



UNIVERSIDADE FEDERAL DE SANTA CATARINA
CENTRO DE FILOSOFIA E CIÊNCIAS HUMANAS
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM GEOGRAFIA

**AVALIAÇÃO DA QUALIDADE AMBIENTAL E DO PROCESSO
DE EUTROFIZAÇÃO NA BACIA HIDROGRÁFICA DO
PAPAQUARA, ILHA DE SANTA CATARINA, SC**

Florianópolis –SC

2015

AICHELY RODRIGUES DA SILVA

**AVALIAÇÃO DA QUALIDADE AMBIENTAL E DO PROCESSO
DE EUTROFIZAÇÃO NA BACIA HIDROGRÁFICA DO
PAPAQUARA, ILHA DE SANTA CATARINA, SC**

Dissertação apresentada ao Curso de Pós-graduação em Geografia, do Centro de Filosofia e Ciências Humanas, da Universidade Federal de Santa Catarina (UFSC), habilitado na área de concentração de Utilização e Conservação dos Recursos Naturais, para obtenção do grau de Mestre em Geografia.

Orientadora: Prof^a. Dra. Alessandra Larissa D' Oliveira Fonseca

Co-orientadora: Prof^a. Dra. Ângela da Veiga Beltrame

Florianópolis – SC
2015

Ficha de identificação da obra elaborada pelo autor
através do Programa de Geração Automática da Biblioteca Universitária
da UFSC.

SILVA, Aichely Rodrigues da
AVALIAÇÃO DA QUALIDADE AMBIENTAL E DO PROCESSO DE
EUTROFIZAÇÃO NA BACIA HIDROGRÁFICA DO PAPAQUARA, ILHA DE
SANTA CATARINA, SC / Aichely Rodrigues da Silva;
orientadora, Alessandra Larissa D Oliveira Fonseca ;
coorientadora, Ângela da Veiga Beltrame. -
Florianópolis, SC, 2015.
123 p.

Dissertação (mestrado) - Universidade Federal de Santa
Catarina, Centro de Filosofia e Ciências Humanas. Programa
de Pós-Graduação em Geografia.
Inclui referências

1. Geografia. 2. Qualidade Ambiental. 3. Zonas
Costeiras. 4. Eutrofização. 5. Rio Papaquara. I. Fonseca,
Alessandra Larissa D Oliveira. II. Beltrame, Ângela da
Veiga. III. Universidade Federal de Santa Catarina. Programa de
Pós-Graduação em Geografia. IV. Título.

Aichely Rodrigues da Silva

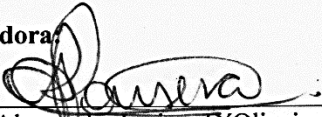
**Avaliação da qualidade ambiental e do processo de
eutrofização na bacia hidrafica do Papaquara, Ilha de
Santa Catarina**

Esta Dissertação foi julgada adequada para obtenção
do Título de “Mestre em Geografia”, e aprovada em sua
forma final pelo Programa de Pós-graduação em Geografia.

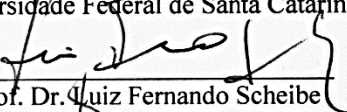
Florianópolis, 02 de março de 2015.

Prof. Dr. Marcio Rogério Silveira
Coordenador do PPGG/UFSC

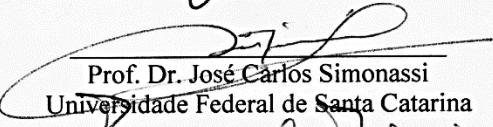
Banca Examinadora:



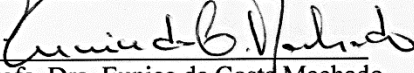
Prof. Dra. Alessandra Larissa D'Oliveira Fonseca
Universidade Federal de Santa Catarina



Prof. Dr. Luiz Fernando Scheibe
Universidade Federal de Santa Catarina



Prof. Dr. José Carlos Simonassi
Universidade Federal de Santa Catarina



Profa. Dra. Eunice da Costa Machado
Universidade Federal de Rio Grande

Este trabalho é dedicado a minha família e amigos.

AGRADECIMENTOS

Agradeço a Deus pela saúde, força e sabedoria dada para a conclusão deste trabalho.

A meus pais, Lucimar e Ivanildo, e minhas irmãs Thamara e Grazielle meu infinito agradecimento.

Aos meus amigos Artur Alexandre, Francisco Lima, Luiz Carlos. Obrigada pela amizade!

A professora Alessandra Fonseca minha orientadora que acreditou em meu potencial e a professora Ângela Beltrame (co-orientadora) pela disponibilidade e disposição para ajudar, juntas foram conselheiras, confidentes e amigas. Vocês foram e são referências profissionais e pessoais para meu crescimento. Obrigada por estarem a meu lado e acreditarem em mim!

Ao Claudinei Rodrigues que participou diretamente de todo o trabalho, sempre disponível para ajudar e aconselhar. Meu eterno agradecimento!

Aos locais que me ajudaram na concretização do trabalho, Félix Rosumek, técnico do Laboratório Multiusuário – ECZ; ao Prof^o Dr. Leonardo Rörig e a doutoranda Maria Cecília Miotto e Prof^o Dr. Paulo Horta e os alunos do LAFIC; Prof^o Dr. Jucinei Comin e ao acadêmico Matheus Santos do Laboratório de Solos – CCA, ao Dr. José Carlos Simonassi – NEMAR, ao ICMBio ESEC Carijós pela logística e pelo uso do laboratório. Aos estagiários Artur Gullar e Alondra Perez (ICMBio), Alex Cabral e Barbara Pereira (UFSC). A ajuda em campo por Denise Knisses e Débora Rodrigues.

A CAPES pelo fomento a bolsa de mestrado. Ao INCT-TMCOcean (CNPq 484956/2012-4) pelo auxílio financeiro parcial para o desenvolvimento deste projeto.

A todos os professores da pós-graduação pelos ensinamentos, orientações e amizade, me ajudaram ativa ou passivamente neste projeto. Ao professor Arthur Nanni pelo conhecimento transmitido durante o meu estágio docência.

As minhas colegas do mestrado, pelos momentos divididos juntas, especialmente à Valeska, Andreza e Geórgia. Ainda, a todos os alunos, professores e funcionários do Pós-Graduação em Geografia, secretárias Helena e Renata pela disponibilidade, simpatia e gentileza.

