



UNIVERSIDADE FEDERAL DO RIO DE JANEIRO

PEDRO FREITAS DE CARVALHO

**QUALIDADE DE ÁGUA DE QUATRO ESTUÁRIOS DO RIO DE JANEIRO:
USO DOS ORGANISMOS ZOOPLANCTÔNICOS DA CLASSE APPENDICULARIA
(SUBFILO UROCHORDATA) COMO FERRAMENTA PARA O BIOMONITORAMENTO
DESSES AMBIENTES.**

Rio de Janeiro, RJ
2015

PEDRO FREITAS DE CARVALHO

**QUALIDADE DE ÁGUA DE QUATRO ESTUÁRIOS DO RIO DE JANEIRO:
USO DOS ORGANISMOS ZOOPLANCTÔNICOS DA CLASSE APPENDICULARIA
(SUBFILO UROCHORDATA) COMO FERRAMENTA PARA O BIOMONITORAMENTO
DESSES AMBIENTES.**

Dissertação de Mestrado apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental (Gestão Ambiental), Escola Politécnica e Escola de Química, Universidade Federal do Rio de Janeiro, como requisito parcial à obtenção do título de Mestre em Engenharia Ambiental (Gestão Ambiental)

ORIENTADORES: Sérgio Luiz Costa Bonecker e Cristina Aparecida Gomes Nassar

Rio de Janeiro, RJ
ABRIL/2015

Carvalho, Pedro Freitas de

Qualidade de água de quatro estuários do Rio de Janeiro: Uso dos organismos zooplanctônicos da Classe Appendicularia (Subfilo Urochordata) como ferramenta para o biomonitoramento desses ambientes. / Pedro Freitas de Carvalho – Rio de Janeiro, 2015.

f. 60.

Dissertação de Mestrado (Programa de Engenharia Ambiental) – Universidade Federal do Rio de Janeiro – UFRJ, Escola Politécnica e Escola de Química, 2015.

Orientadores: Dr^o Sérgio Luiz Costa Bonecker, Dr^a Cristina Aparecida Gomes Nassar

Biomonitoramento 2. Bioindicador 3. Zooplâncton 4. Estuários do Rio de Janeiro. I. Bonecker, Sérgio e Nassar, Cristina (Orientadores). II. Universidade Federal do Rio de Janeiro. III. Qualidade de água de quatro estuários do Rio de Janeiro: Qualidade de água de quatro estuários do Rio de Janeiro: Uso dos organismos zooplanctônicos da Classe Appendicularia (Subfilo Urochordata) como ferramenta para o biomonitoramento desses ambientes.



PEDRO FREITAS DE CARVALHO

**QUALIDADE DE ÁGUA DE QUATRO ESTUÁRIOS DO RIO DE JANEIRO:
USO DOS ORGANISMOS ZOOPLANCTÔNICOS DA CLASSE APPENDICULARIA (SUBFILO
UROCHORDATA) COMO FERRAMENTA PARA O BIOMONITORAMENTO DESSES AMBIENTES.**

Orientadores: Sérgio Luiz Costa Bonecker e
Cristina Aparecida Gomes Nassar

Dissertação de Mestrado apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental (Gestão Ambiental), Escola Politécnica e Escola de Química, Universidade Federal do Rio de Janeiro, como requisito parcial à obtenção do título de Mestre em Engenharia Ambiental (Gestão Ambiental)

Aprovada pela Banca:

D. Sc. Sérgio Luiz Costa Bonecker
Universidade Federal do Rio de Janeiro – Instituto de Biologia (Membro Interno)

D. Sc. Isaac Volschan Junior
Universidade Federal do Rio de Janeiro – Escola Politécnica (Membro Interno)

D. Sc. Maria Fernanda Quintela
Universidade Federal do Rio de Janeiro – Instituto de Biologia (Membro Interno)

D. Sc. Cristina de Oliveira Dias
Universidade Federal do Rio de Janeiro – Instituto de Biologia (Membro Externo)

Rio de Janeiro, RJ
2015

LISTA DE FIGURAS

		Pág.
Figura 1	- Modelo simplificado do processo de eutrofização (modificado de BRICKER, et al, 1999).....	5
Figura 2	- Localização dos estuários amostrados no estado do Rio de Janeiro. 1 – estuário do rio Macaé; 2 – estuário do rio São João; 3 – estuário do rio Bracuí; 4 –estuário do rio Perequê-Açu.....	9
Figura 3	- Imagem de satélite do estuário do rio Macaé (Fonte: Google Earth).....	10
Figura 4	- Imagem de satélite do estuário do rio São João (Fonte: Google Earth)...	11
Figura 5	- Imagem de satélite do estuário do rio Bracuí (Fonte: Google Earth).....	12
Figura 6	- Imagem de satélite do estuário do rio Perequê-açu (Fonte: Google Earth).....	13
Figura 7	- Rede Bongô com malha de 200µm utilizada na coleta das apendicularias.....	14
Figura 8	- Esquema de coleta em triplicata para a obtenção dos dados físico-químicos indicadores de qualidade da água.....	15
Figura 9	- Equipamentos usados na coleta: A - Sonda multiparâmetro (Hach HQ40d), B - Profundímetro (Echotest II - Fish Finder) e C - garrafa oceanográfica (Niskin de 5 litros).....	16
Figura 10	- Procedimentos de Campo: A - Fixação da amostra de OD, B – Filtração da amostra de clorofila <i>a</i> e C – Filtração do RNFT.....	17
Figura 11	- Diagrama ombrotérmico da Região Norte de estudo (Rio Macaé e São João), setas indicam os meses de amostragem.....	21
Figura 12	- Diagrama ombrotérmico da Região Sul de estudo (Rio Bracuí e Perequê-Açu), setas indicam os meses de amostragem.....	22
Figura 13	- Média, valores máximo/mínimo e desvio padrão de temperatura (°C) e salinidade (S) dos estuários dos rios Bracuí, Perequê-açu (P.açu), Macaé e São João (S.João).....	23
Figura 14	- Média, valores máximo/mínimo e desvio padrão de pH e OD (ml L ⁻¹) dos estuários dos rios Bracuí, Perequê-açu (P.açu), Macaé e São João (S.João).....	23
Figura 15	- Média, valores máximo/mínimo e desvio padrão das concentrações das formas nitrogenadas (µM), N-amoniacal, nitrito, nitrato e N-total dos estuários dos rios Bracuí, Perequê-açu (P.açu), Macaé e São João (S.João).....	24

Figura 16	- Média, valores máximo/mínimo e desvio padrão das concentrações de fosfato e P-total (μM) dos estuários dos rios Bracuí, Perequê-açu (P.açu), Macaé e São João (S.João).....	25
Figura 17	- Média, valores máximo/mínimo e desvio padrão dos valores de clorofila <i>a</i> ($\mu\text{g/L}$) e de RNFT (mg/L) dos estuários dos rios Bracuí, Perequê-açu (P.açu), Macaé e São João (S.João).....	26
Figura 18	- Média, valores máximo/mínimo e desvio padrão da densidade de bactérias heterotróficas (células/ml) e coliformes termotolerantes (NMP/ml) dos estuários dos rios Bracuí, Perequê-açu (P.açu), Macaé e São João (S.João).....	27
Figura 19	- ACP mostrando a ordenação das campanhas realizadas nos quatro estuários, Bracuí, Perequê-açu (P-açu), Macaé e São João (S. João), em relação aos parâmetros físico-químicos de qualidade da água e indicadores de eutrofização.....	28
Figura 20	- Média, valores máximo/mínimo e desvio padrão da densidade total de apendiculárias (ind.m^{-3}) dos estuários dos rios Bracuí, Perequê-açu (P-açu), Macaé e São João (S. João).....	29
Figura 21	- Registro fotográfico das espécies da classe Appendicularia encontradas nos quatro estuários durante o período de estudo, <i>Oikopleura longicauda</i> (A), <i>Oikopleura dioica</i> (B), <i>Oikopleura fusiformis</i> (C) e <i>Fritillaria haplostoma</i> (D).....	30
Figura 22	- Média, valores máximo/mínimo e desvio padrão da densidade das espécies de apendicularias <i>Oikopleura longicauda</i> e <i>Oikopleura dioica</i> (ind.m^{-3}) dos estuários dos rios Bracuí, Perequê-açu (P-açu), Macaé e São João (S. João).....	31

LISTA DE SIGLAS E ABREVIATURAS

N-amoniaca	-	Nitrogênio amoniaca
N-total	-	Nitrogênio total
P-total	-	Fósforo total
RNFT	-	Resíduos Não Filtráveis Totais
pH	-	potencial Hidrogeniônico
OD	-	Oxigênio Dissolvido
DBO	-	Demanda Bioquímica de Oxigênio
ANOVA	-	Análise de Variância
ACP	-	Análise de Componentes Principais
GLM	-	Generalized Linear Models
ISA	-	Indicator Species Analysis
P.açu	-	Perequê-açu
S.João	-	São João
ind.m ⁻³	-	Indivíduo por metro cúbico
UFRJ	-	Universidade Federal do Rio de Janeiro

SUMÁRIO

	Pág.
▪ LISTA DE FIGURAS	V
▪ LISTA DE SIGLAS E ABREVIATURAS.....	VII
▪ AGRADECIMENTOS	IX
▪ RESUMO	X
▪ ABSTRACT	XII
▪ SUMÁRIO	XIII
1. INTRODUÇÃO	1
1.1 Justificativa.....	2
1.2 Hipóteses.....	2
1.3 Objetivos.....	3
2. REFERENCIAL TEORICO	4
2.1 Eutrofização.....	4
2.2 Espécies Bioindicadoras.....	6
2.3 Zooplâncton e as Apendiculárias.....	7
3. MATERIAS E MÉTODOS	8
3.1 Área de estudo	8
3.1.1 Estuário do rio Macaé.....	10
3.1.2 Estuário do rio São João.....	11
3.1.3 Estuário do rio Bracuí.....	11
3.1.4 Estuário do rio Prequê-açu.....	12
3.2 Procedimentos de Campo.....	13
3.3 Análise de laboratório.....	17
3.4 Análise de dados.....	19
4. RESULTADOS	20
5. DISCUSSÃO.....	31
6. CONCLUSÕES.....	38
7. CONSIDERAÇÕES FINAIS.....	40
8. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	40
APÊNDICE A	58
APÊNDICE B	60

AGRADECIMENTOS

Apesar de não contribuir diretamente para confecção dessa dissertação eu quero agradecer a minha esposa Carina e o meu filho Francisco, pois sem dúvida eles são a maior fonte de inspiração em tudo que faço na minha vida.

Aos meus pais Fátima e Beto por me criarem com todo amor e aos meus sogros Regina e Edval por cuidarem muito bem de mim, da minha esposa e do meu filho.

Aos meus orientadores Professor D.Sc. Sérgio Bonecker e a Professora D.Sc. Cristina Nassar por toda atenção, paciência e amizade.

Aos meus amigos de projeto Proest Adriana e Régis, por todas as discussões (quase brigas) e pelo companheirismo na realização das coletas e na análise dos resultados.

Ao motorista da UFRJ Lenzi por todas as idas ao campo. Sem ele a realização desse projeto seria impossível.

A D.Sc. Ana Bonecker por participar e dar apoio em todas as etapas do trabalho desde a idealização até as correções dessa dissertação.

A Thalassa Pesquisa e Consultoria Ambiental, pois sempre recebi todo apoio sempre que necessário da minha amiga e “chefe” D.Sc. Márcia Castro.

Aos triadores Ribamar e Claudio pelo auxílio na triagem das amostras de zooplâncton.

A todos os integrantes do Laboratório Integrado de Zooplâncton e Ictioplâncton (LIZI) da UFRJ e as amigas Lúvia, Mariana, Flávia e Bárbara pela participação nas coletas.

Ao O Programa de Engenharia Ambiental da Universidade Federal do Rio de Janeiro (PEA/UFRJ) e seu corpo docente, pois aprendi bastante em todas as disciplinas cursadas.

Aos membros da banca examinadora pelo aceite em participar da correção desse trabalho.

Ao meu amigo biólogo Márcio (Morcegão) por toda insistência na realização desse mestrado e junto com a bióloga Leonisa por todo auxílio na análise dos coliformes termotolerantes.

A todos os integrantes do Laboratório de Hidrobiologia chefiado pelo Professor D.Sc. Rodolfo Paranhos e principalmente ao biólogo Fernando Pinto por todas as análises químicas e de bactérias heterotróficas, pela amizade e por todas as dúvidas sanadas.

Ao biólogo Francisco Matos (Xikão) Pelo empréstimo de equipamentos de coleta oceanográfica para realização das amostragens.

A FAPERJ pelo financiamento parcial do projeto.

A todos que participaram de forma direta e indireta na realização desse projeto e na confecção dessa dissertação.

Se oriente, rapaz
Pela constelação do Cruzeiro do Sul
Se oriente, rapaz
Pela constatação de que a aranha
Vive do que tece
Vê se não se esquece
Pela simples razão de que tudo merece
Consideração
Considere, rapaz
A possibilidade de ir pro Japão
Num cargueiro do Lloyd lavando o porão
Pela curiosidade de ver
Onde o sol se esconde
Vê se compreende
Pela simples razão de que tudo depende
De determinação
Determine, rapaz
Onde vai ser seu curso de pós-graduação
Se oriente, rapaz
Pela rotação da Terra em torno do Sol
Sorridente, rapaz
Pela continuidade do sonho de Adão

Gilberto Gil. Oriente (1972)

RESUMO

Os estuários são ambientes sensíveis a variações ambientais e com frequência estão sob estresse. Dentre os diversos fatores que podem causar o estresse, se destaca o rápido crescimento urbano e socioeconômico das regiões costeiras. Este estudo teve como objetivo analisar os parâmetros físico-químicos indicadores de qualidade da água e de eutrofização em quatro estuários do estado do Rio de Janeiro e relacioná-los com a densidade total e com as espécies dos organismos filtradores da Classe Appendicularia. Deste modo, pretendeu-se ampliar o conhecimento sobre esses ambientes e buscar bioindicadores para zonas estuarinas. As amostragens foram bimestrais, de maio de 2013 até março de 2014, totalizando seis campanhas, nos estuários dos rios Macaé, São João, Bracuí e Perequê-Açu. As coletas foram realizadas em uma faixa de salinidade pré determinada, na região do baixo estuário durante a maré vazante de sizígia. Os parâmetros físico-químicos e os indicadores de eutrofização medidos para avaliação dos corpos d'água, assim como na relação com as apendiculárias foram: pH, temperatura, nitrito, nitrato, nitrogênio amoniacal, nitrogênio total, fosfato, fósforo total, oxigênio dissolvido, resíduos não filtráveis totais (RNFT), concentração de clorofila *a*, bactérias heterotróficas e coliformes termotolerantes. Os estuários dos rios Bracuí e São João apresentaram melhor qualidade de água e menor grau de eutrofização. Foram encontradas quatro espécies de Appendicularia: *Oikopleura longicauda*, *O. dioica*, *O. fusiformis* e *Fritillaria haplostoma*. Tanto a densidade total das apendiculárias como as de *O. longicauda* foram inversamente relacionadas com os maiores valores de nutrientes e RNFT. Apesar dessa relação, nenhuma espécie de apendiculária foi caracterizada como bioindicadora dos quatro estuários analisados. Espera-se que as informações geradas neste estudo possam auxiliar no biomonitoramento de outros estuários do Brasil e do mundo. Estudos sobre a qualidade das águas dos estuários e a busca de outros bioindicadores pertencentes a outros grupos zooplânctônicos, são recomendados para a confirmação dos resultados obtidos pelo atual estudo e para ampliação do conhecimento desses ambientes costeiros.

Palavras-chave: Appendicularia, estuários do Rio de Janeiro, biomonitoramento, bioindicadores.

ABSTRACT

Estuaries are sensitive to environmental changes and frequently are under environmental stress. Among the many factors that induce stress are the rapid increase of human population and socioeconomic development of the coastal area. This study aimed to analyze the physical and chemical parameters of water quality indicators and eutrophication in four estuaries of Rio de Janeiro State and to relate them to the total density of zooplankton and species of filter-organisms of the Appendicularia class. Thus, this work intended to increase the knowledge on these environments and to seek bioindicators organisms for estuarine areas. Sampling were conducted every two months, from May 2013 to March 2014, totaling six surveys, in the estuaries of the rivers Macaé, São João, Bracuí and Perequê-Açu. Samples were collected in a predetermined salinity range, in the lower estuary region during the syzygy ebb tide. The physical and chemical parameters and eutrophication indicators measured to analyse the water quality and to relate to appendicularians occurrence were: pH, temperature, nitrite, nitrate, ammonia nitrogen, total nitrogen, phosphate, total phosphorus, dissolved oxygen, suspended particulate material (SPM), chlorophyll *a*, heterotrophic bacteria and thermotolerant coliforms. The estuaries of the rivers Bracuí and São João had better water quality and lower degree of eutrophication. Four species of Appendicularia were found: *Oikopleura longicauda*, *O. dioica*, *O. fusiformis* and *Fritillaria haplostoma*. Both the total density of appendicularians and of *O. longicauda* were inversely related to the higher values of nutrients and SPM. Despite this correlation none appendicularian species was characterized as a bioindicator for the four analyzed estuaries. It is expected that the information generated in this study may assist in biomonitoring other estuaries of Brazil and worldwide. Studies on the quality of estuary waters and the search for other bioindicators, belonging to other zooplankton groups are recommended to confirm the results obtained in this study and to improve the knowledge of coastal environments.

Keywords: Appendicularia, Rio de Janeiro estuaries, biomonitoring, bioindicators.

1- INTRODUÇÃO:

O termo “estuário” deriva da palavra latina *aestuarium* que significa foz de rio ou lagoa onde ocorre o processo de mistura de água doce e salgada (BERLINSKI et al, 2006). Os estuários são ecossistemas complexos característicos de áreas costeiras de transição entre os ambientes terrestres e aquáticos (NAGELKERKEN et al, 2000), por esse motivo, esses ambientes são diretamente influenciados pelo regime de marés (TOMLINSON, 1986). Mesmo essas áreas sendo consideradas zonas de transição, entre habitats de água doce e marinhos, seus parâmetros físicos, químicos e biológicos não são transicionais e sim exclusivos. Isto quer dizer que possuem características físicas, químicas e biológicas encontradas apenas nestes ambientes (ODUM, 1983). Os estuários são altamente dinâmicos e possuem uma rica biodiversidade, da qual os peixes (larvas, juvenis e adultos) são um dos componentes mais importantes (YÁÑEZ-ARANCIBIA et al, 1993; WHITFIELD, 1999). Estuários desempenham um papel importante na bioecologia de peixes e de outros organismos, servindo como áreas de viveiro para várias espécies marinhas (MUMBY et al, 2004; BARLETTA et al, 2008; KANTOUSSAN et al, 2012).

Levando em consideração áreas costeiras e oceânicas em todo mundo, os estuários ocupam cerca de 0,4% do total, o que significa uma pequena parte em área e volume da hidrosfera marinha (BERLINSKI et al, 2006). No entanto, os ambientes estuarinos ocupam aproximadamente 70% das zonas costeiras tropicais e subtropicais (LACERDA e SCHAEFFER-NOVELLI, 1999) e cerca de 14 milhões de hectares em todo o mundo (GIRI et al, 2008). No Brasil, os estuários são predominantemente áreas de mangue, que totalizam cerca de 13.000 km² (LACERDA et al, 2006).

Os estuários são ambientes relativamente rasos e sensíveis a variações ambientais, e estão frequentemente sob estresse devido ao crescimento da população humana e do desenvolvimento socioeconômico do litoral (FOLEY et al, 2005). Em países em desenvolvimento, como o Brasil a população esta em constante crescimento, estima-se que dois terços dessas pessoas viverão ao longo das áreas costeiras a partir do ano 2000 (MUÑOZ, 2000). Dentro dessas perspectivas, observa-se que o aumento populacional vai gerar uma grande dificuldade na gestão ambiental da região costeira, seis em cada dez pessoas vivem dentro de um raio de 60 km do

litoral e dois terços das cidades do mundo, com populações de 2,5 milhões de pessoas ou mais, habitam áreas próximas aos estuários (BEZERRA et al, 2002). Os ambientes estuarinos funcionam muitas vezes como verdadeiras estações depuradoras naturais de esgotos, antes que eles sejam lançados ao mar, evitando ou retardando a poluição (McLUSKY, 1989). Muitos ecossistemas aquáticos no Brasil e no mundo, incluindo os estuários vêm sofrendo impactos decorrentes do aumento das emissões de nitrogênio e fósforo, alterando sua composição natural, induzindo a eutrofização e a contaminação da biota (BRICKER et al, 1999; HEIKE et al, 2006; LACERDA et al, 2008; MOLISANI et al, 2013). Por fim, a degradação dos estuários é contínua, em parte devido a uma falta histórica de gestão integrada e de investimentos necessários para desenvolver e implementar planos de monitoramento desses ambientes (ROBB, 2014). É necessária a realização de um planejamento regional que envolva as partes interessadas a fim de priorizar locais para proteção e restauração nos ambientes estuarinos (ROBB, 2014).

