles: a novel framework for prioritizing conservation and research across multiple scales. PLoS One, 2010.

WEISHAMPEL, J. F.; BAGLEY, D. A.; EHRHART, L. M. Earlier nesting by loggerhead sea turtles following sea surface warming. Global Change Biology, v. 10, nº 8, p. 1424-1427, 2004.

WITT, M. J.; BRODERICK, A.; JOHNS, D.; MARTIN, C.; PENROSE, R.; HOOGMOED, M.; GODLEY, B. Prey landscapes help identify potential foraging habitats for leatherback turtles in the NE Atlantic. Marine Ecology Progress Series. 2007.

- **Herpetofauna Terrestre**

BATAUS, Y. S. L. & REIS, M. L. (Org.). Plano de ação nacional para a conservação da herpetofauna insular ameaçada de extinção. Brasília: ICMBio, 124 p., 2011.

BERTOLUCI, J.; BRASSALOTI, R. A.; RIBEIRO, J. W.; VILELA, V. M. F. N.; SAWAKUCHI, H. O. Species composition and similarities among Anuran assemblages of forest sites in Southeastern Brazil. Sci. Agric. (Piracicaba, Braz.), nº 64, v. 4, p. 364-374, 2007.

BRASIL. Decreto federal n°. 3.607, de 21 de setembro de 2000. Dispõe sobre a implementação da Convenção sobre Comércio Internacional das Espécies da Flora e Fauna Selvagens em Perigo de Extinção - CITES, e dá outras providências. D.O.U. de 22.09.2000, 2000.

BRASIL. Lei n°. 9.985, de 18 de julho de 2000. Regulamenta o art. 225, § 1°, incisos I, II, III e IV da Constituição Federal, institui o Sistema Nacional de Unidades de Conservação da Natureza e dá outras providências. D.O.U. de 19 de julho de 2000a.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. Portaria n° 444 de 17 de dezembro de 2014 reconhece a lista nacional oficial de fauna ameaçada de extinção. D.O.U., nº 245, p. 121-126, em 18.12.2014.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. Portaria n° 48 de 06 de outubro de 2015 Aprova o Plano de Ação Nacional para Conservação da Herpetofauna Ameaçada da Mata Atlântica da Região Sudeste do Brasil – PAN Herpetofauna do Sudeste. D.O.U., nº 192, p. 49, em 07.10.2015.

CARNAVAL, A. C. O. Q.; PUSCHENDORF, R.; PEIXOTO, O. L.; VERDADE, V. K. & RODRIGUES, M. T. Amphibian Chytrid Fungus Broadly Distributed in the Brazilian Atlantic Rain Forest. EcoHealth nº 3, p. 41-48, 2006.

CICCHI, P. J. P.; SERAFIM, H.; SENA, M. A.; CENTENO, F. C. & JIM, J. Herpetofauna em uma área de Floresta Atlântica na Ilha Anchieta, município de Ubatuba, sudeste do Brasil. Biota Neotrópica, nº 2, v. 9, 2009.

COSTA, H. C.; BÉRNILS, R. S. Répteis brasileiros: lista de espécies 2015. Herpetologia Brasileira, nº 3, v. 4, p. 75-93. 2015.

ERNST, C. H. & BARBOUR, R. W. Turtles of the world. USA: Smithsonian Institution, 313 p. 1989.

FREITAS-FILHO, R. F. Dieta e Avaliação de contaminação mercurial no jacaré-de-papo-amarelo, *Caiman latirostris*, Daudin 1802, (Crocodylia, Alligatoridae) em dois parques naturais no município do Rio de Janeiro. Dissertação de Mestrado, Universidade Federal de Juiz de Fora, 89 p. 2008.

FROST. D. Amphibian Species of the World 6.0. New York: The American Museum of Natural History. 2016. Disponível em: <http://research.amnh.org/vz/herpetology/amphibia/>. Acesso em: 18 de agosto de 2016.

FUNDAÇÃO FLORESTAL. Serviços técnicos especializados para elaboração, por meio de processos participativos, dos Planos de Manejo de cada uma das três APAs Marinhas do Estado de São Paulo.

HADDAD, C. F. B.; TOLEDO, L. F.; PRADO, C. P. A.; LOEBMANN, D.; GASPARINI, J. L. & SAZIMA, I. Guia dos anfíbios da Mata Atlântica: diversidade e biologia. São Paulo: Anolis Books, 544 p., 2013.

HEYER, W. R., RAND, A. S.; CRUZ, C. A. G.; PEIXOTO, O. L. & NELSON, C. E. Frogs of Boracéia. Arquivos de Zoologia, nº 31, p. 231-410, 1990.

IUCN – International Union for Conservation of Nature. The IUCN Red List of Threatened Species. Version 2016-1. Disponível em <www.iucnredlist.org>. Acesso em: 02 de agosto de 2016.

IVERSON, J. B. A. Revised Checklist with Distribution Maps of the Turtles of the World. Richmond, Indiana: Privately Printed, 363 p., 1992.

LESSA, I. C. M. & BERGALLO, H. G. Modelling the population control of the domestic cat: an example from an island in brazil. Brazilian Journal of Biology, v. 72, nº 3, p. 445-452, 2012.

MARQUES, O. A. V. & SAZIMA, I. História natural dos répteis da Estação Ecológica Juréia-Itatins. In: MARQUES, O. A. V. & DULEBA, W. (Eds.). Estação Ecológica Juréia-Itatins. Ambiente físico, flora e fauna. Ribeirão Preto: Holos Editora Ltda., 2004.

NUÑEZ, M. A. & DIMARCO, R. D. Keystone species. The berkshire encyclopedia of sustainability: ecosystem management and sustainability, p. 226-230, 2012. Disponível em: <www.berkshirepublishing.com>. Acesso em: 10 de agosto de 2016.

POMBAL, J. P. & GORDO, M. Anfíbios anuros da Juréia. In: MARQUES, A. V. & DULEBA, W. (Ed.). Estação Ecológica Juréia-Itatins. Ambiente físico, flora e fauna. Ribeirão Preto: Holos Editora Ltda. p. 243-256, 2004.

PONTES, J. A. L. & MELLO, F. A. P. Uso público em unidades de conservação de proteção integral: considerações sobre impactos na biodiversidade, p. 221-232. In: Anais do Encontro Fluminense sobre uso Público em Unidades de Conservação: Gestão e Responsabilidades, Niterói, RJ, 2013. Disponível em <www.rjusopublico. uff.br>. Acesso em: 15 de agosto de 2016.

PONTES, J. A. L. *et al.* Unidades de conservação da Cidade do Rio de Janeiro: *Hotspots* da herpetofauna carioca. In: PONTES, J. A. L. (Org.). Biodiversidade carioca: segredos revelados. Rio de Janeiro: Technical Books, p. 176-194, 361 p., 2015.

ROCHA, C. F. D.; ANJOS, L. A. & BERGALLO, H. G. Conquering Brazil: the invasion by the exotic gekkonid lizard *Hemidactylus mabouia* (Squamata) in Brazilian natural environments. Zoologia, nº 28, v. 6, p. 747-754, 2011.

ROSSA-FERES, D. C. *et al.* Anfíbios do Estado de São Paulo, Brasil: conhecimento atual e perspectivas. Biota Neotropica, v. 11, p. 47-66, 2011.

MINUTA

SÃO PAULO, (Estado). Decreto nº 60.133 de 07 de fevereiro de 2014. Declara as espécies da fauna silvestre ameaçadas de extinção, as quase ameaçadas e as deficientes de dados para avaliação no Estado de São Paulo e dá providências correlatas. D.O., nº 124, v. 27, p. 25-31, 08.02. 2014.

SAWAYA, R. J. & HADDAD, C. F. B. Amphibia, Anura, *Stereocyclops parkeri*: distribution extension, new state record, geographic distribution map. Check List, v. 3, p. 74-76, 2006.

SEGALLA, M. V. *et al.* Brazilian amphibians: list of species. Herpetologia Brasileira, nº 2, v.3, p. 37-48, 2014.

SIQUEIRA, C. C. & ROCHA, C. F. D. Gradiente altitudinais; conceitos e implicações sobre a biologia, a distribuição e a conservação dos anfíbios anuros. Oecologia Australis, nº17, v.2, p. 92-112, 2013.

VAN SLUYS, M. *et al.* Anfíbios nos remanescentes florestais de Mata Atlântica no estado do Rio de Janeiro. Pp. 175-182. In: BERGALLO, H. G. *et al.* Estratégias e ações para a conservação da biodiversidade no estado do Rio de Janeiro. Rio de Janeiro: Instituto Biomas, p. 344, 2009.

VERDADE, L. M.; LARRIERA, A.; PIÑA, C. I. Broad-snouted caiman - *Caiman latirostris*. Status Survey and Conservation Action Plan, Third Edition. In: MANOLIS, S. C. & STEVENSON, C. (Ed.). Crocodile Specialist Group: Darwin, 2010.

VITT, L. J. & CALDWELL, J. P. Herpetology: an introductory biology of amphibians and reptiles (Third Edition). California: Academic Press, 697 p., 2009.

WELLS, K. D. The Ecology and behavior of amphibians. Chicago: University of Chicago Press, 1148 p., 2007.

ZAHER, H.; BARBO, F. E.; MARTÍNEZ, P. S.; NOGUEIRA, C.; RODRIGUES, M. T.; SAWAYA, R. J. Répteis do Estado de São Paulo: conhecimento atual e perspectivas. Biota Neotropica, v. 11, p. 67-81, 2011.

ZINA, J.; PRADO, C. P. A.; BRASILEIRO, C. A. & HADDAD, C. F. B. Anurans of the sandy coastal plains of the Lagamar Paulista, state of São Paulo, Brazil. Biota Neotropica, nº 12, v. 1, p. 251-260, 2012.

- **Mastofauna Aquática**

AMORIM, D. B. *et al. Mycobacterium pinnipedii* in a Stranded South American Sea Lion (*Otaria byronia*) in Brazil. Journal of Wildlife Diseases. Lawrence., v. 50, nº 2, p. 419-422, 2014.

ATEM, A. C. & MONTEIRO-FILHO, E. L. Nocturnal activity of the estuarine dolphin (*Sotalia guianensis*) in the region of Cananeia, são Paulo state, Brazil. Aquatic Mammals, 32(2), 236 p. 2006

BALDASSIN, P. *et al.* Veterinary treatment of an Injured Wild Franciscana Dolphin Calf (*Pontoporia blainvillei*, Gervais & D`Orbigny, 1844). The Latin American Journal of Aquatic Mammals, [S.l.], v.6, nº 2, p.185-187, 2007.

BARBIERI, M. B. Mamíferos Marinhos do Estado de São Paulo. Curitiba. 51f. Monografia (graduação) - Bacharelado em Biologia, Universidade Federal do Paraná, 2004.

BASTIDA, R. *et al.* Mamíferos Acuaticos de Sudamerica y Antartida. Buenos Aires: Vazquez Mazzini Esitores, 368p. 2007.

BERTONATTI, C.; PARERA, A. "Lobito de río." Revista Vida Silvestre, nuestro libro rojo. Fundación Vida Silvestre Argentina. Ficha 34, 2p. 1994.

BERTOZZI, C. P. Interação com a pesca: implicações na conservação da toninha, *Pontoporia blainvillei* (Cetacea, Pontoporiidae) no litoral do estado de São Paulo, SP. 190f. Tese de Doutorado. Instituto Oceanográfico da Universidade de São Paulo, Universidade de São Paulo, 2009.

BERTOZZI, C. P. *et al.* Registros georreferenciados de capturas acidentais e avistagem de toninha, *Pontoporia blainvillei*, no Estado de São Paulo (FMA II), Brasil.In: Reunión de Trabajo de Expertos en Mamíferos Acuáticos de América del Sur, 15, Puerto Madryn. Anais...[S.l.], 2012.

BESTER, M. N. Population trends of Subantarctic fur seals and southern elephant seals at Gough Island. South African Antaret. Researche, [S.l.], v. 20, p. 9-12, 1990.

BICEGO, M. C. *et al.* Assessment of contamination by polychlorinated biphenyls and aliphatic and aromatic hydrocarbons in sediments of the Santos and Sao Vicente Estuary System, São Paulo, Brazil. Marine Pollution Bulletin, [S.l.], v. 52, nº 12, p. 1804-1816. 2006.

BORDINO, P. *et al.* Ecology and behaviour of the franciscana dolphin *Pontoporia blainvillei* in Bahía Anegada, Argentina. Report of the working group on behavior. Latin American Journal of Aquatic Mammals, [S.l.], v. 1, nº 1, p. 21-23, 2002.

MINUTA

BRANDT, A. P. Dieta e Uso do Habitat por *Lontra longicaudis* (Carnivora: Mustelidae) no Parque Estadual de Itapuã, Viamão, RS. 90f. Dissertação de Mestrado. Instituto de biociência, Universidade federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre: 2004.

CARVALHO-JUNIOR, O. No rastro da lontra brasileira., Florianópolis: Ed. Bernuncia, 112p. 2007.

CASTELLO, H. P.; PINEDO, M. C. Primeiro registro de *Arctocephalus tropicalis* para a costa do Rio Grande do Sul (Pinnipedia, Otariidae). Atlântica, [S.l.], v. 2, nº 2, p. 111-119, 1977.

COLABUONO, F. I. *et al.* Plastic ingestion by Procellariiformes in Southern Brazil. Marine pollution bulletin, [S.l.], v. 58, p. 93-96, 2009.

CRESPO, E. A.; HARRIS, G.; GONZALES, R. Group size and distributional range of franciscana, *Pontoporia blainvillei*. Marine Mammals. Science, [S.l.], v. 14, nº 4, p. 845-849, 1998.

DA SILVA, A. M. F. *et al.* Polychlorinated biphenyls and organochlorine pesticides in edible fish species and dolphins from Guanabara Bay, Rio de Janeiro, Brazil. Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology, [S.l.], v. 70, nº 6, p. 1151-1157, 2003.

DA SILVA, V. M. F.; BEST, R. C. Tucuxi, *Sotalia fluviatilis* (Gervais, 1853). In: RIDGWAY, S. H.; HARRISON, R. J. (Orgs). Handbook of marine mammals. Londres: Academic Press, p. 43-69. 1994.

DA SILVA, V. M.; BEST, R. C. *Sotalia fluviatilis*. Mammals Species, [S.l.], v. 527, p. 1- 7, 1996.

DE VIVO, M. *et al.* Checklist dos mamíferos do Estado de São Paulo, Brasil. Biota Neotropica, São Paulo, v. 11, nº 1a, p. 111-131, 2011. Disponível em: <http://bit.ly/2ehZMSc>. Acesso em: 10 de agosto de 2016.

DENUNCIO, P. *et al.* Plastic ingestion in Franciscana dolphins, *Pontoporia blainvillei* (Gervais and D'Orbigny, 1844), from Argentina. Marine Pollution Bulletin, [S.l.], v. 62, nº 8, p. 1836-1841, 2011.

DI BENEDITTO, A. P. M. Ecologia alimentar de *Pontoporia blainvillei* e *Sotalia fluviatilis* (Cetacea) na costa norte do Estado do Rio de Janeiro, Brasil. Tese de Doutorado. Universidade Estadual do Norte Fluminense 2000.

DI BENEDITTO, A. P. M. Presence of franciscana dolphin (*Pontoporia blainvillei*) remains in the stomach of a tiger shark (*Galeocerdo cuvieri*) captured in southeastern Brazil. Aquatic Mammals, [S.l.], v. 30, nº2, p. 311-314, 2004.

DORNELES, P. R. *et al.* Cadmium concentrations in franciscana dolphin (*Pontoporia blainvillei*) from south brazilian coast. Brazilian Journal of Oceanography, [S.l.], v. 55, nº 3, p. 179-186, 2007.

EBERT, M. *et al.* Monitoramento dos encalhes de pinípedes no litoral sul do Estado de São Paulo, Brasil. In: Congreso Colombiano de Zoología, 4, Cartagena de Indias, Anais... [S.l.], 2015.

EMMONS, L. H.; FEER, F. Neotropical Rainforest Mammals: a Field Guide. Chicago: University of Chicago Press, 396p. 1997.

FERANDEZ, A. *et al.* "Gas and fat embolic syndrome" involving a mass stranding of beaked whales (family Ziphiidae) exposed to anthropogenic sonar signals. Veterinary Pathology, [S.l.], v. 42, nº 4, p. 446 – 475, 2005.

FERREIRA, H. O.; ZERBINI, A. N.; SICILIANO, S. Occurrence of crabeater and leoperd seals in Southern Brazil. In: Biennial Conference on the Biology of Marine Mammals, 11, Orlando, Anais... [S.l.], p. 36. 1995.

FERREIRA, J. M. *et al.* Multiple origins of vagrant Subantarctic fur seals: a long journey to the Brazilian coast detected by molecular markers. Polar Biology, [S.l.], v. 31, p. 303 – 308, 2008.

FILLA, G. & MONTEIRO FILHO, E. L. A. O desenvolvimento do turismo náutico e a sua ligação com a observação do boto-cinza (*Sotalia guianensis*) na região de Cananeia, litoral sul do Estado de São Paulo. Revista Turismo em Análise, 20(2), p. 282-301. 2009.

FILLA, G. D. F.; MONTEIRO-FILHO, E. L. D. A. Monitoring tourism schooners observing estuarine dolphins (Sotalia guianensis) in the Estuarine Complex of Cananeia, south-east Brazil. Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems, [S.l.], v. 9, nº 7, p. 772-778, 2009.

FILLA, G. D. F. *et al.* Proposal for creation of a "zoning with regulation of use in the Cananeia estuarine-lagoon complex" aiming the conservation of the estuarine dolphin, *Sotalia guianensis* (van Bénéden)(Cetacea, Delphinidae). Panam. J. Aquat. Sci, 3(1), p. 75-83. 2008.

FONTANA, C. S.; BENCKE, G. A.; REIS, R. E. Livro vermelho da fauna ameaçada de extinção no Rio Grande do Sul. Porto Alegre: Edipucrs, 632p. 2003.

FOSTER-TURLEY, P.; MACDONALD, S.; MASON, C. F. Otters: an Action Plan for their Conservation. IUCN/SSC Otter Specialist Group. 126p. 1990.

GEISE, L.; GOMES, N. & CERQUEIRA, R. Behaviour, habitat use and population size of *Sotalia fluviatilis* (Gervais, 1853) (Cetacea, Delphinidae) in the Cananeia estuary region, São Paulo, Brazil. Revista Brasileira de Biologia, 59(2), p. 183-194. 1999.

GERACI, J. R.; LOUNSBURY, V. J. Pinnipeds. In: Marine mammals ashore: A field guide for strandings. Galveston: Texas A & M Sea Grant Publication, p. 35-69. 1993.

GLIESH, R. A fauna de Torres. Revista de Engenharia de Porto Alegre (EGATEA), v. 10, nº 5, p. 253-354, Porto Alegre: 1925.

GRIFFITHS, G.; LEITH, A.; GREEN, M. Proteins that play Jekyll and Hyde, New Scientist, [S.I.], v. 16, p. 59-61, 1987.

GUIMARÃES, J. P. Ingestão de lixo plástico por boto-cinza, *Sotalia guianensis*, na costa do Nordeste do Brasil. Arquivo de ciências do Mar, Fortaleza, v. 46, nº 1, p. 107-112, 2013.

HAMMOND, P. S. *et al. Steno bredanensis*. The IUCN Red List of Threatened Species. 2012. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2012.RLTS.T20738A17845477.en>. Acesso em: 12 de agosto de 2016.

HENRIQUE-GARCIA, J.; E BARRETO, A. S. Análise qualitativa e quantitativa de conteúdos estomacais de toninhas (*Pontoporia blainvillei*) capturadas acidentalmente no litoral centro-norte de Santa Catarina, Brasil. In: Reunión Internacional sobre el estúdio de los Mamíferos Acuáticos, 1, Mérida. Proceedings… [S.I.], 2006.

JEFFERSON, T. A.; LEATHERWOOD, S.; WEBER, M. A. Marine mammals of the world. FAO Species Identification Guide. [S.I.]: United Nations Environment Programme, 320p. 1993.

JEPSON, P. D. *et al.* Gas-bubble lesions in stranded cetaceans. Nature, [S.I.], v. 425, p.575, 2003.

KATZ, H.; MORGADES, D.; CASTRO-RAMOS, M. Pathological and parasitological findings in south American fur seal pups (*Arctocephalus australis*) in Uruguay. ISRN Zoology, [S.I.], 2012.

LODI, L.; SICILIANO, S. A southem elephant seal in Brazil. Marine Mammal Science, [S.I.], v. 5, nº 3, 313 p., 1989.

MACHADO, A. B. M.; DRUMMOND G. M.; PAGLIA A. P. (Orgs). Livro vermelho da fauna brasileira ameaçada de extinção. Brasília: Fundação Biodiversitas, 1420 p., 2008.

MACHADO, A. B. M.; MARTINS, C. S.; DRUMMOND, G. M. Lista da fauna brasileira ameaçada de extinção Belo Horizonte: Fundação Biodiversitas. 160 p., 2005.

MARTINS, M. B. *et al.* Registros de Pinípedes (Mammalia: Pinnipedia) para o Litoral Norte do Rio Grande do Sul, Brasil (1991-1995). In: Congresso Brasileiro de Zoologia, 21. Resumos. Porto Alegre: Sociedade Brasileira de Zoologia Universidade Federal do Rio Grande do Sul, 1996.

MATIKIN, C. O. *et al.* Ongoing population-level impacts on killer whales *Orcinus orca* following the 'Exxon Valdez' oil spill in Prince William Sound, Alaska. Marine Ecology Progress Series, [S.I.], v. 356, p. 269 – 281, 2008.

McCARTY, J. P.; SECORD, A. L. Nest-Building Behavior in PCB-Contaminated Tree Swallows. The Auk, [S.I.], v. 116, nº 1, p. 55 – 63, 1999.

MELQUIST, W. E.; G. HORNOCKER. M. G. Ecology of river otters in west central Idaho. Wildlife monographs, [S.I.], v. 83, p. 3 - 60, 1983.

MONTEIRO-FILHO, E. L. A. *et al.* Guia ilustrado de mamíferos marinhos do Brasil. São Paulo: Instituto de Pesquisas Cananeia (IPeC). 108p. 2013.

MOORE, S. E. Marine mammals as ecosystem sentinels. Journal of Mammalogy, [S.I.], v. 89, nº 3, p. 534-540, 2008.

MOURA, J. F. O boto-cinza (*Sotalia guianensis*) como sentinela da saúde dos ambientes costeiros: estudo das concentrações de mercúrio no estuário Amazônico e costa norte do Rio de Janeiro. 124f. Dissertação de Mestrado. Saúde pública e meio ambiente. Fundação Instituto Oswaldo Cruz, Rio de Janeiro: 2009.

MOURA, J. F.; SICILIANO, S. Straggler subantartic fur seals (*Arctocephalus tropicalis*) on the coast of Rio de Janeiro state, Brazil. Latin American Journal of Aquatic Mammals, [S.I.], v. 6, p. 103–107, 2007.

MINUTA

NIDASIO, G.; GONZÁLEZ, G. Nutria Neotropical *Lontra longicaudis* annectens Memorias de tres zoológicos de Guatemala 1996 a 2009. Guatemala, 2009. Disponível em <http://bit.ly/2ahA0Kk>. Acesso em: 8 de agosto de 2016.

OLIVEIRA, L. R. Análise da variação geográfica em crânios das populações de lobo-marinho sul-americano *Arctocephalus australis* (Zimmermann, 1783) (Carnivora: Otariidade). Tese de Doutorado. Ciências Biológicas (Biologia Genética), Universidade de São Paulo, São Paulo: 2004.

OLIVEIRA, L. R. Caracterização dos padrões de ocorrência dos pinípedes (Carnivora: Pinnipedia) ocorrentes no Litoral do Rio Grande do Sul, Brasil, entre 1993 e 1999. 154f. Dissertação de Mestrado. Zoologia. Pontifícia Universidade Católica do Rio Grande do Sul, Porto Alegre: 1999.

OLIVEIRA, L. R. *et al.* Effective population size in a bottlenecked fur seal population. Biology Conservation, [S.I.], v. 131, p. 505 -509*,* 2006.

OLIVEIRA, L. R. *et al.* Morphological and genetic evidence for two evolutionarily significant units (ESUS) in the South American fur seal, *Arctocephalus australis*. Conservation Genetics, [S.I.], v. 9, p. 1451-1466, 2008.