E aos amigos de Florianópolis Salete Valer, Ana Carla, Rodrigo Acosta, José Agostinho, Andrea, Edegar, Maria do Carmo e Dandara pelo apoio e carinho.

*“O fator mais limitante no uso dos métodos de análise de impactos talvez seja o fator que também torna tão incerto o futuro do ambiente: a ignorância do homem sobre ação do mundo a que pertence”
(DREW, 1986).*

RESUMO

As zonas costeiras apresentam usos múltiplos dos espaços e dos recursos naturais, comportando diferentes formas de ocupação e desenvolvimento de diversas atividades antrópicas. Os estuários são ecossistemas da interface terra-mar que sofre com o uso intensivo do solo e com o turismo, que têm se expandido nas últimas décadas. A pesquisa foi realizada no rio Papaquara/SC (Florianópolis, SC), uma área cuja bacia hidrográfica possui 30.899 habitantes residentes, a qual aumenta em 280% no período de veraneio. Apesar desta atividade produzir elevada renda *per capita*, ela está inserida em uma região com condições sanitárias insatisfatórias. O presente estudo avaliou a qualidade ambiental do Papaquara utilizando-se do Índice Trófico (TRIX) e do Protocolo de Avaliação Rápida – PAR, além de ferramentas para compreender a dinâmica do sistema frente ao processo de eutrofização. A pesquisa deu-se através de três amostragens realizadas no pré-veraneio, veraneio e pós-veraneio. A água e o sedimento superficial foram amostrados em três pontos amostrais nas áreas interna, mediana e externa do rio, definidas a partir do gradiente salino. A temperatura, salinidade, pH, concentração de oxigênio e de nutrientes dissolvido, além do material particulado em suspensão e da biomassa fitoplânctônica serviram para caracterizar a qualidade da água. No sedimento avaliou-se o teor de matéria orgânica e as concentrações de nitrogênio total (NT) e fósforo total (PT). A análise PERMANOVA, para testar diferença entre áreas e períodos, mostrou piora na qualidade das áreas mediana e externa no período de veraneio e pós-veraneio e interna com a mesma qualidade. As variáveis representadas na PCoA, mostrou as áreas interna no eixo negativo com a pior qualidade ambiental. E no eixo positivo a área externa com melhores condições ambientais. Utilizou-se o modelo K_d de balanço de fósforo inorgânico dissolvido na água, fósforo total no sedimento e material particulado em suspensão. Os resultados indicaram que 23% do sistema sofreu hipóxia, o predomínio das concentrações de N-amoniaco, PID e matéria orgânica, devido ao lançamento de efluentes da ETE, refletindo no sedimento. O sedimento ao longo do rio se comportou como sorvedouro de P, mantendo este elemento no sistema, tornando-o frágil frente à eutrofização, já que o P é o nutriente limitante da produção primária. A área interna mostrou-se em estado eutrófico em todos os períodos amostrais e no veraneio as demais áreas sofreram piora na qualidade ambiental. A pesquisa mostrou que os efluentes tratados pelo sistema UASB, que são lançados no Papaquara necessitam de pós-tratamento, a fim de minimizar os efeitos no ecossistema aquático.

Palavras-chave: Qualidade Ambiental. Zonas Costeiras. Eutrofização.
Rio Papaquara.

ABSTRACT

The coastal areas have multiple uses of spaces and natural resources, bearing different forms of occupation and development of various human activities. The estuaries are ecosystems of the land-sea interface that suffers from intensive land use and tourism, which have been expanding in recent decades. The research was conducted in the river Papaquara / SC (Florianópolis, SC), an area whose watershed has 30,899 inhabitants residents, which increased by 280% in the summer period. Although this activity produce high per capita income, it is embedded in a region with unsatisfactory sanitary conditions. This study evaluated the environmental quality of Papaquara using the Trophic Index (TRIX) and the Rapid Assessment Protocol - PAR, as well as tools to understand the dynamics of the system front to the eutrophication process. The research took place through three samples taken in the pre-summer, summer and after-summer. The water and surface sediment were sampled at three sampling points in internal areas, median and external river, set from the saline gradient. The temperature, salinity, pH, concentration of dissolved oxygen and nutrients, addition of the particulate material suspended, phytoplankton biomass and served to characterize the quality of water. The sediment was evaluated the content of organic matter and total nitrogen concentration (TN) and total phosphorus (TP). The PERMANOVA analysis to test differences between areas and periods, showed worsening in the quality of middle and outer areas in the summer period and post-summer and indoors with the same quality. The variables represented in PC_OA has shown the internal areas in the negative axis with the worst environmental quality. And the positive axis the outdoor area with better environmental conditions. We used the inorganic phosphorus balance model K_d dissolved in water, total phosphorus in the sediment and suspended particulate matter. The results showed that 23% of the system suffered hypoxia, the predominance of ammonia-N concentrations, PID and organic matter, by the release of the ETE effluent, reflecting the sediment. The sediment along the river behaved like drain on P, keeping this element in the system, making it fragile front to eutrophication, since P is the limiting nutrient of primary production. The area inside is showed up in eutrophic in all sampling periods in the summer and other areas have suffered deterioration in environmental quality. Research has shown that waste treated by UASB system, which are released in Papaquara require post-treatment to minimize the impact on aquatic ecosystem.