1.1 Justificativa

Os ambientes estuarinos são de suma importância para a manutenção da qualidade das águas, para manutenção da linha de costa e conservação da biodiversidade marinha e o conhecimento sobre esses ambientes é fundamental para sua gestão. O aumento constante no crescimento demográfico dos municípios brasileiros litorâneos de médio porte, principalmente os da região sudeste, acentua a necessidade de mais informações sobre recursos hídricos, na medida em que nesses locais os recursos econômicos e humanos são limitados.

1.2 Hipóteses

As causas e consequências da eutrofização nos ambientes estuarinos e a influência da variação dos valores de nutrientes (nitrogênio e fósforo) sobre a comunidade zooplânctônica já é conhecida. O atual estudo visa trabalhar com as seguintes hipóteses:

- Existe diferença entre os valores dos parâmetros físico-químicos indicadores de qualidade da água e de eutrofização entre os estuários estudados.

- As densidades dos organismos da Classe Appendicularia, são influenciadas pelas variações dos parâmetros físico-químicos indicadores de qualidade da água e eutrofização dos estuários estudados.
- As espécies pertencentes a Classe Appendicularia, são influenciadas pelas variações dos parâmetros físico-químicos indicadores de qualidade da água e eutrofização dos estuários estudados.
- Os organismos da Classe Appendicularia podem ser indicadores de qualidade da água e eutrofização em ambiente estuarino.

1.3 Objetivos

Objetivo Geral:

Caracterizar as diferenças dos parâmetros físico-químicos indicadores de qualidade da água e de eutrofização entre quatro estuários do estado do Rio de Janeiro e relacioná-los a densidade total e das espécies dos organismos zooplanctônicos filtradores pertencentes a Classe Appendicularia, com a finalidade de buscar bioindicadores para ambientes estuarinos impactados.

Objetivos Específicos:

- 1 - Determinar parâmetros físico-químicos indicadores de qualidade da água e de eutrofização dos estuários estudados ao longo de um ano..
- 2 - Identificar as espécies da Classe Appendicularia nos estuários selecionados para o estudo
- 3 – Observar se a abundância total e das espécies dos organismos filtradores da Classe Appendicularia respondem a possíveis variações dos parâmetros físico-químicos indicadores de qualidade da água e de eutrofização dos estuários estudados.
- 4 - Buscar na composição específica das apendiculárias, bioindicadores de ambientes estuarinos impactados.

2. REFERENCIAL TEÓRICO

2.1 Eutrofização

A eutrofização é a produção acelerada de matéria orgânica em um corpo d' água que é causada por um aumento na quantidade de nutrientes introduzida no ambiente aquático (BRICKER et al, 1999). Efeitos secundários do processo de eutrofização normalmente acarretam a aceleração da produção de algas e vários impactos inter-relacionados, como por exemplo, a diminuição de oxigênio dissolvido e o aumento da turbidez no meio aquático. Esses impactos normalmente geram um efeito negativo sobre a qualidade da água e a saúde do ecossistema estuarino (BRICKER et al, 1999), provocando desequilíbrios nos sistemas biogeoquímicos da coluna d'água, alterando a qualidade de vida dos seres que dependem desses recursos hídricos e conseqüentemente podem gerar a extinção de várias espécies, trazendo perda de biodiversidade para estes ambientes (CLOERN, 2001; LORANDI e CANÇADO, 2002; Figura 1).

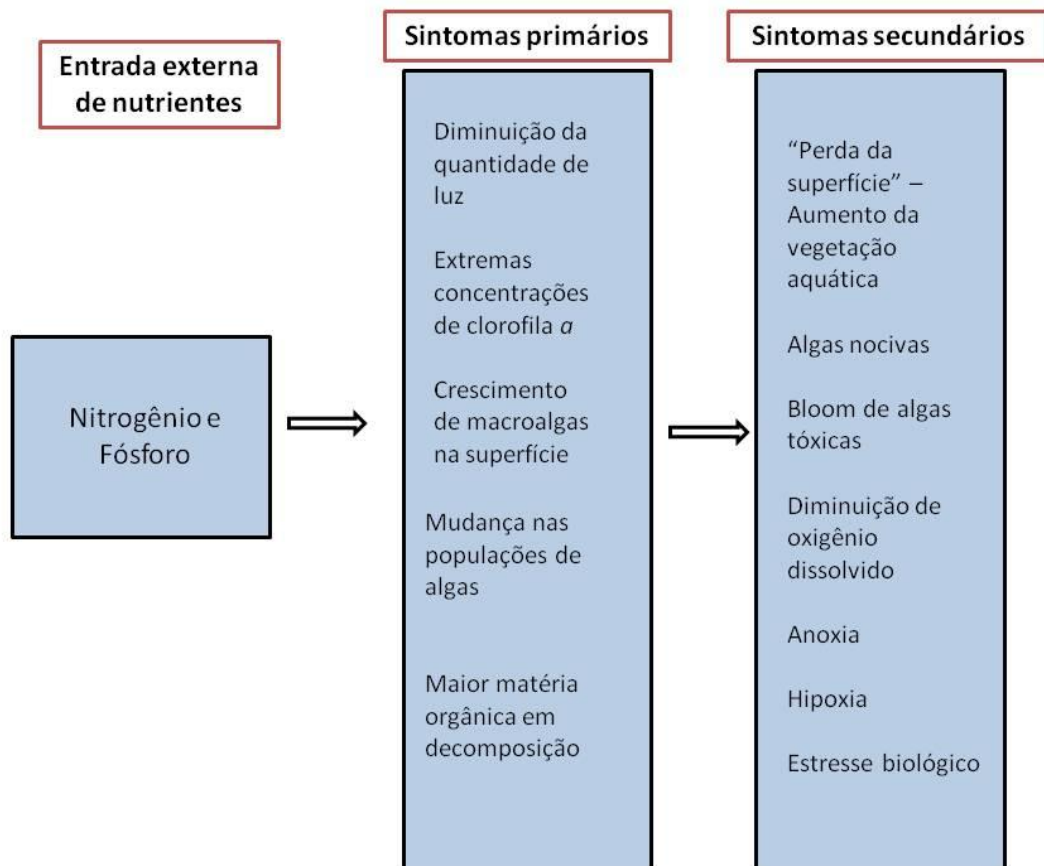


Figura 1: Modelo simplificado do processo de eutrofização (modificado de BRICKER, et al, 1999)

A eutrofização dos estuários quase sempre está relacionada a impactos antrópicos, devido às características desses ambientes que estimulam a ocupação do seu entorno. Algumas dessas características estão associadas à facilidade de acesso ao continente, serem locais adequados para instalações portuárias, serem áreas férteis e ricas em produtos de interesse econômico (pesca, aquicultura, etc) além do alto interesse turístico. Com a ocupação desordenada da região costeira, ocorre um crescimento populacional em torno do ambiente estuarino, que gera um aumento do lançamento de esgoto e conseqüentemente enriquecimento nutricional das águas desse ecossistema (FOLEY et al, 2005; GONZALEZ et al, 2006). Além de causar danos ambientais gravíssimos, esses impactos, oriundos do processo de eutrofização geram perdas econômicas para o turismo, comércio e pesca recreativa (LIPTON e HICKS, 2003).

Dados sobre a eutrofização e qualidade das águas em ambientes estuarinos já foram determinados e monitorados em diversos trabalhos no Brasil e no mundo: Bricker et al, (1999) realizaram um estudo abrangente que engloba a eutrofização dos estuários nos oceanos Atlântico e Pacífico; Silva (2000), classifica os estuários em relação a qualidade estética, critério sanitário e estado trófico; no estudo realizado por Elliot e Jonge (2002), os autores discutem os vários métodos de monitoramento dos nutrientes em diferentes países, avaliam a gestão e os efeitos dos mesmos nos ambientes estuarinos dessas regiões; Mizerkowski (2007), aplicou um modelo comparativo preexistente a dados dos estuários de Babitonga (SC), Guaratuba (PR), Laranjeiras (PR) e Cananéia (SP) gerando uma classificação dos estados tróficos, resultando em cinco qualificações (Alto, Bom, Moderado, Pobre e Ruim); Um estudo de modelagem sobre gradientes de eutrofização foi realizado no estuário do rio Mondego, em Portugal (PATRÍCIO e MARQUES, 2006); No trabalho de Guimarães (2006), foi avaliado o estado trófico das águas da porção interna do estuário do Rio Cachoeira, localizado em Ilhéus na Bahia; Passavante (2003), no rio Capibaribe, em Pernambuco criou a classificação dos estuários quanto ao índice trófico utilizado os valores de clorofila *a*, oligotrófico (0 e 5 mg/m³), mesotrófico (5 e 10 mg/m³), Eutrófico (10 e 20 mg/m³) e Hipereutrófico (>20 mg/m³); Whitall et al, (2007), em seu estudo, propuseram um modelo para monitorar o nitrogênio,

utilizando como base 138 sistemas estuarinos dos Estados Unidos; em estuários da baía de Chesapeake, na Inglaterra Latimer e Rego (2010), observaram relações entre os valores de nitrogênio e a abundância de macroalgas; na região sul do Brasil Seeliger e Odebrecht (2010), realizaram um estudo abordando vários aspectos sobre os estuários da lagoa dos Patos, que inclui um capítulo sobre nutrientes dissolvidos; em um estudo realizado no estuário do rio Sacramento, na costa da Califórnia apontou que processos de eutrofização podem gerar uma diminuição na quantidade de oxigênio dissolvido na coluna d'água, causando um impacto considerável na biota local (GLIBERT et al, 2014); em um extenso monitoramento do estuário do rio Yangtze, na China, foi constatado a necessidade da redução de lançamento de nutrientes, a fim de preservar a qualidade da água do ambiente estudado (HUANG et al, 2014).

2.2 Espécies Bioindicadoras

Bioindicadores são organismos que fornecem evidências de exposição de contaminantes por sua presença ou ausência, aumento ou diminuição da abundância, ou variação fisiológica e comportamental (Villares et al., 2002). Espécies bioindicadoras caracterizam seu meio ambiente e podem quantificar e estimar a magnitude do estresse ambiental, as características dos habitats e o grau de exposição aos agentes poluidores ou o grau de resposta ecológica à exposição (ESPINO, 2000).

A identificação de espécies características ou indicadoras é uma atividade tradicional em ecologia e em biogeografia. Estudos baseados em trabalho de campo, descrevendo sites ou habitats, geralmente mencionam uma ou várias espécies características de cada habitat (DUFRENE e LEGENDRE, 1997). Entre a vasta gama de bioindicadores, seis elementos biológicos são os mais utilizados fitoplâncton, zooplâncton, algas, angiospermas, invertebrados bentônicos e peixes (FRONTALINI e COCCIONI, 2011).

Espécies zooplanctônicas são boas indicadoras de condições ambientais, pois possuem um papel fundamental e importante na teia alimentar, transferindo a energia sintetizada pelos produtores, que são diretamente influenciados pelas concentrações de nutrientes, para os demais níveis tróficos (ESPINO, 2000; MARCELINO, 2007).

2.3 Zooplâncton e as Apendiculárias

O plâncton é constituído por uma comunidade de organismos que possuem poder limitado de locomoção, sendo transportados passivamente pelas correntes ou movimentos d'água (BONECKER et al, 2009). Um dos principais objetivos na pesquisa ecológica marinha é compreender a relação das comunidades planctônicas com os parâmetros físicos, relações tróficas e os parâmetros ambientais, tais como temperatura, salinidade, turbidez e poluição (URIARTE e VILLATE, 2005).

O zooplâncton é um importante elo de energia e massa entre os produtores e os demais consumidores e a sua composição pode servir de ferramenta de avaliação para o estado trófico do sistema (MARNEFFE et al, 1996). A variabilidade do ambiente estuarino se reflete na dinâmica das populações biológicas, especialmente nos organismos planctônicos (KENNISH, 1990; HOFFMEYER, 2004). A distribuição e abundância dos organismos zooplanctônicos são influenciados por um conjunto de fatores hidrológicos, e a presença ou ausência de certas espécies, pode fornecer dados sobre a qualidade ambiental da região estudada (GASCA et al, 1996).

As apendiculárias são herbívoras e se alimentam de pico (0,2 a 2 μm) e nanoplâncton (2 a 20 μm), preferencialmente de microalgas dentre as quais pequenas diatomáceas e dinoflagelados (CAPITANIO et al, 1997). Esses organismos são considerados, um dos elos mais importantes da cadeia alimentar entre o pico e nanoplâncton e os peixes (NAKAMURA et al, 1997). As apendiculárias são organismos que apresentam valores expressivos de densidade na comunidade zooplanctônica (TOMITA et al, 1999; SATO et al, 2008). Em regiões costeiras a abundância das apendiculárias é fortemente influenciada pelas descargas de águas continentais (CAPITANIO e ESNAL, 1998), que introduz uma grande quantidade de nutrientes no ambiente marinho que são absorvidos pelos produtores primários, gerando um aumento na concentração de clorofila a (BRAGA et al, 2008; PIOLA et al, 2008a), que são as principais fontes de alimento para esses organismos filtradores (SOMMER e STIBOR, 2002).

Vários estudos relacionam a comunidade zooplanctônica e as apendiculárias a parâmetros físico-químicos de qualidade da água e graus de eutrofização em ambientes costeiro e estuarino: Uriarte e Villate (2005) relacionaram à distribuição de crustáceos zooplanctônicos à poluição de dois estuários Bilbao e Urdaibai,

localizados na baía de Biskay, na costa Basca; Martins et al (2006), observaram uma relação dos nutrientes com a densidade e diversidade zooplânctônica no rio Anil, em São Luís do Maranhão; Marques et al (2007) relacionaram o regime de precipitação com anomalias nos valores de salinidade à comunidade planctônica do estuário do rio Mondego em Portugal; Brugnoli-Olivera e Morales-Ramírez (2008), evidenciaram a importância dos nutrientes nas concentrações de fito e zooplâncton no estuário de Nicoya, na Costa do Pacífico; Santos et al (2009) observaram uma correlação positiva do zooplâncton herbívoro com o aumento do oxigênio dissolvido na água e as menores diversidades de espécies estiveram relacionadas aos maiores valores de nutrientes, em um sistema estuarino localizado em Pernambuco; Flores-Coto et al (2010), no Golfo do México, observaram diferenças entre a distribuição dos gêneros de apendicularia relacionados aos valores de turbidez; Vandromme et al (2011), na costa da França, observaram que variações na concentração de nutrientes e clorofila *a* podem influenciar a abundância zooplânctônica, incluindo algumas espécies de apendiculárias; Delpy et al (2012), na costa do mar Mediterrâneo, relacionaram a frequência da apendicularia *Oikopleura dioica* a ambientes de água salobra submetidos a fortes descargas antrópicas.

3 - MATERIAL E MÉTODOS

3.1 Área de estudo

A área estudada foi selecionada a partir da visita a 11 estuários do estado do Rio de Janeiro em setembro de 2012. Para a escolha dos estuários foram usados os critérios tais como dimensão, acessibilidade e tipo geomorfológico. Em cada coleta e foram analisados os seguintes parâmetros de qualidade de água: pH, temperatura, salinidade, nitrito, nitrato, N-amoniaco, N-total, fosfato, P-total, oxigênio dissolvido (OD), resíduos não filtráveis totais (RNFT), concentração de clorofila *a*, bactérias heterotróficas e coliformes termotolerantes.

Os dados obtidos no estudo piloto demonstraram diferentes status de eutrofização/contaminação dos estuários. Baseados nestes dados foram selecionados dois estuários dentro de cada tipo geomorfológico (estuário de mar aberto e de baía) com características de qualidade de água mais contrastantes.

Assim, os estuários que foram selecionados para o presente projeto foram os estuários dos rios Macaé e São João (estuários de mar aberto) localizados na região norte do Rio de Janeiro e dos rios Bracuí e Perequê-Açu (estuários de baía) localizados na região sul do Rio de Janeiro (Figura 2).

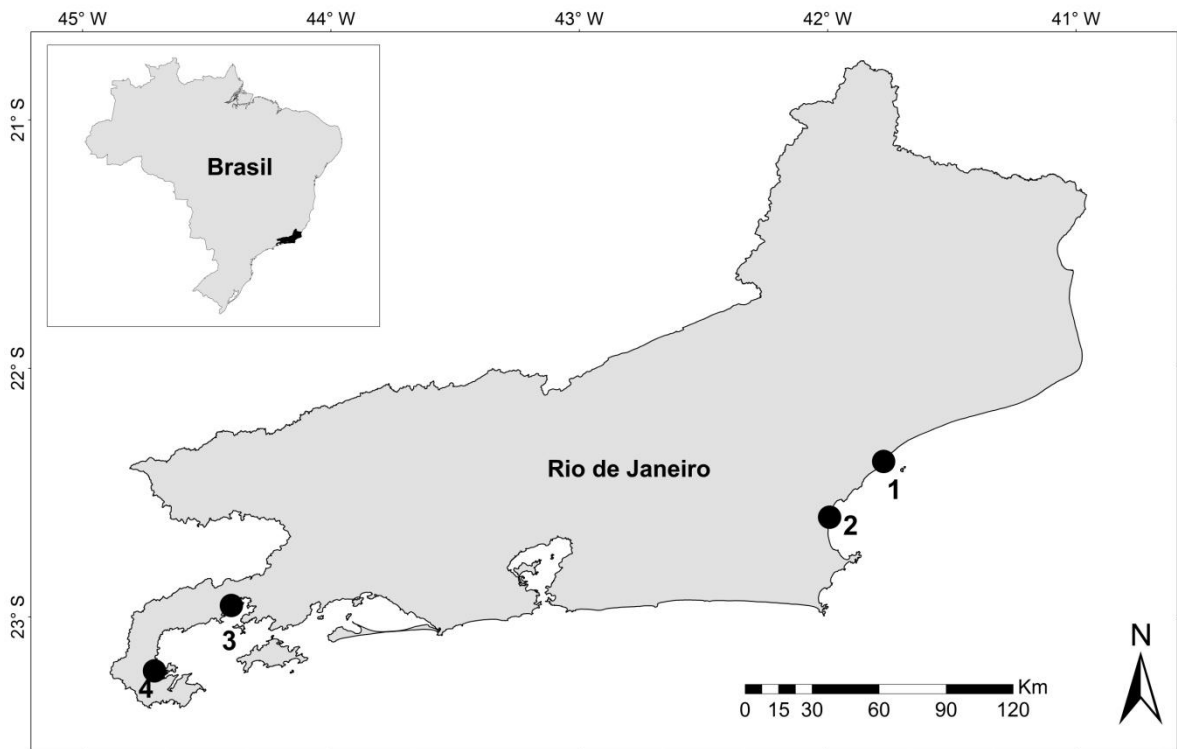


Figura 2: Localização dos estuários amostrados no estado do Rio de Janeiro. 1 – estuário do rio Macaé; 2 – estuário do rio São João; 3 – estuário do rio Bracuí; 4 – estuário do rio Perequê-Açu.

3.11– Estuário do rio Macaé (Figura 3):

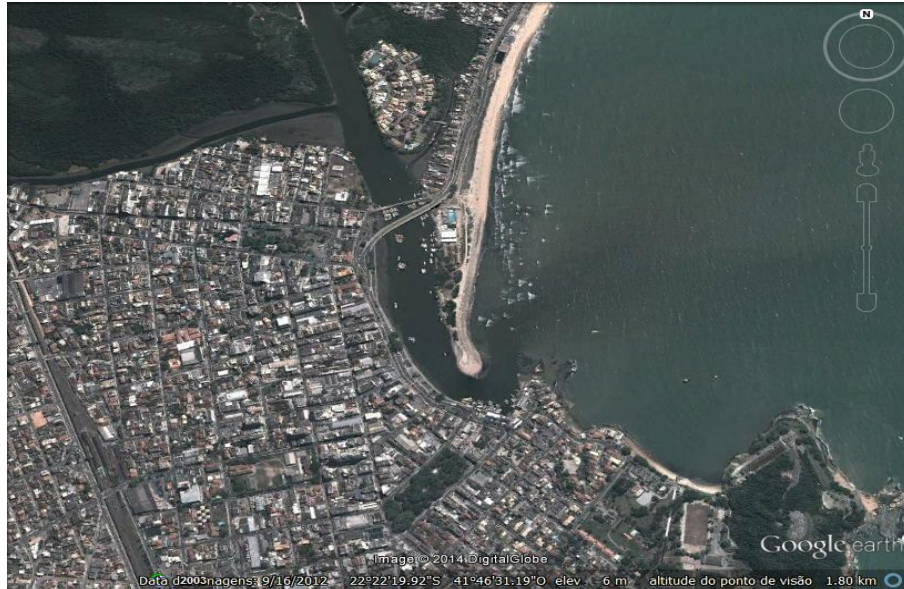


Figura 3: Imagem de satélite do estuário do rio Macaé (Fonte: Google Earth).

O estuário do rio Macaé está localizado na região norte do estado do Rio de Janeiro. A bacia hidrográfica do rio Macaé possui área de drenagem de 1.765 km², da qual cerca de 80% se encontra no município de Macaé (SEMADS, 2001; SILVA e CUNHA, 2001). O rio Macaé nasce no município de Nova Friburgo, flui em sentido leste-sudeste por 136 km até sua foz, na região urbana do município de Macaé (SEMADS, 2001).