OLIVEIRA, L. R. *et al.* New records of the Antarctic fur seal, *Arctocephalus gazella* (Petters, 1875) (Carnivora: Otaridae) for the Southern Brazilian Coast. Comunicações do Museu de Ciências e Tecnologia da PUCRS, Sér. Zoologia, Porto Alegre, v. 14, nº 2, p. 201-207, 2001b.

OLIVEIRA, L. R. *et al.* New records ofthe Antarctic fur seal (*Arctocephalus gazela*) for the Atlantic coast of South America. In: Biennial Conference on the Biology of Marine Mammals, 11, Orlando. Proceedings. [S.I.], p.84. 1995.

OLIVEIRA, L. R., ZERBINI, A.; AURICCHIO. P. Um possível caso de agressão em *Arctocephalus tropicalis* (Carnivora, Otariidae) com comentários sobre a conservação de pinípedes no litoral do Brasil. Publicações Avulsas do Instituto Pau Brasil, v. 4, p. 11–20, 2001a.

OLIVEIRA, M. R. Ecologia alimentar de *Sotalia guianensis* e *Pontoporia blainvillei* (Cetacea, Delphinidae e Pontoporidae) no litoral sul do estado de São Paulo e litoral do estado do Paraná. Dissertação de Mestrado. Universidade Federal do Paraná.2003.

OTT, P. H. *et al.* Leões-marinhos (*Otaria flavescens*) e a pesca no sul do Brasil: uma análise preliminar das competições e conflitos. In: Reunión de Trabajo de Especialistas en Mamiferos Acuáticos de America del Sur, 7; Congreso de la Sociedad Latinoamericana de Especialistas en Mamiferos Acuáticos, 1, Resumes. [S.I.]. 1996.

OTT, P. H.; DANILEWICZ, D. Presence of franciscana dolphins (*Pontoporia blainvillei*) in the stomach of a killer whale (*Orcinus orca*) stranded in southern Brasil. Mammalia, Paris, v. 62, nº 4, p. 605-609, 1998.

PARDINI, R. Estudo sobre a ecologia da lontra *Lontra longicaudis* no vale do alto Rio Ribeira, Iporanga, SP (Carnivora: Mustelidae): Dissertação de Mestrado. Departamento de Zoologia, Universidade de São Paulo, 1996.

PARDINI, R. Feeding ecology of the neotropical river otter *Lontra longicaudis* in an Atlantic Forest stream, south-eastern Brazil. The Zoological Society of London, [S.I.], v. 245, p. 385-391, 1998.

PARDINI, R.; TRAJANO, E. Use of shelters by the neotropical river otter (*Lontra longicaudis*) in na atlantic forest stream, southeastern Brazil. Journal of mammalogy, [S.I.], v. 80, nº 2, p. 600-610, 1999.

PENTEADO, J. C. P.; VAZ, J. M. O legado das bifenilas policloradas (PCBs). Química Nova, [S.I.], v. 24, nº 3, p. 390 – 398, 2001.

PINEDO, M. C. Ocorrência de Pinípedes na costa brasileira. Garcia de Orla, Série de Zoologia, Lisboa: v. 15, nº 2, p. 37-48, 1990.

PINEDO, M. C.; HOHN, A. Growth layer patterns in teeth from the franciscana, *Pontoporia blainvillei*: developing a model for precision in age estimation. Marine Mammal Science, [S.I.], v. 16, p. 1-27, 2000.

PINEDO, M. C.; MARMONTEL-ROSAS, M. Primeiros registros do lobo-marinho antártico, *Arctocephalus gazella* e novos registros de *Arctocephalus tropicalis* para o Rio Grande do Sul, RS, Brasil. In: Reunião de Trabalhos de Especialistas em Mamíferos Aquáticos da América do Sul, Rio de Janeiro. Resumos. [S.I.].109. 1987.

PINEDO, M. C.; ROSAS, F. C. W.; Marmontel, M. Cetáceos e Pinípedes do Brasil: uma revisão dos registros e guia para identificação das espécies. Manaus: UNEP/FUA. 213p. 1992.

MINUTA

PLANO DE NACIONAL DE CONSERVAÇÃO DO PEQUENO CETÁCEO. Toninha: *Pontoporia blainvillei* ROCHA-CAMPO, C. C.; DANILEWICZ, D. S.; SICILIANO, S. (Ogs). Brasília: ICMBio, 76p. 2010.

PNUMA-CMCM (Comps.) Lista de Especies CITES (CD-ROM). Secretaría CITES, Ginebra, Suiza, y PNUMA-CMCM, Cambridge, Reino Unido. 2011.

PRADERI, R. Relaciones entre *Pontoporia blainvillei* (Mammalia: Cetacea) y tiburones (Selachii) de aguas Uruguayas. Comunicados Zoológicos del Museo Historia Natural de Montevideo, Montevideo, v. 11, p. 1-19, 1985.

PRADO, J. H. F. *et al.* Long-Term Seasonal and Interannual Patterns of Marine Mammal Strandings in Subtropical Western South Atlantic. PLoSONE, [S.I.], v. 11, nº 1, 2016. Disponível em: <http://journals.plos.org/plosone/article?id=10.1371/journal.pone.0146339>. Acesso em: 8 de agosto de 2016.

QUINTELA, F. M. *et al.* Data on *Lontra longicaudis* (Carnivora: Mustelidae) Mortality in Southeast and Southern Brazil. IUCN Otter Specialist Group Bulletin, [S.I.], v. 29, nº (1), p. 5-8, 2012.

QUINTELA, F. M.; PORCIUNCULA, R. A.; COLARES, E. P. Diet of *Lontra longicaudis* (Olfers) in a coastal stream in southern Rio Grande do Sul State, Brazil. Neotropical Biology and Conservation, [S.I.], v. 3, nº 3, p. 119 - 125, 2008.

RHEINGANTZ, M. L.; TRINCA, C. S. 2015. *Lontra longicaudis*. The IUCN Red List of Threatened Species. 2015. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2015-2.RLTS.T12304A21937379.en.>. Acesso em: 12 de agosto de 2016.

RITTER, F. Collisions of sailing vessels with cetaceans worldwide: First insights into a seemingly growing problem J. Cetacean Researche and Management, [S.I.], v. 12, nº 1, 119–127, 2012.

ROCHA-CAMPOS, C. C.; GUSMÃO-CÂMARA, I. (Org.). Plano de ação nacional para conservação dos mamíferos aquáticos: grandes cetáceos e pinípedes. Versão III. Brasília: ICMBio, 156 p. 2011.

RODRIGUES, L. A. *et al.* Avaliação do risco de extinção da lontra neotropical *Lontra longicaudis* (Olfers, 1818) no Brasil. Biodiversidade Brasileira, [S.I.], v. 3, nº 1, p. 216-227, 2013.

ROLLAND, R. M. *et al.* Evidence that ship noise increases stress in right whales. Proceedings of the Royl Society B, [S.I.], v.279, p.2363 – 2368, 2012.

ROSAS, F. C. W.; MONTEIRO-FILHO, E. L. A. Reprodution of the estuarine dolphim (*Sotalia guianensis*) on the coast of Paraná, Southern Brazil. Journal of Mammalogy, [S.I.], v. 83, nº 2, p. 507 – 515, 2002.

SANTOS, J. R.; SILVA, J. M. Toxicologia de agrotóxicos em ambientes aquáticos. Oecologia Brasiliensis, [S.I.], v. 11, nº 4, p. 565-573, 2007.

SANTOS, M. C. O. & ROSSO, S. Social organization of marine tucuxi dolphins, *Sotalia guianensis,* in the Cananeia estuary of southeastern Brazil. Journal of Mammalogy, 89(2), p. 347-355. 2008.

SANTOS, M. C. O. *et al.* Insights on small cetacean feeding habits in southeastern Brazil. Aquatic Mammals, [S.I.], v. 28, nº 1, p. 38 – 45, 2002.

SANTOS, M. C. O.; NETTO, D. Killer whale (*Orcinus orca*) predation on a franciscana dolphin (*Pontoporia blainvillei*) in Brazilian waters. Latin American Journal of Aquatic Mammals, [S.I.], v. 4, nº 1, p. 62-72, 2005.

SANTOS, M. C. O.; PACÍFICO, E. S.; GONÇALVES, M. F. Unusual record of franciscana dolphins (*Pontoporia blainvillei*) in inner waters of Cananeia Estuary, southeastern Brazil. Latin American Journal of Aquatic Mammals, [S.I.], v. 6, nº 1, 117-119, 2007.

SANTOS, M. C. O.; SICILIANO, S. Novos registros de cetáceos para o litoral do Estado de São Paulo – Brasil. In: Reunião de Trabalho de Especialistas em Mamíferos Aquáticos da América do Sul, 61, Florianópolis. Anais. [S.I.], p.58. 1994.

SCHWACKE, L. H. Health of Common Bottlenose Dolphins (*Tursiops truncatus*) in Barataria Bay, Louisiana, Following the Deepwater Horizon Oil Spill. Enviromental Science Technology, [S.I.], v. 48, p. 93 – 103, 2014.

SECCHI, E. R.; DANILEWICZ, D.; OTT, P. H. Applying the phylogeographic concept to identify franciscana dolphin stocks: Implications to meet management objectives. Journal of Cetacean Research and Management, [S.I.], v. 5, nº 1, p. 61 – 68, 2003.

SICILIANO, S.; LODI, L. Ocorrências de *Arctocephalus tropicalis* (Gray, 1872) (Pinnipedia, Otariidae) para o litoral do Rio de Janeiro e São Paulo, Brasil. In: Congresso Brasileiro de Zoologia, 13, Cuiabá: Resumos. [S.I.], p. 227. 1986.

MINUTA

SICILIANO, S; SANTOS, M. C. O. Considerações sobre a distribuição da franciscana *Pontoporia blainvillei* no litoral sudeste do Brasil. Paper presented in II Encontro de Trabalho sobre a Coordenação de Pesquisa e Conservação da Franciscana, Florianópolis: 1994.

SIMÕES-LOPES, P. C.; DREHMER, C. J.; OIT, P. H. Nota sobre os Otariidae e Phocidae (Mammalia: Carnivora) da costa norte do Rio Grande do Sul e Santa Catarina, Brasil. Biociências, [S.I.], v. 5, nº 1, p. 173 – 181. [s.d.].

TANABE S. *et al.* Capacity and mode of PCB metabolism in small cetaceans. Marine Mammal Scienc, [S.I.], v. 4, p. 103–124, 1988.

TRAINER, V. L.; BADEN, D. G. High affinity binding of red tide neurotoxins to marine mammal. Brain. Aquatic Toxicology, [S.I.], v. 46, p. 139–148, 1999.

UCHÔA, T. *et al.* Aspectos ecológicos e sanitários da lontra (*Lontra longicaudis* OLFERS, 1818) na Reserva Natural Salto Morato, Guaraqueçaba, Paraná, Brasil. Cadernos da Biodiversidade. Curitiba: v. 4, nº 2, p. 19 – 28, 2004.

VAN BRESSEN, M. F. *et al.* Emerging infectious diseases in cetaceans worldwide and the possible role of environmental stressors. Disease of aquatic organisms, [S.I.], v. 86, nº 2, p. 143 – 157, 2009.

VAZ-FERREIRA, R. *Arctocephalus australis*, Zimermann. South American Fur Seal. Mammals In The Seas, FAO Fish. Ser., Small Cetaceans, Seals, Sirenians And Otters, [S.I.], v. 4, nº 5, p. 497-508. 1982.

VEDOLIN, M. C. Estudo da distribuição de metais em plásticos no litoral de São Paulo: avaliação da poluição por meio da análise de pellets. 59f. Dissertação de Mestrado. Instituto Oceanográfico, Universidade de São Paulo. 2014.

VIEIRA, C. C. Lista remissiva dos mamíferos do Brasil. Arquivos de Zoologia, São Paulo, v. 8, p. 341 – 474, 1955.

WYNEN, L. P. *et al.* Postsealing genetic variation and population structure of two species of fur seal (*Arctocephalus gazella* and *A. tropicalis*). molecular ecology, [S.I.]. v. 9, nº 3, p. 299 - 314, 2000.

XIMENEZ, I. M.; LANGGUTH, E. Isla de Lobos. [S.I.]: Graphis, 227p. 2002.

YOGUI, G. T.; SANTOS, M. C. O.; MONTONE, R. C. Chlorinated pesticides and polychlorinated biphenyls in marine tucuxi dolphins (*Sotalia fluviatilis*) from the Cananeia estuary, southeastern brazil. science of the total environment, [S.I.], v. 312, nº 1 -3, p. 67 – 78, 2003.

ZERBINI, A. N.; SICILLANO. S.; PIZZORNO, J. L. A. Programa de Avaliação e Ações Prioritárias para a Conservação da Biodiversidade da Zona Costeira e Marinha. Diagnóstico para os Mamíferos Marinhos. [S.I.][s.d.]. Disponível em: <http://bit.ly/2dloWl0>. Acesso em: 8 de agosto de 2016.

- **Mastofauna Terrestre**

ABREU JR., E. F.; KÖHLER, A. Mastofauna de médio e grande porte na RPPN da UNISC, RS, Brasil. Biota Neotrop., v. 9, nº 4, p. 169-174. 2009.

ALBUQUERQUE, F. S.; ASSUNÇÃO-ALBUQUERQUE, M. J. T.; GÁLVEZ-BRAVO, L.; CAYUELA, L.; RUEDA, M.; BENAYAS, J. M. R.. Identification of critical areas for mammal conservation in the Brazilian Atlantic forest biosphere reserve. Natureza & Conservação v. 9, nº1, p.73-78. 2011.

ALVES, L. A. Estrutura da comunidade de morcegos (Mammalia: Chiroptera) do Parque Estadual da Ilha do Cardoso, São Paulo, SP. Dissertação de Mestrado em Ecologia. Universidade Federal do Mato Grosso do Sul – UFMS, Campo Grande: 2008.

ARAUJO, D. B. Estudo epidemiológico do vírus da raiva em mamíferos silvestres provenientes de área de soltura no litoral Norte do Estado de São Paulo, Brasil. Tese de Doutorado em Biotecnologia. Instituto de Ciências Biomédicas, Universidade de São Paulo – USP. São Paulo: 2012.

ARTOIS, M. Managing problem wildlife in the "Old World": a veterinary persperctive. Reproduction, Fertility and Development, v. 9, p. 17-25. 1997.

BENCKE, G. A. *et al.* Áreas Importantes para a Conservação das Aves no Brasil: Parte I – Estados de domínio da Mata Atlântica. São Paulo: SAVE Brasil, 2006.

BERGAMO, A. L. Características da hidrografia, circulação e transporte de sal: Barra de Cananeia, Sul do Mar de Cananeia e Baía de Trapandé. Dissertação de Mestrado em Oceanografia, IO – Universidade de São Paulo, 254p. 2000.

BERNARDES, M. E. C. Circulação estacionária e estratificação de sal em canais estuarinos parcialmente misturados: simulação com modelos analíticos. Dissertação de Mestrado em Oceanografia, IO – Universidade de São Paulo. São Paulo: 2001.

BERNARDO, C. S. S. Abundância, densidade e tamanho populacional de aves e mamíferos cinegéticos no Parque Estadual Ilha do Cardoso, SP, Brasil. Dissertação de Mestrado em Ecologia. Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz - ESALQ. Piracicaba: 2004.

BICCA-MARQUES, J. C.; FREITAS, D. S. The role of monkeys, mosquitos, and humans in occurrence of a yellow fever outbreak in a fragmented landscape in south Brazil: protecting howler monkeys is a matter of public health. Tropical Conservation Science, v. 3, p. 78-89. 2010.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. Portaria n° 444 de 17 de dezembro de 2014. Diário Oficial da União, 9p. Brasília: 2014.

BRIANI, D. C.; VIEIRA, E. M.; VIEIRA, M. V. Nests and nesting sites of Brazilian forest rodents (*Nectomys squamipes* and *Oryzomys intermedius*) as revealed by a spool-and-line device. Acta Theriologica. v. 46, p. 331-334. 2001.

BRITO, D.; OLIVEIRA, L. C.; OPREA, M.; MELLO, M. A. R. An overview of Brazilian mammalogy: trends, biases and future directions. Zoologia v. 26, p. 67-73. 2009.

BROCARDO, R. C.; CÂNDIDO JUNIOR, J. F. Persistência de mamíferos de médio e grande porte em fragmentos de floresta ombrófila mista no Estado do Paraná, Brasil. Revista Árvore, v. 36, nº 2, p. 301-310. 2012.

CARDILLO, M.; MACE, G. M.; JONES, K. E.; BIELBY, J.; BININDA-EMONDS, O. R.; SECHREST, W.; ORME, C. D.; PURVIS, A. Multiple causes of high extinction risk in large mammal species. Science, v. 309, p. 1239-1241. 2005.

CARLOS, A. F. Avaliação da interação entre circulação marinha e parâmetros socioambientais na Área de Proteção Ambiental Marinha do Litoral Sul (APAMLS) através de modelagem numérica. Dissertação de Mestrado. Universidade de São Paulo. São Paulo: 125p. 2015.

CEBALLOS, G.; EHRLICH, P. R.; SOBERÓN, J.; SALAZAR, I.; FAY, J. P. Global mammal conservation: What must we manage? Science, v. 309, p. 603-606. 2005.

CHEDIACK, S. E.; BAQUEIRO, M. F. Harvesting and conservation of heart palm. In: GALINDO–LEAL, C. & CÂMARA, I. G. (Eds.). The Atlantic forest of south américa: Biodiversity status, threats and outlook. Washington D.C.: Center for applied biodiversity Science at Conservation Internationl/Islands Press, p. 407-412. 2003.

CHEREM, J. J. *et al.* Mastofauna terrestre do Parque Estadual da Serra do Tabuleiro, Estado de Santa Catarina, sul do Brasil. Biotemas, v. 24, p. 73-84. 2011.

CHIARELLO, A. G. Density and population size of mammals in remnants of Brazilian Atlantic forest. Conservation Biology, v.14, nº 6, p. 1649-1657. 2000b.

CHIARELLO, A. G. Effects of fragmentation of the Atlantic forest on mammal communities in south-eastern Brazil. Biological Conservation, v. 89, p.71-82. 1999.

CHIARELLO, A. G. *et al.* Mamíferos. In: MACHADO, A. B. M.; DRUMMOND, G. M.; PAGLIA, A. P. (Eds.) Livro vermelho da fauna brasileira ameaçada de extinção. Fundação Biodiversitas e MMA, 2v., p. 681-874. Brasília: 2008.

CHIARELLO, A. G. Influência da caça ilegal sobre mamíferos e aves das matas de tabuleiro do norte do Estado do Espírito Santo. Boletim do Museu de Biologia Mello Leitão, v. 11, p. 229-247. 2000a.

CONSEMA – Conselho Estadual do Meio Ambiente. Plano de manejo do Parque Estadual Ilha do Cardoso, fase 2. CONSEMA, Cananeia, São Paulo. 60p. 2001.

COSTA, L. P. *et al.* Mammal conservation in Brazil. Conservation Biology, v. 19, nº 3, p. 672-679. 2005.

CULLEN JR., L.; BODMER, R. E. & PÁDUA, C. V. Effects of hunting in habitat fragments of the Atlantic Forest, Brazil. Biological Conservation, v. 95, p. 49-56. 2000.

MINUTA

DE VIVO, M. Diversidade de mamíferos do Estado de São Paulo. In: CASTRO, R. M. C.; JOLY, C. A.; BICUDO, C. E. M. (Orgs.). Biodiversidade do Estado de São Paulo, Brasil: síntese do conhecimento ao final do século XX. Vertebrados, v. 6. São Paulo: FAPESP, 1998.

DE VIVO, M. *et al.* Checklist dos mamíferos do Estado de São Paulo, Brasil. Biota Neotropica, v. 11, p. 111-131. 2011.

FAZZOLARI-CORRÊA, S. Aspectos sistemática, ecológicos e reprodutivos de morcegos na Mata Atlântica. Tese de Doutorado em Zoologia. Instituto de Biociências, Universidade de São Paulo. São Paulo: 1995.

FERNANDES, M. E. B. Association of mammals with mangrove forests: a worldwide review. Boletim do Laboratório de Hidrobiologia, v. 13, p. 83-108. 2000.

FERREIRA, G. A. Dieta e área de vida do gato doméstico *Felis silvestres catus* (Linnaeus – 1758) (Carnívora, Felidae) em ambiente natural de mata Atlântica na Ilha Comprida, Estado de São Paulo. Dissertação de Mestrado em Ecologia. Universidade Federal de Juiz de Fora. Juiz de Fora: 2011.

FERREIRA, G. A. Gatos domésticos em ambiente insular de mata atlântica: potenciais impactos sobre mamíferos silvestres e a castração como estratégica para conservação. Dissertação de Doutorado em Ecologia. Universidade Federal de Juiz de Fora. Juiz de Fora: 2016.

GALETTI, M.; ALEIXO, A. Effects of palm heart harvesting on frugivores in the Atlantic forests of Brazil. Journal of Applied Ecology, v. 35, p. 286-293, 1998.

GALETTI, M.; FERNANDEZ, J. C. Palm harvesting in the brazilian atlantic forest: changes in industry structure and the ilegal trade. Journal of Applied Ecology, v. 35, p. 294-301, 1998.

GALETTI, M. *et al.* Mudanças no Código Florestal e seu impacto na ecologia e diversidade dos mamíferos no Brasil. Biota Neotropica, v. 10, nº 4, p. 47-52. 2010.

GALETTI, M. *et al.* Priority areas for the conservation of Atlantic forest large mammals. Biological Conservation, v. 142, p. 1229-1241. 2009.

GREGORIN, R. *et al.* Ordem Primates. In: REIS, N. R. *et al.* (Eds.) Mamíferos do Brasil – Guia de Identificação. Rio de Janeiro: Technical Books, 2010.

GRELLE, C. E. V. Forest structure and vertical stratification of small mammals in a secondary Atlantic forest, southeastern Brazil. Studies on Neotropical Fauna and Environment, v. 38, p. 81-85. 2003.

GURD, D. B.; NUDDS, T. D.; RIVARD, D. H. Conservation of mammals in eastern north american wildlife reserves: How small is too small? Conserv. Biol., v. 15, nº 5, p. 1355-1363. 2001.

HANAZAKI, N.; ALVES, R. R. N.; BEGOSSI, A. Hunting and use of terrestrial fauna used by Caiçaras from the Atlantic forest coast (Brazil). Journal of Ethnobiology and Ethnomedicine, v, 5, nº 36, p. 1-8. 2009.

HAUGAASEN, T.; PERES, C. A. Mammal assemblage structure in Amazonian flooded and unflooded forests. Journal of Tropical Ecology, v. 21, p. 133-145. 2005.

HORTENCI, L. Defaunação e efeitos-cascata sobre a diversidade vegetal em uma ilha "semi-defaunada" na floresta Atlântica. Dissertação de Mestrado em Zoologia. Instituto de Biociências, Universidade Estadual Paulista – UNESP. Rio Claro: 2012.

ICMBIO – Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade. Portaria n° 134 de 23 de dezembro de 2010. Aprovar o Plano de Ação Nacional para a Conservação dos Mamíferos da Mata Atlântica Central – PAN MAMAC. Diário Oficial da União, 195p. Brasília: 2010a.

ICMBIO – Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade. Portaria n° 87 de 27 de agosto de 2010. Aprovar o Plano de Ação Nacional para a Conservação dos Muriquis. Diário Oficial da União, 100p. Brasília: 2010b.

JERUSALINSKY, L.; TALEBI, M.; MELO, F. R. Plano de ação nacional para a conservação dos muriquis. Brasília: ICMBio, 2011.

KORONTAI, V. N. Uso de espaço por carnívoros em uma área de mata Atlântica insular (Mammalia: Carnivora). Monografia (Bacharel em Ciências Biológicas) Departamento de Zoologia, Universidade Federal do Paraná – URPF. 26p. 2008.

KRONKA, F. J. N. *et al.* Inventário florestal da vegetação natural do Estado de São Paulo. São Paulo: SMA; Instituto Florestal; Imprensa Oficial, 200p. 2005.

MINUTA

LOVEJOY, T. E. *et al.* Edge and other effects of isolation on Amazon forest fragments. In: SOULÉ, M. E. (Ed.) Conservation biology, the science of scarcity and diversity. Sinauer Associates - Sunderland, MA. p, 257-285. 1986.