Keywords: Environmental Quality. Coastal Areas. Eutrophication. Anthropization. Papaquara River

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 - Modelo geossistêmico de análise da paisagem.....	22
Figura 2 – Representação esquemática de um estuário e seus setores	23
Figura 3 - Mapa de localização da bacia do Rio Papaquara.....	30
Figura 4 - Configuração natural e artificial da bacia hidrográfica, figura (A) configuração natural do Papaquara em 1938 d (B) configuração após obras de drenagem 1970.....	33
CAP. IV	
Figura 1 - Mapa da área de estudo com a indicação dos pontos amostrais ao longo do gradiente salino do Rio Papaquara (SC).....	39
Figura 2 - Estado Trófico na bacia do Papaquara, pelo TRIX e PAR nos períodos amostrais.....	45
Figura 3 – Fotos do Ponto Amostral 2, área interna do estuário do rio, área que recebe efluentes da ETE.....	45
Figura 4 - Ponto Amostral 6, área externa do estuário do rio Papaquara, nos períodos pré-veraneio (A), veraneio (B) e pós-veraneio (C), local com as melhores condições ambientais.....	47
Figura 5 – Gráfico da análise de coordenadas principais (PCO) com as variáveis utilizadas na TRIX, protocolo de avaliação rápida (PAR), por período amostral e área do rio Papaquara.....	50
CAP. V	
Figura 1 - Mapa da bacia hidrográfica do rio Papaquara.....	59
Figura 2 - Diagrama de saturação de oxigênio dissolvido e salinidade.....	65
Figura 3 – Diagrama de material particulado e salinidade.....	70

Figura 4 - Diagrama de saturação de clorofila-a e salinidade.....	72
Figura 5- Diagrama de aplicação do modelo Kd.....	75
Figura 7- Análise de PCO para os com dados das variáveis da água por área.....	78

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 - Projeção da população fixa e porcentagem de população flutuante com respeito à residente por Distrito, 2005, 2010 e 2015.....	34
CAP.IV	
Tabela 1 - Protocolo de Avaliação Rápida, aplicado na bacia hidrográfica do Papaquara.....	42
Tabela 2 - Concentração de nitrogênio inorgânico dissolvido (NID, em mg.m ⁻³), fósforo inorgânico dissolvido (PID, em mg.m ⁻³), clorofila-a (Chl-a, em mg.m ⁻³), utilização aparente do OD (ad%OD).....	48
Tabela 3 - Resultado da PERMANOVA de período em área e áreas em períodos dados de TRIX e PAR.....	49
CAP. V	
Tabela 1 - Acumulado da precipitação (mm) dos cinco dias que antecederam as datas amostrais; temperatura atmosférica do dia de coleta (°C) e variação da altura da maré astronômica entre o início e final da amostragem.....	63
Tabela 2 - Dados de nutrientes (N-amoniacal, NO ₂₊₃ , PID e POD) e material sólido particulado (MPS), por período e área.....	67
Tabela 3 - Tabela PERMANOVA com dados de água por período e área amostral.....	73
Tabela 4 - Tabela PERMANOVA com dados de sedimento por período e área amostral.....	77

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO	17
CAPÍTULO II - FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA.....	20
2.1 Abordagem geossistêmica.....	20
2.2 Análise Ambiental em Estuários e Impactos Antrópicos...	21
2.3 Enriquecimento de Nutrientes em Estuários.....	24
2.3.1 Eutrofização em Estuários.....	24
2.4 Qualidade ambiental através dos descritores a água e sedimento.....	26
CAPÍTULO III – DESCRIÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO....	29
3.1 Localização da área de estudo.....	29
3.2 Aspectos Físicos da Área	30
3.3 Alterações Antropogênicas na bacia do rio Papaquara.....	32
CAPÍTULO IV - APLICAÇÃO DE INDICADORES ECOLÓGICOS PARA MONITORAMENTO DA QUALIDADE AMBIENTAL EM RIO ESTUARINO.....	36
1 INTRODUÇÃO.....	37
2 MATERIAIS E MÉTODOS.....	39
2.1 Área de Estudo.....	39
2.2 Amostragem	40
2.2.1 Análise da qualidade da Água e TRIX.....	40
2.2.2 Protocolo de Avaliação Rápida – PAR.....	41
2.2.3 Tratamento de dados.....	43
3.RESULTADOS	44
4. DISCUSSÕES.....	51
5 CONCLUSÃO.....	55

CAPITULO V – PROCESSOS BIOGEOQUIMICOS NA BACIA DO RIO/ESTUARINO PAPAQUARA/SC.....	56
1 INTRODUÇÃO.....	57
2 MATERIAIS E MÉTODOS.....	59
2.1 Área de Estudo.....	59
2.2 Amostragem.....	60
2.3 Análise da qualidade da água.....	60
2.4 Análise da qualidade do sedimento.....	61
2.5 Climatologia	62
2.6 Modelo K_d	62
2.7 Tratamento dos dados.....	63
3 RESULTADOS	63
3.1 Qualidade da água	64
3.2 Qualidade do sedimento.....	73
3.3 Aplicação do modelo K_d.....	77
4 DISCUSSÕES.....	79
5 CONCLUSÃO	82
CONCLUSÃO GERAL.....	83
REFERÊNCIAS (Introdução, Referencial Teórico e Área de Estudo).....	84
REFERÊNCIAS (CAP. IV).....	91
REFERÊNCIAS (CAP. V).....	97
APÊNDICES.....	103
Apêndice A- Tabela de dados do pré-veraneio.....	105
Apêndice B- Tabela de dados veraneio.....	109
Apêndice C- Tabela de dados pós-veraneio.....	113
Apêndice D - Tabela com dados do K_d.....	117

1 INTRODUÇÃO

A interface terra-mar é um importante sistema para a compreensão dos fluxos de água e sedimento no ciclo global. Nessa interface, as zonas costeiras abrigam 40% da população mundial, adensadas em grandes cidades, desenvolvendo diversas atividades econômicas nas áreas costeiras (SEDAC, 2011). Os fatores ecológicos, sociais e econômicos geram dinâmicas ambientais específicas, desencadeando riscos ambientais, tais como: inundação, intrusão salina e erosão costeira. Assim, os impactos ambientais nas zonas costeiras podem ser preocupantes, visto que estas áreas atuam como filtros naturais para os materiais em suspensão e de nutrientes, dispostos na coluna da água, os quais são provenientes da bacia hidrográfica (SIMONASSI *et al.* 2010). Portanto, os usos inadequados desses espaços eliminam a proteção natural contra os efeitos das tempestades, interferem na reciclagem de nutrientes e afetam a biodiversidade (FULWEILER *et al.* 2012).