A região do rio Macaé possui um elevado número de riquezas naturais dentro de uma grande variedade de unidades biológicas, principalmente no trecho estuarino. Essa região também tem sido impactada pelo desenvolvimento das atividades petrolíferas ali desenvolvidas (AMARAL et al, 2004). Por conta dessas atividades, foi gerado um aumento populacional acelerado na região de Macaé que promoveu um crescimento das áreas urbanas, aumentando a demanda por recursos hídricos e a quantidade de despejos de esgotos domésticos e industriais (OLIVEIRA et al, 2008; PESSANHA e NETO, 2004). Em um estudo realizado por Molisani et al (2013), foi constatado um aumento na carga de nutrientes e outros compostos químicos de origem antrópica na região da bacia do rio Macaé. Ao longo do processo de uso e ocupação, a área da bacia do rio Macaé apresentou vários impactos resultantes do uso e ocupação das suas margens e encostas, que prejudicaram em diferentes níveis a qualidade funcional desse ambiente (MARÇAL et al, 2004).

3.1.2– Estuário do Rio São João (Figura 4):

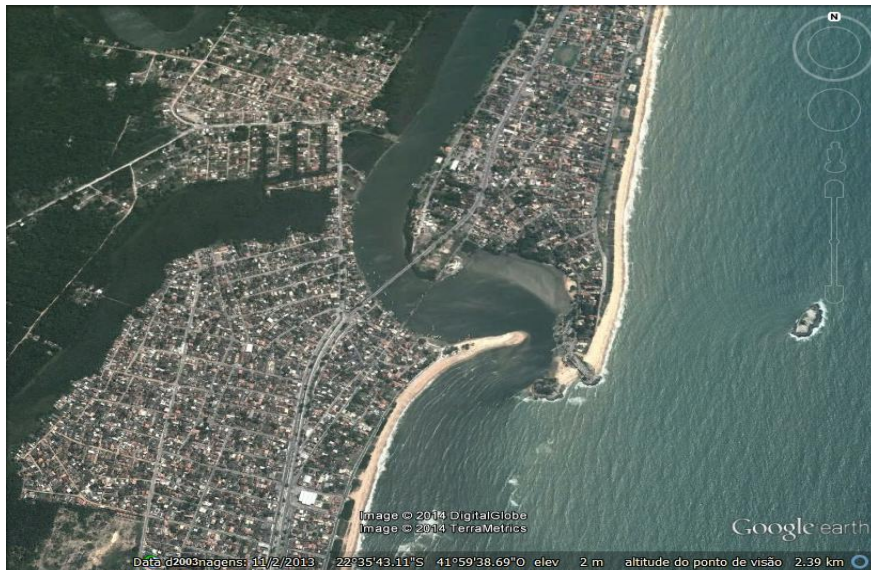


Figura 4: Imagem de satélite do estuário do rio São João (Fonte: Google Earth).

O estuário do rio São João está localizado na região norte do estado do Rio de Janeiro. Sua bacia hidrográfica possui área de drenagem com cerca de 2.190 km² (SEMADS, 2001). O rio São João nasce na Serra do Sambé (800 metros de altitude), no município de Cachoeira de Macacu, e percorre aproximadamente 150 km até desaguar no Oceano Atlântico em Barra de São João, município de Casimiro de Abreu (SEMADS, 2001).

Os usos da bacia do rio São João são diversos, como: recreação e abastecimento público, entre outros (BIDEGAIN e PEREIRA, 2005). Impactos mais graves que ameaçam este estuário são a ocupação desordenada das margens, o despejo de esgoto e o lançamento de resíduos sólidos (SOFFIATI, 2001; VERÍSSIMO E FERREIRA, 2013).

3.1.3– Estuário do rio Bracuí (Figura 5):



Figura 5: Imagem de satélite do estuário do rio Bracuí (Fonte: Google Earth).

O estuário do rio Bracuí está localizado na região sul do estado do Rio de Janeiro. O rio Bracuí nasce no planalto da Bocaina, estado de São Paulo, drena uma área de 185 km² e sua foz está localizada na baía da Ribeira localizada dentro da baía de Ilha Grande, município de Angra dos Reis (FRANCISCO e CARVALHO, 2004; FRANCISCO e OLIVEIRA, 2009). O rio Bracuí é um dos mais importantes da região e segundo mais extenso (31,5 km), ficando atrás somente do rio Mambucaba (COPPETEC, 2013).

Estudos sobre a qualidade da água sobre a região do rio Bracuí são raros, contudo a área já foi caracterizada por apresentar baixa quantidade de poluição antrópica e baixa concentração de matéria orgânica (CARDOSO et al, 2001).

3.1.4 – Estuário do Rio Perequê-Açu (Figura 6):



Figura 6: Imagem de satélite do estuário do rio Perequê-açu (Fonte: Google Earth)

O estuário do rio Perequê-Açu está localizado na região sul do estado do Rio de Janeiro. O rio Perequê-Açu também tem sua nascente no planalto da Bocaina, estado de São Paulo. Sua foz está localizada na baía de Ilha Grande, junto ao centro histórico de Paraty, município de Paraty (AVENA, 2003). A bacia hidrográfica do Perequê-Açu possui 10,76 km² de área e a extensão do seu canal principal é de 9,72 km (UERJ, 2010).

O rio Perequê-Açu sofre com vários impactos de origens distintas, a ocupação desordenada da orla resulta na perda da mata ciliar, fragilidade nas margens e consequentemente no assoreamento da calha fluvial (GARCIA e DEDECCA, 2012). Impactos na qualidade sanitária da coluna d'água do rio Perequê-Açu foram observados no período de verão, quando a população dobra de tamanho por conta do turismo na região (MOREIRA et al, 2011). Em uma avaliação da qualidade da água do rio Perequê-Açu, analisando vários parâmetros ambientais em diferentes pontos, foram encontrados valores elevados de nitrogênio e fósforo (LEPAC, 2008).

3.2- Procedimentos de Campo

Com a finalidade de caracterizar cada estuário em diferentes épocas do ano, as amostragens foram realizadas em seis campanhas (maio de 2013, agosto de 2013, setembro de 2013, novembro de 2013, janeiro de 2014 e março de 2014), com duração de um ano, nos quatro estuários selecionados no estado do Rio de Janeiro. As salinidades foram padronizadas no intervalo entre 18 e 30, que caracteriza a zona polihalina abrangendo as áreas médias e inferiores dos estuários (SMAYDA, 1983; DIAS et al, 2011), em marés vazante noturna de sizígia, para garantir a maior influência continental, assim como a maior densidade de organismos zooplanctônicos. Os horários de maré foram obtidos através das tábuas de maré elaboradas pelo Centro de Hidrografia da Marinha do Brasil (CHM, 2014).

As apendiculárias foram coletadas através de arrastos horizontais subsuperficiais em duplicata, com a utilização de uma rede bongô com abertura de malha 200 μm (Figura 7). Para estimativa do volume de água filtrada, as redes foram equipadas com fluxômetros (General Oceanics®) previamente aferidos, posicionados entre o aro e a boca da rede. Imediatamente após a coleta, as amostras de zooplâncton contendo as apendicularias foram fixadas em solução de formaldeído tamponado diluído a 4%, com água proveniente do local da coleta.



Figura 7: Rede bongô com malha de 200 μ m utilizada na coleta das apendiculárias.

Os parâmetros físico-químicos indicadores de eutrofização/contaminação da água foram obtidos na subsuperfície da coluna d'água em três pontos localizados ao longo da faixa de salinidade, na trajetória do arrasto para a coleta do zooplâncton (Figura 8), para uma estimativa representativa das condições a que os organismos (apendiculárias) estão expostos.

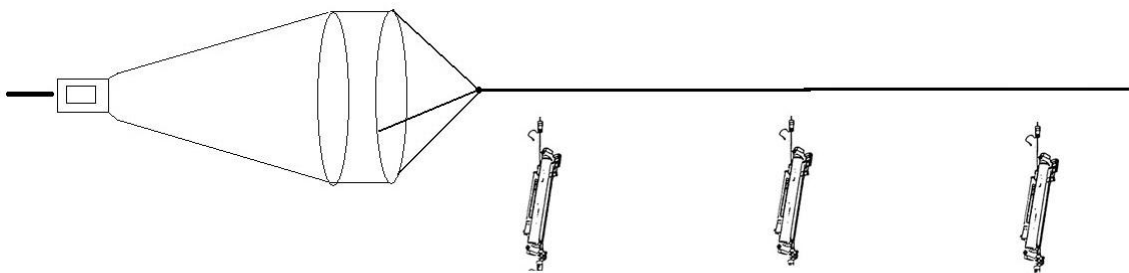


Figura 8: Esquema de coleta em triplicata para a obtenção dos dados físico-químicos indicadores de qualidade da água.

A temperatura, salinidade e o pH da água foram estimados *in situ* com o auxílio de sonda multiparâmetro modelo Hach HQ40d (Figura 9A). As profundidades locais foram determinadas com o auxílio de um profundímetro da marca Echotest II - Fish Finder (Figura 9B). As amostras dos demais parâmetros de qualidade de água (OD, N-total, nitrato, nitrito, N-amoniaco, fosfato, P-total, RNFT) e amostras para estimativa da densidade de bactéria, coliformes termotolerantes e clorofila *a* foram coletadas com garrafa oceanográfica do tipo Niskin de 5 litros (Figura 9C).



Figura 9: Equipamentos usados na coleta: A - garrafa oceanográfica (Niskin de 5 litros), B - Sonda multiparâmetro (Hach HQ40d) e C - Profundímetro (Echotest II - Fish Finder) e C -.

Para a coleta de água para a análise de OD, foi utilizado um frasco de DBO (200 mL) e a retirada de água da garrafa foi feita com o cuidado devido para evitar a entrada de bolhas de ar no frasco, em seguida foi adicionado os reagentes Sulfato manganoso (1mL) e de Azida sódica (1mL; Figura 10A). As amostras utilizadas para a concentração de nutrientes da água foram congeladas logo após a coleta e mantidas em congelamento até a análise. As amostras de bactéria foram obtidas a partir de duas alíquotas de 1,5 mL de amostra, uma com fixação em glutaraldeído 0,5 % e a outra, em paraformaldeído 2%, em seguida foram congeladas em nitrogênio líquido para posterior análise em laboratório. As amostras de água para estimativa da concentração de clorofila a foram filtradas em membranas Millipore® HAWP04700 (Figura 10B) e logo em seguida foram armazenadas em frascos ao

abrigo da luz e congeladas em nitrogênio líquido. As amostras de água para estimativa da concentração do RNFT foram filtradas utilizando-se membranas Millipore® AP4004700 (Figura 10C) e logo em seguida foram armazenadas em placas de Petri e congeladas. Todos os frascos utilizados nas coletas foram previamente descontaminados.



Figura 10: Procedimentos de Campo: A - Fixação da amostra de OD, B – Filtração da amostra de clorofila *a* e C – Filtração do RNFT.

3.3 – Análises de laboratório

As análises dos parâmetros físicos e químicos da água foram realizadas no Laboratório de Hidrobiologia do Departamento de Biologia Marinha do Instituto de Biologia da Universidade Federal do Rio de Janeiro, sob a responsabilidade do Dr. Rodolfo Paranhos. Os nutrientes foram mensurados pelos métodos colorimétricos convencionais da oceanografia (PARSONS et al, 1984; GRASSHOFF et al, 1999), adaptados a metodologia de alta precisão por fluxo contínuo com segmentação à gas, AutoAnalyzer 3 (AA3). Dessa forma o ortofosfato e o fósforo total foram determinados pelo método fosfomolibdico, sendo que para o fósforo total as amostras foram digeridas previamente em meio ácido com persulfato de potássio. Na série nitrogenada, a amônia (nitrogênio amoniacal) foi determinada pelo método do azul de indofenol. O nitrato foi previamente reduzido em coluna de Cd-Cu e determinado simultaneamente com o nitrito pelo método de diazotação. O nitrogênio total as amostras foram digeridas previamente por persulfato de potássio e em

sequencia seguiram a metodologia para nitrato. As análises foram realizadas simultaneamente em AA3 com cinco canais. O Oxigênio Dissolvido (OD) da água foi determinado pelo método de Winkler.

A determinação da concentração de RNFT na água foi realizada através de gravimetria. Para essa técnica os filtros foram secos e pesados antes e depois da filtração realizada no campo. A diferença de pesos permitiu conhecer a massa seca total do resíduo não filtrável na água em um volume filtrado correspondente (PARANHOS, 1996) A quantificação das bactérias heterótrofas foi feita por citometria de fluxo com a utilização de um Citômetro de fluxo FACSCalibur (BD Biociences) equipado com laser de argônio a 488 nm. Para essa análise foi observada a necessidade de utilização de fluorocromos para marcação das células heterótrofas (ANDRADE et al, 2003). Para análise dos coliformes termotolerantes foi utilizada a técnica da fermentação em tubos múltiplos. Os tubos de ensaio contendo as amostras em diluições diferentes e o meio de cultura (caldo lactosado) foram incubados em temperatura de 45°C em banho-maria por 24 horas, com a finalidade de observar a presença de coliformes termotolerantes através da formação de gás nos tubos, pois esses organismos são adaptados a fermentar lactose em temperaturas elevadas, os dados desses organismos são expressos em Número Mais Provável por 100 ml (NMP/100 ml - FUNASA, 2006).

A identificação das espécies da Classe Appendicularia foi feita sob o microscópio estereoscópico Zeiss Stemi SV6. O material foi corado com rosa bengala em solução a 0,1% durante 24 horas com a finalidade de melhorar a visualização das estruturas internas. A densidade dos organismos coletados foi calculada em função do volume de água filtrada pela rede e expressa em ind m⁻³.

O volume de água filtrada foi calculado através da fórmula:

$$V = a.n.c$$

Onde:

V = volume de água filtrada (m³).

a = área da boca da rede (m²).

n = número de rotações do fluxômetro.

c = fator de aferição do fluxômetro.

Os indivíduos da Classe Appendicularia foram identificados através da utilização de bibliografia especializada (FLORES-COTO, 1974; ESNAL, 1999; BONECKER e CARVALHO, 2006).

3.4 – Análises de dados

Para determinação dos períodos secos e chuvosos foi feito um diagrama ombrotérmico de Gaussen. Esse diagrama permite identificar o período seco no qual a precipitação média mensal é inferior ao dobro da temperatura média. Os dados de precipitação e temperatura foram obtidos no site do Instituto Nacional de Meteorologia (INMET, 2014) Para determinação da precipitação na região norte (estuários dos rios Macaé e São João) foram utilizados dados da estação meteorológica de Campos e para região sul (estuários dos rios Bracuí e Perequê-Açu) foram utilizados dados da estação meteorológica de Paraty. Os dados meteorológicos utilizados incluem os períodos de Janeiro de 2013 até março de 2014.

Para testar possíveis diferenças significativas ($p < 0,05$) dos parâmetros físico-químicos de qualidade da água e de eutrofização (N-amoniaco, nitrito, nitrato, N-total, fosfato, fósforo total, clorofila. *a*, OD, salinidade, temperatura, pH, RNFT, bactérias heterotróficas e coliformes termotolerantes) entre os estuários (Bracuí, Perequê-açu, Macaé e São João) foi realizado o teste estatístico ANOVA uni fatorial, o programa utilizado foi o STATISTICA 7.

Foi realizada uma análise de componentes de principais (ACP) para ordenar os estuários em relação à variação aos dados físico-químicos de qualidade da água e de eutrofização. A análise foi realizada no programa PCORD 5.

Para observar a relação entre os dados físico-químicos de qualidade da água e de eutrofização e a densidade total das apendiculárias e suas espécies, os scores dos dois primeiros eixos retidos na ACP foram utilizados como variáveis preditoras em uma análise de regressão *generalized linear model* (GLM) com a densidade total das apendiculárias e suas espécies. Uma baixa constante aditiva (7,5) foi somada aos dados dos eixos da ACP e as densidades das apendiculárias com a finalidade de

eliminar os zeros e os valores negativos contidos na matriz que não são permitidos na análise de GLM. Os resultados foram considerados significativos apenas quando o nível de significância foi $<0,05$. As análises foram realizadas utilizando o software do sistema R (www.R-project.org).

Foi utilizada a Análise *Indicator Species Analysis* (ISA) (DUFRENE e LEGENDRE, 1997) para verificar a preferência das espécies pelos diferentes estuários estudados. A ISA gera valores indicativos para cada espécie dentro de cada grupo e esses valores são testados estatisticamente pelo teste de “Monte Carlo”, de forma a diferenciá-los do acaso com um nível de significância ($<0,05$) de confiança. A análise foi realizada no programa PCORD 5.

4 – RESULTADOS

O diagrama ombrotérmico referente à região norte da área de estudo, durante os meses de amostragens, mostrou que nas coletas de maio e agosto de 2013 e janeiro e março de 2014 os valores de precipitação foram inferiores ao dobro da temperatura, caracterizando esses períodos como seco (Figura 11). O mesmo diagrama mostra que na região norte os meses de setembro e novembro de 2013 apresentaram valores de precipitação que caracteriza esses períodos como chuvosos (Figura 11). Na região norte o mês de coleta que apresentou maiores valores de precipitação foi o de novembro de 2013, com 186,10 mm (Figura 11).

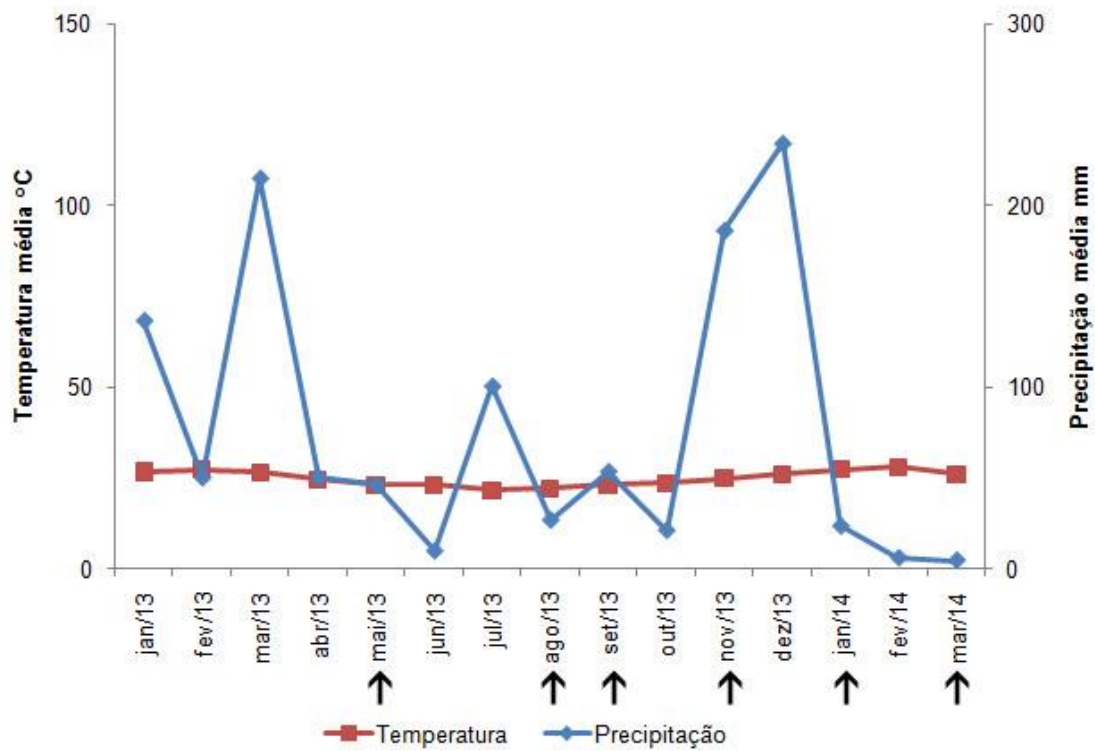


Figura 11: Diagrama ombrotérmico da região norte da área de estudo (rios Macaé e São João), as setas indicam os meses de amostragem.

Na região sul da área de estudo, todos os meses de coleta foram caracterizados como chuvosos (Figura 12). Dentre os meses de coleta o maior valor de precipitação foi observado em novembro de 2013, com 203,6mm (Figura 12).