LYNCH-ALFARO, J. W. *et al.* Explosive pleistocene range expansion leads to widespread Amazonian sympatry between robust and gracile capuchin monkeys. Journal of Biogeography, 17p. 2011.

MAY, S. A.; NORTON, T. W. Influence of fragmentation and disturbance on the potential impact of feral predators on native fauna in Australian forest ecosystems. Wildlife Research, v. 23, p. 387-400. 1996.

MENDES, S. L. *et al. Alouatta guariba ssp. guraiba*, Northern Brown Howler Monkey. The IUCN Red List of Threatened Species 2008. [S.I.]. 2008.

NAKANO-OLIVEIRA, E. Ecologia e conservação de mamíferos carnívoros de mata atlântica na região do complexo estuarino lagunar de Cananeia, Estado de São Paulo. Tese de Doutorado em Ecologia. Inst. de Biologia da Universidade Estadual de Campinas, UNICAMP. Campinas: 2006.

NORRIS, D. *et al.* A survey of mid and large bodied mammals in núcleo Caraguatatuba, Serra do Mar State Park, Brazil. Biota Neotrop, v. 12, nº 2, p 126-133. 2012.

PARDINI, R.; UMETSU, F. Pequenos mamíferos não-voadores da Reserva Florestal do Morro Grande – distribuição das espécies e da diversidade em uma área de Mata Atlântica. Biota Neotropica, v. 6, nº 2, p. 1-22. 2006.

PARDINI, R. *et al.* The role of forest structure, fragment size and corridors in maintaining small mammals abundance diversity in an Atlantic Forest landscape. Biological Conservation, v. 124, p. 253-266. 2005.

PERACCHI, L. A.; NOGUEIRA, M. R. Quirópteros da Mata Atlântica do sudeste do Brasil. In: PACHECO, S. M.; MARQUES, R. V.; ESBÉRARD, C. E. L. (Orgs.). Morcegos no Brasil: biologia, sitemática, ecologia e conservação. Porto Alegre: Armazém Digital, p. 279-298. 2008.

PERES, C. A. Effects of subsistence hunting in vertebrate community structure in Amazonian forests. Conservation Biology, v. 14, p. 240– 253. 2000.

PHILLIPS, O. L. The changing ecology of tropical forests. Biodiversity and Conservation, v. 6, p. 291-311. 1997.

PORT-CARVALHO, M.; KIERULFF, M. C. M. *Brachyteles arachnoides* (É. Geoffroy, 1806) Primates, Atelidae. p. 50, In: BRESSAN, P. M.; KIERULFF, M. C. M.; SUGIEDA, A. M. (Coords.). Fauna Ameaçada de Extinção no Estado de São Paulo: Vertebrados. São Paulo: Fundação Parque Zoológico de São Paulo, SMA, 2009.

PORTELLA, T. P.; FLYNN, M. N. Inventario rápido de mamíferos de médio e grande porte da Área de Proteção Ambiental da Ilha Comprida, SP. Revinter, v. 5, nº 2, p. 19-37. 2012.

PRIMACK, R. B. A Primer of Conservation Biology, 2nd. edn. Sinauer Associates, Sunderland, MA. 319p. 2000.

PRIMACK, R. B. Essentials of Conservation Biology. 2nd. edn. Sinauer Associates, Sunderland, MA. 659p. 1998.

REIS, N. R.; PERACCHI, A. L.; PEDRO, W. A.; LIMA, I. P. Mamíferos do Brasil. Londrina: UEL. 437p. 2006.

RIBEIRO, M. C. *et al.* The Brazilian Atlantic Forest: how much is left, and how is the remaining forest distributed? Implications for conservation. Biological Conservation, v. 142, p.1141-1153. 2009.

SANDERSON, E. W. *et al.* Planning to save a species: the jaguar as a model. Conservation Biology, v. 16, p. 58-72. 2002.

SÃO PAULO, (Estado). Decreto nº 60.133, de 7 de fevereiro de 2014. Declara as espécies ameaçadas de extinção, as quase ameaçadas e as deficientes de dados para avaliação no Estado de São Paulo e dá providências correlatas. Diário Oficial, Poder Executivo, São Paulo, SP, 8 fev. 2014. Seção 1, p. 25-27. 2014.

SÃO PAULO, (Estado). Secretaria do Meio Ambiente. Plano de manejo das unidades de conservação – Parque Estadual Ilha do Cardoso. Plano de gestão ambiental – fase 1. São Paulo: Projeto de preservação da Mata Atlântica (PPMA)/ coordenadoria de informações técnicas/ documentação e pesquisa ambiental (CINP)/ Instituto Florestal (IF)/ Fundação Florestal (FF), 134p. 1998.

SILVA JR., A. P.; PONTES, A. R. M. The effect of a mega-fragmentation process on large mammal assemblages in the highly-threatened Pernambuco endemism centre, north-eastern Brazil. Biodivers. Conserv., v. 7, p. 1455-1464. 2008.

SILVANO, D. L.; SEGALLA, M. V. Conservation of Brazilian Amphibians. Conservation Biology, v. 19, nº 3, p. 653-657. 2005.

SILVEIRA, L. F. Para que servem os inventários de fauna? Estudos Avançados, v. 24, nº 68, p. 173-207. 2010.

MINUTA

STEVENSON, P. R. The relationship between fruit production and primate abundance in neotropical communities. Biological Journal of the Linnean Society, v. 72, p. 161-178. 2001.

STORER, C. A.; SATO, C. M.; ANGULO, J. R. Plano Diretor de desenvolvimento urbano – PDU do Estado do Paraná. 2002.

TABARELLI, M. *et al.* Prospects for biodiversity in the Atlantic Forest: Lessons from aging human-modified landscapes. Biological Conservation, v. 143, p. 2328-2340. 2010.

TALEBI, M. G.; SOARES, P. Conservation research on the southern muriqui (*Brachyteles arachnoides*) in São Paulo State, Brazil. Neotropical Primates, v. 13, p. 53-59. 2005.

TALEBI, M. G. *Brachyteles arachnoides* Geoffroy, 1806. In: MACHADO, A. M. M.; DRUMMOND, G. M.; PAGLIA, A. P. (Eds.). Livro Vermelho da Fauna Brasileira Ameaçada de Extinção. Brasília: MMA; Belo Horizonte: Fundação Biodiversitas, p. 730-732. 2008.

TALEBI, M. G. Factors affecting food choice of the endangered southern muriquis (*Brachyteles arachnoides*, Primates, E. Geoffroy, 1806) in the Brazilian Atlantic Forest. PhD thesis on Biological Anthropology - University of Cambridge, Cambridge, UK. 249p. 2005.

TERBORGH, J.; WINTER, B. Some causes of extinction. In: SOULÉ, M. E. & WILCOX, B. A. (Eds.) Conservation biology, an evolutionary-ecologica perspective. Sinauer Associates – Sunderland, MA, p. 119-133. 1980.

TERBORGH, J. Maintenance of diversity on tropical forests. Biotropica, v. 24, p. 283-292. 1992.

UMETSU, F.; PARDINI, R. Small mammls in a mosaic of forest remnants and anthropogenic habitats – evaluating matrix quality in an Atlantic forest landscape. Landascape Ecol., v. 22, p. 517-530. 2007.

VIEIRA, E. M. Estudo comparativo de comunidades de pequenos mamíferos em duas áreas de mata Atlântica situadas a diferentes latitudes no sudeste do Brasil. Tese de Doutorado em Ecologia. Instituto de Biologia da Universidade Estadual de Campinas – UNICAMP. 129p. 1999.

VIEIRA, M. V. *et al.* Mamíferos. In: RAMBALDI, M. & OLIVEIRA, D. A. S. (Coords). Fragmentação de Ecossistemas: Causas, efeitos sobre a biodiversidade e recomendações de políticas públicas. Brasília: MMA; Secretaria de Biodiversidade e Florestas. 508p. 2003.

VOSS, R. S.; EMMONS, L. H. Mammalian diversity in neotropical lowland rainforests: a preliminar assessment. Bulletin of the American Museum of Natural History, nº 230. 115p. 2003.

- **Plâncton**

AGOSTINHO, K. L. Estudo do Nitrogênio e do Fósforo (NEP) no setor norte do complexo estuarino-lagunar de Cananeia-Iguape considerando as condições naturais do sistema e a influencia dos aportes antrópicos. 107 p. Dissertação de Mestrado, Instituto oceanográfico da Universidade de São Paulo. São Paulo: 2015.

AIDAR, E. Ecossistema costeiro subtropical: nutrientes dissolvidos, fitoplâncton e clorofila-a e suas relações com as condições oceanográficas na região de Ubatuba, SP. Publ. espec. Inst. Oceanogr., v. 10, p. 9–43, 1993.

ALBERTONI, E. F.; PALMA-SILVA, C.; ESTEVES, F. A. Crescimento e fator de condição na fase juvenil de Farfantepenaeus brasiliensis (Latreille) e F. paulensis (Pérez-Farfante) (Crustacea, Decapoda, Penaeidae) em uma lagoa costeira tropical do Rio de Janeiro, Brasil, Revista Brasileira de Zoologia 20 (3): p. 409-418, 2003.

AMARAL, L. A. DOS *et al.* Água de consumo humano como fator de risco à saúde em propriedades rurais. Revista de Saúde Pública, v. 37, nº 4, p. 510–514, 2003.

ANCONA, C. M. Aspectos da variação espacial e temporal da biomassa e produção fitoplanctônica e parâmetros correlatos no estuário e baía de Santos. São Paulo: Universidade de São Paulo, 2007.

ANDERSON, D. M.; GLIBERT, P. M.; BURKHOLDER, J. M. Harmful algal blooms and eutrophication: nutrient sources, compositions, and consequences. Estuaries, v. 25, nº 4, p. 704-726, 2002.

ANGER, K.; MOREIRA, G. S. Morphometric and reproductive traits of tropical caridean shrimps. Journal of Crustacean Biology, v. 18, nº 4: p.823-838, 1998.

ANVISA – Agência Nacional de Vigilância Sanitária. Brasil – Água de Lastro. Brasília: Agência Nacional de Vigilância Sanitária. [S.l]. 2003.

AQUINO, N. A., LOPES, R. M.; MEDEIROS, G. F. Spatial and temporal variation of the exotic copepod *Pseudodiaptomus trihamatus* Wright, 1937 in Bahia coast, Eastern Brazil. In: Plankton Symposium, 4., João Pessoa: BDUA Journal of Biology, v. 2: p. 250. , 2007.

ARA, K. Temporal Variability and Production of the Planktonic Copepod Community in the Cananeia Lagoon Estuarine System, São Paulo, Brazil. Zoological Studies, v.43, nº 2, 179-186 p., 2004.

ARAUJO, D. B. *et al.* Influence of the copepod *Mesocyclops longisetus* (Crustacea: Cyclopidae) on the survival of *Vibrio cholerae* O1 in fresh water. Cad. Saúde Públ., v. 12, nº 4, p.551-554, Rio de Janeiro: 1996.

ARAÚJO, F. G. *et al.* Environmental influences on the demersal fish assemblages in the Sepetiba Bay, Brazil. Estuaries, 25, nº 3: p. 441-450, 2002.

ARAÚJO, M. A. *et al.* Staphylococcus aureus and fecal streptococci in fresh and marine surface waters of Rio de Janeiro, Brasil. Revista de Microbiologia, v. 21, nº 2, p. 141-147, 1990.

ATKINSON, A. *et al.* Long-term decline in krill stock and increase in salps within the Southern Ocean. Nature, 432: p. 100-103, 2004.

AZAM, F. *et al.* The Ecological Role of Water-Column Microbes in the Sea. Marine Ecology Progress Series, 10: p. 257-263, 1983.

BAKER-AUSTIN, C. *et al.* Emerging Vibrio risk at high latitudes in response to ocean warming. Nature Climate Change, v. 3, p. 73–77, 2013.

BAKUN, A. Patterns in the Ocean. Ocean processes and marine population dynamics. California Sea Grant College System/NOAA/Centro de Investigaciones Biologicas del Noroeste. La Paz: 323 p. 1996.

BALLABIO, T. A. Larvas de crustáceos decápodes na plataforma interna sudeste do Brasil. Dissertação de Mestrado, Centro de Estudos do Mar, Setor de Ciências da Terra, Universidade Federal do Paraná, 65 p. 2011.

BARBIERI, E.; COA, F.; REZENDE, K. F. O. the exotic species Litopenaeus vannamei (Boone, 1931) occurrence in Cananeia, Iguape and Ilha Comprida Lagoon Estuary Complex. Bol. Inst. Pesca, São Paulo, 42(2): p. 479-485, 2016.

BARRERA-ALBA, J. J. Dinâmica Metabólica e Transporte de Propriedades no Sistema Estuarino-Lagunar de Cananeia-Iguape. Tese de Doutorado em Oceanografia. Oceanografia Biológica. Universidade de São Paulo. São Paulo: 2004.

BARRERA-ALBA, J. J. *et al.* Is the northern area of Cananeia-Iguape Estuarine System being driven to eutrophic conditions? In: Environmental and Health World Congress. Santos: 2006.

BAYLY, I. A. E. Aspects of diel vertical migration and its enigma variations. In: DECKER, P.; WILLIAMS, W. D. (Eds.). Limnology in Australia. Monogr. Biol., 61, Dr W. Junk, Amsterdam: p. 349–368, 1986.

BENDAZOLI, A., ROSSI-WONGTSCHOUWSKI, C. L. D. B (Coords.) A manjuba (Anchoviella lepidentostole) no Rio Ribeira de Iguape: biologia, comportamento e avaliação de estoque. São Paulo: IBAMA/IOUSP/IP-AS/Sema, 116p +figs.1990.

BONECKER, A. C. T. *et al.* Studies on Zooplankton and ichthyoplankton in the estuarine system of Ilha Grande Bay (RJ-Brazil). Arquives of Biology and technology, v.38 nº 2, p. 593-604, 1985.

BONECKER, A. C. T.; BONECKER, S. L. C.; BASSANI, C., Plâncton Marinho In: PEREIRA, R. C.; SOARES-GOMES, A. (Eds.). Biologia Marinha. Interciência. p. 103-125, 2002.

BONILLA, T. D. *et al.* Species assemblages of Enterococcus indicate potencial sources of fecal bacteria at a south Florida recreational beach. Marine Pollution Bulletin, v. 52, nº 7, p. 807–810, 2006.

BOTELHO, L. F. *et al.* Isolation of Salmonella and Pseudomonas aeruginosa from seawater with diferents levels of pollution in Rio de Janeiro. Annals of Microbiology, v. 25, p. 45–54, 1980.

BRANDINI, F. P. *et al.* Planctonologia na plataforma continental brasileira. Diagnose e revisão bibliográfica. Brasília: MMA/IBAMA, 1997.

BRASIL. Regra Normativa nº 07 de 08 de maio de 2012. Programa Nacional de controle higiênico e sanitário de bivalves moluscos (PNCMB). Gazeta Oficial do Brasil, Brasília: p. 55-59. 2012.

MINUTA

CAMPOS, M. A. G. As Appendicularia (Chordata: Tunicata) da região compreendida entre Cabo Frio (RJ) e Cabo de Santa Marta Grande (SC). Dissertação de Mestrado, Universidade de São Paulo. 2000.

CAMPOS, V. P. Distribuição geográfica de bioinvasores em portos brasileiros como subsídios à gestão ambiental no Porto de Suape (Ipojuca, Pernambuco, Brasil). Dissertação de Mestrado, Centro de Filosofia e Ciências Humanas, Universidade Federal de Pernambuco, 101p. 2010.

CARVALHO, M. *et al.* Bio-optical properties of the inner continental shelf off Santos estuarine system, southeastern Brazil, and their implications for ocean color algorithm performance. Brazilian Journal of Oceanography, v.62 nº 2: p. 71-87, 2014.

CARVALHO, M.; GIANESELLA, S. M. F.; SALDANHA-CORRÊA, F. M. P. Trichodesmium Erythraeum bloom on the continental shelf off Santos, Southeast Brazil. Brazilian Journal of Oceanography, v. 56, nº 4, p. 307–311, 2008.

CASTELLO, J. P. A anchoita (Engraulis anchoita, Engraulididae, Pisces) no Sul do Brasil. Tese de Doutorado, Fundação Universidade do Rio Grande, 2 vol. 1997.

CASTILHO-WESTPHAL, G. G. Ecologia da ostra do mangue Crassostrea brasiliana (Lamarck, 1819) em manguezais da Baía de Guaratuba-PR. Tese de Doutorado. Universidade Federal do Paraná. 2012.

CASTRO , B. M.; MIRANDA, L. B.; MYAO, S. Y. Condições hidrográficas na plataforma Continental ao largo de Ubatuba: variações sazonais e em mesoescala. Bolm. Inst. Oceanogr.. v. 35 nº 2, p. 135-131, 1987.

CASTRO FILHO, B. M.; MIRANDA, L. B. Physical oceanography of the western Atlantic continental shelf located between 4°N and 34°S coastal segment (4oW). In: ROBINSON, A. R.; BRINK, K. H. (Eds.). The sea, p. 209-251. John Wiley and Sons, New York: 1998.

CASTRO, N. O.; DOMINGOS, P.; MOSER, G. A. O. National and international public policies for the management of harmful algal bloom events. A case study on the Brazilian coastal zone. Ocean & Coastal Management, v. 128, p. 40–51, 2016.

CAVALCANTI, E. A. H.; LARRAZÁBAL, M. E. L. Macrozooplâncton da Zona Econômica Exclusiva do Nordeste do Brasil (Segunda Expedição Oceanográfica – REVIZEE/NE II) com ênfase em Copepoda (Crustacea). Revista Brasileira de Zoologia v.21, nº 3, p. 467-475, 2004.

CBH-RB Comitê da Bacia Hidrográfica do Ribeira de Iguape e Litoral Sul Relatório de Situação dos Recursos Hídricos da UGRHI 11, 2007.

CERGOLE, M. C.; ROSSI-WONGTSCHOWSKI, C. L. D. B..*Sardinella brasiliensis* (Steindachner, 1879). In: CERGOLE, M. C.; ÁVILA-DA-SILVA, A. O.; ROSSI-WONGTSCHOWSKI, C. L. D. B. (Eds.), Análise das principais pescarias comerciais da região sudeste-sul do Brasil: Dinâmica populacional das espécies em explotação, Série Documentos REVIZEE – Score Sul, p. 145-150. Instituto Oceanográfico – USP, São Paulo: 2005.

CETESB – Companhia Ambiental do Estado de São Paulo. Qualidade das praias litorâneas no estado de São Paulo 2015. 2016. Disponível em: <http://praias.cetesb.sp.gov.br/publicacoes-relatorios/>. Acesso em: 01 de agosto de 2016.

CETESB – Companhia Ambiental do Estado de São Paulo. Relatório de qualidade das águas litorâneas do estado de São Paulo : balneabilidade das praias 2005. 2016. Disponível em: <http://www.cetesb.sp.gov.br>. Acesso em: 01 de agosto de 2016.

CETESB – Companhia Ambiental do Estado de São Paulo. Relatório de qualidade das águas litorâneas no estado de São Paulo balneabilidade das praias 2006. 2016. Disponível em: <www.cetesb.sp.gov.br>. Acesso em: 01 de agosto de 2016.

CETESB – Companhia Ambiental do Estado de São Paulo. Sistema estuarino de Santos e São Vicente. São Paulo: Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental, 2001.

CHAGAS, L. Instituto de Pesca, APTA e CDA monitoram qualidade de moluscos na costa paulista. 2016. Disponível em: <http://www.pesca.sp.gov.br/noticia.php?id_not=18842>. Acesso em: 10 de agosto de 2016.

CHATWIN, A. C. Estimativa da abundância do Bonito Pintado, *Euthynnus alleteratus*, e do Bonito Cachorro, *Auxis* spp. (Teleostei, Scombridae) na costa Sudeste brasileira. Tese de Doutorado, Instituto Oceanográfico da Universidade de São Paulo, 240p, 1997.

CHAVES, P. T. C. Atividade reprodutiva de *Bairdiella ronchus* (Cuvier) (Pisces, Sciaenidae) na Baía de Guaratuba, Paraná, Brasil. Rev. Bras. Zool., v. 12, nº 4, p. 759–766, 1995.

CHAVES, P. T. C.; CÔRREA, M. F. M. Composição ictiofaunística da área de manguezal da Baía de Guaratuba, Paraná, Brasil. Rev. Bras. Zool., v.15, nº 1: p. 195-202, 1998.

CHAVES, P.; BOUCHEREAU, J. L. Use of mangrove habitat for reproductive activity by the fish assemblage in the Guaratuba Bay, Brazil. Oceanol. Acta, v.23, nº 3, p. 273-280, 2000.

CHO, B. C.; AZAM, F. Biogeochemical significance of bacterial biomass in the ocean's euphotic zone. Marine Ecology Progress Series, v. 63, p. 253–259, 1990.

CHRISTO, S. W.; FERREIRA, S. L.; ABSHER, T. M.; FERREIRA-JUNIOR, A. L. Ocorrência de larvas pedivéliger de ostras do gênero Crassostrea Sacco, 1897 no setor euhalino do Complexo Estuarino de Paranaguá – PR, Publ. UEPG Ci. Biol. Saúde, Ponta Grossa, v.19, nº2, p. 85-91, 2013.

CIOTTI, A. M. *et al.* Clorofila a, medidas bio-ópticas e produtividade primária. In: VALENTIN, J. L. (Ed.). . Características hidrobiológicas da região central da Zona Econômica Exclusiva brasileira (Salvados, BA, ao Cabo de São Tomé, RJ). Brasília: Editora Ideal gráfica, p. 61–72. 2007.

CLEMMESEN, C.; SANCHEZ, R. & ROSSI-WONGTSCHOWSKI, C. L. D. B. A regional comparison of the nutritional condition of SW Atlantic anchovy larvae, *Engraulis anchoita*, based on RNA/DNA ratios.Archive of . Fisheries and. Marine. Research, v.45: p. 17-43, 1997.

CODEX. Standard for live and raw bivalve molluscus. [S.l.] Codex Standard 292-2008, 2008.

COLLYER, W. Água de lastro, bioinvasão e resposta internacional. 2016. Disponível em: <https://portogente.com.br/portopedia/80510-agua-de-lastro-bioinvasao-e-resposta-internacional>. Acesso em: 11 de agosto de 2016.

COLWELL, R. R. Global climate change and infectious diseases: the cholera paradigm. Science, v. 274, p. 2025-2031, 1996.

COSTANZA, R. *et al.* The value of the world's ecosystem services and natural capital. Nature, v. 387: p. 253-260. 1997.

CREED, J. C.; DE PAULA, A. F. Substratum preference during recruitment of two invasive alien corals onto shallow-subtidal tropical rocky shores. Mar Ecol Prog Ser, 330, p.101-11. 2007.

CUNHA-LIGNON, M. Ecologia de manguezais: desenvolvimento espaço-temporal no sistema costeiro Cananeia-Iguape, São Paulo, Brasil. Tese de Doutorado. Instituto Oceanográfico da Universidade de São Paulo, 2005.

DE OLIVEIRA, A. J.; PINHATA, J. M. Antimicrobial resistance and species composition of Enterococcus spp. isolated from waters and sands of marine recreational beaches in Southeastern Brazil. Water Research, v. 42, nº 8-9, p. 2242–2250, 2008.

DEL FAVERO, J. M.; DIAS, J.F. Juvenile fish use of the shallow zone of beaches of the Cananeia-Iguape coastal system, southeastern Brazil. Brazilian Journal of Oceanography, v.63, nº 2, p.103-114, 2015.

DIAS, B. B. Foraminíferos bentônicos das áreas rasas marginais da Lagoa da Conceição, Florianópolis, SC. Dissertação de Mestrado (Mestre em Ecologia). Universidade Federal de Santa Catarina, 2010. 64 p.

DIAS, J. F. Avaliação da condição nutricional das larvas de sardinha-verdadeira (Sardinella brasiliensis Steindachner, 1879) Clupeidae e da anchoíta (Engraulis anchoita Hubbs and Marini, 1935) Engraulididae, da costa sudeste do Brasil. Tese de Doutorado, Universidade de São Paulo, São Paulo: 1995. 64p +tabs e figs

DIAS, J. F. *et al.* Condition of the Brazilian sardine, *Sardinella brasiliensis* (Steindachner, 1879) larvae in the São Sebastião inner and middle continental shelf (São Paulo, Brazil*).* Brazil. J. Oceanogr., v.52, p. 81-87. 2004.