O incremento antrópico de nutrientes nos ecossistemas aquáticos, entre eles o nitrogênio (N) e o fósforo (P), provenientes do uso do solo na bacia hidrográfica, acarretam o processo de eutrofização artificial (SMITH *et al.* 1999; ESTEVES, 2011). Esse processo provoca o aumento da produção primária, a floração de algas tóxicas, elevação da turbidez e a redução da concentração de oxigênio dissolvido da água. Tendo como consequência a morte de peixes, a perda de habitat natural e vários riscos para saúde humana (MEYBECK; HELMER, 1989; XU, 2013). A eutrofização torna-se um problema socioambiental, em virtude da perda dos bens e serviços, entre eles a diminuição das atividades de pesca e atividades turísticas, podendo evoluir para um problema de saúde pública, principalmente, para a população de baixa renda que está mais suscetível a esses ambientes degradados. O estado trófico de um sistema aquático indica o potencial de crescimento da comunidade produtora primária, a base da cadeia alimentar, a partir das concentrações de nutrientes, principalmente P e N, elevada concentração biomassa (clorofila-*a*) e matéria orgânica. Esse estado pode ser classificado em: ultraoligotrófico (pobre em nutriente), oligotrófico (pobremente produtivo), mesotrófico (moderadamente produtivo) e eutrófico (altamente produtivo) (CLOERN, 2001).

As primeiras pesquisas relacionadas à eutrofização foram dadas por Vollenweider (1976), que apontavam as concentrações de nutrientes como às únicas variáveis determinantes para o crescimento do

fitoplâncton (CLOERN, 2001). Atualmente, sabe-se que além desses pressupostos estão os eventos climáticos e a dinâmica hidrológica como fatores que desencadeiam a eutrofização (CLOERN, 2001). Assim, um estado eutrófico ocorre em razão das variações nas concentrações de nutrientes, da hidrodinâmica, da sedimentação e pelas diferenças geológicas, intemperismo, precipitação e processos biológicos. As perturbações antrópicas afetam negativamente a qualidade ambiental dos recursos hídricos em todo o planeta, principalmente, por serem processos que se acumulam em escala espaço-temporal.

É importante lembrar que dentre os ecossistemas inseridos na interface terra-mar estão os estuários, que são ambientes dinâmicos provenientes de afogamento ou inundações de vales fluviais, mediante o aumento do nível do mar (ROSSETTI, 2008), caracterizados por grande variação de salinidade e de nutrientes. Nesse ecossistema, a qualidade ambiental é de difícil previsão em decorrência das várias interações as quais os estuários estão submetidos, estes ambientes podem ser estudados pelos fatores estéticos, sanitários, trófico, entre outros (SILVA, 2000; SOARES; DOMINGUES, 2012). A urbanização nas zonas costeiras brasileiras ameaça a perda da qualidade ambiental e a disponibilidade da água para a sociedade. Temos como exemplo, a Baía de Guanabara (RJ), Baía de Santos (SP), Baía de Todos os Santos (BA), que são estuários secundários em processo de eutrofização, por causa da urbanização, da falta de tratamento de esgoto adequado e disposição de resíduos sólidos (BRAGA *et al.*, 2003; AGUIAR; BAPTISTA NETO; RANGEL, 2001).

O crescimento populacional em áreas costeiras, no período de veraneio, sobrecarrega os sistemas de tratamento de esgotos, que podem se tornar ineficientes, contribuindo com a eutrofização. As pesquisas apontam Santa Catarina como o segundo estado que mais arrecadou com a indústria de turismo de veraneio no ano de 2013 (MINISTÉRIO DO TURISMO, 2013). Por outro lado, no Brasil, o estado é considerado um dos piores em saneamento básico, tratando apenas 20% de seus esgotos (SNIS, 2013). A região do norte da Ilha de Santa Catarina (SC), local em que está localizada nossa área de estudos, é uma importante região urbanizada do litoral catarinense, conhecida pelos atrativos naturais. Contudo, esta região vem sofrendo com a degradação da qualidade dos recursos hídricos, devido à ocupação das áreas de preservação permanente (APP) e à entrada de efluentes domésticos sem tratamento adequado (PAGLIOSA *et al.*, 2005).

Nesse contexto, o **objeto** de pesquisa foi a bacia do rio Papaquara, localizada nessa área, a qual drena os distritos de Cachoeira do Bom Jesus e Canasvieiras, que são bairros visados pelo turismo e que recebem

efluentes tratados da ETE Canasvieiras. Entretanto, as águas do Papaquara drenam para a Unidade de Conservação (UC) federal, a Estação Ecológica de Carijós (ESEC Carijós). Essa UC iniciou o monitoramento da qualidade das águas que drenam em sua área, mas pouco se conhece sobre a dinâmica de nutrientes, sua relação com a urbanização e os danos causados pela pressão populacional no período veraneio no rio Papaquara.

Assim, a **motivação** da investigação foi compreender o processo de eutrofização, aliado ao crescimento populacional no período de veraneio, que promovendo à alteração do estado trófico no estuário, em decorrência da concentração de nutrientes, biomassa fitoplânctônica e matéria orgânica. A pesquisa teve por **hipótese** que a qualidade ambiental da área sofre declínio no período de veraneio, devido às pressões antropogênicas na área. Esta investigação teve por **objetivo geral** analisar o estado da qualidade ambiental do rio Papaquara pela aplicação de indicadores ecológicos e da análise de água e sedimento, a fim de identificar o estado trófico e sua relação com a pressão antropogênicas e a vulnerabilidade ambiental. Os **objetivos específicos** foram: a) caracterizar a qualidade ambiental na bacia do rio Papaquara e o estado trófico do sistema estuarino; b) avaliar o estado de eutrofização do estuário do Papaquara em diferentes escalas espaço-temporal, com foco a atividade turística de veraneio; c) relacionar o estado de eutrofização à densidade demográfica e aos usos antrópicos na bacia hidrográfica.

As pesquisas nestes ambientes costeiros são importantes para fomentar a compreensão do efeito das atividades antropogênicas nas zonas costeiras com foco à eutrofização e por levantar dados básicos de funcionamento do ecossistema na área de estudo. O estudo teve como **relevância** que os resultados sirvam de referência ao processo de gestão ambiental. Considerando-se que a gestão ambiental depende de instrumento que possa ser desenvolvido e aplicado de forma a atender às expectativas e aos desejos da comunidade, nos limites impostos pela aptidão natural das bacias hidrográficas (PORTO; PORTO, 2008).