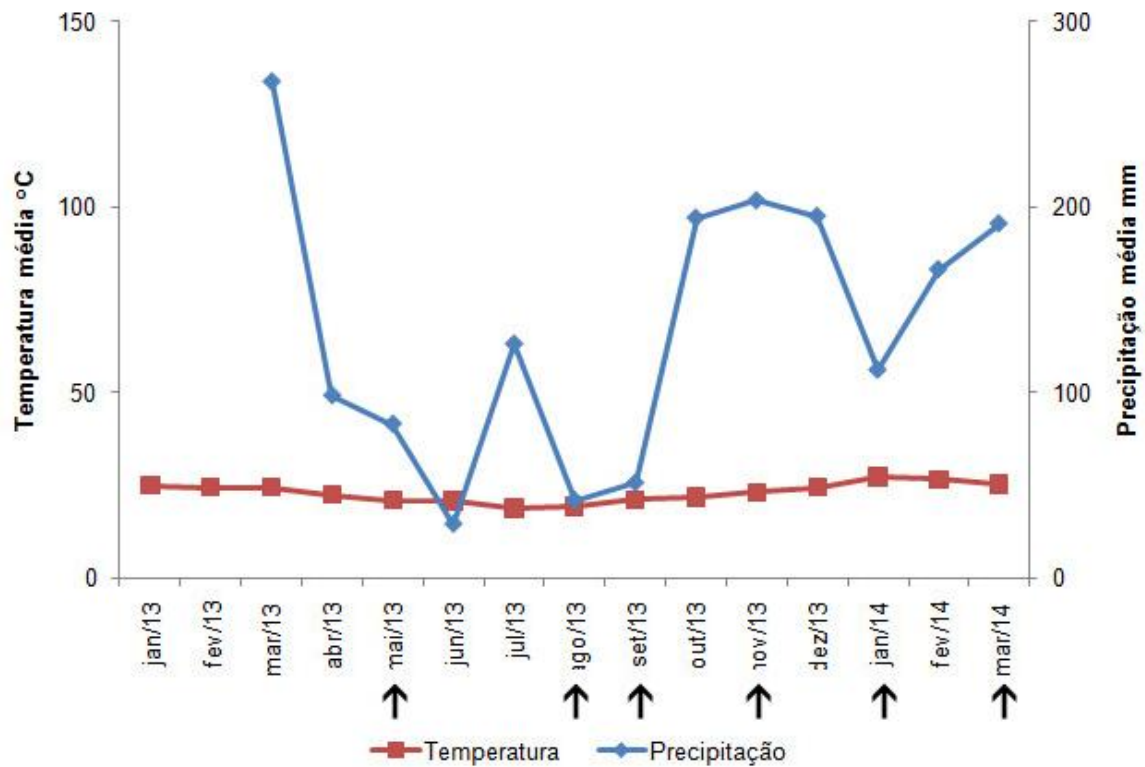


Figura 12: Diagrama ombrotérmico da região sul da área de estudo (rios Bracuí e Perequê-Açu), as setas indicam os meses de amostragem.

O maior valor médio de temperatura da água foi encontrado no estuário do rio Perequê-açu, $25,79 \pm 4,20^{\circ}\text{C}$ (figura 13). As temperaturas da água mais altas foram registradas no estuário do rio Perequê-açu em janeiro de 2014 ($32,15^{\circ}\text{C}$, APÊNDICE A). A maior salinidade média registrada foi no estuário do rio Bracuí, com $24,08 \pm 4,31$ (figura 13). A maior salinidade registrada no estuário do rio Bracuí foi em agosto de 2013 ($32,27$, APÊNDICE A). Os valores de temperatura e salinidade não apresentaram diferenças significativas entre os estuários (temperatura $p= 0,780$ e salinidade $p= 0,075$)

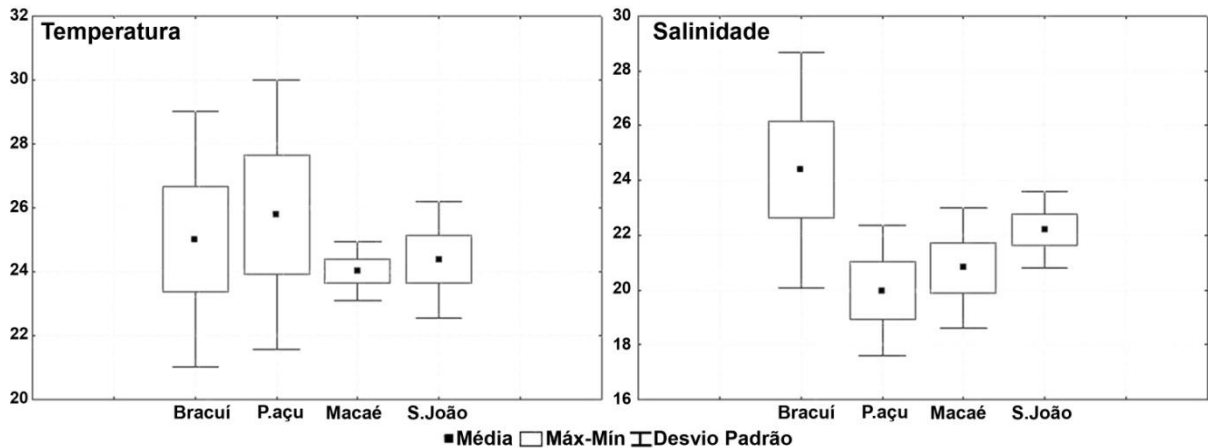


Figura 13: Média, valores máximo/mínimo e desvio padrão de temperatura ($^{\circ}\text{C}$) e salinidade (S) dos estuários dos rios Bracuí, Perequê-açu (P.açu), Macaé e São João (S.João).

Os valores de pH não apresentaram diferenças significativas entre os estuários ($p=0,921$), o maior valor médio foi encontrado no do rio Bracuí ($8,26 \pm 0,22$; figura 14). Ao contrário dos valores de pH, o OD variou de maneira significativa entre os estuários ($p=0,039$). A maior concentração de OD na água foi observada no estuário do rio Perequê-açu onde a média foi de $4,87 \pm 0,69 \text{ ml L}^{-1}$ e a menor no estuário do rio Macaé onde a média foi de $4,25 \pm 0,38 \text{ ml L}^{-1}$ (figura 14).

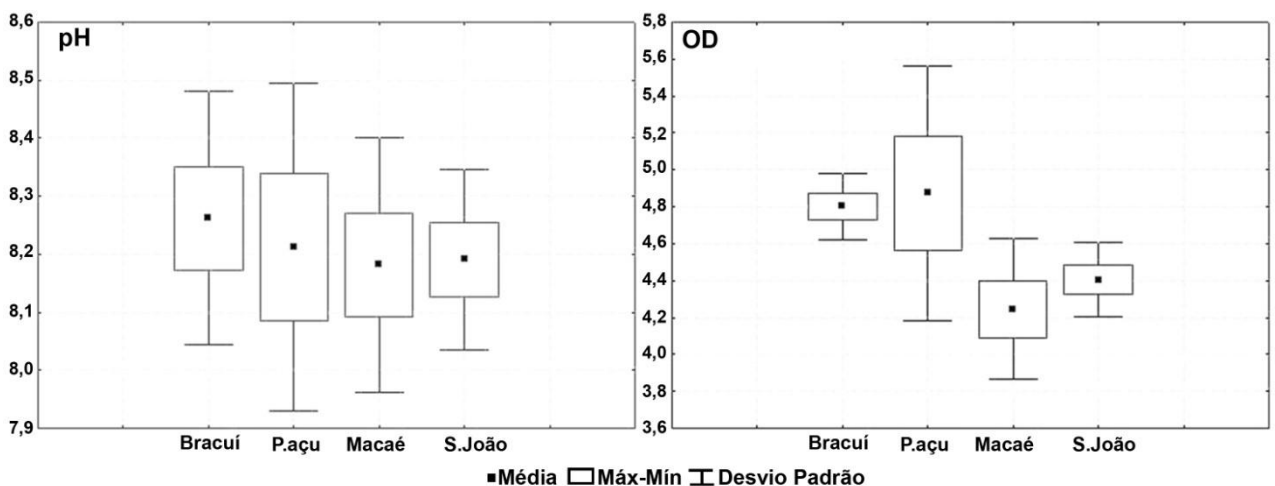


Figura 14: Média, valores máximo/mínimo e desvio padrão de pH e OD (ml L^{-1}) dos estuários dos rios Bracuí, Perequê-açu (P.açu), Macaé e São João (S.João).

As concentrações médias da maioria das formas nitrogenadas foram mais abundantes no estuário do rio Macaé. Nesse estuário, a concentração média de N-amoniacoal foi de $19,18 \pm 11,26 \mu\text{M}$, nitrito foi de $0,32 \pm 0,09 \mu\text{M}$ e N-total foi de $61,85 \pm 11,82 \mu\text{M}$ (figura 15). A maior concentração de nitrato foi encontrada no estuário do rio Perequê-açu, onde o valor médio foi de $9,49 \pm 3,36 \mu\text{M}$ (figura 15). No estuário do rio Bracuí foram observadas as menores concentrações médias de todas as formas nitrogenadas, N-amoniacoal com $1,34 \pm 0,89 \mu\text{M}$, nitrito com $0,11 \pm 0,04 \mu\text{M}$, nitrato com $1,96 \pm 1,17 \mu\text{M}$ e N-total com $17,64 \pm 7,50 \mu\text{M}$ (figura 15). Todos os valores das formas nitrogenadas variaram de maneira significativa entre os estuários (N-amoniacoal $p= 0,00$ nitrito $p= 0,001$, nitrato $p= 0,022$ e N-total $p= 0,00$) As maiores concentrações de N-amoniacoal e nitrito foram encontradas em setembro de 2013, de nitrato em março de 2014 e de nitrogênio total em janeiro de 2014 (APÊNDICE A).

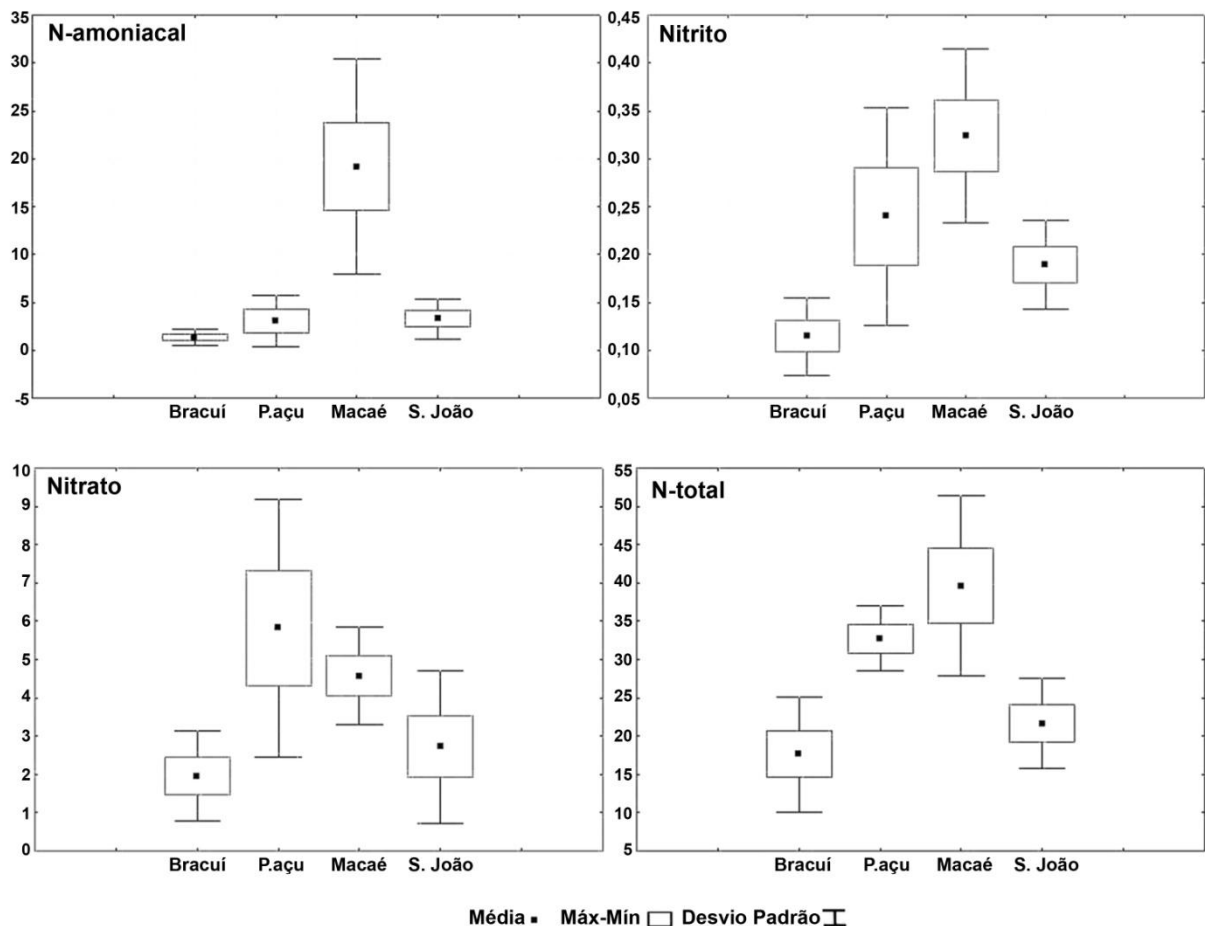


Figura 15: Média, valores máximo/mínimo e desvio padrão das concentrações das formas nitrogenadas (μM), N-amoniacal, nitrito, nitrato e N-total dos estuários dos rios Bracuí, Perequê-açu (P.açu), Macaé e São João (S.João).

As maiores concentrações médias de fosfato e fósforo total foram encontradas no estuário do rio Macaé. Nesse estuário a concentração média de fosfato foi de $0,97 \pm 0,58 \mu\text{M}$ e fósforo total foi de $1,32 \pm 0,32 \mu\text{M}$ (figura 16). No estuário do rio São João foram observadas as menores concentrações médias de fosfato com $0,19 \pm 0,08 \mu\text{M}$ e fósforo total com $0,63 \pm 0,27 \mu\text{M}$ (figura 16). Os valores de fosfato e de fósforo total apresentaram diferenças significativas entre os estuários (fosfato $p= 0,001$ e fósforo total $p= 0,000$). As concentrações de fosfato e fósforo total apresentaram seus maiores valores durante o período de setembro de 2013 (APÊNDICE A).

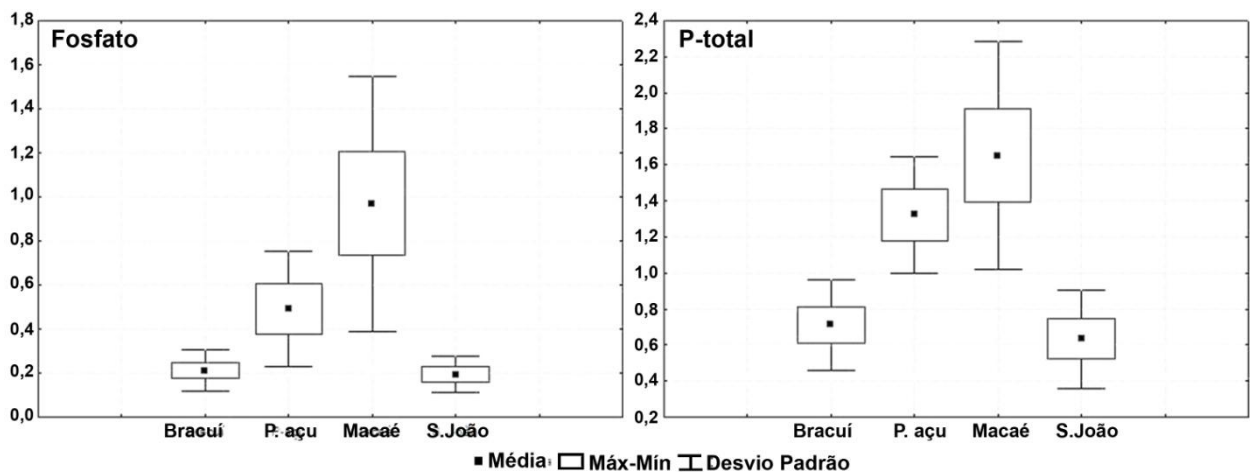


Figura 16: Média, valores máximo/mínimo e desvio padrão das concentrações de fosfato e P-total (μM) dos estuários dos rios Bracuí, Perequê-açu (P.açu), Macaé e São João (S.João).

Os maiores valores de clorofila *a* foram obtidos no estuário do rio Perequê-açu, com média de $6,54 \pm 2,49 \mu\text{g/L}$ (figura 17). Os valores de clorofila *a* variaram de maneira significativa entre os estuários ($p= 0,011$). Os picos de clorofila *a* nesse estuário foram obtidos durante a campanha de janeiro de 2014 (APÊNDICE A). O estuário do rio Macaé apresentou os maiores valores de RNFT, o seu valor médio foi de $22,54 \pm 5,45 \text{ mg.L}^{-1}$ (figura 17). Os valores RNFT *a* foram significativamente diferentes entre

os estuários ($p= 0,001$). Os maiores valores de RNFT nesse estuário foram encontrados no período de setembro de 2013 (APÊNDICE A).

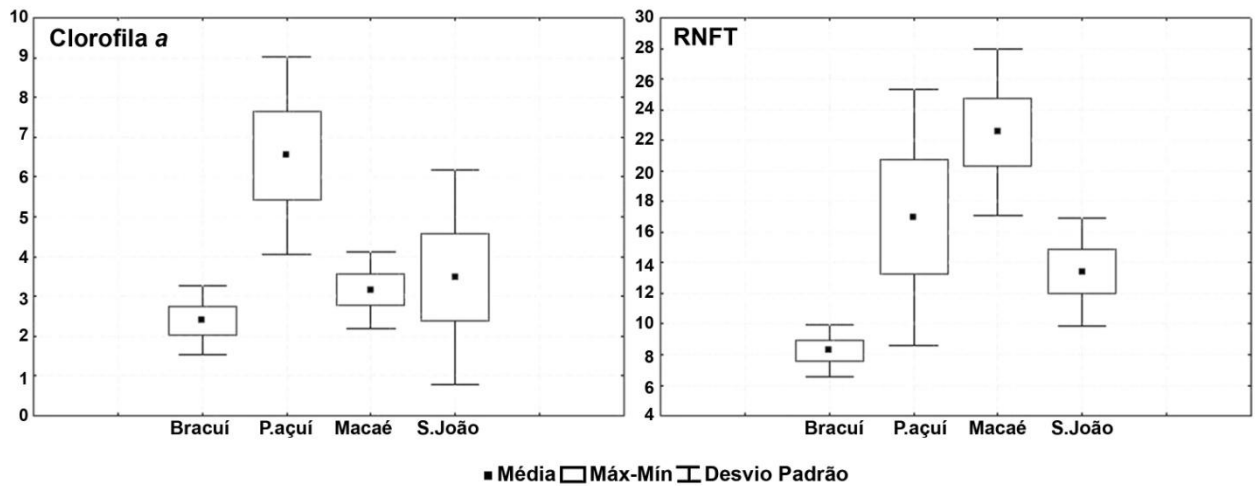


Figura 17: Média, valores máximo/mínimo e desvio padrão dos valores de clorofila a ($\mu\text{g.L}^{-1}$) e de RNFT (mg.L^{-1}) dos estuários dos rios Bracuí, Perequê-açu (P.açu), Macaé e São João (S.João).

As maiores densidades médias de bactérias heterotróficas foram encontradas no rio Perequê-açu, com $6.571.765,93 \pm 4.684.175,12$ células. mL^{-1} (figura 18). As diferenças nas densidades de bactérias heterotróficas não foram significativas entre os estuários ($p= 0,076$). A maior densidade de bactérias heterotróficas foi encontrada no período de janeiro de 2014 (APÊNDICE A). O maior valor médio da contagem dos coliformes termotolerantes foi encontrado no estuário do rio Macaé, com $6,86 \pm 2,47$ NMP/100ml (figura 18). Assim como as bactérias heterotróficas, os coliformes termotolerantes não variaram de maneira significativa entre os estuários ($p= 0,399$). Nesse estuário, o maior valor de coliforme termotolerante foi obtido no período de setembro de 2013 (APÊNDICE A).

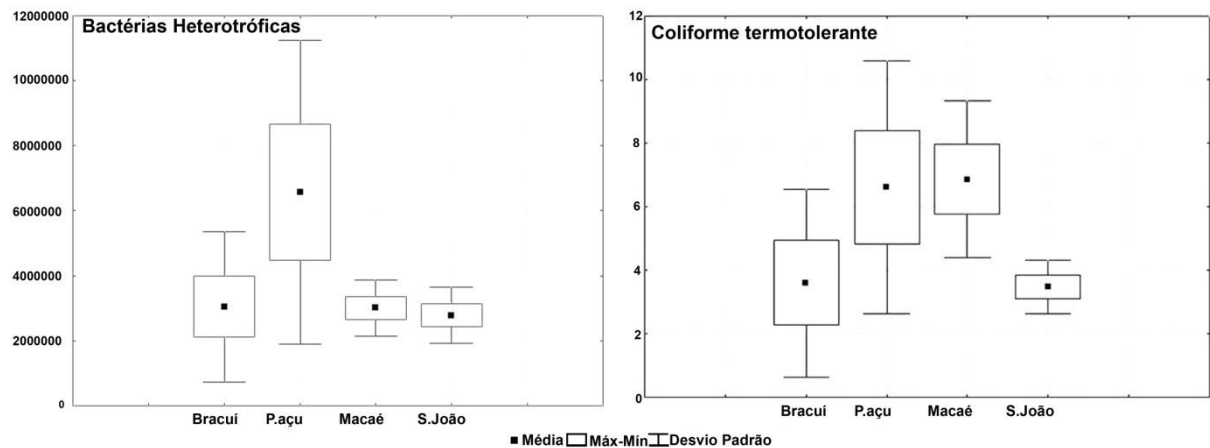


Figura 18: Média, valores máximo/mínimo e desvio padrão da densidade de bactérias heterotróficas (células.m.L⁻¹) e contagem do número mais provável coliformes termotolerantes (NMP/100 ml) dos estuários dos rios Bracuí, Perequê-açu (P. açu), Macaé e São João (S. João).