DUARTE, L. F. A. *et al.* Multi-level biological response in Ucides cordatus (Linnaeus, 1763) (Brachiura, Ucididae) as indicators of conservation satus in mangrove áreas from the western Atlantic. Ecotoxicology and Environmental Safety v.133, p.176-187. 2016.

DURBIN, E. *et al.* North Atlantic right whales, Eubalaena glacialis, exposed to paralytic shellfish poisoning (PSP) toxins via a zooplankton vector, Calanus finmarchicus. Harmful Algae 1: p. 243-251, 2002.

EFSA. Use of the EFSA Comprehensive European Food Consumption Database in Exposure Assessment. EFSA Journal, v. 9, nº 3, p. 2097, 2011.

EKAU, W. & KNOPPERS, B. An introduction to the pelagic system of the north- east and east Brazilian shelf. Arch. Fish. Mar. Res., v. 47, nº 2-3, p. 113-132, 1999.

ENGSTRÖM-ÖST, J. *et al.* Does cyanobacterial toxin accumulate in mysid shrimps and fish via copepods? Journal of Experimental Marine Biology and Ecology, v. 276, p. 95-107, 2002.

EPA. EPA's BEACH Report: 2008 Swimming season. [S.l.] United States Environmental Protection Agency, 2009. Disponível em: <www.epa.gov>. Acesso em: 01 de agosto de 2016.

FAO. FAO yearbook. Fishery statistics: capture production.Vol. 92/1. FAO, Rome, 2003.

FERNANDES, F. L.; ZEHNDER-ALVES, L.; BASSFELD, J. C. The recently established diatom Coscinodiscus wailesii (Coscinodiscales, Bacillariophyta) in Brazilian waters. I: Remarks on morphology and distribution. Phycological Research, v. 49, p. 89–96, 2001.

FERREIRA, C. E. L. *et al.* Marine Bioinvasions in the Brazilian Coast: Brief Report on History of Events, Vectors, Ecology, Impacts and Management of Non-indigenous Species. In: RILOV, G.; CROOKS, J. A. (Eds.). Biological Invasions in Marine Ecosystems. [S.l.] Springer-Verlag Berlin Heidelberg, p. 459-477. 2009.

FERREIRA, C. E. L.; GONÇALVES, J. E. A.; COUTINHO, R. Cascos de navios e plataformas como vetores na introdução de espécies exóticas. P. 143-156. In: SILVA, J. S. V.; SOUZA, R. C. C. L. (Orgs.). Água de lastro e bioinvasão, Interciência, Rio de Janeiro: 224p. 2004.

FIGUEIREDO, J. L. & MENEZES, N. A. Manual de peixes marinhos do sudeste do Brasil: Teleostei (2). São Paulo: Museu de Zoologia. 90p. 1980.

FIGUEIREDO, J. L. & MENEZES, N. A. Manual de peixes marinhos do sudeste do Brasil: Teleostei (5). São Paulo, Museu de Zoologia. v.4, 116p. 2000.

FLYNN, K. J. Attack is not the best form of defense: lessons from harmful algal bloom dynamics. Harmful Algae, v. 8, p. 129–139, 2008.

FRANGÓPULOS, M. *et al.* Short-term and long-term effects of the toxic dinoflagellate Alexandrium minutum on the copepod Acartia clausi. Marine Ecology Progress Series, v. 203, p. 161-169, 2000.

FRANZOSO, V. N. Morfologia dos caracteres sexuais secundários e caracterização gonadal masculina em Xiphopenaeus kroyeri (Heller, 1862) (Crustacea, Dendrobranchiata, Penaeoidea). Dissertação de Mestrado, Instituto de Biociências da Universidade Estadual Paulista, 73p. 2008.

FREIRE, A. S. *et al.* Seasonal Variation of Pelagic Invertebrate Larvae in the Shallow Antarctic Waters of Admiralty Bay (King George Island). Polar Biology, 29: p. 294-302, 2006.

FREIRE, K. M. F. & CASTELLO, J. P. Feeding habits of *Engraulis anchoita* larvae off southern Brazil. Bolm Inst.Pesca, 26: p. 189-201, São Paulo: 2000.

FREITAS, D. M. & MUELBERT, J. H. Ichthyoplankton Distribution and Abundance of Southeastern and Southern Brazil Brazilian Archives of Biology and Technology, v.47, nº 4, p. 601-612, 2004.

FROLOV, S.; KUDELA, R. M.; BELLINGHAM, J. G. Monitoring of harmful algal blooms in the era of diminishing resources: a case study of the U.S.West Coast. Harmful Algae, v. 21-22, p. 1-12, 2013.

FUHRMAN, J. A.; AZAM, F. Thymidine incorporation as a measure of heterotrophic bacterioplankton production in marine surface waters. Marine Biology, v. 66, p. 109-120, 1982.

FUKUI, Y.; SAITOH, S.; SAWABE, T. Environmental determinants correlated to Vibrio harveyi-mediated death of marine gastropods. Environmental Microbiology, v. 12, nº 1, p. 124-133, 2010.

FURLAN, M. *et al.* , Effect of environmental factors on the abundance of decapod crustaceans from soft bottoms off southeastern Brazil. Annals of the Brazilian Academy of Sciences, v.85, p. 1345-1356, 2013.

GAETA, S. A. & BRANDINI, F. P. Produção primária do fitoplâncton na região entre o Cabo de São Tomé (RJ) e o Chuí (RS). In: ROSSI-WONGTSCHOWSKI, C. L. D. B.; MADUREIRA, L. S. (Coord.), O Ambiente oceanográfico da Plataforma Continental e do Talude na Região Sudeste-Sul do Brasil, p. 219-264. São Paulo: Editora da USP, 2006.

GARBINI, C. N. *et al.* Distribution and abundance of pleuronectiformes larvae off southeastern brazil. Brazilian Journal of Oceanography 62, nº 1, p.23-34. 2014.

MINUTA

GIANESELLA, S. & BARRERA-ALBA, J. J. Interação entre a comunidade fito e bacterioplanctônica na região Estuarino-Lagunar de Cananeia e suas implicações no ciclo biogeoquímico da matéria orgânica. Apresentação no II Seminário sobre a Qualidade da Água na Bacia do Ribeira de Iguape e Litoral Sul. Registro: CBH-RB. Edição em CD-Rom. 2005.

GIANESELLA-GALVÃO, S. M. F. *et al.* Distribuição do plâncton na região costeira de São Sebastião. Publção esp. Inst. oceanogr., 41, p. 5-14. São Paulo: 1997.

GIANESELLA-GALVÃO, S. M. F. Produção primária da Baía de Santos, Estado de São Paulo. Aspectos sobre a eficiência fotossintética num ambiente marinho poluído. São Paulo: Universidade de São Paulo, 1978.

GIANESELLA-GALVÃO, S. M. F.; COSTA, M. P. F.; KUTNER, M. B. B. Bloom of Oscillatoria (Trichodesmium) erythraeum (Her.) Kutz. in coastal waters of the Southwest Atlantic. Publ. espec. Inst. Oceanogr., v. 11, p. 133-140, 1995.

GIGLIOTTI, E. S. *et al.* Spatial analysis of egg distribution and geographic changes in the spawning habitat of the Brazilian sardine Sardinella brasiliensis. Journal of Fish Biology, v. 77 nº 10: p. 2248-67, 2010.

GLIBERT, P. M.; PITCHER, G. Global Ecology and Oceanography of Harmful Algal Blooms Journal of Chemical Information and Modeling. Baltimore and Paris: SCOR and IOC, 2001.

GONÇALVES, E. G. R.; LOPES, M. J. S.; OLIVEIRA, E. G.; HOFER, H. Associação de Vibrio cholerae com o zooplâncton de águas estuárias da Baía de São Marcos/São Luis – MA, Brasil, Revista da Sociedade Brasileira de Medicina Tropical, V. 37(4), p.318-323, 2004.

GONÇALVES, J. Octopus vulgaris Cuvier, 1787 (polvo comum): Sinopse da Biologia e Exploração. "APCC" Thesis. University of the Azores. 1993.

GONÇALVES, S. M.; SANTOS, J. L.; RODRIGUES, E. S. Estágios de desenvolvimento gonadal de fêmeas do camarão-branco Litopenaeus schmitti (Burkenroad, 1936), capturadas na região marinha da baixada santista, São Paulo: Revista Ceciliana, v. 1, nº 2, p. 96-100, 2009.

GRANÉLI, E.; TURNER, J. T. Ecology of Harmful Algae. [S.l.] Springer-Verlag Berlin Heidelberg, 2006.

GRANÉLI, E.; WEBERG, M.; SALOMON, P. S. Harmful algal blooms of allelopathic microalgal species: The role of eutrophication. Harmful Algae, v. 8, p. 94-102, 2008.

GRAZIANI, C. A.; CHUNG, K. S.; DONATO, M. D. Comportamiento reproductivo y fertilidad de *Macrobrachium carcinus* (Decapoda: Palaemonidae) en Venezuela. Revista de Biologia Tropical, v.41, nº 3: p. 657-665, 1993.

GREGORACCI, G. B. *et al.* Structuring of bacterioplankton diversity in a large tropical bay. PLoS ONE, v. 7, nº 2, p. e31408, 2012.

GUISANDE, C. *et al.* Fate of paralytic shellfish poisoning toxins ingested by the copepod Acartia clausi. Marine Ecology Progress Series, v. 240, p. 105-115, 2002.

HALLEGRAEFF, G. M. & BOLCH, C. J. Transport of diatom and dinoflagellate resting spores in ships' ballast water: Implications for plankton biogeography and aquaculture. Journal of Plankton Research, v. 14, p. 1067–84, 1992.

HALLEGRAEFF, G. M.; ANDERSON, D. M.; CEMBELLA, A. D. Manual on Harmful Marine Microalgae. Second ed. Paris: UNESCO, 2003.

HECKLER, G. S. Distribuição ecológica e dinâmica populacional do camarão sete-barbas *Xiphopenaeus kroyeri* (Heller, 1862) (Crustacea: Decapoda) no complexo Baía/Estuário de Santos e São Vicente, SP. Dissertação de Mestrado, Instituto de Biociência da Universidade Estadual Paulista, 113p. 2010.

HUQ, A. *et al.* Critical factors influencing the occurrence of Vibrio cholerae in the environment of Bangladesh. Applied and Environmental Microbiology. V.71: p. 4645–4654, 2005.

HUQ, A. *et al.* Ecological relationships between *Vibrio cholerae* and planktonic crustacean copepods. Applied and Environmental Microbiology, v. 45: p.275-283, 1983.

ICMBIO – Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade. 2012. Disponível em: <http://www.icmbio.gov.br/portal/ultimas-noticias/20-geral/2818-expedicao-remove-coral-invasor-em-tupinambas>. Acesso em: 05 de agosto de 2016.

MINUTA

ISAAC-NAHUM, V. J.; VAZZOLER, A. E. A. M. Biologia reprodutiva de *Micropogonias furnieri* (Desmarest, 1823) (Teleostei, Sciaenidae). 2. Relação gonadossomática, comprimento e peso dos ovários como indicadores do período de desova. Bolm. Inst. Oceanogr., v.35, nº 2, p. 123–134, 1987.

ITAGAKI, M. K. Composição, abundância e distribuição horizontal de larvas de peixes marinhos e sua relação com os fatores hidrográficos na costa sudeste do Brasil. Dissertação de mestrado, Instituto oceanográfico da Universidade de São Paulo, 1999.

JUNQUEIRA, A. *et al.* Bioinvasão no ambiente marinho. In: ROCHA, R. M.; BOEGER, W. A. P. (Org.). Estado da arte e perspectivas para a zoologia no Brasil. Curitiba: Editora UFPR, p. 271-284. 2009.

JUNQUEIRA, A. O. R. *et al.* Zoobentos. In: LOPES, R. M. Informe sobre as Espécies Exóticas Invasoras Marinhas no Brasil. Brasília: MMA, Série Biodiversidade 33, 439p. 2009b.

KATSURAGAWA, M. & MATSUURA, Y. Comparison of the diel and spatial distribution patterns of ichthyoplankton and ichtyoneuston in the Southern Brazilian Byght. Boletim do Instituto Oceanográfico, São Paulo, v.38(2): p.133-146, 1990.

KATSURAGAWA, M. & MATSUURA, Y. Distribution and abundance of carangid larvae in the Southeastern Brazilian Bight, during 1975-1981. Boletim do Instituto Oceanográfico,, São Paulo: v.40, p. 55-78, 1992.

KATSURAGAWA, M. Estudo sobre o desenvolvimento, a distribuição e a abundância de larvas de Carangideos da costa sudeste do Brasil. Tese de Dooutorado, São Paulo, Istituto Oceanográfico da Universidade de São Paulo, 155p. 1990

KATSURAGAWA, M. Estudo sobre o desenvolvimento, a distribuição e a abundância de larvas de Carangideos da costa sudeste do Brasil. Tese de Dooutorado, Istituto Oceanográfico da Universidade de São Paulo, São Paulo: 155p. 1990.

KATSURAGAWA, M. Estudos sobre variabilidade de amostragem, distribuição e abundância de larvas de peixes na região sudeste do Brasil. Dissertação de Mestrado, Instituto Oceanográfico, Universidade de São Paulo, 107p+27tabs + 30 figs., 1985

KATSURAGAWA, M. Estudos sobre variabilidade de amostragem, distribuição e abundância de larvas de peixes na região sudeste do Brasil. Dissertação de Mestrado, Instituto Oceanográfico, Universidade de São Paulo, 107p+27tabs + 30 figs. 1985.

KATSURAGAWA, M. *et al.* O ictioplâncton ao largo de Ubatuba, SP: composição, distribuição e ocorrência sazonal (1985 – 1988). Publ. esp. Inst. oceanogr., São Paulo: 10: p. 85-121, 1993.

KATSURAGAWA, M.; DIAS, J. F., LOPES, C. L.; SUZUKI, K. Comunidade ictiooplanctônica na Plataforma. In: PIRES-VANIN, A. M. (Coord.). 7º. Relatório do Projeto Oceanografia da Plataforma Interna de São Sebastião-OPISS, 48p. 1999.

KATSURAGAWA, M.; DIAS, J. F; LOPES, C. L. Ictioplanctôn. In: PIRES-VANIN, A. M. S. (Org.). Oceanografia de um Ecossistema Subtropical-Plataforma de São Sebastião. 1ª ed. São Paulo: EDUSP, v. 1, p. 273-310, 2008a.

KATSURAGAWA, M.; MUELBERT, J. H.; DIAS, J. F. O ictioplâncton na região entre o Cabo de Sâo Tomé (RJ) e o Chuí (RS). In: ROSSI-WONGTSCHOWSKI, C. L. D. B. & MADUREIRA, L. S. (Coord.). O Ambiente oceanográfico da Plataforma Continental e do Talude na Região Sudeste-Sul do Brasil, p. 359-446. São Paulo: Editora da USP, 2006.

KATSURAGAWA, M; DIAS, J. F.; LOPES, R. M. Dinâmica do Zooplâncton e do ictioplâncton no sistema costeiro e estuarino de Santos. In: PIRESVANIN, A. M. S. (Coord.). A influência do complexo estuarino da Baixada Santista sobre o ecossistema da plataforma adjacente (ECOSAN). São Paulo: ECOSAN, 643 p. (Technical report, nº 4), 643 p. 2008b.

KATSURAGAWA, M; MATSUURA, Y.; SUZUKI, K.; DIAS, J. F.; SPACH, H. L. O ictioplâncton ao largo de Ubatuba, SP: composição, distribuição e ocorrência sazonal (1985 - 1988). Publ. esp. Inst. oceanogr., S. Paulo. 10: p. 85-121, 1993.

KITAHARA, E. M. & MATSUURA, Y. Growth and mortality estimate of the soutwest Atlantic anchovy *Engraulis anchoita* larvae from Cape Santa Marta Grande in Southern Brazil. Archives of Fisheries and Marine Research, v. 42, nº 3, p. 251-262, 1995.

KORMAS, K. A. *et al.* Quantitative relationships between phytoplankton, bacteria and protists in Aegean semi-enclosed embayment (Maliakos Gulf, Greece). Aquatic Microbial Ecology, v. 15, p. 255–264, 1998.

KOZLOWSKY-SUZUKI, B. *et al.* Food selectivity and grazing impact on toxic Dinophysis spp. by copepods feeding on natural plankton assemblages. Harmful Algae, v. 5, nº 1, p. 57–68, 2006.

MINUTA

KUREKIN, A. A.; MILLER, P. I.; VAN DER WOERD, H. J. Satellite discrimination of Karenia mikimotoi and Phaeocystis harmful algal blooms in European coastal waters: Merged classification of ocean colour data. Harmful Algae, v. 31, p. 163–176, 2014.

KURTZ, F. W. Dinâmica larval de Sardinella brasiliensis (Steindachner, 19879) (Teleostei Clupeidae) na região sudeste do Brasil e implicações no recrutamento. Tese de Doutorado, Instituto Oceanográfico da Universidade de São Paulo, 169 p., 1999

LAMPARELLI, C. C. *et al.* Are fecal indicator bacteria appropriate measures of recreational water risks in the tropics: A cohort study of beach goers in Brazil? Water Research, v. 87, p. 59–68, 2015.

LANSAC-TÔHA, F. A. Chaves de identificação e diagnose das espécies de Euphausiacea (Crustacea) encontradas ao largo da costa sul do Brasil (Lat. 22°S-29°S). Rev. brasil. Biol., 51: p. 623-638, 1981.

LEEMING, R.; NICHOLS, P. D. Concentrations of coprostanol that correspond to existing bacterial indicator guideline limits. Water Research, v. 30, nº 12, p. 2997–3006, 1996.

LEHTINIEMI, M. *et al.* Fate of cyanobacterial toxins in the pelagic food web: transfer to copepods or to faecal pellets? Marine Ecology Progress Series, v. 241, p. 13–21, 2002.

LIANG, T. H. & VEGA-PEREZ, L. A. Distribution, abundance and biomass of Chaetognaths off São Sebastião region, Brazil in February 1994. Rev. bras, oceanogr., v. 50, p. 1-12, 2002.

LIMA, A. R. A; COSTA, M. F.; BARLETTA, M. Distribution patterns of microplastics within the plankton of a tropical estuary. Environmental Research 132, p.146-155, 2014.

LINDAHL, O.; LUNDVE, B.; JOHANSEN, M. Toxicity of Dinophysis spp. in relation to population density and environmental conditions on the Swedish west coast. Harmful Algae, v. 6, p. 218–231, 2007.

LIZÁRRAGA-PARTIDA, M. L. *et al.* Association of Vibrio cholerae with plankton in coastal areas of Mexico, Environmental Microbiology, 11 nº 1, p. 201–208, 2009.

LOBÃO, V. L.; VALENTI, W. C.; MELLO, J. T. C. Fecundidade em *Macrobrachium carcinus* (L.) do Rio Ribeira de Iguape. Boletim do Instituto de Pesca, v. 12, nº 3, p. 1-8. 1985.

LONGHURST, A.; PAULY, D. Ecologia dos Oceanos Tropicais – São Paulo: Editora da Universidade de São Paulo, (Coleção base; 5) 415 p. 2007.

LOPES JR., I. *et al.* Chumbo e Arsênio nos Sedimentos do Rio Ribeira de Iguape, SP/PR. Geologia Médica, v.14, p. 87-96. 2006 Disponível em: <http://www.cprm.gov.br/publique/media/geo_med14.pdf>. Acesso em: 09 de agosto de 2016.

LOPES R. M. Informe sobre as Espécies Exóticas Invasoras Marinhas no Brasil. Brasília, Ministério do Meio Ambiente, Série Biodiversidade 33, 439p. 2009.

LOPES, R. M. *et al.* Diagnóstico do conhecimento atual sobre o zooplâncton marinho na região entre o Cabo de São Tomé (RJ) e o Chuí (RS). In: ROSSI-WONGTSCHOWSKI, C. L. D. B.; MADUREIRA, L. (Orgs.). O ambiente oceanográfico de plataforma continental e do talude na região sudeste-sul do Brasil. São Paulo: EDUSP, v. único, p. 265-358, 2006b.

LOPES, R. M. *et al.* Zooplankton and ichthyoplankton distribution on the southern Brazilian shelf: an overview. Sciencia Marina, 70: p.189-202, 2006.

LOPES, R. M.; BRANDINI, F.; GAETA, S. A. Distribution patterns of epipelagic copepods off Rio de Janeiro (SE Brazil) in summer 1991-1992 and winter 1992. Hydrobiologia, 411, p. 161-174. 1999.

LÓPEZ, M. S.; COUTINHO, R. Acoplamento plâncton-bentos: o papel do suprimento larval na estrutura das comunidades bentônicas de costões rochosos. Oecologia Brasiliensis, 2, nº 4, p. 575-601, 2008.

LOUREIRO, S. T. A. *et al.* Yeasts isolated from sand and sea water in beaches of Olinda, Pernambuco State, Brazil. Brazilian Journal of Microbiology, v. 36, p. 333–337, 2005.

LUPPI, T. A.; SPIVAK, E. D.; ANGER, K. Experimental studies on predation and cannibalism of the settlers of Chasmagnathus granulata and Cyrtograpsus angulatus Brachyura: Grapsidae. Journal of Experimental Marine Biology and Ecology 265, p. 29-48, 2001.

MACLEAN, J. L. Indo-Pacific Red Tides, 1985–1988. Marine Pollution Bulletin, v. 20, p. 304–310, 1989.

MINUTA

MAFALDA JR., P.; RUBÍN, J. P. Interannual variation of larval fish assemblages in the Gulf of Cádiz (SW Iberian Peninsula) in relation to summer oceanographic conditions. Braz. Arch. Biol. Technol., 49, nº 2, p. 287-296, 2006.

MANEIRO, I. *et al.* Zooplankton as a potential vector of diarrhetic shellfish poisoning toxins through the food web. Marine Ecology Progress Series, v. 201, p. 155–163, 2000.

MARAZZO, A. Record of *Pleopis schmackeri* (Poppe) (Branchiopoda, Onychopoda) in the Guanabara Bay, Rio de Janeiro, Brazil. Revista Brasileira de Zoologia, 19: p. 335-336, 2002.

MARTINELLI FILHO, J. E.; LOPES R. M.; RIVERA, I.; COLWELL, R. R. *Vibrio cholerae* O1 detection in estuarine and coastal zooplankton. Journal of Plankton Research, v.33, p. 51-62, 2011.

MARTINS, C. D. C. *et al.* Marcadores orgânicos de contaminação por esgotos sanitários em sedimentos superficiais da Baía de Santos, São Paulo. Química Nova, v. 31, nº 5, p. 1008–1014, 2008.

MARTINS, R. S.; CAMARGO, R.; GASALLA, M. A. The São Paulo shelf (SE Brazil) as a nursery ground for *Doryteuthis plei* (Blainville, 1823) (Cephalopoda, Loliginidae) paralarvae: a Lagrangian particle-tracking Individual-Based Model approach, Hydrobiologia, 725: p. 57–68, 2014.

MARTINS, R. S.; PEREZ, J. A. A. The ecology of loliginid squid in shallow-waters around Santa Catarina Island, southern Brazil. Bulletin of Marine Science v.80, p.125–146, 2007.

MASUDA, L. S. M.; MOSER, G. A. O.; BARRERA-ALBA, J. J. Variação Temporal Do Fitoplâncton No Canal Estuarino Detemporal do microfitoplâncton no canal estuarino de Santos. Brazilian Journal of Aquatic Science and TechnolgyTechnology, v. 15, nº 1, p. 79–93, 2011.

MATSUOKA, K.; FUKUYO, Y. Taxonomy of cysts. In: HALLEGRAEFF, G. M.; ANDERSON, D. M.; CEMBELLA, A. D. (Eds.). Manual on harmful marine microalgae. Paris: UNESCO, 2003. p. 563–592.

MATSUURA Y.; NAKATANI, K.; TAMASSIA, S. T. J. Distribuição sazonal de zooplâncton, ovos e larvas de peixe na região centro-sul do Brasil (1975-77). Bolm Inst. oceanogr., v.29, p.231-235. São Paulo: 1980.

MATSUURA, Y. Distribution and abundance of eggs and larvae of the Brazilian sardine, Sardinella brasiliensis, during 1969-75 and 1975-76 seasons. Bulletin of Japanese Society of Fisheries and Oceanography, v.34, p. 1-12, 1979.