Assim, esta dissertação está sistematizada em cinco capítulos, sendo no **capítulo I** – Introdução; **capítulo II** - o Referencial Teórico, abordando os estudos sobre o objeto e o problema de pesquisa com base em alguns autores, tais como: Vollenweider (1976), Cloern, (2001) e Statham (2012) e outros. No **capítulo III** – abordamos a Descrição da Área de Estudos, seus aspectos físicos e sociais. Os resultados e discussões da pesquisa estão em forma de dois artigos, divididos em: **capítulo IV**- intitulado de Aplicação de indicadores ecológicos para monitoramento da qualidade ambiental em rio estuarino. Seguido do

capítulo V – intitulado de Processos biogeoquímicos na bacia do rio/estuarino Papaquara/SC. E por fim, a conclusão geral da dissertação.

CAPÍTULO II - FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA

Neste capítulo trataremos da abordagem geossistêmica em estudo da paisagem e da análise ambiental e processo de eutrofização, o qual está organizado em: 2.1 Abordagem geossistêmica; 2.2 Análise Ambiental em Estuários e Impactos Antrópicos, 2.3 Enriquecimento de Nutrientes em Estuários, 2.3.1 Eutrofização em Estuários e 2.4 Qualidade ambiental através dos descritores: água e sedimento.

2.1 Abordagem geossistêmica

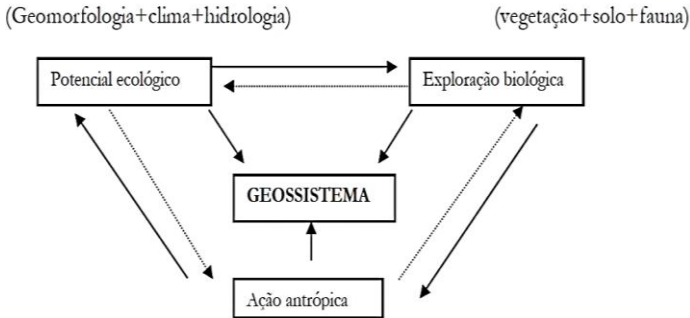
As alterações antrópicas na natureza acabam por refletir na sociedade, pelo fato do homem ser um elemento indissociável do ecossistema geográfico (DREW, 1998). Entre os anos 1960 e 1970, percebeu-se que os recursos naturais são esgotáveis, e que o crescimento desordenado da população começava a sinalizar ser insustentável (BERNADES; FERREIRA, 2009).

Na geografia clássica no século XIX, a abordagem da categoria paisagem torna-se importante ferramenta de análise ambiental, a qual se configura como uma determinada porção do espaço formada pela combinação dinâmica de elementos físicos, biológicos e antrópicos, reagindo dialeticamente entre si (NAVEH, 2000; LOOY *et al.* 2006; CONRAD *et al.* 2011). Esse conceito ajuda a sociedade a identificar e compreender as características, os valores e a vulnerabilidade da paisagem em que está inserida.

A análise da paisagem pode dar pistas para o diagnóstico territorial, sobre o qual apoia-se tomadas de decisões servindo de instrumento ao gerenciamento ambiental (PASSOS, 2012). Por ser uma ciência de síntese, a Geografia oferece diversas possibilidades na busca de novos parâmetros para o reconhecimento da relação entre sociedade e natureza, buscando a compreensão das relações entre eles a partir do método sistêmico, assim sendo, contribui em várias escalas do planejamento territorial e ambiental. Nessa visão, o geossistema mostra-se como um conceito naturalista, antropizado e unívoco que tem como referência a geodiversidade e por meio do qual é possível explicar o funcionamento do território modificado pela sociedade (PASSOS, 2012). A análise geossistêmica investiga as relações e as complexidades dos elementos que compõe a Terra, buscando o entendimento das influências, atrelado à forma com que a sociedade modifica a organização espacial. O método

geossistêmico tornou-se apropriado, possibilitando o estudo do espaço geográfico (Fig.1), este modelo tem o objetivo de relacionar a inclusão antrópica, interação natural com o potencial ecológico e a exploração biológica (BERTRAND, 2004).

Figura 1 - Modelo Geossistêmico de análise da paisagem



Fonte: BERTAND (2004)

O geossistema salienta o conceito territorial delimitado e analisado através de uma escala, sendo este mais amplo que o ecossistema (BERTRAND; BERTRAND, 2007). Dessa forma, os limites de uma bacia hidrográfica determinam os limites do sistema (ou subsistema), onde as ações humanas interagem dentro daqueles limites. Cabe ao geógrafo compreender as zonas costeiras, as quais são consideradas como ambientes frágeis, devido à sua complexa dinâmica ambiental (MORAIS, 1996) e as pressões antropogênicas as quais estão submetidas.

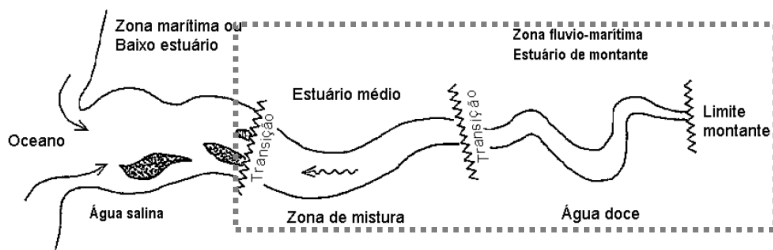
2.2 Análise Ambiental em Estuários e Impactos Antrópicos

Os estuários são definidos como sendo *um corpo de água costeiro semifechado, com livre ligação com o oceano aberto, no interior do qual a água do mar é mensuravelmente diluída pela água doce oriunda da drenagem continental* (PRITCHARD, 1955 *apud* MIRANDA; CASTRO; KJERFVE, 2002). Dentre os fatores que modelam esse sistema, destacam-se a influência fluvial, o nível do rio, os processos físico-químicos da água do rio, o regime térmico e o sedimento carregado. Como fatores marítimos têm-se o nível do mar, as correntes e marés, as propriedades físico-químicas da água do mar, o fluxo de sedimento ao

longo da costa, entre outros (DOLGOPOLOVA; ISUPOVA, 2010), além de fatores geológicos, fisiográficos (clima, relevo, cobertura vegetal) e antrópicos (dragagem, canalização e navegação).