Na análise de ACP somente os eixos 1 e 2 foram representativos, os dois eixos somados explicaram 62,93% dos dados. Os parâmetros que influenciaram na formação do eixo 1 foram fósforo, fósforo total, N-total, N-amoniaco, nitrito e RNFT. Os parâmetros que influenciaram a formação do eixo 2 foram bactérias heterotróficas, clorofila *a* e temperatura (figura19).

A análise de ACP mostrou uma separação mais evidente de dois grupos, um formado pelos estuários do rio São João e Bracuí e outro formado pelos estuários do rio Macaé e Perequê-açu (figura19). O estuário do rio Bracuí foi inversamente influenciado pelo eixo 1 da ACP, ou seja, nesse estuário foi observado os menores valores de nutrientes e RNFT (figura19). O estuário do rio São João também foi influenciado de maneira inversa pelo eixo 1 da ACP, nesse ambiente foi observada uma baixa, porém maior, influência quando comparado com estuário do rio Bracuí (figura19). O estuário do rio Macaé foi o que apresentou uma influência direta maior pelo eixo 1 da ACP, nesse ambiente foi observado os maiores valores de nutrientes e RNFT (figura19). Menos que o Macaé, o estuário do rio Perequê-açu foi também bastante influenciado de maneira direta pelo eixo 1 da ACP. Nesse estuário os dados de alguns períodos de amostragem foram influenciados diretamente também pelo eixo 2 da ACP, pois nesse ambiente foi observado as maiores concentrações de clorofila *a* e de densidade de bactérias heterotróficas (figura19).

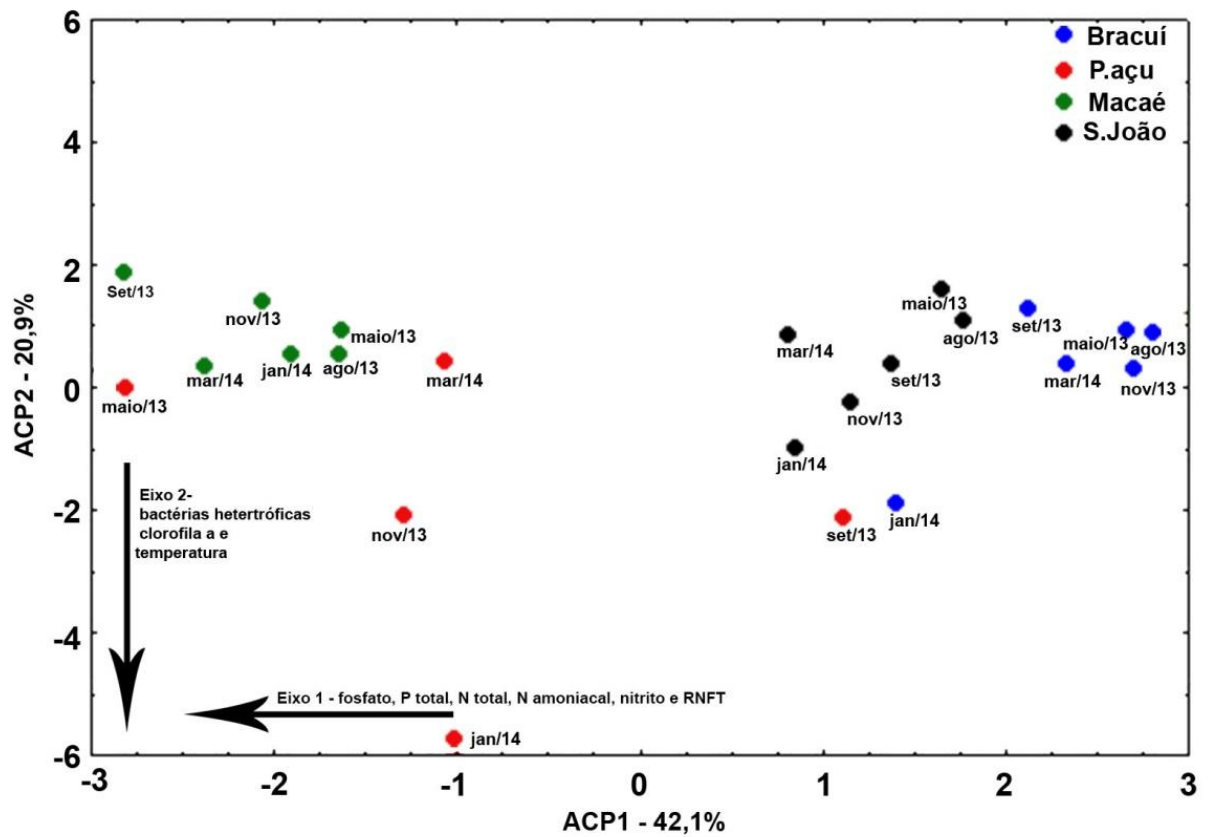


Figura 19: ACP mostrando a ordenação das campanhas realizadas nos quatro estuários, Bracuí, Perequê-açu (P-açu), Macaé e São João (S. João), em relação aos parâmetros físico-químicos de qualidade da água e indicadores de eutrofização.

No estuário do rio Bracuí foi encontrado a maior densidade média de apendiculárias ($69,98 \text{ ind.m}^{-3} \pm 140,03 \text{ ind.m}^{-3}$; figura 20). A maior abundância da classe foi registrada no período de maio de 2013 (APÊNDICE B).

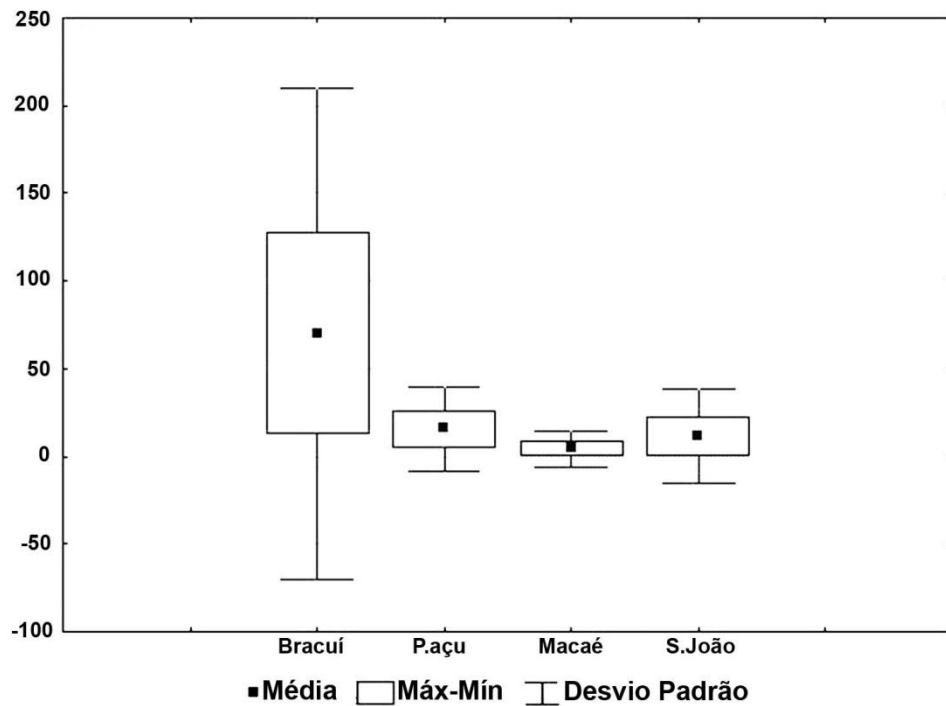


Figura 20: Média, valores máximo/mínimo e desvio padrão da densidade total de apendiculárias (ind.m⁻³) dos estuários dos rios Bracuí, Perequê-açu (P.açu), Macaé e São João (S. João).

Foram identificadas quatro espécies de apendiculárias nos quatro estuários estudados durante as seis campanhas. As espécies identificadas foram *Oikopleura longicauda*, *Oikopleura dioica*, *Oikopleura fusiformis* e *Fritillaria haplostoma* (figura 21).

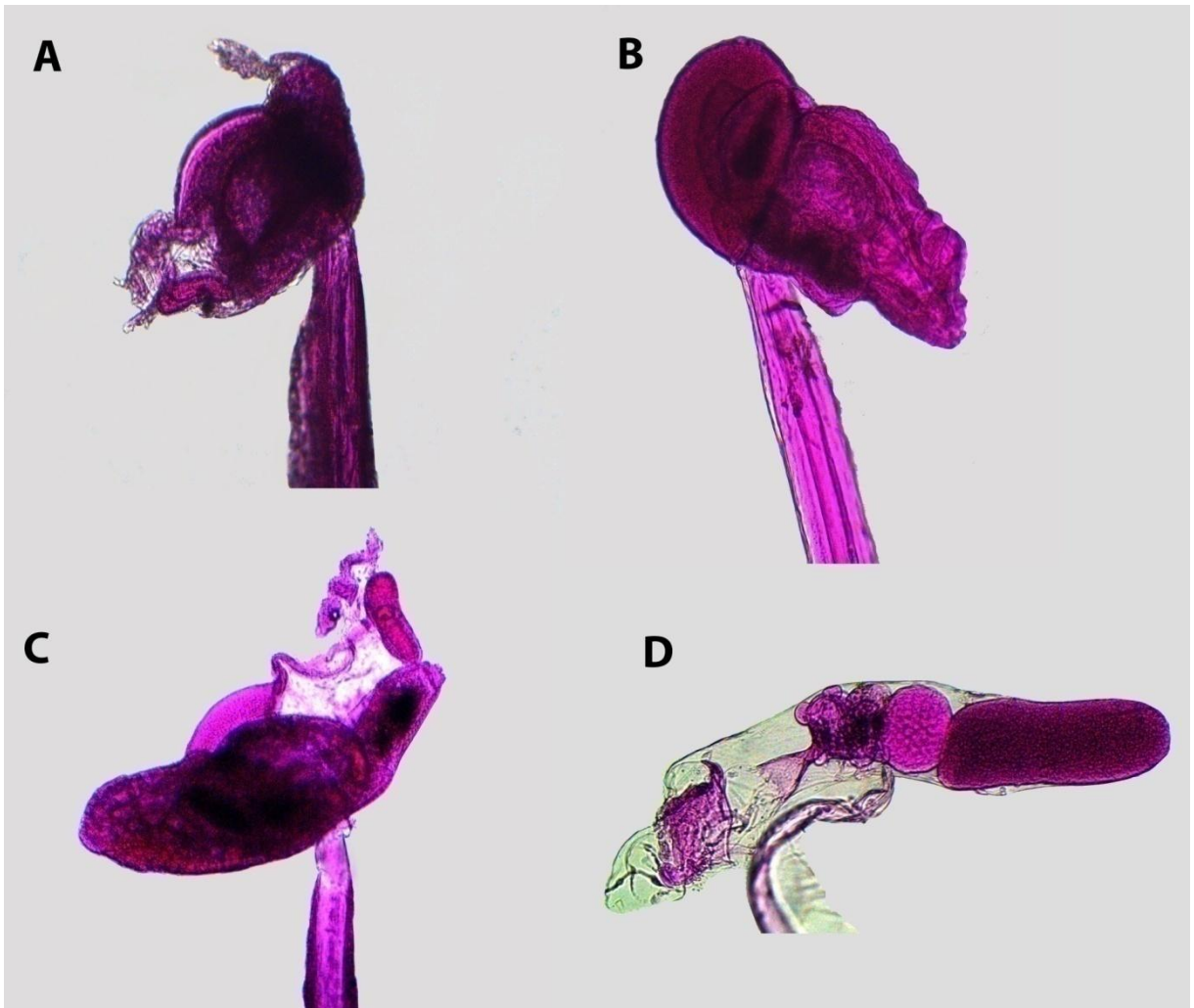


Figura 21: Registro fotográfico das espécies da classe Appendicularia encontradas nos quatro estuários durante o período de estudo, *Oikopleura longicauda* (A), *Oikopleura dioica* (B), *Oikopleura fusiformis* (C) e *Fritillaria haplostoma* (D).

A espécie *O. longicauda* foi a mais abundante e sua maior densidade média ocorreu no estuário do rio Bracuí, que foi de $62,75 \pm 138,32 \text{ ind.m}^{-3}$ (figura 22). O pico de abundância de *O. longicauda* ocorreu em maio de 2013 (APÊNDICE B). *O. dioica* foi mais abundante no estuário do rio Perequê-açu, com uma densidade média de $15,57 \pm 24,84 \text{ ind.m}^{-3}$ (figura 22). A maior densidade de *O. dioica* ocorreu em março de 2014 (APÊNDICE B).

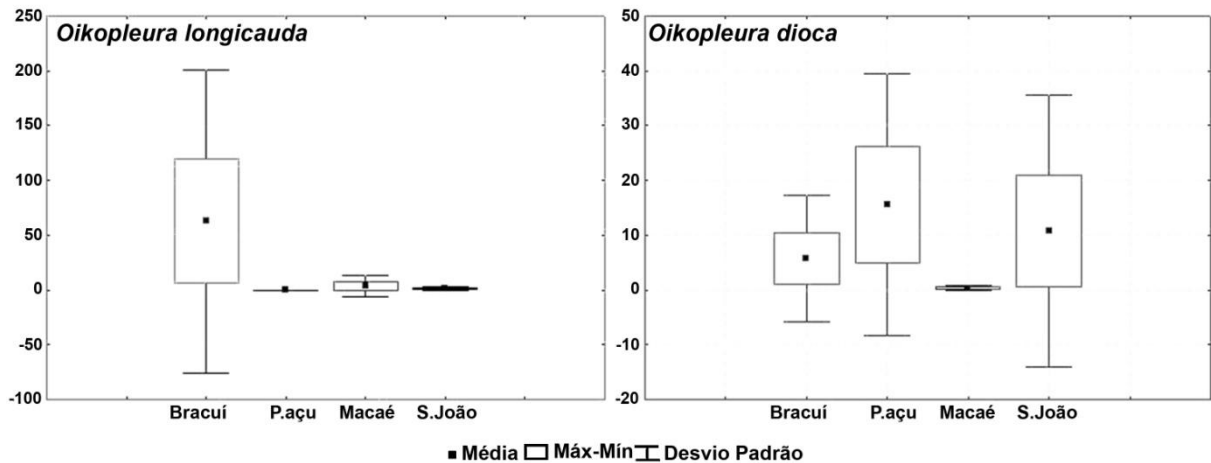


Figura 22: Média, valores máximo/mínimo e desvio padrão da densidade das espécies de apendicularias *Oikopleura longicauda* e *Oikopleura dioica* (ind.m⁻³) dos estuários dos rios Bracuí, Perequê-açu (P. açu), Macaé e São João (S. João).

As outras duas espécies de apendiculária foram raras, ocorrendo em baixas densidades. *O. fusiformis* teve sua maior densidade média no estuário do rio Bracuí (0,16 ± 0,39 ind.m⁻³; APÊNDICE B). A maior densidade da espécie *O. fusiformis* foi em setembro de 2013 (APÊNDICE B). A espécie *F. haplostoma* ocorreu somente no estuário do rio Macaé em março de 2014 e sua densidade média foi de 0,13 ± 0,31 ind.m⁻³ (APÊNDICE B).

Na análise de GLM que foi utilizada para relacionar os eixos da ACP, formado pelos valores dos parâmetros físico-químicos e de eutrofização, com apendicularias foi observada uma relação entre o eixo 1 e as densidades total das apendicularias ($p = 0,02$) e de *O. longicauda* ($p=0,00$). As maiores densidades das apendicularias e *O. longicauda* foram relacionados aos menores valores dos parâmetros ambientais (nutrientes e RNFT) que influenciaram na formação do eixo 1 da ACP.

A análise ISA não evidenciou a presença de qualquer espécie indicadora da Classe Apendicularia para os estuários estudados. Os valores de p do teste de "Monte Carlo" foram superiores a 0,05 para todas as espécies encontradas.

5 – DISCUSSÃO

Neste estudo os valores de temperatura e salinidade apresentaram variações nos quatro estuários, apesar disso, não foram encontradas diferenças significativas desses parâmetros entre os ambientes estudados. A variação da temperatura em ambientes aquáticos está normalmente associada a variações sazonais, a fenômenos de ressurgência ou a variações bruscas de latitudes (TAKAHASHI et al, 2002; DIAS et al, 2011). Provavelmente, por esses motivos a variação térmica na coluna d' água entre os estuários estudados não foi significativa, pois as coletas foram realizadas na mesma época, não são registrados fenômenos de ressurgência nessas áreas e todos os ambientes estão localizados na região tropical. A baixa variação da salinidade entre os estuários estudados foi determinada no momento da coleta, pois todas as amostragens foram feitas entre um intervalo fixo (18 a 30), a fim de fixar a porção do ambiente aquático estuarino a ser estudado, pois essa faixa de salinidade caracteriza especificamente a zona estuarina inferior (DIAS et al, 2011).

Os valores de pH apresentaram baixa variação entre os estuários. Os valores encontrados estão dentro dos limites (6,5 – 9,0) considerados bons (MACHADO, 2011). Em um trabalho realizado no ambiente estuarino do rio Formoso, no nordeste do Brasil, valores de pH semelhantes aos encontrados neste estudo, foram registrados na porção inferior do estuário (PAIVA et al, 2008). Maiores variações nos valores de pH foram observadas por Goswami et al (2014), na costa sudeste da Índia, que realizaram um monitoramento abrangendo varias zonas de um único estuário. Ao contrário dos valores de pH, os valores de OD variaram de maneira significativa entre os estuários. No estuário do rio Macaé, em um estudo realizado por Costa (2010), os valores de OD foram superiores aos do atual, ficando na faixa de intervalo de 3,85 a 5,60 ml/L⁻¹, mesmo assim o autor aponta um início na redução da qualidade ambiental do estuário do rio Macaé. No trabalho atual, as concentrações máximas de OD na coluna d' água do estuário do rio Macaé (4,80 ml/L⁻¹) foram inferiores ao maior valor encontrado por Costa (2010), mostrando que a degradação desse ambiente continua acontecendo. Segundo Breitburg et al, (2003), reduções nas concentrações de OD na coluna d'água são indicativos de um aumento de nutrientes dissolvidos e poluição antrópica.

As maiores concentrações médias dos nutrientes foram registradas no estuário do rio Macaé (N-total, N-amoniaco, nitrito, P-total e fosfato). As concentrações médias desses nutrientes no estuário do rio Macaé foram similares ou superiores a diversos ambientes no Brasil e no mundo: no estuário do rio Una, em Pernambuco (BASTOS et al, 2005); no estuário da lagoa dos Patos (BARBOSA, 2006); no estuário do rio Cachoeira, no sul da Bahia (GUIMARÃES, 2006); no estuário do rio Timbó, em Pernambuco (FIGUEIREDO et al, 2007); nos estuários do Golfão Maranhense (AZEVEDO et al, 2008); no estuário do rio Perequê, em Santa Catarina (SIGNORIN et al, 2010); no estuário do rio Vaza Barris, em Sergipe (VASCO et al, 2010); no estuário do rio Jaguaribe, no Ceará (ESCHRIQUE, 2011); no estuário da baía de Sanmen, na China (LIU et al, 2012); no estuário do rio Sacramento, na Califórnia (DUGDALE et al, 2012); nas estações da porção inferior do estuário do rio Douro em Portugal (TEIXEIRA et al, 2014). Os maiores valores dos nutrientes no rio Macaé provavelmente está ligado a poluição doméstica, pois nesse estuário também foi encontrado os maiores valores de coliformes termotolerantes. Segundo Leclerc et al. (2001) são ótimos indicadores de contaminação fecal em ambiente aquático. Esse resultado corrobora com um estudo realizado recentemente, que aponta que a principal fonte de nutriente do rio Macaé é de origem antrópica (MOLISANI et al. 2013). Segundo esse estudo a urbanização e o crescimento socioeconômico são estimulados pelas atividades de exploração e petróleo na Bacia de Campos, que geram um aumento das emissões de elementos químicos para o Rio Macaé. O estuário do rio Bracuí apresentou os menores valores da maioria dos nutrientes. Esse estuário é conhecido por um ecossistema aquático pouco impactado (CARDOSO et al, 2001) e sua região costeira adjacente, a baía da Ribeira, é considerada oligotrófica (FIORI et al, 2013).