MATSUURA, Y. Estudo comparativo das fases iniciais do ciclo de vida da sardinha-verdadeira, Sardinella brasiliensis e da sardinha-cascuda, Harengula jaguana, (Pisces: Clupeidae) e nota sobre a dinâmica da população da sardinha-verdadeira na região sudeste do Brasil. Tese de Livre-Docência, Instituto Oceanográfico, Universidade de São Paulo, 1983.

MATSUURA, Y. A probable cause of recruitment failure of the Brazilian sardine, *Sardinella aurita* population during the 1974/75 spawning seasons. South African Journal of Marine Science, v. 17, p.29-35, 1996.

MATSUURA, Y. A study of the life history of brazilinaBrazilian sardines, *Sardinella aurita*.I Distribution and abundance of sardine eggs in the region of Ilha Grande, Rio de Janeiro. Boletim do Instituto Oceanográfico, São Paulo: 1971a.

MATSUURA, Y. Brazilian sardine (*Sardinella brasiliensis*) spawning in the southeast Brazilian Bight over the period 1976-1993. Rev. brasil. oceanogr., v. 46, p.33-43, 1998a.

MATSUURA, Y. O Ciclo de vida da sardinha verdadeira (Introdução à oceanografia pesqueira) Publicação especial do Instituto Oceanográfico., São Paulo: p.1-146, 1971b.

MATSUURA, Y. Relatório do Subprojeto Biologia da pesca-Projeto Finep: exploração e avaliação de estoques de peixes pelágicos no Sudeste do Brasil. Instituto Oceanográfico da Universidade de São Paulo, 68p., 1998b.

MATSUURA, Y.; KATSURAGAWA, M. Larvae and juveniles of Grey Triggerfish, Balistes capriscus (Pisces:Balistidae) from Southern Brazil. Jap. J. ichthyol., v. 28, nº 3, p.267-275, 1981.

MATSUURA, Y.; KITAHARA, E. M. Horizontal and vertical distribution of Anchovy Engraulis anchoita eggs and larvae of /cape Santa Marta Grande in Southern Brazil. Archiv. Fish. Mar. Res. v.42, nº 3, p. 239-250, 1995.

MATSUURA, Y.; SATO. G. Distribution and abundance of scombrid larvae in southern Brazilian waters. Bulletin of Marine Science, v.31, p.824-832, 1981.

MATSUURA, Y.; SPACH, H. L.; KATSURAGAWA, M. Comparison of spawning patterns of the Brazilian sardine (*Sardinella brasiliensis*) and anchoíta (*Engraulis anchoita*) in Ubatuba region, southern Brazil during 1985 through Boletim do Instituto Oceanográfico., v. 40, p.101-115. São Paulo: 1992.

MELO, G. A. S. Manual de Identificação dos Brachyura (Caranguejos e Siris) do Litoral Brasileiro. São Paulo: Pleiade/FAPESP, 1996.

MELO, M. T. *et al.* Coliforms and Salmonella in seawater near to domestic sewage sources in Fortaleza (Ceará, Brazil). Microbiologia, v. 13, nº 4, p. 463–470, 1997.

MENDONÇA, J. T. Gestão dos recursos pesqueiros do Complexo Estuarino-Lagunar de Cananeia-Iguape-Ilha Comprida, litoral sul de São Paulo, Brasil. Tese de Doutorado, Universidade Federal de São Carlos, 383 p., 2007.

MENDONÇA-HAGLER, L. C.; VIEIRA, R. H. S. F.; HAGLER, A. N. Microbial Quality of Water, Sediment, Fish and Shellfish in Some Brazilian Coastal Regions. In: FARIA, B. M.; FARJALLA, V. F.; ESTEVES, F. A. (Eds.). Aquatic Microbial Ecology in Brazil. Rio de Janeiro: Series Oecologia Brasiliensis, 2001. p. 197–216.

MIANZAN, H. W.; GUERREIRO, R. A. Environmental patterns and biomass distribution of gelatinous macrozooplankton. Three study cases in the south-western Atlantic Ocean. Sciencia Marina, v.64 (suppl. 1): p. 215-224, 2000.

MIQUELANTE, F. A.; KOLM, H. E. Indicadores microbiológicos de poluição fecal na desembocadura da Gamboa Olho d'Água, Paraná: subsídio para o monitoramento da balneabilidade do Brasil. Biology Health Science, v. 17, nº 1, p. 21–35, 2011.

MONTEIRO, D. T. L. Comparação da qualidade bacteriológica da água marinha e da areia seca e molhada de duas praias do litoral leste do Ceará. Fortaleza: Universidade Federal do Ceará, 2013.

MORAES, V. A. O fitoplâncton do Complexo Estuarino-Lagunar de Cananeia-Iguape: uma revisão histórica. Universidade Federal de São Paulo. Santos: 2015.

MOREIRA, G. S. Sobre a migração vertical diária do plâncton ao largo de Santos, Estado de São Paulo, Brasil. Bolm Inst. oceanogr., 25: p. 55-76, São Paulo: 1976.

MOSER, G. A. O. Aspectos da eutrofização no sistema estuarino de Santos: distribuição espaço-temporal da biomassa e produtividade primária fitoplanctônica e transporte instantâneo de sal, clorofila-a, material em suspensão e nutrientes. Universidade de São Paulo. São Paulo: 2002.

MOSER, G. A. O. *et al.* Algal growth potential as an indicator of eutrophication degree in coastal areas under sewage disposal influence. Aquatic Ecosystem Health and Management Society, v. 7, p. 115-126, 2004.

MOSER, G. A. O. *et al.* Instantaneous transport of salt, nutrients, suspended matter and chlorophyll-a in the tropical estuarine system of Santos. Brazilian Journal of Oceanography, v. 53, nº 3/4, p. 115-127, 2005.

MOSER, G. H. & SMITH, P. E. Larval fish assemblages and oceanic boundaries. Bulletin of Marine Science, 53(2): p. 283-289, 1993.

MOSER, H. G. Morphological and Functional Aspects of Marine Fish Larvae. In: REABEN LASKER, Editor Marine Fish Larvae. Morphology, Ecology, and Relation to Fisheries. Publisher Washington Sea Grant Program. 131p., 1994.

MOSSOLIN, E. C.; PILEGGI, L. G.; MANTELATTO, F. L. Crustacea, Decapoda, Palaemonidae, Macrobrachium Bate, 1868, São Sebastião Island, state of São Paulo, southeastern Brazil, CheckList, 6 nº4, p. 605-613. 2010.

MUELBERT, J. H.; SINQUE, C. Distribution of bluefish (*Pomatomus saltatrix*) larvae in the southern brazilian continental shelf. Mar. Freshwater Res., 47: p. 311-314, 1996.

NAKATANI, K. Estudos sobre ovos e larvas de Engraulis anchoita (Hubbs and Marini, 1935) (Teleostei, Engraulidae), coletados na região entre Cabo Frio (23oS) e Cabo de Santa Marta Grande (29oS). Dissertação de Mestrado. Instituto Oceanográfico, Universidade de São Paulo, 1982.

NEGREIROS-FRANSOZO, M. L.; MANTELATTO, F. L. M.; FRANSOZO, A. Population biology of Callinectes ornatus Ordway, 1863 (Decapoda, Portunide) from Ubatuba (SP), Brazil. Scientia Marina, 63(2): p. 157-163, 1999.

NEUMANN-LEITÃO, S. Resenha literaria sobre zooplâncton estuarino do Brasil. Trabhs Oceanogr., Univ. Fed. Pernambuco, 23: p. 25-53. 1994

NUNES, R. D. O zooplâncton da plataforma continental de Santa Catarina. Ênfase em Copepoda e Cladocera e suas relações com os processos físicos costeiros. Dissertação de Mestrado em Ciência e Tecnologia Ambiental, Universidade do Vale do Itajaí. 2010.

MINUTA

ODEBRECHT, C. *et al.* Floraciones de microalgas nocivas en Brasil: estado del arte y proyectos en curso. In: SAR, E. A.; FERRARIO, M. E.; REGUERA, B. (Eds.). . Floraciones Algales Nocivas en el Cono Sur Americano. Madrid: Instituto Español de Oceanografía, p. 217–233. 2002.

OLIVEIRA, M. R. Zooplâncton da plataforma continental sudeste do Brasil, entre Mongaguá-SP (24º 05'S) e o Cabo de Santa Marta Grande-SC (28º 40'S), com especial referência aos copépodos Eucalanidae. Dissertação de Mestrado, Instituto Oceanográfico, Universidade de São Paulo, São Paulo: 147p. 1999.

PAES, E. T.; MORAES, L. E. S. A new hypothesis on the influence of the El Niño/La Niña upon the biological productivity, ecology and fisheries of the Southern Brazilian Bight. Pan-American Journal of Aquatic Sciences, v. 2, nº 2, p. 94-102, 2007.

PASSOS, A. D. C. Epidemia de cólera no Sul do Brasil Cholera epidemiology in Southern Brazil. Cad. Saúde Pública, v. 15, nº 2, p. 426–427, 1999.

PEREIRA, H. H. *et al.* , Fish assemblage structure on sandy beaches with diferente, anthropogenic influences and proximity of spawning grounds. Mar. Ecol. 1-12, 2014

PEREIRA, O. M. *et al.* Crescimento da ostra Crassostrea brasiliana semeada sobre tabuleiro em diferentes densidades na região estuarino-lagunar de Cananeia-SP (25° S, 48° W). Boletim do Instituto de Pesca, v. 27, nº 2, p. 163-174, 2001.

PEREIRA, O. M.; HENRIQUES, M. B.; MACHADO, I. C. Estimativa da curva de crescimento da ostra Crassostrea brasiliana em bosques de mangue e proposta para sua extração ordenada no estuário de Cananeia, SP, Brasil. Boletim do Instituto de Pesca, v. 29(1), p. 19-28, 2003.

PERES-RIOS, E. Papel do estuário no ciclo de vida das espécies dominantes da ictiofauna do Complexo Estuarino. Lagunar de Cananeia, Iguape. Tese de Doutorado. Instituto Oceanográfico. Universidade de São Paulo. São Paulo: 2001.

PINHEIRO, M. S. S. & GOITEIN, R. Estrutura de uma população e aspectos biológicos de *Mugil curema* Valenciennes, 1836 (Pisces, Mugilidae), em um manguezal da Raposa, Brasil.Rev. Ciênc. Saúde 16, nº 2, p. 58-65, jul-dez, 2014.

PIRES-VANIN, A.M.S. *et al.* Estrutura e função do ecossistema de plataforma continental do atlântico sul brasileiro: Síntese dos resultados. Publicação Especial do Instituto Oceanográfico, São Paulo, v.10: p. 217-231 1993.

POMBO, M; DENADAI, M. R. & TURRA,A. Population biology of S*tellifer rastrifer, S. brasiliensis* and S *stellifer* in Caraguatatuba bay, northern coast of São Paulo, Brazil Brazilian Journal of Oceanography, 60(3): p. 271-282, 2012.

PORCARO, R. *et al.* Spatial and temporal distribution patterns of larval sciaenids in the estuarine system and adjacent continental shelf off Santos, Southeastern Brazil. Brazilian Journal of Oceanography *v.*62(2): p. 149-164, 2014.

PORTO NETO, F. F. Zooplankton as bioindicator of environmental quality in the Tamandaré Reef System (Pernambuco – Brazil): Anthropogenic influences and interaction with mangroves, Tese de Doutorado, Universidade de Bremen (Alemanha), 2003. 131p.

PROENÇA, L. A. O. *et al.* Just a diarrhea? Evidences of diarrhetic shellfish poisoning in Santa Catarina – Brazil. Ciência e Cultura, v. 50, nº 6, p. 458-62, 1998.

PROENÇA, L. A. O. *et al.* Occurrence of paralytic shellfish poisoning – PSP in Southern Brazilian Waters. Ciência e Cultura, v. 51, p. 16-21, 1999.

PROENÇA, L. A. O.; FERNANDES, F. L. Introdução de microalgas no ambiente marinho: impactos negativos e fatores controladores. In: SILVA, J. S. V. .; SOUZA, R. C. C. (Eds.). Água de lastro e bioinvasão. Rio de Janeiro: Interciência, p. 77–97. 2004.

PROENÇA, L. A. O.; RÖRIG, L. Mussel production and toxic algal blooms in Santa Catarina State, Southern Brazil. IOC/UNESCO Harmful Algal News, v. 12/13, p. 5, 1995.

PROENÇA, L. A. O.; TAMANAHA, M. S.; FONSECA, R. S. Screening the toxicity and toxin content of blooms of the cyanobacterium Trichodesmium erythraeum (Ehrenberg) in northeast Brasil. Journal of Venomous Animals and Toxins including Tropical Diseases, v. 15, nº 2, p. 204-215, 2009.

PROENÇA, L. A. O.; TAMANAHA, M. S.; SOUZA, N. P. The toxic dinoflagellate Gymnodinium catenatum Graham in Southern Brazilian waters: occurence, pigments and toxins. Atlântica, v. 23, p. 59-65, 2001.

MINUTA

PURCELL, J. E. Climate effects on formation of jellyfish and ctenophore blooms: a review. Journal of the Marine Biological Association of the UK, 85: p. 461-476, 2005.

RÉ, P. Evidence of daily and hourly growth in pilchard larvae based on otholit growth increments, *Sardina pilchardus* (Walbaum, 1792). Cybium, v.8, n.1, p.33-38, 1984. Ictioplâncton da região central da costa Portuguesa e do estuário do Tejo. Ecologia da postura e da fase planctónica de *Sardina pilchardus* (Walbaum, 1792) e de *Engraulis encrasicolus* (Linné, 1758). Tese, Universidade de Lisboa: 425pp.

RÉ, P. Ictioplâncton estuarino da Península Ibérica guia de identificação dos ovos e estados larvares planctónicos. Lisboa: Editora da Faculdade de Ciências da Universidade de Lisboa, 114p., 1999.

RESGALLA JR., C.; MONTÚ, M. A. Distribuição espacial e temporal de Pteropoda Euthecosomata (Mollusca, Gasteropoda) na plataforma do Sul do Brasil. Atlântica, v. 16, p.99-123, 1994.

RIBEIRO, M. R. Estudo sobre o desenvolvimento larval, abundância e distribuição de ovos e larvas de Maurolicus muelleri (Gmelin, 1789) (Teleostei: Sternoptychidae), e possíveis potencialidades ao largo da costa sudeste brasileira entre 23oS (Cabo Frio-RJ) e 29oS (Cabo de Santa Marta Grande-SC). Dissertação de Mestrado Instituto Oceanográfico, Universidade de São Paulo.1996.

RICHARDSON, A. J. In hot water: zooplankton and climate change. ICES Journal of Marine Science, v.65, p. 279–295, 2008.

RIVERA, I. N. G. *et al.* Free-living and plankton-associated vibrios : assessment in ballast water , harbor areas , and coastal ecosystems in Brazil. Frontiers of Microbiology, v. 3, p. 1-8, 2013.

ROSSI-WONGTSCHOWSKI, C. L. D. B.; MADUREIRA, L. S. O Ambiente oceanográfico da Plataforma Continental e do Talude na Região Sudeste-Sul do Brasil,.. Editora da USP, São Paulo: p. 219-264, 2006.

SABATÉS, A.; OLIVAR, M. P. Variation of larval fish distribution associated with variability in the location of a shelf slope front. Mar. Ecol. Prog. Ser., 135: p.11-20, 1996.

SACCARDO, S. A. & KATSURAGAWA, M. Biology of the rough scad *Trachurus lathami*, on the Southestern Coast of Brasil. Sci. mar., 59 (3-4): p. 265-277, 1995.

SAMPAIO, A. F. P.; MATEUS, M.; RIBEIRO, R. B. Assessing the impact of several development scenarios on the water quality in Santos Estuary. In: NEVES, R.; BARETTA, J; MATEUS, M. (Eds.) Perspectives on Integrated Coastal Zone Management in South America. IST Press, Lisboa: p. 435-444, 2008.

SARTORI, L. P.; LOPES, R. M. Seasonal variability of pelagic copepod assemblages on the inner shelf off Paraná, Brazil. Nauplius: p. 79-88, 2000.

SATÔ, S. S.; PARANAGUÁ, M. N.; ESKINAZI, E. On the mechanism of red tide of Trichodesmium in Recife, Northeastern Brazil, with some consideration of the relation to the human disease, "Tamadaré Fever". Trab. do Instit. Oceanogr. da Univ. Fed. de Pernambuco, v. 5-6, p. 7–49, 1963.

SCHAEFFER-NOVELLI Y.; MESQUITA, H. S. L.; CINTRÓN-MOLERO, G. The Cananeia Lagoon estuarine system, São Paulo, Brazil. Estuaries, v. 13, 193-203 p. 1990.

SCHMIDT, L. E. & HANSEN, P. J. Allelopathy in the prymnesiophyte Chrysochromulina polylepis: effect of cell concentration, growth phase and pH. Marine Ecology Progress Series, v. 216, p. 67–81, 2001.

SCHMIDT, T. C. S. & DIAS, J. F. Pattern of distribution and environmental influences on the Sciaenidae community of the Southeastern Brazilian Coast. Braz. J. Oceanogr., 60, nº 2, p. 235-245, 2012.

SELLNER, K. G.; DOUCETTE, G. J.; KIRKPATRICK, G. J. Harmful algal blooms: causes, impacts and detection. Journal of Industrial Microbiology & Biotechnology, v. 30, nº 7, p. 383–406, 2003.

SETÄLÄ, O; FLEMING-LEHTINIEN, V.; LEHTINIEN, M. Ingestion and transfer of microplastics in the planktonic food web. Environmental Pollution 2 (185): p.77-83, 2014

SHANKS, A. L., GRANTHAM, B. A.; CARR, M. H. Propagule dispersal distance and the size and spacing of marine reserves. Ecological Applications, 13: p. 159-169, 2003.

SILVEIRA, I. C. A. *et al.* A Corrente do Brasil ao largo da costa leste brasileira. Rev. bras. oceanogr., v.48, p.171-183, 2000.

MINUTA

SIMITH, D. J. B. & DIELE, K. Metamorphosis of mangrove crab megalopae, Ucides cordatus (Ocypodidae): Effects of interspecific versus intraspecific settlement cues. Journal of Experimental Marine Biology and Ecology, v. 362, p. 101-107, 2008.

SINQUE, C. Ictioplâncton do ecossistema da baía de Paranaguá (Paraná-Brasil. Arq. Biol technol, v. 32, nº 3, p. 473-490, 1989.

SINQUE, C. Larvas de Sciaenidae (Teleostei) identificadas na região estuarina lagunar de Cananeia. Bolm. Zool., v. 5, p. 39-77, 1980.

SMITH-VANIZ, W. F. Carangidae relationships. In: MOSER, H. G. *et al.* (Orgs.). Ontogeny and Systematics of Fishes. American Society of Ichthyology and Herpetology, Special Public., nº1, p. 522-530, 1984.

SOARES, C. L.; ANDREATA, J. V.; MARCA, A. G. Composição e sazonalidade do ictioplâncton da Laguna de Marapendi, Rio de Janeiro. Biotemas v.4, nº2, p.35-49, 1991.

SOARES, D. N. E. D. S. Bases microbiológicas e químicas da qualidade ambiental da água e areia da orla de Manguinhos - Serra, Espírito Santo, Brasil. Vila Velha: Centro Universitário Vila Velha, 2009.

SOLÉ, J. *et al.* Modelling allelopathy among marine algae. Ecological Modelling, v. 183, p. 373–384, 2005.

SOMARAKIS, S.; DRAKOPOULOS, P. & FILIPPOU, V., Distribution and abundance of larval fish in the northern Aegean Sea – eastern Mediterranean – in relation to early summer oceanographic conditions. Journal of Plankton Research, 24: (4): p. 339-357, 2002.

SOUZA, A. *et al.* Controle higiênico sanitário de moluscos bivalves no litoral de Santa Catarina. Panorama Aquicultura, v. 116, p. 55–59, 2009.

SOUZA, K. M. C. Qualidade microbiológica de água de lastro de navios, água e bivalves de região portuária brasileira, com ênfase na detecção, pesquisa de fatores associados à virulência e epidemiologia molecular de *Vibrio cholerae* O1. Tese de Doutorado. Universidade de São Paulo, Departamento de Microbiologia Ambiental. 223 p. 2007.

SPACH, H. L. Estudo comparativo da distribuição espaçotemporal e de padrões de agregação de ovos e larvas de Harengula jaguana, Sardinella brasiliensis (Clupeidae, Osteichthyes) e Engraulis anchoíta (Engraulidae: Osteichthyes) na costa sudeste do Brasil. Ph.D. thesis, Universidade de São Paulo, 1990.

SPACH, H. L. *et al.* Temporal variation in fish assemblage composition on a tidal flat. Braz. J. Oceanogr., 52, nº 1, p. 47-58, 2004.

STEMPNIEWICZ, L.; BŁACHOWIAK-SAMOŁYKB, K.; WĘSŁAWSKIB, J.M. Impact of climate change on zooplankton communities, seabird populations and arctic terrestrial ecosystem—A scenario. Deep Sea Research Part II: Topical Studies in Oceanography, v. 54, nº(23–26,): p. 2934–2945, 2007.

STEWART, J. R. *et al.* The coastal environment and human health: microbial indicators, pathogens, sentinels and reservoirs. Environmental Health, v. 7, nº (Suppl 2), p. S3, 2008.

TANAKA, S., Stock assessment by means of ichthyoplankton surveys. FAO Fishery Techinical Papers *v.122*: p. 33-51, 1973.

TEEGARDEN, G. J. *et al.* Phycotoxin accumulation in zooplankton feeding on *Alexandrium fundyense* – vector or sink? Journal of Plankton Research, v. 25, p. 429–443, 2003.

TESTER, P. A.; TURNER, J. T.; SHEA, D. Vectorial transport of toxins from the dinoflagellate Gymnodinium breve through copepods to fish. Journal of Plankton Research, v. 22, nº 1, p. 47–61, 2000.

TONON, L. A. C. *et al.* Diversity and ecological structure of vibrios in benthic and pelagic habitats along a latitudinal gradient in the Southwest Atlantic Ocean. PeerJ, v. 3, p. e741, 2015.

TOURON, A. *et al.* Assessment of faecal contamination and the relationship between pathogens and faecal bacterial indicators in an estuarine environment (Seine, France). Marine Pollution Bulletin, v. 54, nº 9, p. 1441–1450, 2007.

TRUJILLO, A. P.; THURMAN, H. V. Essentials of Oceanography. 10th. ed. [S.l.] Pearson, 2011.

TURNER, J. W.; GOOD, B.; COLE, D.; LIPP, E. K. Plankton composition and environmental factors contribute to *Vibrio* seasonality. ISME Journal, v.3, p. 1082–1092, 2009.

VALIELA, I. Spatial structure: Patchiness. In: Marine Ecological Processes. 2ª ed. New York: Springer-Verlag, p. 325-347. 1995.

VAN RIJSSEL, M. *et al.* Haemolytic activity of live Phaeocystis pouchetii during mesocosm blooms. Biogeochemistry, v. 83, nº 1-3, p. 189–200, 2007.

VANNUCCI, M. & PRADO, M. S. A. Sobre as coletas de plâncton na III e IV viagens do N/OC "Almirante Saldanha". Contribuições avulsas ao. Instituto oceanográfico., 1, p. 1-16, São Paulo: 1959.

VANNUCCI, M. Preliminary results on the study of the zooplankto standing stock of south Brazilian coast, 25∞ lat. S. Contribuições avulsas ao. Instituto oceanográfico, 3, p. 1-28, São Paulo: 1962.

VASCONCELLOS, M. & GASALLA, M. A. Fisheries catches and carryng capacity of marine ecosystem in southern Brazil. Fisheries Research, 50: p. 279-295. 2001.

VAZ, A. C. *et al.* Modeling transport and retention of Engraulis anchoita Hubbs e Marini, 1935 (Clupeiformes, Engraulidae) early life stages along the Central Southwestern Atlantic Continental Shelf. Pan-American Journal of Aquatic Sciences, 2(2): p.179-190, 2007.

VEGA-PEREZ, L. A. Estudo do zooplâncton da região de Ubatuba, Estado de São Paulo. Publ. esp. Inst. oceanogr. São Paulo: p. 65-84, 1993.

VEZZULLI, L. *et al.* Long-term effects of ocean warming on the prokaryotic community: evidence from the vibrios. The ISME Journal: Multidisciplinary Journal of Microbial Ecology, v. 6, nº 1, p. 21–30, 2012.