Os estuários podem ser divididos em três zonas (Fig.2), sendo: a) zona de água doce (salinidade de $< \pm 0,5$) ou oligohalina (salinidade de $< \pm 0,5$ a ± 5) com alta influência fluvial, localizada a montante; b) zona de mistura ou mixohalina (salinidade ± 5 a ± 30), onde ocorre o encontro da água fluvial com a marinha, também chamada de zona de transição; e c) a zona marítima com a predominância da água salgada ou euhalina (salinidade ± 30 a ± 40) (ESTEVEVES, 2011). Nessa pesquisa abordamos a área de estudos localizada entre o limite montante e a área do estuário médio, conforme figura (Fig.2).

Figura 2 – Representação esquemática de um estuário e a delimitação da área estudada na pesquisa.



Fonte: SILVA (2000). Adaptado.

No Brasil, mais de 50% das zonas costeiras foram destruídas no século passado, ignorando-se sua importância quanto ao fornecimento de alimento, purificação de água, regulação climática e das inundações (SOARES; DOMINGUES, 2012). Os estuários oferecem serviços “quantitativos ou qualitativos”, tais como: alimentação (animal e vegetal), biomassa (fibras), água para o abastecimento, navegação, saúde, sendo reguladores de fluxo de água e de carbono (GILVEAR *et al.* 2013). Os impactos nesses ambientes estão relacionados às perdas ambientais, econômicas e sociais em que ocorre a proliferação de doenças como a cólera, a dengue e a hepatite; a liberação de toxinas por algas, fármacos, entre outros, os quais acrescem os custos do tratamento da água (CLOERN, 2001).

2.3 Enriquecimento de Nutrientes em Estuários

As Revoluções Industriais nos séculos XVIII e XIX contribuíram para o aumento dos nutrientes no meio hídrico, favorecendo à eutrofização. Em virtude da produção mundial de fertilizantes agrícolas, foram produzidos mais de 10 milhões de toneladas de nitrogênio (N) em 1950 (SMITH *et al.* 1999). Vale ressaltar, que a Revolução Verde em 1960 e 1970, aumentou o uso de fertilizante na natureza, com o propósito de aumentar a produção agrícola. Além do uso dos fertilizantes, a emissão de esgoto não tratado ou tratado de forma ineficiente, a lixiviação de nitrogênio e de fósforo favorecidas pelo desmatamento e o incremento do nitrogênio atmosférico contribuem para a entrada de nutrientes no meio hídrico (ELSDON *et al.* 2009; GRAVELLE *et al.* 2009). A variação espacial de nutrientes está concatenada à hidrodinâmica, à temperatura, à luminosidade, à produção primária, à concentração de matéria orgânica e à quantidade e à qualidade do uso do solo (PAINTING, *et al.* 2007; ELSDON *et al.* 2009).

Como efeito, esses nutrientes podem acumular-se no solo, mover-se nas águas superficiais e subterrâneas e entrar na atmosfera, como ocorre na denitrificação (transformação de nitratos em gás nitrogênio - N_2 pela ação de bactérias denitrificantes). Assim, quando absorvidos pelos produtores primários, como algas e plantas aquáticas, esses nutrientes ganham a cadeia alimentar. O excesso de nutrientes favorece a proliferação dos produtores primários, alterando a estrutura da cadeia alimentar. Ao morrerem, a degradação microbiana desses organismos consome o oxigênio da água, que em concentrações mínimas pode prejudicar a presença de espécies aeróbicas (ESTEVES, 2011). As zonas úmidas, como os manguezais e as planícies de inundação, apresentam elevado tempo de residência da água que favorece a deposição de sedimento e de matéria orgânica, removendo grande quantidade de nitrogênio e fósforo (XU, 2013), pois funcionam como um “reator químico” mediado por processos biogeoquímicos, como absorção de nutrientes pelos produtores primários, adsorção ao sedimento, entre outros (SILVA *et al.*, 2007).

2.3.1 Eutrofização em Estuários

O crescimento de plantas aquáticas, induzido pelo incremento de nutrientes nos pântanos da Alemanha, foi caracterizado por Weber (1907)

quanto ao seu estado trófico pelos termos eutrófico, mesotrófico e oligotrófico (KITSTOU; KARYDIS, 2011). Assim, Vollenweider *et al.*, (1976) aplicou estes conceitos aos primeiros trabalhos relacionados à eutrofização nos Grandes Lagos da América do Norte. A eutrofização antropogênica acontece mediante o enriquecimento de nutrientes no meio devido ao uso do solo, que acarreta no aumento da concentração de algas suspensas, diminuição do oxigênio dissolvido e a morte da biota aquática (WITHERS; JARVIE, 2008; WORSFOLD *et al.* 2013).

Os estuários são suscetíveis à eutrofização em resposta aos fatores ambientais físicos, como o regime hidrodinâmico, e processos biológicos (PAITING *et al.* 2007). O estresse ambiental induzido pela eutrofização tende a alterar a biodiversidade e os fatores biogeoquímicos (STATHAM, 2012). A eutrofização tem como efeitos para o meio aquático alterações como: aumento da biomassa (algas, perífiton e macrófitas), redução da transparência da água, alteração do gosto e odor da água, redução da qualidade de habitat para macroinvertebrados. Essas alterações poderão prejudicar os usos e serviços oferecidos pelos ecossistemas aquáticos, afetando, por exemplo, a saúde humana e os custos do tratamento da água (SMITH *et al.* 1999).

A concentração de oxigênio dissolvido (OD) nos estuários é o resultado da interação de processos químicos, físicos e biológicos. A entrada via efluentes domésticos, de elevada carga de matéria orgânica e inorgânica reduzida, favorece a diminuição da concentração de OD, podendo levar o ecossistema a condição de hipóxia. A deficiência de oxigênio no meio aquático é utilizada para avaliar a pressão antrópica, conforme o *Convention for the Protection of the Northeast Atlantic (OSLO Paris)*, e é caracterizada quando as águas apresentam concentrações entre 2 a 6 mg.L⁻¹. As águas com boa qualidade apresentam concentração de OD acima de 6 mg.L⁻¹, enquanto que concentrações abaixo de 2 mg.L⁻¹ podem gerar toxicidade aguda. Desta forma, a diminuição dos níveis de oxigênio dissolvido pode alterar a estrutura e o funcionamento do ecossistema, devido às mudanças na biodiversidade aquática.