As maiores concentrações de RNFT foram registradas no estuário do rio Macaé. Os valores variaram de 17,99 mg.L⁻¹ até 32,07 mg.L⁻¹ que foram inferiores aos encontrados estuário do rio Piraquê-açú, Aracruz-ES (ROSSONI, 2012); no estuário da Lagoa dos Patos, no Rio Grande do Sul (ÁVILA, 2013); e no estuário da baía de Marennes-Oléron, na Costa Atlântica da França (MALET et al, 2008). Segundo Ávila (2013), a principal forçante nos processos costeiros e de ressuspensão, distribuição e caracterização do RNFT na área estuarina é a descarga fluvial, não quantificada no atual estudo e sem registro na literatura. A maior concentração de RNFT no

estuário do rio Macaé, pode também estar relacionada ao maior impacto na vegetação marginal que os demais ambientes estudados (*observação pessoal*), pois distúrbios nas cabeceiras dos corpos d'água alteram condições físicas desses ambientes, contribuindo para o aumento da entrada de partículas em suspensão (sedimentos e matéria orgânica), que ocasionam modificações na produtividade rio à jusante (GOMI et al. 2002; CASSIANO, 2013).

As maiores concentrações de clorofila *a* foram registradas no estuário do rio Perequê-açu, com valores médios de $6,54 \mu\text{g.L}^{-1}$ que foram inferiores a diversos ambientes estuarinos, como por exemplo: no Timbó, em Pernambuco (FIGUEIREDO et al, 2007); no estuário do rio Cachoeira, no sul da Bahia (SOUZA et al, 2009); no estuário Baía da Babitonga, em Santa Catarina (PARIZZI et al, 2010); e no estuário da baía de Marennes-Oléron, na Costa Atlântica da França (MALET et al, 2008). As mesmas concentrações médias de clorofila *a* do estuário do rio Perequê-açu foram superiores as encontradas nos estuário do rio Jaguaribe, no Ceará (ESCHRIQUE, 2011); e em uma baía no Norte da França (VANDROMME et al, 2001). No atual estudo, as concentrações de clorofila *a* no estuário do rio Perequê-açu, o enquadram na categoria de mesotrófico e os demais estuários na categoria de oligitrófico, em relação à classificação de graus de trofia desenvolvida por Passavante (2003). Os maiores concentrações de clorofila *a*, indicam uma maior atividade dos produtores primários fitoplanctônicos e podem variar em resposta a condições ambientais tais como a disponibilidade de nutrientes e luz (GAMEIRO, 2000). No atual estudo, apesar das maiores concentrações de nutrientes serem encontradas no estuário do rio Macaé, os maiores valores de nitrato, ocorreram no Perequê-açu. Portanto, as maiores concentrações de clorofila *a* no estuário do rio Perequê-açu provavelmente foram influenciadas pelos maiores valores de nitrato encontrados nesse ambiente, pois esse elemento é a principal fonte de nutriente para produtividade primária (METZELER et al., 1997; SARAIVA, 2001). A influência do nitrato sobre a produtividade primária em ambiente estuarino já foi registrada em diversos trabalhos (BASTOS et al, 2005; DUGDALE et al, 2007; PEREIRA E BRANCO, 2007; AZEVEDO et al, 2008). Embora fósforo seja geralmente considerado o elemento mais limitante para o crescimento de microalgas em muitos lagos, em estuários e águas costeiras o nitrogênio e suas formas são as principais fontes de nutrientes para a produtividade primária (HORNE e GOLDMAN, 1994).

Além disso, a maior quantidade de RNFT na coluna d'água no estuário do rio Macaé, pode ter ocasionado um aumento na turbidez afetando a disponibilidade de luz que é um elemento fundamental para a atividade fotossintética (ZHANG, 1996).

Os maiores valores de clorofila *a* e os maiores valores de densidade de bactéria heterotrófica encontrados no estuário do rio Perequê-açu confirmam o maior grau de trofia e maior atividade fotossintetizante do fitoplâncton desse estuário em relação aos demais estudados. Pois, segundo Petrúcio (2003), durante a fotossíntese os organismos fitoplanctônicos eliminam parte do carbono fixado em forma de matéria orgânica dissolvida (MOD), e esse composto é a principal fonte de energia consumida pelas bactérias heterotróficas. Cerca de 40% da produção primária fitoplanctônica é consumida pelo metabolismo bacteriano (JORGENSEN e VOLLENWEIDER, 2000). Alguns estudos mostram que a abundância das bactérias heterotróficas e os valores de clorofila *a* estão relacionados positivamente (GONÇALVES, 2009; CAMPBELL E KIRCHMAN, 2013). Os coliformes termotolerantes apresentaram uma maior contagem no estuário do rio Macaé, ambiente com a maior concentração de nutrientes. Os baixos números de coliformes termotolerantes no atual estudo, em todos os estuários, provavelmente foram influenciados pelos altos valores de salinidade encontrados na porção inferior dos ambientes estudados. Pois, a salinidade atua como um bactericida eliminando os coliformes, além da entrada da água do mar também ajudar a diluir e dispersar a biomassa desses organismos (DAVIES E EVISON, 1991; COSTÓDIO, 2003; MIGNANI et al, 2013).

Na análise de ACP o estuário do rio Bracuí foi inversamente influenciado pelo eixo 1 da ACP, seguido pelo estuário do rio São João. A ordenação das amostras dos parâmetros físico-químicos e de eutrofização dos estuários dos rios Macaé e Perequê-açu foram influenciadas de maneira direta pelo eixo 1 da ACP. As amostras do estuário do rio Macaé foram as mais diretamente influenciadas pelo eixo 1, que foi formado com os maiores valores dos nutrientes e RNFT. As amostras do estuário do rio Perequê-açu foram influenciadas diretamente pelo eixo 1, formado com os maiores valores dos nutrientes e RNFT e em alguns períodos pelo eixo 2, formado com os maiores valores de clorofila *a*, bactérias heterotróficas e temperatura da água. Portanto, os rios Bracuí e São João estão em uma condição de melhor de qualidade de água e em menor grau de eutrofização que os estuários dos rios

Macaé e Perequê-açu. Esse resultado coincidiu com o encontrado pelo INEA (2013) em um “Boletim Consolidado de Qualidade das Águas das Regiões Hidrográficas do Estado do Rio de Janeiro”, nesse estudo após a realização de um Índice de Qualidade das Águas os rios Bracuí e São João apresentaram melhores qualidades sanitárias que os rios Perequê-açu e Macaé.

Os estuários estudados estão enquadrados com relação ao seu uso na classe 1 para águas salobras segundo o CONAMA 357/2005 (CONAMA, 2005). Em todos os estuários foram observadas à recreação de contato primário e atividade de pesca. Todos os valores médios dos parâmetros de qualidade da água nos quatro estuários ficaram enquadrados para classe 1 para água salobra segundo o CONAMA 357/2005 (CONAMA, 2005). Somente os valores máximos de N-amoniaco ($0,56\mu\text{M}$) e fosfato ($0,065\mu\text{M}$), encontrados no mês de setembro de 2013, no estuário do rio Macaé, ficaram fora dos enquadrados para classe 1 para água salobra segundo o CONAMA 357/2005 (CONAMA, 2005).

A densidade dos organismos da classe Apendicularia foi superior no estuário do rio Bracuí. Como descrito acima, esse estuário foi o ambiente onde foram registrados os menores valores dos parâmetros físico-químicos e indicadores de eutrofização, portanto o estuário menos impactado e mais oligotrófico entre os demais estudados. Ao contrario do encontrado no atual estudo, o trabalho de Hoover et al (2006), mostrou que ocorreu um pico na densidade das apendiculárias, por consequência de um aumento de nutrientes na coluna d'água em um estuário da costa do Havaí. Contudo, os valores de amônia, nitrito e nitrato encontrados por Hoover et al (2006), foram mais baixos dos registrados no atual estudo, além disso, essa entrada de nutrientes é um evento natural e pontual na região costeira do Havaí. No estudo realizado por Chiba e Saino (2003) na costa do Japão foi observada a associação do aumento da abundância das apendiculárias com uma área oligotrófica, resultado que coincide com o trabalho atual. Em um trabalho realizado no Mar Mediterrâneo abrangendo baía e lagoa de Bizerte (TOUZRI et al, 2012), foi observado que o pico da densidade das apendiculárias ($320,6 \text{ ind m}^{-3}$) ocorreu na baía, que apresentou menor quantidade de nutrientes e clorofila *a*. A baía foi considerada como uma área menos poluída quando comparada com a lagoa, resultado que coincide com o atual trabalho. As maiores densidades das apendiculárias no estuário do rio Bracuí, ambiente com menor impactado e menores densidades no estuário do rio Macaé,

ambiente mais impactado, foram fatores determinantes para associação significativa das apendiculárias aos menores valores de nutrientes e RNFT. Esse resultado confirma a preferência das apendiculárias por áreas oligotróficas, pois o fitoplâncton atinge menores tamanhos em ambientes com menor disponibilidade de nutrientes e a dieta alimentar das apendiculárias está restrita a ingestão de partículas finas (DEIBEL e POWELL, 1987; CHIBA e SAINO, 2003).

As espécies da classe Appendicularia identificadas no atual estudo possuem distribuição mundial (ACUÑA et al, 1995; ESNAL, 1999; FLORES-COTO et al, 2010 SPINELLI et al, 2013;) e, frequentemente, ocorrem na costa brasileira (CAMPOS, 2000; BONECKER e CARVALHO, 2006; CARVALHO e BONECKER, 2010; VEGA-PÉREZ et al, 2011).

A espécie *O. longicauda* é quase sempre a mais frequente e abundante em regiões costeiras e oceânicas (TOMITA et al, 2003; BONECKER e CARVALHO, 2006; HIDAKA, 2008). No atual estudo *O. longicauda* apresentou uma relação significativa com os menores valores de nutrientes e RNFT, suas maiores densidades foram observadas no estuário do rio Bracuí, estuário com as menores concentrações dos parâmetros físico-químicos e indicadores de eutrofização. Trabalhos relacionando a abundância de *O. longicauda* com qualidade da água e graus de eutrofização são raros. Em um trabalho realizado no Mar Mediterrâneo abrangendo baía e lagoa de Bizerte, a maior densidade de *O. longicauda* ocorreu na área que foi observada menor quantidade de nutrientes e clorofila *a*, esse resultado coincide com o atual trabalho (TOUZRI et al, 2012). Em um estudo realizado na costa sudeste do Brasil, foi vista que as maiores abundâncias de *O. longicauda* ocorreram em áreas onde foram encontradas as menores concentrações de clorofila *a* (MIYASHITA E LOPES, 2011), resultado também coincidente com o atual estudo. A principal hipótese sobre a associação de *O. longicauda* com as menores concentrações de nutrientes e RNFT, assim como para densidade total das apendiculárias, é que a maior disponibilidade de nutrientes aumenta o tamanho dos organismos fitoplanctônicos, principalmente as diatomáceas, restringindo a alimentação de *O. longicauda* que se alimenta de pequenas partículas, devido o seu reduzido tamanho, além disso, a maior quantidade de RNFT na água também pode atrapalhar o processo de filtração dessa espécie (HOOVER et al, 2006).

A espécie *O. dioica* possui ampla distribuição, mas suas maiores densidades são em ambientes costeiros e estuarinos (CARVALHO e BONECKER, 2010; FLORES-COTO et al, 2010; TOUZRI et al., 2012). A espécie *O. dioica* apresentou suas maiores densidades no estuário do rio Perequê-açu. A espécie *O. dioica* não foi relacionada de maneira significativa a nenhum parâmetro físico-químico indicador de qualidade da água e eutrofização. Essa espécie é conhecida por apresentar uma ligação com ambiente costeiro e estuarino (CARVALHO e BONECKER, 2010; TOUZRI et al., 2012), provavelmente por isso, no atual estudo, *O. dioica* não foi associada a nenhuma variável indicadora de eutrofização, pois ela foi frequente em todos os estuários e apresentou pouca variação de densidade entre eles e seus diferentes parâmetros físico-químicos e biológicos.

As apendiculárias *O. fusiformis* e *F. haplostoma*, foram pouco freqüentes e abundantes durante todas as campanhas e provavelmente por isso não foram associadas a nenhuma condição ambiental dos estuários estudados. *O. fusiformis* é uma espécie que ocorre em regiões costeiras e mais frequentemente em regiões oceânicas, (BONECKER E CARVALHO, 2006), provavelmente por isso a baixa ocorrência e abundância dessa espécie nos estuários estudados. A espécie *F. haplostoma* possui preferência por águas costeiras e resiste a uma ampla faixa de salinidade e uma restrita faixa de temperatura (BONECKER E CARVALHO, 2006; FLORES-COTO et al, 2010). Apesar disso, no atual estudo a espécie ocorreu somente em uma campanha no estuário do rio Macaé.

Nenhuma espécie do atual estudo foi considerada bioindicadora de um determinado estuário. Os quatro estuários apresentaram valores de vários parâmetros distintos entre si e foram ordenados separadamente no ACP. A comunidade zooplânctônica, que incluem as apendiculárias, é um dos principais componentes bióticos dos ecossistemas marinhos, mas no atual estudo não foram eficientes bioindicadores dentre os quatro estuários estudados e suas variadas condições tróficas. A relação de *O. longicauda* com os menores valores de nutrientes e RNFT, podem associar essa espécie com ambientes mais oligotróficos. Estudos com séries temporais longas podem ajudar a identificar o papel de bioindicador dessa espécie.

6 – CONCLUSÕES

- A diferença não significativa entre os valores de salinidade dos estuários estudados garantiu que todas as coletas foram realizadas na mesma zona (estuarina inferior) em todos os ambientes estudados.
- O estuário do rio Macaé apresentou maior quantidade de nutrientes e a menor concentração de oxigênio dissolvido que os demais, provavelmente por conta de despejo de esgoto, pois nesse ambiente foi encontrada os maiores valores de coliformes temotolerantes.
- O estuário do rio Perequê-açu foi o segundo que registrou os maiores valores de nutrientes. Nesse estuário ocorreram as maiores concentrações de clorofila *a* e as maiores densidades de bactérias heterotróficas. Esses resultados demonstram um maior grau de trofia e maior atividade fotossintetizante do fitoplâncton em comparação com os demais ambientes estudados.
- O estuário do rio Bracuí, seguido pelo São João foram os menos impactados. Nesses estuários foram encontrados os menores valores dos parâmetros de qualidade da água e de eutrofização.
- A densidade total das apendiculárias apresentou uma relação inversa à quantidade de nutrientes e RNFT, ou seja, quanto menor a abundância de apendiculária, maior a quantidade de nutrientes e RNFT no meio aquático.
- A densidade de *Oikopleura longicauda* apresentou uma relação inversa a quantidade de nutrientes e RNFT. Ou seja, quanto menor a abundância de *O. longicauda*, maior a quantidade de nutrientes e RNFT no meio aquático.
- A espécie costeiro-estuarina *Oikopleura dioica* não teve nenhum tipo de relação com qualquer parâmetro ambiental medido no atual estudo.
- As espécies *O. fusiformis* e *Fritillaria haplostoma* foram raras e pouco abundantes nos quatro estuários e por isso, provavelmente não tiveram relação com qualquer parâmetro ambiental.

- Apesar da relação inversa da abundância de *Oikopleura longicauda* com a quantidade de nutrientes e RNFT nenhuma espécie foi considerada bioindicadora de qualquer estuário e suas condições tróficas.

7 – CONSIDERAÇÕES FINAIS

O trabalho atual amplia o conhecimento sobre ambientes estuarinos estudados e sobre os ecossistemas costeiros do estado do Rio de Janeiro, espera-se que essas informações possam auxiliar no estudo e no biomonitoramento de outros estuários no Brasil e no mundo. Estudos sobre a qualidade das águas dos estuários com longas séries temporais e a busca de outros bioindicadores pertencentes a outros grupos zooplanctônicos, são recomendados para a confirmação dos resultados obtidos pelo atual estudo e para ampliação do conhecimento desses ambientes costeiros.

8 - REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ACUÑA, J.L.; BESO, A.W.; HARRIS, R.P.; ANADÓN, R., 1995. The seasonal succession of appendicularians (Tunicata: Appendicularia) off Plymouth. **Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom**, v 75, p.755-758.

AMARAL, J.K.; ROSMAN, P.C.C.; AZEVEDO, J.P.S., 2004. Estuário do rio Macaé: modelagem computacional como ferramenta para gerenciamento integrado de recursos hídricos ENIEF 2004. *In*: BUSCAGLIA G.; DARI E.; ZAMONSKY O. **Mecânica Computacional** Bariloche, Argentina, v. XXIII p. 1167-1185.

ANDRADE, L.; GONZALEZ, A.M.; ARAÚJO, F.V.; PARANHOS, R., 2003. Flow cytometry assessment of bacterioplankton in tropical marine environments. **Journal of Microbiological Methods**. v. 55, n. 3 p, 481-490.

AVENA, R.C.S., 2003. **Construções rodoviárias, bacias hidrográficas, geração de passivos ambientais e riscos associados: o caso da rodovia RJ - 165 – Paraty-Cunha**. Dissertação. Universidade do Estado do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, Brasil, 266 p.

ÁVILA, R.A., 2013. **Distribuição do material particulado em suspensão e suas inter-relações com diferentes propriedades no estuário da Lagoa dos Patos**. Dissertação. (Mestrado em Oceanografia Física, Química e Geológica) Universidade Federal do Rio Grande, 83 p.

AZEVEDO, A.C.G.; FEITOSA, N.F.A; KOENING, M.L., 2008. Distribuição espacial e temporal da biomassa fitoplanctônica e variáveis ambientais no Golfão Maranhense, Brasil. **Acta Botanica Brasilica**. v. 22, n. 3, p. 870-877.

BARBOSA, F.G., 2006. **Variações espaciais e temporais de nutrientes dissolvidos e metais traço na área portuária da cidade do Rio Grande (estuário Lagoa dos Patos - RS)**. Dissertação. (Mestrado em Oceanografia física, química e geológica). Universidade Federal do Rio Grande, 135 p.

BARLETTA, M.; AMARAL, C.S.; CORRE, M.F.M.; GUEBERT, F.; DANTAS, D.V.; LORENZI, L.; SAINT- PAUL, U., 2008. Factors affecting seasonal variations in demersal fish assemblages at an ecocline in a tropical subtropical estuary. **Journal of Fish Biology**, v. 73, p 1314-1336.

BASTOS, R.B.; FEITOSA, F.A.N.; MUNIZ, K., 2005. Variabilidade espaço temporal da biomassa fitoplanctônica e hidrologia no estuário do rio Una (Pernambuco - Brasil). **Tropical Oceanography**, v. 33, p 1-18.

BERLINSKI, N.; BOGATOVA, Y.; GARKAVAYA, G., 2006. Estuary of Danube. **The Handbook of Environmental Chemistry**, v. 5, p. 233-264.

BEZERRA, M.C.L.; FACCHINA, M.M.; RIBAS, O.T., 2002, **Agenda 21 Brasileira – Resultado da Consulta Nacional**. Brasília: MMA / PNUD, 156 p.

BIDEGAIN, P.; PEREIRA, L.F.M., 2005. **Plano da Bacia Hidrográfica da Região dos Lagos e do Rio São João**. Consórcio Intermunicipal para Gestão das Bacias Hidrográficas da Região dos Lagos, Rio São João e Zona Costeira. 153 p.

BONECKER, A.C.T.; BONECKER, S.L.C.; BASSANI, C., 2009. Plâncton marinho. *In*: PEREIRA, R.C.; SOARES-GOMES, A. **Biologia marinha**. 2ª ed. Rio de Janeiro: Interciência, v. 9, p. 213-239.

BONECKER, S.L.C.; CARVALHO, P.F., 2006. Appendicularia. *In*: BONECKER, S.L.C. **Atlas da Região Central da Zona Econômica Exclusiva Brasileira**, Série de livros, p. 185 - 203.

BRAGA, E.S.; CHIOZZINI, V.C.; BERBEL, G.B.; MALUF, J.C.; AGUIAR, V.M.; CHARO, M.; MOLINA, D.; ROMERO, S.I.; EICHLER, B., 2008. Nutrient distributions over the Southwestern South Atlantic continental shelf from Mar del Plata (Argentina) to Itajaí (Brazil): winter–summer aspects. **Continental Shelf Research**, v. 28, p. 1649–1661.

BREITBURG, DL; ADAMACK, A; ROSE, K.A.; KOLESAR, S.E.; DECKER, M.B.; PURCELL, J.E.; KEISTER, J.E.; COWAN, J.H. JR., 2003. The pattern and influence of low dissolved oxygen in the Patuxent River, a seasonally hypoxic estuary. **Estuaries**, v. 26, p. 280-297.

BRICKER, S.B.; CLEMENT, C.G.; PIRHALLA, D.E.; ORLANDO, S.P.; FARROW, D.R.G., 1999. **National Estuarine Eutrophication Assessment: Effects of Nutrient Enrichment in the Nation's Estuaries**. NOAA, National Ocean Service, Special Projects Office and the National Centers for Coastal Ocean Science, Silver Spring, MD, 71 p.

BRUGNOLI-OLIVERA, E.; MORALES-RAMÍREZ, A., 2008. Trophic planktonic dynamics in a tropical estuary, Gulf of Nicoya, Pacific coast of Costa Rica during El Niño 1997 event. **Revista de Biología Marina y Oceanografía**, v. 43, n. 1, p. 75-89.