VIEIRA, R. R. R. & CALAZANS, D.K. Abundance and distribution of Portunidae larval phases (Crustacea: Brachyura) in the estuarine and coastal region of the Patos Lagoon, southern Brazil, Nauplius, 23(2): p. 132-145, 2015.

VILLAC, M. C. *et al.* Plâncton. In: LOPES, R. M. Informe sobre as Espécies Exóticas Invasoras Marinhas no Brasil. Brasília, Ministério do Meio Ambiente, Série Biodiversidade 33, 439p. 2009.

VILLAC, M. C.; CABRAL-NORONHA, V. A. P.; PINTO, T. O. The phytoplankton biodiversity of the coast of the state of São Paulo , Brazil The phytoplankton biodiversity of the coast of the state of São Paulo , Brazil. Biota Neotropica, v. 8, nº 3, p. 151–173, 2008.

WHEELER-ALM, E.; BURKE, J.; SPAIN, A. Fecal indicator bacteria are abundant in wet sand at freshwater beaches. Water Research, v. 37, nº 16, p. 3978-3982, 2003.

WHITEHEAD, P. J. P.; NELSON, G. J.; WONGRATANA, T. FAO species catalogue. Vol 7 Clupeoid fishes of the World (Suborder Clupeoideei). Na annoted and illustrated catalogue of herrings, sardines, pilchards, sprats, anchovies and Word-herrings. Part 2 Engraulidae. FAO Fisherires Synopsis, 7 (125): parte 2: p.1-99, 1988.

WUNDERLICH, A. C.; PINHEIRO, M. A. A.; RODRIGUES, A. M. Biologia do caranguejo-uçá, Ucides cordatus (Crustacea: Decapoda: Brachyura), na Baía da Babitonga, Santa Catarina, Brasil. Revista Brasileira de Zoologia 25 (2): p. 188-198, 2008.

- **Praias**

AMARAL, A. C. Z.; DENADAI, M. R.; TURRA, A.; RIZZO, A. E. "Intertidal macrofauna in Brazilian subtropical sandy beaches landscape". Journal of Coastal Research, 35: p. 446-455.2003.

AMARAL, A. C. Z.; MORGADO, E. H.; SALVADOR, L. B. Poliquetas bioindicadores de poluição orgânica em praias paulistas. Rev. Bras. Biol (58)2: p. 307-316. 1998.

AMARAL, A. C. Z.; MORGADO, E. H.; STEINER, T. M. Alguns aspectos da zonação da macrofauna de poliquetos em praias arenosas. IX Mini-Simpósio de Biologia Marinha, São Sebastião: v. 9, nº 2, 1994.

AMARAL, A. C. Z.; MACCORD, F. S.; BORGES, M., & RIZZO, A. E. Composição faunística de fundos não consolidados da plataforma interna. Biodiversidade e ecossistemas bentônicos marinhos do litoral norte de São Paulo sudeste do Brasil. Campinas: Unicamp, v.573, p. 435-458, 2011.

BRITO, D., MILANELLI, J. C. C., RIEDEL, P. S., & WIECZOREK, A. Sensibilidade do Litoral Paulista a derramamentos de petróleo: um atlas em escala de detalhe. 2014.

BROWN, A. C. & MCLACHLAN, A. Ecology of Sandy Shores. Amsterdam: Elsevier, 327 p.,1990.

MINUTA

CUNHA-LINGNON, M. Ecologia de Manguezais: Desenvolvimento Espaço-Temporal no Sistema Costeiro Cananeia-Iguape, São Paulo, Brasil. Tese de Doutorado. Instituto Oceanográfico, Universidade de São Paulo. 2005.

FLYNN, M. N.; TARARAM, A. S.; WAKABARA, Y. Effects of habitat complexity on the structure of macrobenthic association in a *Spartina altemiflora* marsh. Rev. bras. oceanogr., v .44, nº1, p. 9-21, 1996.

FLYNN, M.N., WAKABARA , Y, TARARAM, A. S. Macrobenthic associations of the lower and uppermarshes of a tidal flat colonized by spartinaalterniflora in Cananeia lagoon estuarine region(southeastern brazil). bulletin of marine science,. v 63 n.2 p. 427–442, 1998.

FUNDAÇÃO FLORESTAL. Diagnóstico Participativo sobrea Área de Proteção Ambiental Marinha do Litoral Sul. 2014.

FUNDEPAG. Fundação de Desenvolvimento da Pesquisa do Agronegócio: Diagnóstico da Pesca Amadora do Estado de São Paulo. 2015.

GIERE, O. Meiobenthology: the Microscopic Fauna in Aquatic Sediments. 2ª ed. Berlin: Springer-Verlag, 527p. 2009.

IPCC – INTERGOVERNMENT PANEL ON CLIMATE CHANGE. Climate Change 2014: Mitigation of Climate Change. Contribution of Working Group III to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change [Edenhofer, O., R. Pichs-Madruga, Y. Sokona, E. Farahani, S. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA. 2014.

MARIA, TF., *et al.* Monitoramento da meiofauna bentônica intermareal. In: TURRA, A., and DENADAI, MR., org. Protocolos para o monitoramento de habitats bentônicos costeiros – Rede de Monitoramento de Habitat Bentônicos Costeiros – ReBentos [online]. São Paulo: Instituto Oceanográfico da Universidade de São Paulo, pp. 209-214, 2015.

MCLACHLAN, A. The definition of sandy beaches in relation to exposure: a simple rating system. S. Afr. J. Sci. v .76, p. 137-138.1980.

MCLACHLAN, A.; BROWN, A. C. The ecology of sandy shores. New York: Elsevier, p. 373. 2006.

MMA. Panorama da conservação dos ecossistemas costeiros e marinhos no Brasil. Gerência de Biodiversidade Aquática e Recursos Pesqueiros. Brasília: MMA/SBF/GBA: 148p. 2010.

MUEHE, D. Critérios morfodinâmicos para o estabelecimento de limites da orla costeira para fins de gerenciamento. Revista Brasileira de Geomorfologia. V.2, nº1, p. 35-44, 2001.

PETRACCO, M. Produção secundária da macrofauna bentônica da zona entremarés no segmento norte da praia do Una, litoral sul do estado de São Paulo. Tese de Doutorado em Oceanografia Biológica. Instituto Oceanográfico, Universidade de São Paulo, São Paulo: 2008.

SOUZA, C. R. G. Praias arenosas oceânicas do estado de São Paulo (Brasil): síntese dos conhecimentos sobre morfodinâmica, sedimentologia, transporte costeiro e erosão costeira. Revista do Departamento de Geografia – USP, Volume Especial 30 Anos, p. 307-371,2012.

TARARAM, A. S. Distribuição espacial e temporal da macrofauna bentopelágica em marisma da região de Cananeia (SP, Brasil). Tese de Livre Docência, Instituto Oceanográfico, Universidade de São Paulo. 1994.

TURRA, A.; DENADAI, M. R. Protocolos para o Monitoramento de Habitats Bentônicos Costeiros - Rede de Monitoramento de Habitats Bentônicos Costeiros – ReBentos. Instituto Oceanográfico da Universidade de São Paulo, São Paulo: 2015.

VAN LOON, W. M. G. M. *et al.* Application of the Benthic Ecosystem Quality Index 2 to benthos in Dutch transitional and coastal water. Journal of Sea Research, v.13, p. 1-13. 2015.

VAROLI, F. M. F. Associações bentônicas da zona entre marés do Sistema Estuarino- Lagunar de Iguape- Cananeia, São Paulo. Tese de Doutorado em Oceanografia Biológica. Instituto Oceanográfico, Universidade de São Paulo, São Paulo: 1988.

VAROLI, F. M. F. Avaliação da macrofauna bentônica da zona entre-marés em dois balxios do Sistema Estuarino-Lagunar de Iguape-Cananeia. BIOIKOS, v. 4, nº2, p. 24- 39, 1990.

WRIGHT, L. D.; SHORT, A. D. Morphodynamics of beaches and surf zones in Australia. In: KOMAR, P.D. (ed.). Handbook of Coastal Process and Erosion. CRC Press, Boca Raton, p.35-66, 1983.

MINUTA

WRIGHT, L. D. ; SHORT, A. D. Morphodynamics variability of surf zones in Australia. In: KOMAR, P. D. (Ed.). Handbook of coastal processes and erosion. CRC Press, Boca Raton, Florida: p. 35-64, 1984.

- **Ecossistema Bentônico**

AMARAL, A.C.Z.; MORGADO, E. H.; SALVADOR, L.B. Poliquetas bioindicadores de poluição orgânica em praias paulistas. Rev. Bras. Biol v.58, n.2, p. 307-316. 1998.

ARRONTES, J.; ANADON, R. Seasonal variation and population dynamics of isopods inhabiting intertidal macroalgae. Sci. Mar., v. 54, n. 3, p. 231-240, 1990.

BRENDOLAN, R. A. Utilização do Crustaceo Tanaid aceo Kalliapseudes schubarti, em Testes de Ecotoxicologia. Dissertação de Mestrado, Universidade Federal Fluminense, Rio de Janeiro, RJ, Brasil, 2004.

BROWN, A.C. & MCLACHLAN, A. Ecology of Sandy Shores. Amsterdam, Elsevier, 327p. 1990.

CLERN, J.E. "Does the Benthos Control Phytoplancton Biomassin South San Francisco Bay?". Mar.Ecol. Prog. Ser., v. 9, p.191-202,1982.

CUNHA-LINGNON, M. Ecologia de Manguezais: Desenvolvimento Espaço-Temporal no Sistema Costeiro Cananeia-Iguape, São Paulo, BRASIL. Tese de Doutorado, Instituto Oceanográfico, Universidade de São Paulo. 2005.

FANTINATO-VAROLI. Associações bentônicas da zona entre marés do Sistema Estuarino- Lagunar de Iguape- Cananeia, São Paulo. Tese (Doutorado em Oceanografia Biológica) Instituto Oceanográfico, Universidade de São Paulo, São Paulo, 1988.

FENWICK, G.D. The effect of wave exposure on the amphipod fauna of the alga Caulerpa brownii. Journal of Experimental Marine Biology and Ecology, v. 25, n. 1, p. 1-18, 1976.

FREITAS-JÚNIOR, F. *et al.* Spatiotemporal Distribution and Population Structure of Monokalliapseudes schubarti (Tanaidacea: Kalliapseudidae) in an Estuary in Southern Brazil. The Scientific World Journal, vol. 2013, Article ID 363187, 9 pages, 2013. doi:10.1155/2013/363187

FUNDAÇÃO FLORESTAL. Diagnóstico Participativo sobre a APAMLS. 2014.

HOPKINSON, C.S.; WETZEL, R.L. "In Situ Measurements of Nutrient and Oxygen Fluxes in a Coastal Marine Benthic Community". Mar. Ecol. Prog. Ser. v.10, p. 29-35,1982.

IPCC – INTERGOVERNMENTAL PANEL ON CLIMATE CHANGE, Climate Change 2013: The Physical Science Basis, Contribution of Working Group I to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change, Cambridge Univ. Press, Cambridge, UK. 2013.

LEITE, F. P. P.; TURRA, A. and SOUZA, E. C. F.. Biologia populacional e distribuição do tanaidáceo Kalliapseudes schubarti Mañé-Garzon, 1949, em um terraço entremarés no Sudeste brasileiro. Braz. J. Biol.[online]. 2003, vol.63, n.3, pp.469-479, 2003

PEARSON, T.H.; ROSENBERG, R. Macrobenthic succession. In: relation to organic enrichment and pollution of the marine environment. Oceanography and Marine Biology: Annual Review, London, v. 16, p. 229-311,1978.

PEREIRA, A. P. V. Caracterização Fisionômica da Comunidade Marinha Bentônica de Substrato Consolidado do substrato consolidado do infralitoral no costão oeste da enseada das palmas, Parque Estadual de Anchieta, Ubatuba-SP, Brasil. Tese (Doutorado) Universidade de São Paulo – Instituto de Biociência, 333p., 2007

PIRES-VANIN, A.M.S. Oceanografia de um Ecossistema Subtropical: Plataforma de São Sebastião, SP. EDUSP, 2008.

SÃO PAULO, (Estado). Decreto nº 53.527, de 8 de outubro de 2008. Cria a Área de Proteção Ambiental Marinha do Litoral Sul e a Área de Relevante Interesse Ecológico do Guará, e dá providências correlatas. 2008.

SÃO PAULO, (Estado). Secretaria de Planejamento e Desenvolvimento Regional. Caracterização socioeconômica das regiões do estado de São Paulo: região metropolitana da Baixada Santista. São Paulo: 2011.

SENE-SILVA, G.; OLIVEIRA, J. S.; MICHELS-SOUZA, M. A. Occurrence Of Nephtys Fluviatilis (Monro, 1937) And Alitta Succinea (Frey & Leuckart, 1847) (Annelida: Polychaeta). In An Oligohaline Environment At Faisqueira River, Antonina, Parana Ocorrência De Nephtys Fluviatilis (Monro, 1937) E Alitta Succinea (Frey & Leuckart, 1847) (Polychaeta) Em Um Ambiente Oligoalino Do Rio Faisqueira, Antonina, Paraná. Biol. Health Sci., Ponta Grossa, v.17, n.1, p. 7-11, jan./jun. 2011

TURRA, A.; DENADAI, M. R. Protocolos para o Monitoramento de Habitats Bentônicos Costeiros - Rede de Monitoramento de Habitats Bentônicos Costeiros - ReBentos / organizadores: Alexander Turra e Márcia Regina Denadai – São Paulo-SP: Instituto Oceanográfico da Universidade de São Paulo, 2015.

VAN LOON, W. M. G. M. *et al.* Application of the Benthic Ecosystem Quality Index 2 to benthos in Dutch transitional and coastal water. Journal of Sea Research, v.13, p. 1-13. 2015.

WEISBERG, S.B.; DAUER, D.M.; SCHAFFNER, L.C.& FRITHSEN, J.B. An estuarine benthic index of biotic integrity (B-IBI) for Chesapeake Bay. Estuaries, Nova York. v .20, n. 1, p. 149-158, 1997.

- **Restinga**

ARAÚJO, D. S. D. & HENRIQUES, R. P. B., (LACERDA, L. D. *et al.* Coord.) Análise florística das restingas do Estado do Rio de Janeiro. In: Restingas: origem, estrutura e processos. Niterói, CEUF: p. 159-194. 1984.

ARAÚJO, D. S. D. & LACERDA, L. D. A natureza das restingas. Ciência hoje: 6 (33): p. 42-48.1987.

ARAÚJO, D. S. D. (LACERDA, L. D. *et al.* Coord.). Comunidades vegetais. In: Restingas: origem, estrutura e processos. Niterói: CEUF: p. 157-158. 1984.

ARAÚJO, D. S. D. Análise florística e fitogeografia das restingas do estado do Rio de Janeiro. Tese de Doutorado, Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro: 2000.

ARAÚJO, D. S. D. Restingas: síntese dos conhecimentos para a costa sul-sudeste brasileira. In: Simpósio Sobre Ecossistemas da Costa Sul-Sudeste Brasileira. Cananeia: ACIESP: 54 (1): p. 333-347. 1987.

ASSIS, M. A. Florística e caracterização das comunidades vegetais da planície costeira de Picinguaba, Ubatuba – SP. 1999. 248p. Tese de Doutorado em Biologia Vegetal. Instituto de Biologia – Universidade Estadual de Campinas, Campinas, São Paulo: 1999.

ASSUMPÇÃO, J. & NASCIMENTO, M. T. Estrutura e composição florística de quatro formações vegetais de restinga no complexo lagunar Grussaí/Iquipari, São João da Barra, RJ, Brasil. Acta Botanica Brasilica 14: p. 301-315. 2000.

BRIZZOTTI M. M; FARIA, M. B. B. C.; OLIVEIRA, A. A. Atlas dos remanescentes dos ecossistemas de restinga do complexo estuarino lagunar de Iguape, Ilha Comprida e Cananeia, litoral sul do Estado de São Paulo: Resultados preliminares. Pp.2621-2628. In: Anais XIV Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto, Natal: INPE. 2009.

COUTINHO, C. L. O conceito de bioma. Acta Botanica Brasilica 20: p. 13-23. 2006

DE GRANDE, D. A., LOPES, E. A. Plantas da restinga da Ilha do Cardoso. Hoehnea: V.9, p. 1-22. 1981.

DEAN, W. A ferro e a fogo: A história e a devastação da mata atlântica brasileira. São Paulo: Companhia das Letras, 1996.

EITEN, G. Classificação da vegetação do Brasil. Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico, Brasília: 1983.

FERNANDES, A. Fitogeografia brasileira: províncias florísticas. Realce, Fortaleza: 2006.

FUNDAÇÃO SOS MATA ATLÂNTICA; INPE - Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais. Atlas dos Remanescentes Florestais da Mata Atlântica: Período 2012-2013. São Paulo: 2014. Disponível em: <http://mapas.sosma.org.br/site_media/download/atlas_2012-2013_relatorio_tecnico_2014.pdf.>. Acesso em: 18 de agosto de 2016.

GUARIGUATA, M. R. & OSTERTAG, R. Sucesión secundaria. In: GUARIGUATA, M. R.; KATTAN, G. H. Ecologia y conservation de bosques Neotropicales. LUR, San Jose: p. 561-623. 2002.

HOLZER, W., CRICHYNO, J. & PIRES, A. C. Sustentabilidade da urbanização em áreas de restinga: uma proposta de avaliação pós-ocupação. Paisagem Ambiente 19: p. 49-66. 2004.

IBGE – Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. Manual técnico da Vegetação Brasileira. 2ª ed., IBGE, São Paulo: 2012.

KIRIZAWA, A. M., LOPES, E. A, PINTO, M. M., LAM, M., LOPES, M. M. S. Vegetação da Ilha Comprida: aspectos fisionômicos e florísticos. Revista do Instituto Florestal: v.4, nº1, p. 386-391. 1992.

MINUTA

LABTROP. Atlas dos remanescentes dos ecossistemas de restinga do complexo estuarino lagunar de Iguape, Ilha Comprida e Cananeia, litoral sul do Estado de São Paulo. 2016. Disponível em: <http://labtrop.ib.usp.br/doku.php?id=projetos:restinga:restsul:divulga:atlas>. Acesso em: 25 de julho de 2016.

LACERDA, L. D. *et al.* Restingas: origem, estrutura e processos. Niterói: CEUFF. 1984.

LACERDA, L. D., ARAÚJO, D. S. D. & MACIEL, N. C. Restingas Brasileiras: uma bibliografia. Rio de Janeiro. Universidade Federal do Rio de Janeiro: 48p. 1982.

MAGNAGO, L. F. S.; MARTINS, S. V.; SCHAEFER, C. E. G. R.; NERI, A. V. Gradiente fitofisionômico-edáfico em formações florestais de restinga no sudeste do Brasil. Acta Botanica Brasilica: v. 24, p. 734-746. 2010.

MANIA, L. F. Florística e distribuição de epífitas vasculares em floresta alta de restinga na planície litorânea da Praia da Fazenda, núcleo Picinguaba, Parque Estadual Serra do Mar, município de Ubatuba, SP. 113 f. Dissertação de Mestrado. Universidade Estadual Paulista, Instituto de Biociências de Rio Claro, 2008. Disponível em: <http://hdl.handle.net/11449/87878>. Acesso em: 26 de agosto de 2016.

MANTOVANI, W. A vegetação sobre a restinga de Caraguatatuba, SP. Pp.139-144. In: 2° Congresso Nacional sobre Essências Nativas. v.4. São Paulo\: Instituto Floresta, 1992.

MELO JR., J. C. F.& BOEGER, M. R. T. Riqueza, estrutura e interações edáficas em um gradiente de restinga do Parque Estadual do Acaraí, Estado de Santa Catarina, Brasil. Hoehnea 42(2): p. 207-232, 5 tab., 5 fig., 2015

MITTERMEIER, R. A. *et al.* Hotspots Revisited: Earth's Biologically Richest and Most Endangered Ecoregions. CEMEX, Mexico City, Mexico: 390pp. 2004.

OLIVEIRA, M. A. M.; OLIVEIRA, A. C.; ROSSI, L.; CATHARINO, E. L. M., GOMES, E. P. C., SANTOS Jr., N.A., Dinâmica da regeneração natural em uma floresta baixa de restinga degradada. Hoehnea 42(4), 2015.

OLIVEIRA-FILHO, A. T.; CARVALHO, D. A. Florística e fisionomia da vegetação no extremo norte do litoral da Paraíba. Revista Brasileira de Botânica: v. 16, p.115-130. 1993.

REFLORA. Flora do Brasil 2020 em construção. Jardim Botânico do Rio de Janeiro. Disponível em: <http://reflora.jbrj.gov.br/reflora/floradobrasil>. Acesso em: 02 de setembro de 2016.

REIS-DUARTE, R. M. & CASAGRANDE, J. C. A interação solo-planta na recuperação de áreas degradadas. In: L. M. Barbosa (coord.). Manual para recuperação de áreas degradadas do Estado de São Paulo: Matas Ciliares do Interior Paulista. Instituto de Botânica. p. 52-69. 2006.

ROLLO, T. C., MAGENTA, M. A. G., NAKASATO, M. V., GIORDANO, F., & LAPO, C. A. Restinga Vegetation on Ilha Comprida: Conservation Conditions and a Comparative Study with other Environmental Protection Areas of São Paulo State-Brazil. Unisanta BioScience, v. 2, nº 1, p. 52-65, 2013.

ROLLO, T. C., MAGENTA, M. A. G., NAKASATO, M. V., GIORDANO, F., & LAPO, C. A. Restinga Vegetation on Ilha Comprida: Conservation Conditions and a Comparative Study with other Environmental Protection Areas of São Paulo State-Brazil. Unisanta BioScience, v. 2, nº 1, p. 52-65, 2013.

SABONARO, D. Z. Caracterização da fertilidade do solo, vegetação e interação solo-planta em florestas de restinga do litoral paulista. 2011. 97 f. Tese de Doutorado. Universidade Estadual Paulista, Instituto de Biociências de Rio Claro, 2011. Disponível em: <http://hdl.handle.net/11449/100636>. Acesso em: 26 de agosto de 2016.

SANCHES, J. H. *et al.* Distribuição espacial da *Terminalia Catappa* L em área de restinga no Parque Estadual da Serra do Mar, Núcleo Picinguaba, Ubatuba/ SP. Anais do XIII Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto, Florianópolis: 2007.

SÃO PAULO, (Estado). Secretaria do Meio Ambiente. Atlas das Unidades de Conservação Ambiental do Estado de São Paulo. BARBOSA, L. M. & NUNES, J. A. (Coords.). SMA, São Paulo: 2000.

SCARANO, F. R. *et al.* Four sites with contrasting environmental stress in southeastern Brazil: relations of species, life form diversity, and geographical distribution to ecophysiological parameters. Botanical Journal of the Linnean Society 136: p. 345-364. 2001.

SCARANO, F. R. Structure, function and floristic relationships of plant communities in stressful habitats to the brazilian atlantic rainforest. Annals of Botany: v. 90, p. 517-524. 2002.

SILVA, S. M. As formações vegetais da planície litorânea da Ilha do Mel, Paraná, Brasil: Composição florística e principais características estruturais. Tese de Doutorado. Universidade Estadual de Campinas. Campinas: 1998.

SILVA, S. M. Diagnósticos das restingas do Brasil. In: Workshop de Avaliação e Ações Prioritárias para Conservação da Biodiversidade da Zona Costeira e Marinha, Porto Seguro, BA. Anais: p. 30. 1999.

SOS MATA ATLÂNTICA & INPE (2014), Atlas dos Remanescentes Florestais da Mata Atlântica, período 2012-2013. Disponível em: <http://mapas.sosma.org.br/site_media/download/atlas_2012-2013_relatorio_tecnico_2014.pdf>. Acesso em: 18 de julho de 2016.

SOUZA. C. R. G. Impactos das mudanças climáticas no litoral do estado de São Paulo (Sudeste do Brasil). In: VI Seminário Latino Americano de Geografia Física e II Seminário Ibero Americano de Geografia Física, Coimbra (Portugal), 26-30/05/2010, Actas, p.1-17. 2010.

SUGIYAMA, M. & SOARES, J. J. Aspectos da estrutura, diversidade e dinâmica de regeneração do estrato arbustivo-herbáceo de Floresta Baixa de Restinga na Ilha do Cardoso, Cananeia, SP, Brasil: Restinga da Estrada para a Captação. In: VII Congresso de Ecologia do Brasil, Caxambu, MG. VII Congresso de Ecologia do Brasil: Avanços nos estudos de ecossistemas terrestres, marinhos e de águas continentais. V.1. 2005.