O aumento da biomassa da comunidade produtora primária é determinante na avaliação da eutrofização, já que responde diretamente ao enriquecimento da água por nutriente. Além disso, esses organismos são influenciados pela disponibilidade de luz e pela perda do habitat (BOYER *et al.* 2009). Além disso, interfere na turbidez, na cor e no odor da água, gerando toxicidade que altera a teia trófica, favorecendo assim, a mortalidade de peixes e crustáceos (CASTRO; MOSER, 2012). As macrófitas flutuantes, encontradas na área como: a *Eichhornia crassipes*, a *Pistia sp.* e a *Salvinia sp.* possuem a capacidade de absorver elevada

carga de contaminantes nas águas (MUFARREGE *et al.* 2010). Essas vegetações contribuem para o ciclo dos nutrientes via absorção para a produção primária, oxigenação da coluna de água e sedimento, redução na velocidade das correntes de água, captação de sedimentos finos em suspensão e refúgios para invertebrados e herbívoros. As macrófitas *Eichhornia crassipes* e *Pistia stratiotes* crescem rapidamente em condições favoráveis, como em um ambiente rico em nutrientes, sendo boas indicadoras de contaminação do meio por esgoto doméstico (ZIMMELS, 2006).

2.4 Qualidade ambiental através dos descritores a água e sedimento

A qualidade ambiental não é somente um somatório das qualidades dos componentes do meio, mas é uma condição ligada à qualidade de vida da sociedade (BOTELHO; SILVA, 2004). Assim, ao analisarmos a qualidade ambiental, estaremos discutindo a qualidade das intervenções antropogênicas sobre uma determinada área, a fim de relacionar os impactos criados aos graus de inadequação das atitudes e concretizações humanas sobre os ecossistemas (BOLLMANN; MARQUES, 2000). Essa preocupação com a qualidade ambiental, a partir do indicador água, surgiu com o advento da Revolução Industrial na Europa, local onde a poluição se espalhou em escala continental em decorrência do crescimento urbano nas cidades. Em 1890, os rios europeus Tâmsa (Inglaterra) e Sena (França) foram classificados como altamente poluídos por efluentes sem tratamento, e a partir daí iniciou-se o monitoramento da qualidade da água nesses rios europeus (MEYBECK; HELMER, 1989; SMITH *et al.* 1999). O monitoramento global de qualidade de água iniciou-se em 1979 com a *United Nations Environment Programme* (UNEP), *World Health Organization* (WHO), Organização das Nações Unidas para a Educação, a Ciência e a Cultura (UNESCO) e *World Meteorological Organization* (WMO).

No Brasil, a Constituição Federal de 1988 definiu em seu art. 26, inciso XIX, que é competência da União instituir sistema nacional de gerenciamento de recursos hídricos e definir critérios de outorga de direitos de uso. Com a lei 6.938/81, que dispôs sobre a Política Nacional do Meio Ambiente, aborda a qualidade dos recursos hídricos como uma das informações ambientais mais importantes, sendo que a água é um dos recursos essenciais para a sociedade. Em 1997, com a Lei nº 9.433 foi instituída a Política Nacional de Recursos Hídricos e a criação do Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos, referente à norma legal

relativa à proteção dos recursos hídricos. Em 2000, a Resolução n° 274 CONAMA, que trata dos critérios de balneabilidade em águas brasileiras, estabeleceu parâmetros de concentração de coliformes para os diversos usos da água. Atualmente, a Resolução CONAMA n° 357/2005 está vigente e dispõe sobre as águas do território nacional, classificando-as em diferentes classes, grau de salinidade, exigência de preservação e definição de parâmetros de qualidade.

O monitoramento da qualidade das águas tem o objetivo de dar suporte ao planejamento local e regional, à gestão dos recursos hídricos e à avaliação dos programas de saneamento e recuperação ambiental (BREGUNCE *et al.* 2011). Contudo, esse monitoramento ainda é incipiente no território nacional, por essa razão foi lançada em 2014, a Rede Nacional de Monitoramento de Qualidade das Águas (RNQA), que abrange 16 estados da federação, sendo que o estado de Santa Catarina não faz parte dessa rede (ANA, 2014). Na região da grande Florianópolis, assim como em grande parte do país, a quantidade de comitês de bacias hidrográficas é reduzida. Nessa região, somente o rio Cubatão (Sul), que abastece a maior parte dos municípios de Florianópolis, como São José, Palhoça e Biguaçu, apresenta comitê de bacia hidrográfica, criado em 1993 (CHB, 2015).

O sedimento estuarino representa um importante compartimento de transporte, transformação e decomposição de matéria orgânica alóctone e autóctone, fornecendo um relevante registro sobre as mudanças ambientais locais e regionais, bem como as perturbações antropogênicas (ESTEVES, 2011). No Brasil, a Resolução CONAMA n° 454/2012 estabelece as diretrizes gerais para o gerenciamento do material a ser dragado em águas sob jurisdição nacional, onde trata sobre as concentrações de poluentes no sedimento, como metais pesados, nutrientes e pesticidas. A interferência antrópica, via obras hidráulicas inadequadas e uso do solo, contribui para a intensificação do aporte de sedimento nos estuários. Essa entrada de sedimento resulta na redução das profundidades dos corpos hídricos, afeta a largura e a declividade dos canais, interferindo na qualidade das águas e dos ecossistemas aquáticos. Dessa forma, a poluição dos sedimentos está intimamente ligada com a poluição das águas e tem origem em diversas fontes, dentre as quais se destacam os efluentes domésticos e industriais, além da carga difusa urbana e agrícola (HORTELLANI *et al.* 2008).

Em acréscimo, os estuários ainda possuem uma alta produção biológica autóctone, que é uma das principais fontes de matéria orgânica para sedimentos, e são sítios preferenciais de acumulação de partículas de origem marinha e terrestre (COTANO; VILLATE, 2006). Esses

sedimentos são utilizados como indicadores ambientais, pois possuem a capacidade de incorporar e acumular elementos contaminantes e, por intermédio deles, é possível monitorar as fontes de contaminação.