CAMPBELL, B.J.; KIRCHMAN, D.L., 2013. Bacterial diversity, community structure and potential growth rates along an estuarine salinity gradient. **The ISME Journal: Multidisciplinary Journal of Microbial Ecology**, v. 7, p. 210–220.

CAMPOS, M.A.G., 2000. **As apendiculárias da região compreendida entre Cabo Frio (RJ) e Cabo de Santa Marta Grande (SC)**. Dissertação, Universidade de São Paulo, São Paulo, 56p.

CAPITANIO, F.; ESNAL, G. B., 1998. Vertical distribution of the maturity stages of *Oikopleura dioica* (Tunicata, Appendicularia) in the frontal system off Valdés Peninsula, Argentina. **Bulletin of Marine Science**, v. 63, p. 531-539.

CAPITANIO, F.; PÁJARO M.; ESNAL G. B., 1997. Appendicularians (Chordata, Tunicata) in the diet of anchova (*Engraulis anchoita*) in the Argentine Sea. **Scientia Marina**, v. 61, n. 1, p. 9-15.

CARDOSO, A.G.A.; BOAVENTURA, G.R.; SILVA FILHO, E.V.; BROAD, J., 2001. Metal Distribution in Sediments from the Ribeira Bay, Rio de Janeiro-Brazil. **Journal of the Brazilian Chemical Society**, v.12.

CARVALHO, P.F; BONECKER, S.L.C., 2010. Seasonal and spatial variability of appendicularian density and taxonomic composition in the Caravelas Estuary (Northeastern Brazil) and adjacent coastal area. **Brazilian Archives of Biology and Technology**, v. 53, n. 1.

CASSIANO, C. C., 2013. **O papel dos remanescentes florestais na manutenção da qualidade da água em microbacias agrícolas**. Dissertação, Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, USP, Piracicaba, 115p.

CHIBA, S.; SAINO, T., 2003. Variation in mesozooplankton community structure in the Japan/East Sea (1991–1999) with possible influence of the ENSO scale climatic variability. **Progress in Oceanography**, v. 57, p. 317–339.

CLOERN, J.E., 2001. Our evolving conceptual model of the coastal eutrophication problem. **Marine Ecology Progress Series**, v. 210, p. 223-253.

CONAMA, 2005. Conselho Nacional do Meio Ambiente. Resolução nº 357/05. Estabelece a classificação das águas doces, salobras e salinas do Território Nacional. Brasília, SEMA.

COPPETEC., 2013. **Fundação. Plano Estadual de Recursos Hídricos do Estado do Rio de Janeiro: Temas Técnicos Estratégicos - Fontes Alternativas para o Abastecimento do Estado do Rio de Janeiro, com Ênfase na RMRJ. Laboratório de Hidrologia e Estudos em Meio Ambiente. Rio de Janeiro. (2º Revisão)**. Disponível em: <http://www.hidro.ufrj.br/perhi/documentos/PERHI-RE-08-REV-2-FINAL.pdf>.

COSTA, R. N., 2010. **Ecotoxicologia como ferramenta para análise da qualidade ambiental do estuário do Rio Macaé (Macaé-RJ)**. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) – Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia Fluminense, Macaé, 80p.

COSTÓDIO, P.F.S. 2003. **Distribuição de nutrientes inorgânicos e bactérias no estuário do rio Camboriú/SC**. (Mestrado em Engenharia Ambiental) Universidade Federal De Santa Catarina – UFSC 110p.

DAVIES, C.M., EVISON, L.M. 1991. Sunlight and the survival of enteric bacteria in natural waters. **Journal of Applied Bacteriology**, Oxford, n. 70, p. 265-274.

DEIBEL, D.; POWELL, C.V.L., 1987. Comparison of the ultrastructure of the food concentrating filter of two appendicularians. **Marine Ecology Progress Series**, v. 39, p. 81 85.

DELPY F.; PAGANO M.; BLANCHOT J.; CARLOTTI F.; THIBAUT-BOTHA D., 2012. Man-induced hydrological changes, metazooplankton communities and invasive species in the Berre Lagoon (Mediterranean Sea, France) **Marine Pollution Bulletin**, v. 64, p. 1921–1932.

DIAS J. M.; RODRIGUES M.; LEANDRO S.; MORGADO F.; OLIVEIRA A.; QUEIROGA H., 2011. **Caracterização Sinóptica dos Gradientes Ambientais na Ria de Aveiro. Parte I: Salinidade e Temperatura** In: ALMEIDA, A.; ALVES, F.L.; BERNARDES, C.; DIAS, J.M.; GOMES, N.C.M.; PEREIRA, E.; QUEIROGA, H.; SERÔDIO, J.; VAZ, N. Actas das Jornadas da Ria de Aveiro 2011. Universidade de Aveiro, CESAM – Centro de Estudos do Ambiente e do Mar. Aveiro. ISBN: 978-972-789-337-9, p. 141-150.

DUFRÊNE, M.; LEGENDRE, P., 1997. Species assemblages and indicator species: the need for flexible asymmetrical approach. **Ecological Monographs**, v. 67, n. 3, p. 345-366.

DUGDALE, R.C.; WILKERSON, F.P.; HOGUE, V.E.; MARCHI, A., 2007. The role of ammonium and nitrate in spring bloom development in San Francisco Bay. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, v. 73, p. 17–29.

DUGDALE, R.C.; WILKERSON, F.P.; PARKER, A.E.; MARCHI, A.; TABERSKI, K., 2012. River flow and ammonium discharge determine spring phytoplankton blooms in an urbanized estuary. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, v. 115, p. 187–199.

ELLIOT, M.; DE JONGE, V.N., 2002. The management of nutrients and potential eutrophication in estuaries and other restricted water bodies. **Hydrobiologia**, v. 475-476, p 513-524.

ESCHRIQUE, S.A., 2011. Estudo do balanço biogeoquímico dos nutrientes dissolvidos principais como indicador da influência antrópica em sistemas estuarinos do Nordeste e Sudeste do Brasil. Tese de Doutorado, Instituto Oceanográfico, Universidade de São Paulo, São Paulo. 231p.

ESNAL, G.B., 1999. **Appendicularia**. *In*: BOLTOVSKOY, D. South Atlantic zooplankton. Holanda, Backhuys Publishers, p: 1375-1398.

ESPINO, G.L., 2000. **Críterios generales para la elección de bioindicadores**. *In*: ESPINO, G.L.; PULIDO, S.H.; PÉREZ, J.L.C. Organismos indicadores de la calidad del agua y de la contaminación (bioindicadores). México: Plaza y Valdez, S.A. de C. V. p. 17-41.

FAO., 1998. **Integrated coastal area management and agriculture, forestry and fisheries**. Scialabba, N. (Ed.) FAO Guidelines. Environment and Natural Resources Service, Rome: FAO, 256 p.

FIGUEIREDO, J.A.; MENOR, E.A.; NORIEGA, C.E.D., BRANCO, E.S., 2007. Evolução físico-química de águas do estuário do rio Timbó, Pernambuco: um caso de reavaliação ambiental (1984 e 2003). **Estudos Geológicos**, v. 17, n. 1.

FIORI, C.S.; RODRIGUES, A.P.C.; SANTELLI, R. E.; CORDEIRO, R.C.; CARVALHEIRA, R.G.; ARAÚJO, P.C.; CASTILHOS, Z.C.; BIDONE, E.D., 2013. Ecological risk index for aquatic pollution control: a case study of coastal water bodies from the Rio de Janeiro State, southeastern Brazil. **Geochimica Brasiliensis**, v. 27, p. 24-36.

FLORES-COTO, C., 1974. **Contribución al conocimiento de las Apendicularias del arrecife “La Blanquilla” Veracruz, México con descripción de una nueva especie**. Centro de ciencias del mar y limnología, Universidad Nacional Autónoma de México, v. 1 p. 41–60.

FLORES-COTO, C.; SANVICENTE-ANORVE, L.; VAZQUEZ GUTIERREZ, F.; SANCHEZ-RAMIREZ, M., 2010. Mesoscale distribution of *Oikopleura* and *Fritillaria* (Appendicularia) in the Southern Gulf of Mexico: spatial segregation. **Revista de biología marina y oceanografía**, v.45, n.3, p. 379-388.

FOLEY, J.A.; DEFRIES, R.; ASNER, G.P.; BARFORD, C.; BONAN, G.; CARPENTER, S.R.; CHAPIN, F.S.; COE, M.T.; DAILY, G.C.; GIBBS, H.K.;

FRANCISCO, C.N.; CARVALHO, C.N., 2004. Disponibilidade hídrica - da visão global às pequenas bacias hidrográficas: o caso de Angra dos Reis, no Estado do Rio de Janeiro. **Revista de Geociências**, ano 3, n. 3.

FRANCISCO, C.N.; OLIVEIRA, C.A.V., 2009. Sustentabilidade hídrica da Região Hidrográfica da Baía da Ilha Grande. *In: Anais XIV Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto*. INPE, Rio de Janeiro, Brasil, p. 4707-4714.

FRONTALINI, F.; COCCIONI, R., 2011. Benthic foraminifera as bioindicators of pollution: A review of Italian research over the last three decades, **Revue de micropaléontologie**, v. 54, p. 115–127.

FUNASA., 2006. **Manual prático de análise de água. 3ª ed. rev. - Brasília: Fundação Nacional de Saúde**, 144 p.

GAMEIRO, C.A.L.P., 2000. **Variação Espacial Temporal do Fitoplâncton do Estuário do Tejo**. Relatório de Estágio de Graduação. Faculdade de Ciências da Universidade de Lisboa. Departamento de Biologia Vegetal Aplicada, 67 p.

GARCIA, F.S.; DEDECCA, J.G., 2012. Reflexos Ambientais (Biodiversidade) da Urbanização do Município de Paraty-RJ. **Revista Ciências do Ambiente**, v. 8, n. 1.

GASCA, R.; SEGURA, P.L.; SUÀREZ, E., 1996. **El zooplancton marino**. *In: GASCA, R.; SUÀREZ, E., Introducción al estudio del zooplancton marino*. México: ECosur/Conacyt, p. 711.

GIRI, C.; ZHU, Z.; TIESZEN, L.L.; SINGH, A.; GILLETE, S.; KELMELI, J.A., 2008. Mangrove forest distributions and dynamics (1975-2005) of the tsunami-affected region of Asia. **Journal of Biogeography**, v. 35, n. 3, p. 519-528.

CHM – Centro de Hidrografia da Marinha. 2014. Previsões de marés. Consultado em de março de 2014. Disponível em <http://www.mar.mil.br/dhn/chm/tabuas/index.htm>

GLIBERT, P.M.; DUGDALE, R.C.; WILKERSON, F.; PARKER, A.E.; ALEXANDER, J.; ANTELL, E.; BLASER, S.; JOHNSON, A.; LEE, J.; LEE, T.; MURASKO, S.;

GOMI, T.; SIDLE, R.C.; RICHARDSON, J.S., 2002. Understanding processes and downstream linkages of headwater systems. **BioScience**, v. 52, n. 10, p. 905-916.

GONÇALVES, K.M., 2009. **Caracterização da dinâmica da comunidade de bacterioplâncton no estuário do Rio Amazonas (Canal do Norte) - AP.** Dissertação (Mestrado em Biodiversidade Tropical) - Universidade Federal do Amapá, Macapá. 96 p.

GONZALEZ, J.L.; THOUVENIN, B.; DANGE, C.; CHIFFOLEAU, J.F.; BOUTIER, B., 2006. Role of Particle Sorption Properties in the Behavior and Speciation of Trace Metals in Microtidal Estuaries: The Cadmium Example. **The Handbook of Environmental Chemistry**, v 5, p. 265-301.

GOSWAMI, P.; THIRUNAVUKKARASU, S.; GODHANTARAMAN, N.; MUNUSWAMY, N., 2014. Monitoring of genotoxicity in marine zooplankton induced by toxic metals in Ennore estuary, Southeast coast of India. **Marine Pollution Bulletin**, v. 88, p. 70–80.

GRASSHOFF, K.; ERHARDT, M.; KREMLING, K., 1999. **Methods of seawater analysis.** Verlag Chemie Weinheim, 600p.

GUIMARÃES, A.G., 2006. **Tempo de Residência da Água e Estado Trófico da Porção Interna do Estuário do Rio Cachoeira, Ilhéus-BA.** Dissertação (Mestrado em Desenvolvimento Regional e Meio Ambiente) UESC/DCET, Universidade Estadual de Santa Cruz, Ilhéus, Bahia, 118 p.

HEIKE, K.L.; HUNTER, S.L.; BRUCE, J.B.; ROGER, H.B.; RICHARD, G.C.; MATTHEW, C.K.; SUSAN, M.K.; MICHAEL, X.K.; CHARLES, H.P.; JEREMY B.C.J., 2006. Depletion, Degradation, and Recovery Potential of Estuaries and Coastal Seas. **Science**, v. 23: 312, n. 5781, p. 1806-1809.

HELKOWSKI, J.H.; HOLLOWAY, T.; HOWARD, E.A.; KUCHARIK, C.J.; MONFREDA, C.; PATZ, J.A.; PRENTICE, I.C.; RAMANKUTTY, N.; SNYDER, P.K., 2005. Global Consequences of Land Use. **Science**, v. 309, p. 570 – 574.

HIDAKA, K., 2008. Species composition and horizontal distribution of the appendicularian community to the Kuroshio in winter-early spring. **Journal of Plankton Research**, v. 3 p. 152-164.

HOFFMEYER, M.S., 2004. Decadal change in zooplankton seasonal succession in the Bahía Blanca estuary, Argentina, following introduction of two zooplankton species. **Journal of Plankton Research**, v. 26, p. 181–189.

HOOVER, R.S.; HOOVER, D.; MILLER, M.; LANDRY, M.R.; DECARLO, E.H.; MACKENZIE F.T., 2006. Zooplankton response to storm runoff in a tropical estuary: bottom-up and topdown controls. **Marine Ecology Progress Series**, v. 318, p. 187–201.

HORNE, A. J.; C. R. GOLDMAN. 1994. **Limnology**, 2nd ed. McGraw-Hill

HUANG, Y.; ZHANG, P.; LIU, D.; YANG, Z.; JI, D., 2014. Nutrient spatial pattern of the upstream, mainstream and tributaries of the Three Gorges Reservoir in China. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 186, p. 6833–6847.

INEA, 2013. **Boletim Consolidado de Qualidade das Águas das Regiões Hidrográficas do Estado do Rio de Janeiro**. 31p. Disponível em: <http://www.inea.rj.gov.br/cs/groups/public/documents/document/zwew/mde0/~edisp/inea0014046.pdf>

INMET, 2014. Instituto Nacional de Meteorologia. Dados históricos. Consultado em 20 de setembro de 2014. Disponível em <http://www.inmet.gov.br/portal/>.

JORGENSEN, S.E.; VOLLENWEIDER, R.A., 2000. **Diretrizes para o gerenciamento de lagos, Princípios para o Gerenciamento de Lagos**. ILEC; IIE; UNEP. São Carlos, v. 1, 184p.

KANTOUSSAN, J.; ECOUTIN, J.M.; SIMIER, M.; MORAIS, L.T.; LAË R., 2012. Effects of salinity on fish assemblage structure: an evaluation based on taxonomic and functional approaches in the Casamance estuary (Senegal, West Africa). **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, p. 1–11.

KENNISH, M. J., 1990. **Ecology of Estuaries: Biological Aspects**. Vol. II. CRC Press, Boca Raton, Florida, p. 391.

LACERDA, L.D.; SCHAEFFER-NOVELLI, Y., 1999. **Mangroves of Latin America: the need for conservation and sustainable utilization**. In: YÁNEZ-ARANCIBA, A.; LARA-DOMINGUEZ, A.L., Ecosistemas de manglar en America Tropical: UICN / NOAA / Instituto De Ecologia, A.C. p. 5-8.

LACERDA, L.D.; SANTOS, J.A.; MADRID, R. M., 2006. Copper emission factors from intensive shrimp aquaculture. **Marine Pollution Bulletin**, v. 52, n. 12, p. 1823-1826.

LACERDA, L.D.; MOLISANI, M.M.; SENNA, D.; MAIA, L.P., 2008. Estimating the importance of natural and anthropogenic sources on N and P emission to estuaries along the Ceará State Coast NE Brazil. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 141, p. 149.

LATIMER, J.S.; REGO, S.A., 2010. Empirical relationship between eelgrass extent and predicted watershed-derived nitrogen loading for shallow New England estuaries. **Estuarine Coastal and Shelf Science**, v. 90, p. 231-240.

LECLERC, H.; MOSSEL, D.A.A.; EDBERG, S.C.; STRUIJK, C.B., 2001. Advances in the bacteriology of the coliform group: their suitability as markers of microbial water safety. **Annual Review of Microbiology**. n. 55, p. 201-34.

LEPAC, 2008. **Cuidando das Águas de Paraty Água dos Rios, Balneabilidade de Praias, Abordagem Crítica e Propostas**. 23pp. Disponível em:http://www.preac.unicamp.br/lepac/wpcontent/uploads/2010/08/Relat%C3%B3rio_cuid_aguas1.pdf. Acesso: 18 de junho de 2014.

LIPTON, D.W.; HICKS, R., 2003. The cost of stress: low dissolved oxygen and recreational striped bass (*Morone saxatilis*) fishing in the Patuxent River. **Estuaries**, v. 26, p. 310–315.

LIU, Z.; ZHANG, Z.; WANG, C.; JIN, H.; DU, M., ZHANG, D., 2012. Changes in zooplankton community structure in Sanmen Bay, China. **Acta Oceanologica Sinica**, v. 31, n. 6, p 104-116.

LORANDI, R.; CANÇADO, C.J., 2002. **Parâmetros Físicos para Gerenciamento de Bacias Hidrográficas**. In: SCHIAVETTI, A.; CAMARGO, A.F.M., Conceitos de Bacias Hidrográficas: Teorias e Aplicações. Ilhéus, BA: Editus. Cap. 2. 293p.

MACHADO, C.G., 2011. Caracterização química dos agregados e sedimentos superficiais na zona de máxima turbidez no complexo estuarino de Paranaguá (CEP). **Boletim Paranaense de Geociências**, v. 64-65, p. 40-47.

MALET, N.; SAURIAU, P.; RYCKAERT, M.; MALESTROIT, P.; GUILLOU, G., 2008. Dynamics and sources of suspended particulate organic matter in the Marennes-Oléron oyster farming bay: Insights from stable isotopes and microalgae ecology. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, v. 78, p. 576–586.

MARÇAL, M.S.; LUZ, L.M.; MARASCHIN, T., 2004. Geomorfologia no Planejamento e Gestão da Bacia do Rio Macaé (RJ). **Anais do Simpósio Nacional de Geomorfologia**, 5, Santa Maria (RS).

MARCELINO, S.C., 2007. **Zooplâncton como bioindicadores do estado trófico na seleção de áreas aquícolas para piscicultura em tanque-rede no reservatório da UHE Pedra no Rio de Contas, Jequié- BA**. Dissertação (Mestrado em Recursos Pesqueiros e Aqüicultura) – Universidade Federal Rural de Pernambuco- Recife, 59 p.

MARNEFFE, Y.; DESCY, J.P.; THOME, J.P., 1996. The Zooplankton of the louter river Meuse, Belgium: seasonal changes and impact of industrial and municipal discharges. **Hydrobiologia**. v. 319, p. 1-13.

MARQUES, S.C.; AZEITEIRO, U.M.; MARTINHO, F.; PARDAL, M.A., 2007. Climate variability and planktonic communities: the effect of an extreme event (severe drought) in a southern European estuary. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**. v. 73, p. 725-734.

MARTINS, A.L.P.; LOPES, M.J.S.; MELO, O.T., 2006. Zooplâncton como bioindicador da qualidade ambiental no estuário do rio Anil, São Luís, Maranhão. **Boletim do Laboratório de Hidrobiologia**, v. 19, p. 51-60.

McLUSKY, D. S., **The estuarine ecosystem**. 2. Ed. Glasgow: Blackie, 1989. 215 p.

METZLER, P.M.; GLIBERT, P.M.; GAETA, S.A.; LUDLAM, J.M., 1997. New and regenerated production in the South Atlantic off Brazil. **Deep-Sea Research I**, v. 44, n. 3, p. 363-384.

MIGNANI, L., BARBIERI, E., MARQUES, H.L. DE A., OLIVEIRA, A.J.F.C. 2013. Coliform density in oyster culture waters and its relationship with environmental factors. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 48(8), p. 833-840.

MIYASHITA, L.K.; LOPES, R. M., 2011. Larvacean (Chordata, Tunicata) abundance and inferred secondary production off southeastern Brazil. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, v.92, p. 367-375.

MIZERKOWSKI, B.D., 2007 **Modelo comparativo do estado trófico estuarino: Babitonga, Guaratuba, Laranjeiras e Cananéia**. Dissertação (Mestrado em Sistemas Costeiros e Oceânicos) - Universidade Federal do Paraná/Setor de Ciências da Terra, Curitiba, 121p.