SUGIYAMA, M. Composição e estrutura de três estratos de trechos de floresta de restinga na ilha do Cardoso, Cananeia, SP. In: Simpósio de Ecossistemas Brasileiros. Águas de Lindóia: Anais, ACIESP: 104 (3), p. 140-146.1998.

SUGIYAMA, M. Estudo de florestas da restinga da Ilha do Cardoso, Cananeia, São Paulo, Brasil. Boletim do Instituto de Botânica: v. 11, p. 119-159. 1998.

SUGIYAMA, M. Estudo de Florestas de Restinga na Ilha do Cardoso, Cananeia, SP. Dissertação de mestrado. Instituto de Biociências da Universidade de São Paulo. São Paulo: 115 p. 1993.

VELOSO, H. P., RANGEL-FILHO, A. L. R. & LIMA, J. C. A. Classificação da vegetação brasileira, adaptada a um sistema universal. IBGE - DERMA, Rio de Janeiro: 1991.

WAECHTER, J. L. Aspectos ecológicos da vegetação de restinga no Rio Grande do Sul, Brasil. Comunicações do Museu de Ciências da PUCRS, série botânica 33: p. 49-68. 1985.

- **Manguezais**

ADAIME, R. R. Produção do bosque de mangue da Gamboa Nóbrega (Cananeia, 25º lat. S, Brasil). Tese de Doutorado. Instituto Oceanográfico, Universidade de são Paulo, 305p. 1985.

ALMEIDA, R. Conservação dos manguezais capixabas e sua importância para a diversidade biológica. In: MENEZES, L.F.T.; PIRES, F.R.; PEREIRA, O.J. (Orgs.). Ecossistemas costeiros do Espírito Santo: conservação e restauração. Vitória: EDUFES, p. 61-70, 2007.

ALMEIDA, R. Dinâmica da serrapilheira e funcionamento do ecossistema, Ilha do Cardoso, Cananeia, São Paulo, Brasil. Tese de Doutorado. Instituto Oceanográfico da Universidade de São Paulo, São Paulo: p. 183. 2005.

ALMEIDA, R; COELHO-JR.. C; CORTES, E. Os Maravilhosos Manguezais do Brasil. Instituto Bioma Brasil. Cariacica: Papagaio. 242 p. 2008.

ALONGI, D. M. Mangrove forests: Resilience, protection from tsunamis, and responses to global climate change. Estuar. Coast. Shelf Sci., v. 76, nº 1, p. 1-13. 2008.

BARBIERI, E. & BETE, D. Occurrence of *Stercorarius pomarinus* (Temminck, 1815, Charadriiformes: Stercorariidae) in the Cananeia estuary, southern coast of São Paulo State. Biota Neotropica, 13: p. 353-355. 2013.

BARBIERI, E. & COLLAÇO, F. L. First occurrence of *Phoenicopterus chilensis* (Molina, 1782) in the southern coast of São Paulo State. Pan-American Journal of Aquatic Sciences, v. 8, p. 152-155. 2013.

BARBIERI, E. & GONÇALVES, C. A., Primeiro registro de águia-pescadora (*Pandion haliaetus*, Linnaeus, 1758) no estuário de Iguape - Ilha Comprida. Estudos de Biologia, 75: p. 137-140. 2009.

BARBIERI, E. & MENDONÇA, J. T. Distribution and abundance of Charadridae at Ilha Comprida, São Paulo State, Brazil. Journal of Coastal Research, 21 (2): p. 1-10. 2005.

MINUTA

BARBIERI, E. & PINNA, F. V. Variação temporal do Trinta-réis-de-bico-amarelo (*Thalasseus sandvicensis eurygnatha*) durante o ano de 2005 no estuário de Cananeia-Iguape-Ilha Comprida. Ornitología Neotropical, v. 18, p. 563-572. 2007.

BARBIERI, E. Abundância temporal de *Fregata magnificens* (Pelecaniformes: Fregatidae) na Ilha Comprida (São Paulo, Brasil) em 2006 e sua relação com barcos de pesca. Ararajuba, 18: p. 164-168. 2010.

BARBIERI, E. The gull (Larus dominicanus) distribution during the year of the 2005 at Cananeia-Iguape-Ilha Comprida estuary, São Paulo, Brazil. Biota Neotropica, 8: 000-000. 2008.

BARBIERI, E.. Season Variation Abundance of Rynchops niger in the estuary of Cananeia-Iguape-Ilha Comprida, São Paulo. Biota Neotropica, 7: p. 1-10. 2007.

BARBIERI, E.; DELCHIARO, R. T. C. & BRANCO, J. O. Monthly fluctuation in the abundance of Scolopacidae and Charadriidae at Ilha Comprida beach, SP, Brazil. Biota Neotropica, 13(3): p. 268-277. 2013.

BARBIERI, E.; GONÇALVES, C. A. & Silveira, L. F. Ocorrência do *Phalaropus tricolor* (Vieillot, 1819) (Scolopacidae) no estuário da Ilha Comprida, São Paulo, Brasil. Pan-American Journal of Aquatic Sciences, 5: p. 139-142. 2010a.

BARBIERI, E.; GONÇALVES, C. A.; SILVEIRA, L. F. & KIYOHARA, A. L. L. C. Registros de duas aves marinhas inéditas no estado de São Paulo, Brasil*: Chroicocephalus cirrocephalus* e *Anous minutus* (Charadriiformes). Ararajuba, 18: p. 242-244. 2010b.

BARRERA-ALBA, J. J.; MOSER, G. A. O.; GIANESELLA, S. M. F. & SALDANHA-CORRÊA, F. M. P. Role of transparent exopolymer particles on phytoplankton dynamics in a subtropical estuary, Cananeia-Iguape (SP, Brazil). Open Journal of Marine Science, 2, p. 25-32. 2012.

BEU, S. E. Análise socioambiental do complexo estuarino-lagunar de Cananeia-Iguape e Ilha Comprida (SP): subsídios para o planejamento ambiental da região. Dissertação de Mestrado do PROCAM-USP, 133 p. 2008.

BRASIL. Casa Civil. Constituição Federativa do Brasil. Diário Oficial da União. Brasília: 1988a.

BRASIL. Casa Civil. Lei n° 7.661, de 16 de Maio de 1988. Institui o Plano Nacional de Gerenciamento Costeiro e dá outras providências. Diário Oficial da União. Brasília: 1988b.

BRASIL. Casa Civil. Lei nº 12.651, de 25 de Maio de 2012. Dispõe sobre a proteção da vegetação nativa. Diário Oficial da União. Brasília: 2012.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. Resolução CONAMA 303, de 20 de Março de 2002. Dispõe sobre parâmetros, definições e limites de Áreas de Preservação Permanente. Diário Oficial da União. Brasília: 2002.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. Resolução CONAMA 369, de 28 de Março de 2006. Dispõe sobre os casos excepcionais, de utilidade pública, interesse social ou baixo impacto ambiental, que possibilitam a intervenção ou supressão de vegetação em Área de Preservação Permanente-APP. Diário Oficial da União. Brasília: 2006.

CAMPOLIM, M. B. & MACHADO, I.C. Proposta de ordenamento da exploração comercial da ostra do mangue Crassostrea brasiliana na região estuarino-lagunar de Cananeia-SP. Seminário Ciência e Desenvolvimento Sustentado, p. 275-287, São Paulo: 1997.

CARANTON, M. A. G. Pagamentos pelos serviços ambientais no ecossistema Manguezal das Unidades de Conservação de Sabiaguaba: Modelo de contrato e outras medidas de conservação. Dissertação de Mestrado, Universidade Federal do Ceará, Ceará: 111 p. 2012.

CARTER, H. N.; SCHMIDT, S. W. & HIRONS, A. C. An International Assessment of Mangrove Management: Incorporation in Integrated Coastal Zone Management. Diversity, 7(2), p. 74-104. 2015.

CBD - Secretariat of the Convention on Biological Diversity. Connecting Biodiversity and Climate Change Mitigation and Adaptation: Report of the Second Ad Hoc Technical Expert Group on Biodiversity and Climate Change. Montreal, Technical Series nº 41, 126 p. 2009.

CHARLIER-SARUBO, S. Áreas de transição no Sistema Costeiro Cananeia-Iguape: mapeamento, caracterização e perspectivas frente ao aumento do nível médio relativo do mar. Trabalho de Conclusão de Curso, Instituto Oceanográfico da Universidade de São Paulo, São Paulo: 49p. 2013.

COELHO JR., C. Ecologia de Manguezais: Zonação e dinâmica da cobertura vegetal em gradientes ambientais, Cananeia, Estado de São Paulo, Brasil. Tese de doutorado. Universidade de São Paulo, Instituto Oceanográfico. 166p. 2003.

MINUTA

COELHO JR., C. Manguezal, desenvolvimento estrutural da cobertura vegetal ao longo de gradientes de inundação – Cananeia, Estado de São Paulo, Brasil. Dissertação de mestrado. Universidade de São Paulo, Instituto Oceanográfico. 108p. 1998.

CUNHA-LIGNON, M & KAMPEL, M. Análise multitemporal de imagens Landsat para monitoramento de áreas de manguezal: subsídio à gestão costeira do litoral sul do Estado de São Paulo. Anais XV Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto - SBSR, Curitiba: INPE, p. 5032. 2011.

CUNHA-LIGNON, M. & MENGHINI, R.P. Invasive species of aquatic macrophytes affecting mangrove foresets structure and conservation in protected areas. Abstract Book of Mangrove and Macrobenthos Meeting (MMM4), Saint Augustine (Florida), p. 85. 2016.

CUNHA-LIGNON, M. *et al.* Characterisation of mangrove forest types in view of conservation and management: a review of mangals at the Cananeia region, São Paulo State, Brazil. *Journal of Coastal Research*, SI 64, p. 349-353. 2011b.

CUNHA-LIGNON, M. *et al.* Mangrove Forests and Sedimentary Processes on the South Coast of São Paulo State (Brazil). Journal of Coastal Research, SI 56: p. 405-409. 2009b.

CUNHA-LIGNON, M. *et al.* Mangrove Forests Submitted to Depositional Processes and Salinity Variation Investigated using satellite images and vegetation structure surveys. Journal of Coastal Research, SI 64, v. I, p. 344-348. 2011a.

CUNHA-LIGNON, M. *et al.* Monitoramento de Manguezais: abordagem integrada frente às alterações ambientais. Anais do VIII CBUC - Trabalhos Técnicos 2015, Curitiba: p. 1-17. 2015.

CUNHA-LIGNON, M.; MENGHINI, R.P.; SANTOS, L.C.M.; NIEMEYER-DINÓIA, C.; SCHAEFFER-NOVELLI, Y. Estudos de Caso nos Manguezais do Estado de São Paulo (Brasil): Aplicação de Ferramentas com Diferentes Escalas Espaço-Temporais. Revista de Gestão Costeira Integrada, v. 9, nº 1, p. 79-91. 2009a.

DATTA, D.; GUHA, P. & CHATTOPADHYAY, R.N. Application of criteria and indicators in community based sustainable mangrove management in the Sunderbans, India. Ocean & Coastal Management 53: p. 468-477. 2010.

DUKE, N. C. *et al.* A world without mangroves? Science 317, p. 41-42. 2007.

DURAN, R. S. Caranguejeiros e caranguejos: A captura do caranguejo-uçá, *Ucides cordatus* (Linnaeus, 1763) (Crustacea, Ucididae), no município de Cananeia (SP). Trabalho de conclusão de curso, UNESP Rio Claro. 2011.

FGV & EAESP. Relatório Final sobre dimensões temporal, espacial e temática no planejamento de adaptação às mudanças climáticas. Fundação Getúlio Vargas, Escola de Administração de Empresas de São Paulo (EAESP), 54p. 2013.

FLUMINHAN FILHO, M. F. *et al.* A Inserção da mudança do clima e adaptação baseada em ecossistemas no Plano de Manejo da APA Federal de Cananeia-Iguape-Peruíbe (APA-CIP). VII SAPIS | II ELAPIS: Culturas e Biodiversidade: O presente que temos e o futuro que queremos | Artigos e relatos de experiências, p. 75-84. 2015.

FORZZA, R. C. *et al.* Catálogo de Plantas e Fungos do Brasil. Instituto de Pesquisas Jardim Botânico do Rio de Janeiro. Volumes 1 e 2. 2010.

FUNDAÇÃO FLORESTAL. Produto 2 - Diagnóstico Participativo APA Marinha do Litoral Sul e ARIE do Guará. Fundação Florestal e Governo do Estado de São Paulo. 2014.

GALVANI, E. & LIMA, N. G. B. Estudos climáticos nas escalas inferiores do clima: manguezais da Barra do Rio Ribeira, Iguape, SP. Revista Mercator, 9 (1), p. 25-38. 2010.

GCCA+ - Global Climate Change Alliance. Sustainable coastal zone protection through mangrove management in Guyana. Disponível em: <http://www.gcca.eu/national- programmes/caribbean/gcca-guyana>. Acesso em: 19 de julho de 2016.

GIZ. Integrated Coastal Management Programme. Disponível em: <https://www.giz.de/en/worldwide/18661.html>. Acesso em: 15 de julho de 2016.

HATTORI, G. Y. Densidade e estrutura populacional do caranguejo de mangue, *Ucides cordatus* (Linnaeus, 1763) (Crustacea, Brachyura, Ocypodidae), em Iguape (SP). Tese de Doutorado. Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias, Universidade Estadual Paulista. Jaboticabal: p. 146. 2006.

HOWARD, J.; HOYT, S.; ISENSEE, K.; PIDGEON, E. & TELSZEWSKI, M. Coastal Blue Carbon: Methods for assessing carbon stocks and emissions factors in mangroves, tidal salt marshes, and seagrass meadows. Conservation International, Intergovernmental Oceanographic Commission of UNESCO, International Union for Conservation of Nature. 2014.

MINUTA

IBAMA – Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis. 2003. Portaria n° 52, D.O.U de 30/09/2003.

IBGE – Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. Manual Técnico da Vegetação Brasileira: Sistema fitogeográfico, Inventário das formações florestais e campestres, Técnicas e manejo de coleções botânicas, Procedimentos para mapeamentos. Fundação Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística, Rio de Janeiro: 2012.

ICMBio/MMA. Plano de Manejo - Área de Proteção Ambiental Cananeia-Iguape-Peruíbe, SP. 2016. Disponível em: <http://www.icmbio.gov.br/portal/ component/content/article?id=2241:apa-de-Cananeia-iguape-peruibe>. Acesso em: 22 de junho de 2016.

IPCC. Climate Change 2007: Impacts, adaptation and Vulnerability. WGII AR4, 987 p. 2007.

IPCC. Climate Change 2014: Impacts, Adaptation, and Vulnerability. Summary for Policymakers. WGII AR5 Phase I Report Launch, 44 p. 2014.

JIMENEZ, J. A.; LUGO, A. & CINTRON, G. Tree mortality in mangrove forests. Biotropica, 17: p. 177-185. 1985.

KRONKA, F. J. N. *et al.* Inventario Florestal da vegetação natural do estado de São Paulo. Secretaria do Meio Ambiente; Instituto Florestal; São Paulo: Imprensa Oficial. 2005.

LEWIS III, R. R. & BROWN, B. Ecological Mangrove Rehabilitation: a field manual for practitioners. 151 p. 2014. Disponível em: <http://www.mangroverestoration.com/pdfs/Final%20PDF %20-%20Whole%20EMR%20Manual%20%28web%29%20%281%29.pdf>. Acesso em: 01 de julho de 2016.

LEWIS III, R. R. Ecological engineering for successful management and restoration of mangrove forests. Ecological Engineering 24: p. 403-418. 2005.

LIMA, N. G. B. & GALVANI, E. Mangrove Microclimate: A Case Study from Southeastern Brazil. Earth Interactions, v. 17, p. 1-16. 2013.

LIMA, N. G. B.; GALVANI, E.; FALCÃO, R. M. & CUNHA-LIGNON, M. Air temperature and canopy cover of impacted and conserved mangrove ecosystems: a study in a subtropical estuary in Brazil. Journal of Coastal Research, SI 65, (2): p.1152-1157. 2013.

LUCENA, A. C. P. Estrutura populacional do caranguejo-uçá (Ucides cordatus) (Linnaeus, 1763) (Crustacea, Brachyura, Ocypodidae) e sustentabilidade do extrativismo na Reserva Extrativa do Mandira, Cananeia, São Paulo, Brasil. São Carlos. 88p. Tese de Doutorado. Universidade Federal de São Carlos. 2010.

LUGO, A. E. & SNEDAKER, S. C. The ecology of mangroves. Annual Review of ecology and systematic, 5: p. 39-64. 1974.

MACHADO, I. C.; FAGUNDES, L. & HENRIQUES, M. B. Perfil socioeconômico e produtivo dos extrativistas da ostra de mangue Crassostreaspp. em Cananeia, São Paulo, Brasil. Informações Econômicas,40(7): p. 67-79. 2010.

MAHIQUES, M. M. *et al.* Anthropogenic influences in a lagoonal environment: a multiproxy approach at the Valo Grande Mouth, Cananeia-Iguape System (SE Brazil). Brazilian Journal of Oceanography, v. 57, nº 4, p. 325-337. 2009.

MAHIQUES, M. M.; FIGUEIRA, R. C. L.; SALAROLI, A. B.; ALVES, D. P. V.; GONÇALVES, C. 150 years of anthropogenic metal input in a Biosphere Reserve: the case study of the Cananeia-Iguape Coastal System, Southeastern Brazil. Environ. Earth Sci., 68: p. 1073-1087. 2013.

MAP – Mangrove Action Project. CBEMR (Communit Based Ecological Mangrove Restoration), a succesful method of mangrove restoration. Disponível em: <http://www.mangroveactionproject.org/cbemr/>. Acesso em: 30 de junho de 2016.

MENDONÇA, J. T. & MIRANDA, L. V. Estatística pesqueira do litoral sul do estado de São Paulo: subsídios para gestão compartilhada. Pan-American Journal of Aquatic Sciences, 3 (3): p. 152-173. 2008.

MENEZES, G. V. Produção e decomposição de bosque de mangue da Ilha do Cardoso, Cananeia, SP. Dissertação de Mestrado. Universidade de São Paulo, Instituto Oceanográfico, 116p. 1994.

MÜLLER, F.; MYTANZ, C.; OLIVIER, J.; RENNER, I. & RIHA, K. Adaptação baseada em Ecossistemas (AbE). Projeto Biodiversidade e Mudanças Climáticas na Mata Atlântica. Deutsche Gesellschaft für Internationale Zusammenarbeit (GIZ) GmbH. 8 p. 2015.

MINUTA

NEVES, C. F. & MUEHE, D. Vulnerabilidade, impactos e adaptações a mudanças climáticas do clima: a zona costeira. Parcerias Estratégicas, p.218-295. Brasília: 2008.

NICOLODI, J. L. & PETERMANN, R. M. Mudanças Climáticas e a Vulnerabilidade da Zona Costeira do Brasil: aspectos ambientais, sociais e tecnológicos. Revista da Gestão Costeira Integrada, 10 (2): p. 151-177. 2010a.

NICOLODI, J. L. & PETERMANN, R. M. Potential vulnerability of the Brazilian coastal zone in its enviromental, social, and technological aspects. Pan-American Journal of Aquatic Sciences, 5 (2): p. 184-204. 2010b.

NUMAO, F. H. & BARBIERI, E. Variação sazonal de aves marinhas no baixio do Arrozal, município de Cananeia, p. 71-83. São Paulo: O Mundo da Saúde. 2011.

OLIVIER, J. *et al.* Adaptação baseada nos Ecossistemas (AbE) - Uma nova abordagem para antecipar soluções naturais conducentes a uma adaptação às mudanças climáticas nos diferentes setores. 2012. Disponível em: <http://www.giz.de/expertise/downloads/giz2013-pt-adaptacao-baseada-nos-ecossistemas.pdf>. Acesso em: 19 de junho de 2016.

PAN MANGUEZAL. Plano de Ação Nacional para Conservação das Espécies Ameaçadas e de Importância Socioeconômica do Ecossistema Manguezal. 2015. Disponível em: <http://uc.socioambiental.org/destaque/plano-de-a%C3%A7%C3%A3o-nacional-de-conserva%C3%A7%C3%A3o-dos-manguezais>. Acesso em: 12 de julho de 2016.

PERIA, L. C. S., FERNANDES, P. P. C. P., MENEZES, G. V., GRASSO, M. & TOGNELLA, M. M. P. Estudos estruturais comparativos entre bosques de mangue impactados (Canal de Bertioga) e não impactados (Ilha do Cardoso), Estado de São Paulo. In: II simpósio de ecossistemas da Costa sul e Sudeste brasileira. Estrutura, função e Manejo, Anais, ACIESP. Águas de Lindóia: v.2, p. 183-193. 1990.

PINHEIRO, M. A. A. & ALMEIDA, R. Monitoramento de populações do caranguejo-uçá, *Ucides cordatus* (Brachyura, Ucididae). In: TURRA, A.; DENADAI, M. R. (Orgs.). Protocolos de campo para o monitoramento de habitats bentônicos costeiros – Rede de Monitoramento de Habitats Bentônicos Costeiros. São Paulo: ReBentos, p. 122-133, 2015.

PNUD – Programa das Nações Unidas para o Desenvolvimento. Documento do Projeto Conservação e Uso Sustentável Efetivos de Ecossistemas Manguezais no Brasil (PIMS 3280). Roma: PNUD, 2008. Disponível em: <http://www.undp.org/content/dam/undp/documents/projects/bra/00046839_bra07g32-3280_fsp_brazil_mangroves_prodoc_final-portugues.doc>. Acesso em: 2 de agosto de 2016.

PRIMACK, R. B. & RODRIGUES, E. Biologia da conservação. Londrina: Ed. Planta, p. 327. 2006.

RABINOWITZ, D. Early growth of mangrove seedlings in Panama and ann hypothesis concerning the relationship of dispersal and zonation. Journal of Biogeography, 5: p. 113-133. 1978.

SÃO PAULO, (Estado). Constituição do Estado de São Paulo. Capítulo IV: Do Meio Ambiente, dos Recursos Naturais e do Saneamento, Seção I - Do Meio Ambiente. Disponível em: <http://www2.senado.leg.br/bdsf/item/id/70452>. Acesso em: 08 de julho de 2016.

SÃO PAULO, (Estado). Secretaria do Meio Ambiente. Plano de Manejo do Parque Estadual da Ilha do Cardoso. Cooperação Financeira Brasil – Alemanha. SMA. São Paulo: 2001.

SÃO PAULO, (Estado). Secretaria do Meio Ambiente. Zona Costeira Paulista: relatório de qualidade ambiental 2012. SMA, Coordenadoria de Planejamento Ambiental, 130p. São Paulo: 2012.

SCHAEFFER-NOVELLI, Y. & CINTRÓN, G. Guia para estudos de áreas de manguezal: estrutura, função e flora. São Paulo, Caribbean Ecological Research, 150p. + apêndices. 1986.

SCHAEFFER-NOVELLI, Y. *et al.* Climate changes in mangrove forests and salt marshes. Brazilian Journal of Oceanography, 64(sp2): p. 83-98. 2016.

SCHAEFFER-NOVELLI, Y. Grupo de ecossistemas: manguezal, marisma e apicum. Programa Nacional de Diversidade Biológica - Pronabio. Projeto de Conservação e Utilização Sustentável da Diversidade Biológica Brasileira - Probio. Subprojeto Avaliação e Ações Prioritárias para a Conservação da Biodiversidade da Zona Costeira e Marinha. São Paulo: p. 119. 1999.

SCHAEFFER-NOVELLI, Y.; MESQUITA, H.S.L. & CINTRÓN-MOLERO, G. The Cananeia Lagoon Estuarine System, São Paulo, Brasil. Estuaries, 13, (2): p. 193-203. 1990.

MINUTA

SCHAEFFER-NOVELLI, Y.; VALE, C.C.; CINTRÓN, G. Protocolo de monitoramento do ecossistema manguezal – estrutura e características funcionais – como indicador de mudanças climáticas. In: TURRA, A.; DENADAI, M. R. (Orgs.). Protocolos de campo para o monitoramento de habitats bentônicos costeiros – Rede de Monitoramento de Habitats Bentônicos Costeiros. São Paulo: ReBentos, p. 62-80, 2015.

SCHIMITT, K & DUKE, N.C. Mangrove management, assessment and monitoring. Tropical Forestry Handbook, Springer Berlin Heidelberg. 29 p. 2015.

SCHIMITT, K.; ALBERS, T.; PHAM, T. T. & DINH, S. C. Site-especific and integrated adaptation do climate change in the coastal mangrove zone of Soc Trang Province, Viet Nam. J. Coast. Conserv. 17: p. 545-558. 2013.

SCHMIDT, A. J. Estudo da dinâmica populacional do caranguejo-uçá, *Ucides cordatus* (Linnaeus, 1763) (Crustacea-Decapoda-Brachyura), e dos efeitos de uma mortalidade em massa desta espécie em manguezais do Sul da Bahia. Tese de Doutorado. Universidade de São Paulo, São Paulo: p. 150. 2006.

SOS MATA ATLÂNTICA. Atlas dos Remanescentes Florestais da Mata Atlântica 2013-2014. 2015. Disponível em: <https://www.sosma.org.br/projeto/atlas-da-mata-atlantica/>. Acesso em: 26 de agosto de 2016.

SUDTONGKONG, C. & WEBB, E. L. Outcomes of state- vs. community-based mangrove management in southern Thailand. Ecology and Society 13(2): 27. 2008. Disponível em: <http://www.ecologyandsociety.org/vol13/iss2/art27/>. Acesso em: 14 de agosto de 2016.

TARSICIO, G. *et al.* Manual de Planejamento para Conservação de Áreas, PCA. 222 p. Quito: TNC y USAID. 2006.

TEEB – The Economics of Ecosystems and Biodiversity for Local and Regional Policy Makers. Geneva: Economics of Ecosystems and Biodiversity. 2010.

UNEP – United Nations Environment Programme. The Importance of Mangroves to People: A Call to Action. In: BOCHOVE, J. VAN; SULLIVAN, E.; NAKAMURA, T. (Eds.). United Nations Environment Programme. Cambridge: World Conservation Monitoring Centre, 128 p. 2014.

UNFCCC – United Nations Framework Convention on Climate Change. Ecosystem-based approaches to adaptation: compilation of information. Subsidiary Body for Scientific and Technological Advice. Thirty-fifth session, Durban, 28 November to 3 December. 2011.

VALIELA, I.; BOWEN, J. L. & YORK, J. K. Mangrove forests: one of the world's threatened major tropical environmets. Bioscience, 51(10): p. 807-815. 2001.

VANNUCCI, M. Os Manguezais e Nós: Uma síntese de percepções. 2ª ed. revista e ampliada. Versão em português Denise Navas-Pereira. Ed. CNPq. Universidade de São Paulo, 2003.

VISNADI, S.R. Marchantiophyta e Bryophyta de manguezais do estado de São Paulo, Brasil. Boletim do Museu Paraense Emilio Goeldi, Ciências Naturais. Belém, v.3, nº 1, p. 69-80, jan-abr. 2008.

VO, Q. T.; KUENZER, C.; VO, Q. M.; MODER, F. & OPPELT, N. Review of valuation methods for mangrove ecosystem services. Ecological Indicators, p. 431-446. 2012.

WALSH, G. E. Mangroves: a review. In: REIMOLD, R. J. & QUEEN, W. H. Ecology of halophytes. London: Academic Press. p. 605. 1974.

WINTERWERP, J. C.; ERFTEMEIJER, P. L. A.; SURYADIPUTRA, N.; VAN EIJK, P;, & ZHANG, L. Defining eco-morphodynamic requirements for rehabilitating eroding mangrove-mud coasts. Wetlands, 33(3), p. 515-526. 2013.

WUNDERLICH, A. C.; PINHEIRO, M. A. A. Mangrove habitat partitioning by *Ucides cordatus* (Ucididae): effects of the degree of tidal flooding and tree-species composition during its life cycle. Helgoland Marine Research, 67(2): p. 279-289. 2013.

ZANIN, R. G.; TOSIN, L. F. & BARBIERI, E. Influência da maré na abundância de *Egretta caerulea* (Linnaeus, 1758) em uma enseada estuarina da Ilha Comprida, São Paulo, Brasil. Estudos de Biologia, 72: p. 133-139. 2008.

3.3 MEIO SOCIOECONÔMICO

- **Dinâmica Socioeconomica**

DIAS, R. L. Zoneamento Geoambiental da Região do Litoral Sul do Estado de São Paulo como Subsídio ao Uso e Ocupação das Terras: Um Estudo de Caso dos Municípios de Iguape, Ilha Comprida e Cananeia. (Mestrado). Instituto de Geociências, Universidade Estadual de Campinas, Campinas – SP. 2012.

DIAS, R. L.; OLIVEIRA, R. C. D. Caracterização socioeconômica e mapeamento do uso e ocupação da terra do litoral sul do estado de São Paulo. Sociedade & Natureza, v. 27, p. 111-123, 2015.

MENDONÇA, J. T. Gestão dos Recursos Pesqueiros do Complexo Estuarino-Lagunar de Cananeia-Iguape-Ilha Comprida, Litoral Sul de São Paulo, Brasil.. 383 p. (Doutorado). Departamento de Pós-graduação em Ecologia e Recursos Naturais, Universidade Federal de São Carlos, São Carlos, 2007.

SABINO, A. L. Turismo e Expansão de Domicílios Particulares de Uso Ocasional no Litoral Sudeste do Brasil. 199 p. (Doutorado). Departamento de Geografia, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2012.

SÃO PAULO (Estado). Diagnóstico Participativo APA Marinha do Litoral Sul e Arie do Guará. FLORESTAL, Florestal, 2014.

- **Pesca, Extrativismo e Maricultura**

BARBIERI, E., MARQUEZ, H. L. D. A., CAMPOLIM, M. B., & SALVARANI, P. I. Avaliação dos Impactos ambientais e socioeconômicos da aquicultura na região estuarina-lagunar de Cananeia, São Paulo, Brasil. Revista de Gestão Costeira Integrada, v. 14, n. 3, p. 385-398, 2014.

BECCATO, M. A.: A pesca de iscas-vivas na região estuarino-lagunar de Cananeia\SP: análise dos aspectos sociais, econômicos e ambientais como subsídio ao manejo dos recursos pesqueiros e ordenamento da atividade. São Carlos: UFSCCAR, Tese (doutorado). 135 p. 2009.

BEGOSSI, A. Ecologia humana: Um enfoque das relações Homem-Meio Ambiente. *Interciência*. 18 (3): 121-132. 1993.

BEGOSSI, A.; FIGUEIREDO, J.L. Ethnoichthyology of southern coastal fishermen: cases from Búzios Island and Sepetiba Bay (Brazil). Bull. Mar. Sci., 56:682-689, 1995.

BRASÍLIA. MINISTÉRIO DO TURISMO. Turismo de Pesca: orientações básicas. Ministério do Turismo, Secretaria Nacional de Políticas de Turismo, Departamento de Estruturação, Articulação e Ordenamento Turístico, Coordenação Geral de Segmentação. 2.ed. Brasília: 58 p. 2010.

CASARINI, M.; HENRIQUES, M.B. O mexilhão *Perna perna* e a espécie invasora *Isognomon bicolor* em bancos naturais da Baía de Santos, São Paulo, Brasil. Bol. Inst. Pesca, São Paulo, v. 37 ,n.1, p. 1 – 11, 2011.

CAVALLI, R.O. Maricultura.In: CASTELLO, J.P. e KRUG L. C. Introdução às Ciências do Mar. – Pelotas/RS: Ed. Textos, 1-38p. 2015.

CEPSUL – Centro Nacional De Pesquisa e Conservação da Biodiversidade Marinha do Sudeste e Sul. Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade – ICMBIO/ MMA – Diretoria de Pesquisa, Avaliação e Monitoramento da Biodiversidade (DIBIO). Disponível em: http://www.icmbio.gov.br/cepsul/artes-de-pesca.html. Acessado em 26/08/2016. 2016.

CLAUZET, M.; RAMIRES, M; BEGOSSI, A. Etnoictiologia dos pescadores artesanais da Praia de Guaibim, Valença (BA), Brasil. *Neotropical Biology and Conservation*. 2 (3): 136 – 154. 2007.

CLAUZET, M; RAMIRES, M; BARRELLA, W. Pesca artesanal e conhecimento local de duas populações caiçaras (enseada do mar virado e barra do una) no litoral de são paulo, Brasil. *Multiciência* v.4, p.1 - 22, 2005.

CLAUZET, M; SOUZA, M. R; COSTA, P. C. P; DOPONA, A. P. B; PRUDÊNCIO, R. X. A. Potencial do turismo de base comunitária na comunidade da Barra do Una, Peruíbe, SP. OTENCIAL DO TURISMO DE BASE COMUNITÁRIA NA COMUNIDADE DA BARRA DO UNA, PERUÍBE/SP. *In*: LUIZ R. VALLEJO; PIMENTEL, D.S. (Org.). *Uso Público em Unidades de Conservação: Planejamento, Turismo, Lazer e Educação*. 1ed.Rio de Janeiro: Alternativa, v. 1, p. 1-496. 2015.

COWX, I.G. ARLINGHAUS R. AND COOKE S. J. Harmonizing recreational fisheries and conservation objectives for aquatic biodiversity in inland waters. *Journal of Fish Biology* (2010) 76, 2194–2215. 2010.

DIAS NETO, J. Gestão do uso dos recursos pesqueiros marinhos no Brasil. Brasília: IBAMA, 2010.

DIEGUES, A. C. S. Pesca e marginalização no litoral paulista. USP (dissertação de mestrado). NUPAUB/CEMAR. São Paulo. 1973.

MINUTA

DIEGUES, A. C. S. Pescadores, camponeses e trabalhadores do mar. São Paulo: Ensaios 94, Ed. Ática. 1983.

FAO - Food and Agriculture Organization. Recreational Fisheries - Technical Guidelines for Responsible Fisheries. n. 13. Rome: FAO, 176p. 2012

FREIRE, KMF. Recreational fisheries of northeastern Brazil: inferences from data provided by anglers. In: KRUSE, GH, VF GALLUCCI, DE HAY, RI PERRY, RM PETERMAN, TC SHIRLEY, PD SPENCER, B WILSON & D. WOODBY (eds.). Fisheries assessment and management in data-limited situations. *Proceedings of the 21st Wakefield Fisheries Symposium*, October 22-25, 2003, Anchorage, Alaska, USA: 377-394. 2005.

FREIRE, KMF. Unregulated Catches from Recreational Fisheries Off Northeastern Brazil. *Atlântica*, Rio Grande, 32(1) 87-93, 2010.

FUNDAÇÃO FLORESTAL. Diagnóstico Participativo APA Marinha do Litoral Centro, confeccionado pelo Consórcio IDOM – GEOTEC. Serviços técnicos especializados para elaboração, por meio de processos participativos, dos planos de manejo de cada uma das APAM do estado de São Paulo. (Processo nº 0568/ 2011.SBQ Nº 001/2012). 2014.

FUNDEPAG - Fundação de Desenvolvimento da Pesquisa do Agronegócio: Diagnóstico da Pesca Amadora do Estado de São Paulo. 2015.

FUNDEPAG – Fundação de Desenvolvimento da Pesquisa do Agronegócio: Produção de pesca extrativas nas Áreas de Proteção Ambiental Marinhas do Estado de São Paulo: 2009 – 2013, *Dr. Marcus Henrique Carneiro (Coordenador).* Elaborado por: APTA Pescado Marinho do Instituto de Pesca; Agência Paulista de Tecnologia dos Agronegócios e Secretaria de Agricultura e Abastecimento do Estado de São Paulo/ "Programa de Monitoramento da Atividade Pesqueira" – PMAP. p.108. 2014.

IPESCA – Instituto de Pesca. Programa de Monitoramento da Atividade Pesqueira Marinha e Estuarina (Propesp). Disponível em: http://www.propesq.pesca.sp.gov.br/usuarioexterno/. Acesso em: 205/07/2016. 2016.

LIMA, J. HERIBERTO M. de & NETO, J. D. O ordenamento da pesca marítima no Brasil. Boletim Técnico CEPENE, v10, n.1. 2002.

MENDONÇA, J.T. Caracterização da pesca artesanal no litoral sul de São Paulo – brasil. *Bol. Inst. Pesca*, São Paulo, *41*(3): 479 – 492, 2015.

MENDONÇA, T. M & BARBIERI, E. B. A pesca do siri (*Callinectes* sp.) no litoral sul do Estado de São Paulo. Ciências BIolóigcas. Cadernos – centro Universitário S. Camilo. São Paulo, v. 7 n. 2. P. 36-46. Julh/Dez. 2001.

MMA - Ministério do Meio Ambiente- Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis/ Diretoria de uso Sustentável da Biodiversidade e Florestas/ Coordenação-Geral de Autorização de uso e Gestão de Fauna e Recursos Pesqueiros. *Plano Nacional de Gestão Para o Uso Sustentável do Caranguejo-Uçá, do Guaiamum e do Siri-Azul.* / José Dias Neto, organizador. – Brasília: Ibama (Série Plano de Gestão Recursos Pesqueiros, 4). 156p. 2011.

PEREIRA, J.M.A., PETRERE-JR, M., RIBEIRO-FILHO, R.A. Angling Sport fishing in Lobo-Broa reservoir (Itirapina, SP, Brazil). *Braz. J. Biol.* 68 (4): 721 – 731. 2008.

PEREIRA, L. A., & ROCHA, R. M. D. A maricultura e as bases econômicas, social e ambiental que determinam seu desenvolvimento e sustentabilidade. Ambiente & Sociedade, v. 18, n. 3, p. 41-54, 2015.

PITCHER, T.J. Evaluating the benefits of recreational fishing**.** Fisheries Centre Research Reports 1999 Volume 7 Number 2**.** *Fisheries Centre, UBC, 169p.*1999.

SILVA, E.L.P., WANDERLEY, M.B.; CONSERVA, M.S. Proteção social e território na pesca artesanal do litoral paraibano. 2014.

SILVANO, R. A. M E BEGOSSI, A. What can be learned from fishers? An integrated survey of ecological knowledge and bluefish (Pomatomus saltatrix) biology on the Brazilian coast. *Hydrobiologia* 637: 3-18. 2010.

TARCITANI, F.C. & BARRELLA, W. Conhecimento Etnoictiológico dos Pescadores Desportivos do Trecho Superior da Bacia do Rio Sorocaba. *Revista Eletrônica de Biologia*, v. 2, p. 1-28, 2009.

TERAMOTO, C. S. Conflitos entre Pescadores artesanais e amadores de Bertioga/SP e adjacências. 100 f. Dissertações (Mestrado em Ciências Ambientais) - Instituto de Energia e Ambiente, Programa de Pós-graduação em Ciência Ambiental, Universidade de São Paulo, São Paulo. 2014.

MINUTA

- **Turismo**

ALMEIDA, J.R. Turismo sustentável na planície costeira de Cananeia-Iguape e Ilha Comprida (SP). 2008. 196 f. Dissertação (Mestrado em Análise Geoambiental) – Centro de Pós-Graduação, Pesquisa e Extensão. Universidade de Guarulhos, Guarulhos, 2008.

ALMEIDA, J.R.; SUGUIO, K. Turismo sustentável na planície costeira de Cananeia-Iguape e Ilha Comprida (SP). Revista Acta Geográfica: p.143-158. 2010.

CAMPOLIM, M.B.; PARADA, I.L.S.; YAMAOKA, J.G. Gestão participativa da visitação pública na comunidade do Marujá – Parque Estadual da Ilha do Cardoso. Revista do Instituto Florestal e IF Série Registros: p.39-49. 2008.

CARVALHO, D; BARRELLA, W. Estrutura Turística Envolvida na Pesca Desportiva da Região Sul de São Paulo. Turismo em Análise: p.185-198. 2004.

CHOI, H.C; SIRAKAYA, E. Sustainability indicators for managing community tourism. Tourism Management, n, 27, 2006, pp 1274-1289. Elsevier, 2006.

DIAS, R.L. Zoneamento geoambiental da região do litoral sul do Estado de São Paulo como subsídio ao uso e ocupação das terras: um estudo de caso dos municípios de Iguape, Ilha Comprida e Cananeia. 2012. 204 f. Dissertação (Mestrado em Geografia) – Instituto de Geociências – Universidade Estadual de Campinas, Campinas, 2012.

DIAS, R.L., OLIVEIRA, R.C. Caracterização socioeconômica e mapeamento do uso e ocupação da terra do litoral sul do Estado de São Paulo. Soc. e nat: p.111-123. 2015.

FANDÉ, M.B.; PEREIRA, V.F.G.C. Impactos ambientais do turismo: um estudo sobre a percepção de moradores e turistas no Município de Paraty-RJ. REGET: p.1170-1178. 2014.

ICMBIO, 2016. Plano de Manejo APA Cananeia Iguape Peruíbe. Brasília, 2016, 188p.

LIMA, C.O.; OLIVEIRA, R.C. Os processos de erosão e progradação no município de Ilha Comprida- SP. Revista Geonorte: p.902–915. 2012.

MACHADO, I.C.; MENDONÇA, J.T. Gestão pesqueira participativa do Complexo Estuarino-lagunar de Cananeia, Iguape e Ilha Comprida e Área Costeira Adjacente. In: PRATES, A.P.; BLANC, D. (eds). Áreas aquáticas protegidas como instrumento de gestão pesqueira. Brasília, 2007. Série Áreas Protegidas do Brasil, 4, p.79-98.

MENDONÇA, J.T. Caracterização da pesca artesanal no litoral sul de São Paulo. Bol. Inst. Pesca: p.479–492. 2015.

MULER, M.; ROMERO, A.F.; RIEDEL. P.S.; PERINOTTO, R.R.C. Ações de resposta para emergência em caso de derrames de óleo no mar e proposta de implementação de sistema de informação voltado à sensibilidade ambiental para o litoral sul paulista, Brasil. Revista de Gestão Costeira Integrada / Journal of Integrated Coastal Zone Management: p.397-407. 2011.

NASCIMENTO JR., D.R.; GIANNINI, P.C.F.; TANAKA, A.P.B; GUEDES, C.C.F. Mudanças Morfológicas da Extremidade NE da Ilha Comprida (SP) nos Últimos Dois Séculos. Revista Geol. USP - Sér. Cient: p. 25-39. 2008.

OLIVEIRA, I.S.S.; OLIVEIRA, D.C.; GOMES, L.J.; FERREIRA. R.A. Indicadores de sustentabilidade: diretrizes para a gestão do turismo na APA Litoral Sul de Sergipe. Caderno Virtual de Turismo: p.46-55. 2008.

PREFEITURA MUNICIPAL DE ILHA COMPRIDA, 2016. Disponível em: <http://www.visiteilhacomprida.com.br/>. Acesso em: 01 ago. 2016.

- **Comunidades Tradicionais**

BARBIERI, E.; COA, F.; RESENDE, K. F. O. The exotic species Litopenaeus vannamei (Boone, 1931) occurrence in Cananeia, Iguape and Ilha Comprida Lagoon Estuary Complex. Boletim do Instituto de Pesca, p. 479-485, São Paulo: 2016.

CALIPPO, F. R. Os sambaquis submersos de Cananeia: um estudo de caso de arqueologia subaquática. 151p. Dissertação de Mestrado em Arqueologia. Faculdade de Filosofia, Letras e Ciências Humanas, Universidade de São Paulo. São Paulo: 2004.

CARNEIRO, R. R. S. A Pesca da manjuba (Anchoviella lepidentostole) e o canal do Valo Grande: uma relação de (des)continuidades em Iguape-SP. 155p. Dissertação de Mestrado em Geografia. Faculdade de Filosofia, Letras e Ciências Humanas, Universidade de São Paulo. São Paulo :2005.

CBH-RB – Comitê de Bacias Hidrográficas do Ribeira de Iguape e Litoral Sul. Relatório de Situação dos Recursos Hídricos da UGRHI 11. Registro: 2012.

CUNHA-LIGNON, M.; KAMPEI, M.; MENGHINI, R. P.; SCHAEFFER-NOVELÜ, Y.; CINTRÓN, G.; DAHDOUH-GUEBAS, F. 2011. Mangrove Forests Submitted to Depositional Processes and Salinity Variation Investigated using satellite images and vegetation structure surveys. Journal of Coastal Research, SI 64 (Proceedings of the 11th International Coastal Symposium), p. 344 - 348.

DIAS-BRITO, D.; MILANELLI, J. C. C.; RIEDEL, P. S.; WIECZOREK, A. 2014. Sensibilidade do Litoral Paulista a Derramamentos de Petróleo: Um atlas em escala de detalhe. 1ª ed, Rio Claro: UNESP. 236 p.

DIEGUES, A. C. S. O Vale do Ribeira e Litoral de São Paulo: meio-ambiente, história e população. 2007. Disponível em: <http://nupaub.fflch.usp.br/sites/nupaub.fflch.usp.br/files/color/cenpec.pdf>. Acesso em: agosto de 2016.

DIEGUES, A. C. S. Pescadores, camponeses e trabalhadores do mar. São Paulo: Editora Ática, 1983. 283p.

DURAN, L. D. Arqueologia Marítima de Um Bom Abrigo. Tese de Doutorado. Universidade de São Paulo, Museu de Arqueologia e Etnologia. São Paulo: 2008.

FERREIRA, M. V.; JANKOWSKY, M.; NORDI, N. História e mudanças do sistema alimentar de pescadores: uma comunidade no litoral de São Paulo, Brasil. Interciência. v. 34, nº 10, p. 696–702. São Paulo: 2009.

HANAZAKI, N. Ecologia de caiçaras: uso de recursos e dieta. 193p. Tese de Doutorado. Instituto de Biologia, Universidade Estadual de Campinas, Campinas: 2001.

IDOM / GEOTEC. Diagnóstico Participativo da APA MARINHA DO LITORAL CENTRO. Produto 3. Fundação Florestal. São Paulo: 2014.

INSTITUTO DE PESCA. Programa de Monitoramento da Atividade Pesqueira Marítima e Estuarina do Instituto de Pesca. Relatórios Públicos. 2016. Disponível em: <http://www.propesq.pesca.sp.gov.br/> Acesso em: 18 de novembro de 2016.

INSTITUTO SOCIOAMBIENTAL. Plano Diretor para recomposição florestal visando à conservação de recursos hídricos da bacia hidrográfica do rio ribeira de Iguape e litoral sul. Programa Vale do Ribeira. Contrato FEHIDRO 018/2010, 2014.

MENDONÇA, J. T. Gestão dos recursos pesqueiros do complexo estuarino-lagunar de Cananeia-Iguape-Ilha Comprida, litoral sul de São Paulo, Brasil. 383p. Tese de Doutorado em Ciências. Departamento de Pós-graduação em Ecologia e Recursos Naturais, Universidade Federal de São Carlos (UFSCAR). São Carlos: 2007.

MOURÃO, F. A. A. Os pescadores do Litoral Sul do Estado de São Paulo: um estudo de sociologia diferencial. 264p. Tese de Doutorado em Ciências. Faculdade de Filosofia, Letras e Ciências Humanas, Universidade de São Paulo (USP). São Paulo: 1971.

SALDANHA, I. R. R. Espaço, recursos e conhecimento tradicional dos pescadores de manjuba (Anchoviella lepidentostole) em Iguape/SP. 179p. Dissertação de Mestrado em Ciência Ambiental. Programa de Pós-Graduação em Ciência Ambiental, Universidade de São Paulo (USP). São Paulo: 2005.

SOUZA, M. R. Etnoconhecimento caiçara e uso de recursos pesqueiros por pescadores artesanais e esportivos no Vale do Ribeira. 102p. Dissertação de Mestrado em Ecologia de Agroecossistemas. Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, Universidade de São Paulo (USP). São Paulo: 2004.

TURATTI, M. C. M. Estudo Socioambiental da Ponta da Armação (Guarujá). Anexo II – Laudo Antropológico. PETROBRAS, 2012.

UMBRIA, S. C. Alimentação e reprodução do Bagre Africano Clarias Gariepinus (Burchell, 1822) na Bacia do Rio Guaraguaçu, Paranaguá, Paraná, Brasil. Tese apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ciências Biológicas. Zoologia, Universidade Federal do Paraná. Curitiba: 2008.

WALM. Relatório do Diagnóstico Participativo para o Programa de Educação Ambiental – Região 3: Estado de São Paulo; Programa de Educação Ambiental (PEA SP). PETROBRAS, 2012.

MINUTA