MOLISANI, M.M.; ESTEVES, F.A.; LACERDA, L.D.; REZENDE, C.E., 2013. Emissões naturais e antrópicas de nitrogênio, fósforo e metais para a bacia do Rio Macaé (Macaé, RJ, Brasil) sob influência das atividades de exploração de petróleo e gás na Bacia de Campos. **Química Nova**, v.36, n.1.

MOREIRA, A.S.; LEÃO, M.V.P.; SANTOS, S.S.F.; JORGE, A.O.C.; SILVA, C.R.G., 2011. Qualidade sanitária da água e de bivalves *Iphigenia brasiliensis* (Lamarck, 1818) na praia do Jabaquara, Paraty, RJ. **Revista Biociências, UNITAU**, v. 17, n. 1.

MUMBY, P.J.; EDWARDS, A.J.; ARIAS-GONZÁLEZ, J.E.; LINDEMAN, K.C.; BLACKWELL, P.G.; GALL, A.; GORCZYNSKA, M.I.; HARBORNE, A.R.; PESCOD, C.L.; RENKEN, H.; WABNITZ, C.C.C.; LLEWELLYN, G., 2004. Mangroves enhance the biomass of coral reef fish communities in the Caribbean. **Nature**, v. 427, p. 533-536.

MUÑOZ, H.R., 2000, **Interfaces da Gestão de Recursos Hídricos: desafios da Lei de Águas de 1997**. 2 ed., Brasília, Secretaria de Recursos Hídricos.

NAGELKERKEN, I.; VAN DER VELDE, G.; GORISSEN, M.W.; MEIJER, G.J.; VAN'T HOF, T.; DEN HARTOG, C., 2000. Importance of mangroves, seagrass beds and shallow coral reefs as nursery for important coral reef fishes, using a visual census technique. **Marine and coastal resource management**, v. 51, p. 31-44.

NAKAMURA, Y; SUZUKI, K.; SUZUKI, S.; HIROMI, J., 1997. Production of *Oikopleura dioica* (Appendicularia) following a picoplankton 'bloom' in a eutrophic coastal area. **Journal of Plankton Research**, v. 19, n. 1, p. 113-124.

ODUM, E., 1983. **Ecologia**. Rio de Janeiro: Guanabara.

OLIVEIRA, L.P.; BRANT, F.F.; ESTEVES, F.A.; FARJALLA, V.F., 2008. Caracterização das variáveis abióticas e sanitárias na porção inferior do rio Macaé/RJ. **XI Congresso Brasileiro de Limnologia**.

PAIVA, A.C.G.; CHAVES, P.T.C.; ARAUJO, M.E., 2008. Estrutura e organização trófica da ictiofauna de águas rasas em um estuário tropical. **Revista Brasileira de Zoologia, Curitiba**, v. 25, n. 4.

PARANHOS, R., 1996. Alguns métodos para análise da água. Rio de Janeiro, **Cadernos didáticos UFRJ**.

PARIZZI, R.A.; MIRA, G.; OORTMAN, M.S.; GOUVEIA, C.; BECKER, E.C.; CONORATH, G.; BIEGER, E.; LORENZI, L.; SOUZA, J.M.C.; MAZZER, A., 2010. Relação entre clorofila a e nutrientes dissolvidos no canal do rio Palmital, Estuário Baía da babitonga (Santa Catarina). **Anais do XIII Simpósio de Biologia Marinha, Santos/SP**. Resumo Expandido n.61. p.4.

PARSONS, T.R.; MAITA, Y.; LALLI, C.M., 1984. A Manual of Chemical and Biological Methods for Seawater Analysis. **Pergamon Press, Oxford, UK**, 173 p.

PASSAVANTE, J.Z.O., 2003. Produção fitoplanctônica do estuário do rio Capibaribe (Recife, Pernambuco, Brasil). *In: Anais do Congresso Nordestino de Ecologia, Recife*, v. 10, CD.

PATRÍCIO, J.; MARQUES, J.C., 2006. Mass balanced models of the food web in three areas along a gradient of eutrophication symptoms in the south arm of the Mondego estuary (Portugal). *Ecological Modelling*, v. 197 n. 1-2, p. 21–34.

PEREIRA, J.L.; BRANCO, L.H.Z., 2007. Influência do nitrato e fosfato no crescimento de *Schizomeris leibleinii* Kützing (Chaetophorales, Chlorophyta). *Acta Botanica Brasílica*, v. 21, n. 1, p. 155-162.

PESSANHA, R. M.; NETO, R. S., 2004. **Economia e desenvolvimento no norte fluminense: da cana de açúcar aos royalties do petróleo**. Campos dos Goytacases, RJ. Editora WTC. p.364.

PETRÚCIO, M., 2003. **Produtividade bacterioplanctônica e fitoplanctônica nos ecossistemas aquáticos do trecho médio da bacia do Rio Doce-MG**. Tese de doutorado, Ecologia, Conservação e Manejo de Vida Silvestre, ECMVS. 111 p.

PIOLA, A.R.; MÖLLER, JR.; GUERRERO, R.; CAMPOS, E.J.D., , 2008. Variability of the subtropical shelf front off eastern South America: winter 2003 and summer 2004. *Continental Shelf Research, UK*. v. 28, p. 1639–1648.

ROBB, C.K., 2014. Assessing the Impact of Human Activities on British Columbia's Estuaries. *PLoS ONE*, v. 9, n. 6, e99578.

ROSSONI, L.M., 2012 **Determinação dos marcadores moleculares no material particulado em suspensão do estuário do rio Piraquê-açú, Aracruz-ES**. Monografia (Graduação em Oceanografia) - Universidade Federal do Espírito Santo. Vitória. 69 p.

SANTOS, T.G.; GUSMÃO, L.M.O.; NEUMANN-LEITÃO, S.; CUNHA, A.G., 2009. Zooplâncton como indicador biológico da qualidade ambiental nos estuários dos rios Carrapicho e Botafogo, Itamaracá – PE. *Revista Brasileira de Engenharia de Pesca*, v. 4, n.1, p. 44-56.

SARAIVA A.S.C. 2001. **Produção primária de biomassa no estuário do Tejo, Estudo da variabilidade das descargas.** Trabalho Final de Curso da Licenciatura em Engenharia do Ambiente. v.1. n.º43423. 41p.

SATO, R.; ISHIBASHI, Y.; TANAKA, Y.; ISHIMARU, T.; DAGG, M.J., 2008. Productivity and grazing impact of *Oikopleura dioica* (Tunicata, Appendicularia) in Tokyo bay. **Journal Plankton Research**. v. 30, n. 3, p. 299-309.

SEELIGER, U.; ODEBRECHT, C., 2010, **O estuário da Lagoa dos Patos: um século de transformações.** Rio Grande : FURG, 180p.

SEMADS., 2001. **Bacias hidrográficas e rios fluminenses – síntese informativa por macrorregião ambiental. Cooperação técnica Brasil–Alemanha. Projeto Planágua.** SEMADS/GTZ, Rio de Janeiro, Brasil, 73 p.

SIGNORIN, M.; PEREIRA FILHO, J.; DELFIM, R., SCHETTINI, C. A. F., 2010. Hydrodynamics and Dissolved Inorganic Nutrients in the Perequê River Estuary, SC. **Brazilian Journal of Aquatic Science and Technology**. v. 14, n. 2, p. 13-21.

SILVA, M.C., 2000. Estuários – Critérios Para Uma Classificação Ambiental. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v. 5, n.1, p 25-35.

SILVA, L.C.; CUNHA, H.C.S., 2001. Geologia do Estado do Rio de Janeiro: texto explicativo do Mapa Geológico do Estado do Rio de Janeiro. Brasília, CPRM, CD-ROM

SMAYDA, T.J., 1983. **The phytoplankton of estuaries.** In KETCHUM, BH. Estuaries and enclosed sea. Amsterdam: Elsevier Scientific Publishing. p. 65-102.

SOFIATTI, A., 2001. **Entre a terra e a água: Estudos sobre as relações das sociedades humanas com os manguezais da ecorregião de São Tomé entre 1950 e 2000.** Tese de Doutorado Universidade Federal Fluminense. Rio de Janeiro. 538p.

SOMMER, U.; STIBOR, H., 2002. Copepoda–Cladocera–Tunicata: the role of three major mesozooplankton groups in pelagic food webs. **Ecological Research**, v. 17, p.161–174.

SOUZA, M.F.L.; EÇA, G.F.; SILVA, M.A.P.; AMORIM, F.A.C.; LÔBO, I.P., 2009. Distribuição de nutrientes dissolvidos e clorofila-a no estuário do rio Cachoeira, Nordeste do Brasil. **Atlântica, Rio Grande**. v. 31, p. 107-121.

SPINELLI, M.; GUERRERO, R.; PÁJARO, M.; CAPITANIO, F., 2013. Distribution of *Oikopleura dioica* (Tunicata, Appendicularia) associated with a coastal frontal system (39°- 41°S) OF the SW Atlantic Ocean in the Spawning area of *Engraulis anchoita* anchovy. **Brazilian Journal of Oceanography**, v. 61, n. 2, p.141-148.

STRONG, S., 2014. Major – but rare – spring blooms in 2014 in San Francisco Bay Delta, California, a result of the long-term drought, increased residence time, and altered nutrient loads and forms. **Journal of Experimental Marine Biology and Ecology**, v. 460, p. 8–18.

TAKAHASHI, T.; SUTHERLAND, S.C.; SWEENEY, C.; POISSON, A.; METZL, N.; TILLBROOK, B.; BATES, N.; WANNINKHOF, R.; FEELY, R.A.; SABINE, C.; OLAFSSON, J.; NOJIRI, Y., 2002. Global sea–air CO₂ flux based on climatological surface ocean pCO₂, and seasonal biological and temperature effects. **Deep-Sea Research II**, v. 49, p.1601–1622.

TEIXEIRA, C.; MAGALHÃES, C.; JOYE, S.B.; BORDALO, A.A., 2014. The contribution of anaerobic ammonium oxidation to nitrogen loss in two temperate eutrophic estuaries. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, v. 143, p. 41-47.

TOMITA, M.; IKEDA, T.; SHIGA, N., 1999. Production of *Oikopleura longicauda* (Tunicata: Appendicularia) in Toyama Bay, Southern Japan sea. **Journal Plankton Research**, v. 21, n. 12, p. 2421-2430.

TOMITA, M.; SHIGA, N.; IKEDA, T., 2003. Seasonal occurrence and vertical distribution of appendicularians in Toyama Bay, southern Japan Sea. **Journal Plankton Research**, v. 25, n. 6, p. 579-589.

TOMLINSON, P. B., 1986. The Botany of Mangroves. New York: **Cambridge University Press**, p. 170.

TOUZRI, C.; HAMDI, H.; GOY, J.; YAHIA, D.; MOHAMED, N., 2012. Diversity and distribution of gelatinous zooplankton in the Southwestern Mediterranean Sea. **Marine Ecology**, v. 33, n. 4, p. 393-406.

UERJ., 2010. **Relatório de Controle Ambiental (RCA). Estrada Parque Paraty - Cunha RJ-165**. Meio Físico. Rio de Janeiro.

URIARTE, I.; VILLATE, F., 2005. Differences in the abundance and distribution of copepods in two estuaries of the Basque coast (Bay of Biscay) in relation to pollution. **Journal Plankton Research**, v. 27, p. 863–874.

VANDROMME, P.; STEMMANN, L.; BERLINE, L.; GASPARINI, S.; MOUSSEAU, L.; PREJGER, F.; PASSAFIUME, O.; GUARINI, J.M.; GORSKY, G., 2011. Inter-annual fluctuations of zooplankton communities in the Bay of Villefranche-sur-mer from 1995 to 2005 (Northern Ligurian Sea, France), **Biogeosciences**, v. 8, p. 3143-3158.

VASCO, A.N.; MELLO JÚNIOR, A.V.; SANTOS, A.C.A.S.; RIBEIRO, D.O.; TAVARES, E.D.; NOGUEIRA, L.C., 2010. Qualidade da água que entra no estuário do rio Vaza Barris pelo principal fluxo de contribuição de água doce. **Scientia Plena**, v. 6, 102401.

VEGA-PÉREZ, L.M.; CAMPOS, M.A.G.; SCHINKE, K.P., 2011. Checklist of class appendicularia (Chordata: Tunicata) from São Paulo State, Brazil. **Biota Neotropica**, v. 11, n. 1a.

VERÍSSIMO F.A.R.; FERREIRA M.I.P., 2013. Avaliação da viabilidade da ostreicultura no baixo curso do Rio São João através da aplicação do Índice de Proteção da Vida Aquática. **Boletim do Observatório Ambiental Alberto Ribeiro Lamego**, Campos dos Goytacazes/RJ, v. 7 n. 2, p. 221-239.

VILLARES, R.; PUENTE, X.; CARBALLEIRA A., 2002. Seasonal variation and background levels of heavy metals in two green seaweeds. **Environmental Pollution**, v. 119, p. 79–90.

WHITFIELD, A.K., 1999. Ichthyofaunal assemblages in estuaries: a South African case study. **Reviews in Fish Biology and Fisheries**, v 9, p. 151-186.

WHITALL, D.; BRICKER, S.; FERREIRA, J.; NOBRE, A.M.; SIMAS, T.; SILVA, M., 2007. Assessment of eutrophication in estuaries: pressure estate response and nitrogen source apportionment. **Environmental Management**, v. 40, p. 678-69.

YÁÑEZ-ARANCIBIA, A.; LARA-DOMINGUEZ, A.L.; DAY, JR. J.W., 1993. Interactions between mangrove and seagrass habitats mediated by estuarine nekton assemblages: coupling of primary and secondary production. **Hydrobiologia**, v. 264, p. 1-12.

ZHANG J. 1996, Nutrient elements in large Chinese estuaries. **Continental Shelf Research**, v. 16, n. 8, p. 1023-1045.

APÊNDICE A: Valores dos parâmetros físico-químicos e indicadores de eutrofização nas diferentes datas de amostragens e períodos (C = chuvoso e S = seco), nos diferentes estuários (P-açu = Perequê-açu e S. João = São João)

Período	Nitrogênio Amoniacal (μM)				Nitrito (μM)				Nitrato (μM)				
	Bracuí	P-açu	Macaé	S. João	Bracuí	P-açu	Macaé	S. João	Bracuí	P-açu	Macaé	S. João	
Maio de 2013	Sul C / Norte S	0,45	2,84	6,56	1,39	0,10	0,26	0,42	0,22	0,77	9,49	2,76	1,21
Agosto de 2013	Sul C / Norte S	0,95	-	14,33	6,39	0,10	-	0,26	0,18	0,56	-	3,54	0,78
Setembro de 2013	Sul C / Norte C	0,83	0,50	40,28	1,09	0,15	0,12	0,45	0,11	3,16	1,92	5,00	3,66
Novembro de 2013	Sul C / Norte C	1,15	1,70	17,35	2,87	0,09	0,42	0,29	0,18	1,60	3,19	5,26	2,13
Janeiro de 2014	Sul C / Norte S	2,94	2,64	18,93	2,86	0,17	0,22	0,30	0,24	3,29	5,61	4,59	2,35
Março de 2014	Sul C / Norte S	1,71	7,55	17,66	5,08	0,07	0,18	0,22	0,21	2,37	8,91	6,29	6,25
Média		1,34	3,05	19,18	3,28	0,11	0,24	0,32	0,19	1,96	5,82	4,57	2,73
Desvio Padrão		0,89	2,68	11,26	2,08	0,04	0,11	0,09	0,05	1,17	3,36	1,26	1,99
Máximo		2,94	7,55	40,28	6,39	0,17	0,42	0,45	0,24	3,29	9,49	6,29	6,25
Mínimo		0,45	0,50	6,56	1,09	0,07	0,12	0,22	0,11	0,56	1,92	2,76	0,78

Período	Nitrogênio Total (μM)				Fosfato (μM)				Fósforo Total (μM)				
	Bracuí	P-açu	Macaé	S. João	Bracuí	P-açu	Macaé	S. João	Bracuí	P-açu	Macaé	S. João	
Maio de 2013	Sul C / Norte S	15,25	39,62	26,40	17,17	0,30	0,84	0,84	0,30	0,67	1,60	1,50	0,51
Agosto de 2013	Sul C / Norte S	13,06	-	36,07	16,94	0,16	-	0,69	0,18	0,62	-	1,67	0,71
Setembro de 2013	Sul C / Norte C	19,41	33,24	61,85	29,08	0,34	0,24	2,09	0,11	0,64	0,85	2,82	0,29
Novembro de 2013	Sul C / Norte C	12,47	31,95	37,91	20,77	0,22	0,60	0,95	0,27	0,46	1,18	1,29	0,50
Janeiro de 2014	Sul C / Norte S	32,07	30,71	39,83	29,00	0,15	0,22	0,40	0,10	0,68	1,34	0,95	0,69
Março de 2014	Sul C / Norte S	13,584	28,277	35,817	16,877	0,11	0,56	0,85	0,20	1,20	1,64	1,66	1,10
Média		17,64	32,76	39,65	21,64	0,21	0,49	0,97	0,19	0,71	1,32	1,65	0,63
Desvio Padrão		7,50	4,25	11,82	5,91	0,09	0,26	0,58	0,08	0,25	0,32	0,63	0,27
Máximo		32,07	39,62	61,85	29,08	0,34	0,84	2,09	0,30	1,20	1,64	2,82	1,10
Mínimo		12,47	28,28	26,40	16,88	0,11	0,22	0,40	0,10	0,46	0,85	0,95	0,29

APÊNDICE A: Continuação

Período	Salinidade (S)	Salinidade (S)				Temperatura (°C)				pH			
		Bracuí	P-açu	Macaé	S. João	Bracuí	P-açu	Macaé	S. João	Bracuí	P-açu	Macaé	S. João
Maio de 2013	Sul C / Norte S	26,1	19,49	24,23	21,33	21,7	21,50	22,77	22,97	8,4	8,38	8,52	8,41
Agosto de 2013	Sul C / Norte S	32,27	-	21,50	23,70	23,20	-	23,33	23,70	8,33	-	8,18	8,11
Setembro de 2013	Sul C / Norte C	20,63	23,30	20,48	23,20	21,43	22,50	23,57	22,97	8,24	8,36	8,34	8,29
Novembro de 2013	Sul C / Norte C	22,62	21,07	20,24	23,09	24,97	26,13	24,53	23,30	7,84	8,31	7,91	8,27
Janeiro de 2014	Sul C / Norte S	21,27	19,10	20,99	21,91	32,10	32,15	24,97	27,17	8,46	8,31	8,08	7,98
Março de 2014	Sul C / Norte S	23,43	16,93	17,41	20,03	26,70	26,65	24,93	26,20	8,31	7,71	8,06	8,09
Média		24,38	19,98	20,81	22,21	25,02	25,79	24,02	24,38	8,26	8,21	8,18	8,19
Desvio Padrão		4,31	2,38	2,20	1,38	4,00	4,20	0,92	1,83	0,22	0,28	0,22	0,16
Máximo		32,27	23,30	24,23	23,70	32,10	32,15	24,97	27,17	8,46	8,38	8,52	8,41
Mínimo		20,63	16,93	17,41	20,03	21,43	21,50	22,77	22,97	7,84	7,71	7,91	7,98

Período	Profundidade local (m)	Profundidade local (m)				Bactérias heterotróficas (células/ml)				Coliformes termotolerantes (NMP)			
		Bracuí	P-açu	Macaé	S. João	Bracuí	P-açu	Macaé	S. João	Bracuí	P-açu	Macaé	S. João
Maio de 2013	Sul C / Norte S	1,2	1,85	5,00	4,25	2161218,17	2659315,95	1591197,01	1940995,24	2,25	6,60	6,29	3,67
Agosto de 2013	Sul C / Norte S	1,07	-	2,70	2,93	1684003,31	-	2411419,16	1546011,62	2,00	8,00	9,00	2,00
Setembro de 2013	Sul C / Norte C	3,07	1,17	2,73	2,67	1391153,86	6483900,36	3293359,10	2849672,17	0,00	6,00	6,29	4,00
Novembro de 2013	Sul C / Norte C	2,47	1,63	2,80	3,50	2722819,96	6550516,54	3531136,15	3678782,82	4,00	9,00	3,00	3,67
Janeiro de 2014	Sul C / Norte S	2,05	1,15	2,47	6,83	7642835,98	14255469,06	3952072,58	3567603,61	8,00	0,00	9,00	3,67
Março de 2014	Sul C / Norte S	2,4500	1,55	2,7333	2,8667	2710833,33	2909627,78	3289144,44	3132518,52	4,00	10,00	7,00	4,00
Média		2,05	1,47	3,07	3,84	3052144,10	6571765,94	3011388,08	2785930,66	3,38	6,60	6,76	3,50
Desvio Padrão		0,78	0,30	0,95	1,57	2311875,70	4684175,12	858904,77	869907,90	3,71	2,82	2,22	0,75
Máximo		3,07	1,85	5,00	6,83	7642835,98	14255469,06	3952072,58	3678782,82	8,00	10,00	9,00	4,00
Mínimo		1,07	1,15	2,47	2,67	1391153,86	2659315,95	1591197,01	1546011,62	0,00	0,00	3,00	2,00