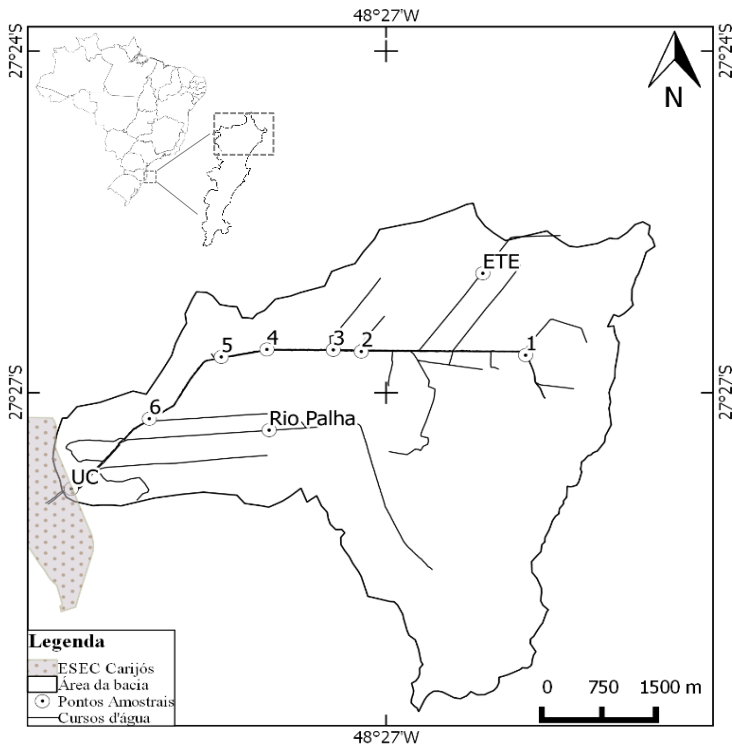
CAPÍTULO III – DESCRIÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO

Neste capítulo trataremos da caracterização da área de estudo, o qual está organizado em: 3.1 Localização da área de estudo, 3.2 Aspectos Físicos da Área, 3.2 Alterações Antrópicas na bacia do Rio Papaquara, 3.3 Uso do solo na bacia e 3.3.1 Rio Papaquara.

3.1 Localização da área de estudo

A bacia hidrográfica do Rio Papaquara está localizada entre as coordenadas $27^{\circ}26'31,03''\text{S}$ e $27^{\circ}28'6,43''\text{S}$ e $48^{\circ}25'4,42''\text{O}$ e $48^{\circ}29'58,77''\text{O}$. município de Florianópolis – SC, ao norte da Ilha de Santa Catarina (Fig.3). Está em uma região subtropical cujos os ventos predominantes são do quadrante NE durante o verão e do quadrante S no inverno. Estes últimos são os de maior intensidade e favorecem o aumento da amplitude de marés, gerando as marés meteorológicas. Segundo os dados de maré da carta náutica 1903 (DHN), a amplitude média das marés de 0,93m (sizígia) e 0,54m (quadratura).

Figura 3 - Mapa de localização da bacia hidrográfica do rio Papaquara com os pontos amostrais.



Fonte: Fidélis Filho (1998). Adaptado

3.2 Aspectos Físicos da Área

A bacia do Papaquara pertence à Grande Bacia Hidrográfica do Ratonos, com a maior extensão na Ilha de Santa Catarina, tendo aproximadamente 61km². A bacia hidrográfica do Papaquara possui uma extensão aproximada de 8,4 km e uma área de drenagem de 32,60 km² (PORTO FILHO *et al.* 2012). Sendo formada por uma de planície sedimentar, que recebe a drenagem de pequenos cursos d'água provenientes dos morros (Morro da Cachoeira, Morro do Caçador, Morro das Capivaras e Morro Jurerê). A referida bacia apresenta solos podzólico vermelho-amarelo, areias quartzosas e hidromórficos. Os solos hidromórficos ou lamosos são originários da acumulação de sedimentos

fino, silte e argila, sendo frequentemente encharcados pelo lençol freático superficial e pelas marés, assim, esses locais apresentam sérias restrições de uso e ocupação (DAVID, 2004). A área possui declividade muito baixa e escoamento laminar lento, a vazão é baixa ou quase nula em alguns trechos, os quais se caracterizam como sítio de proliferação de macrófitas aquáticas (SOCIOAMBIENTAL; E.LABORE, 2004). Na área há locais com taludes marginais expostos em trechos retelinizados, o que favorece a lixiviação dos sedimentos, os quais são carregados para o leito, acelerando o processo de assoreamento do rio.

Essa área caracteriza-se por uma grande heterogeneidade ambiental, formada por balneários, manguezal, restinga, área urbana e área rural, contribuindo para uma diversidade econômica e social desta região (FUSVERK, 2002).

O manguezal da Bacia do Ratoles, tem sido utilizado pela população local desde a colonização da Ilha de Santa Catarina, instaurada pela Coroa Portuguesa. As espécies *Avicennia scauciana* (mangue preto) era usada nos engenhos; o *Rhizophora mangle* (mangue vermelho) aplicado como tintura de tecidos e o *Laguncularia racemosa* (mangue branco) utilizado pelos curtumes da região (DAVID, 2004). Em decorrência desses usos diversos, todo o manguezal sofreu e ainda sofre com a intensa degradação antrópica. Contudo, a área é protegida pelo Estação Ecológica de Carijós – ESEC, criada pelo decreto nº 94.656/87 a fim de proteger esse ecossistema.

Atualmente, é possível encontrar no Morro do Caçador, nascente do Papaquara, espécies da flora como: *Fuchsia regia*; *Hyperastrum* sp, (formando jardins suspensos no alto das árvores); *Huperziawilsonii* (Lycopodiaceae) (planta epífita encontrada em locais preservados) e árvores que compõem o dossel, as quais chegam a 25 metros de altura (CERTI, 2010). A faixa de Floresta Atlântica nas encostas do Morro do Caçador forma uma cobertura contínua em quase 630 ha, um refúgio para espécies da flora e fauna silvestres (CERTI, 2010). Em muitos trechos do Rio Papaquara, a escassa vegetação é composta por capoeirinha, capoeira, banhado, restinga arbórea e mangue (*L.racemosa*). A vegetação ciliar foi suprimida por causa da grande extensão reservada às obras de retelinização (abertura de canais de drenagem), extração de lenha, formação de pastagem e aterro para construção de moradias (PORTO FILHO *et al.* 2012), alterando a dinâmica ecossistêmica da área.

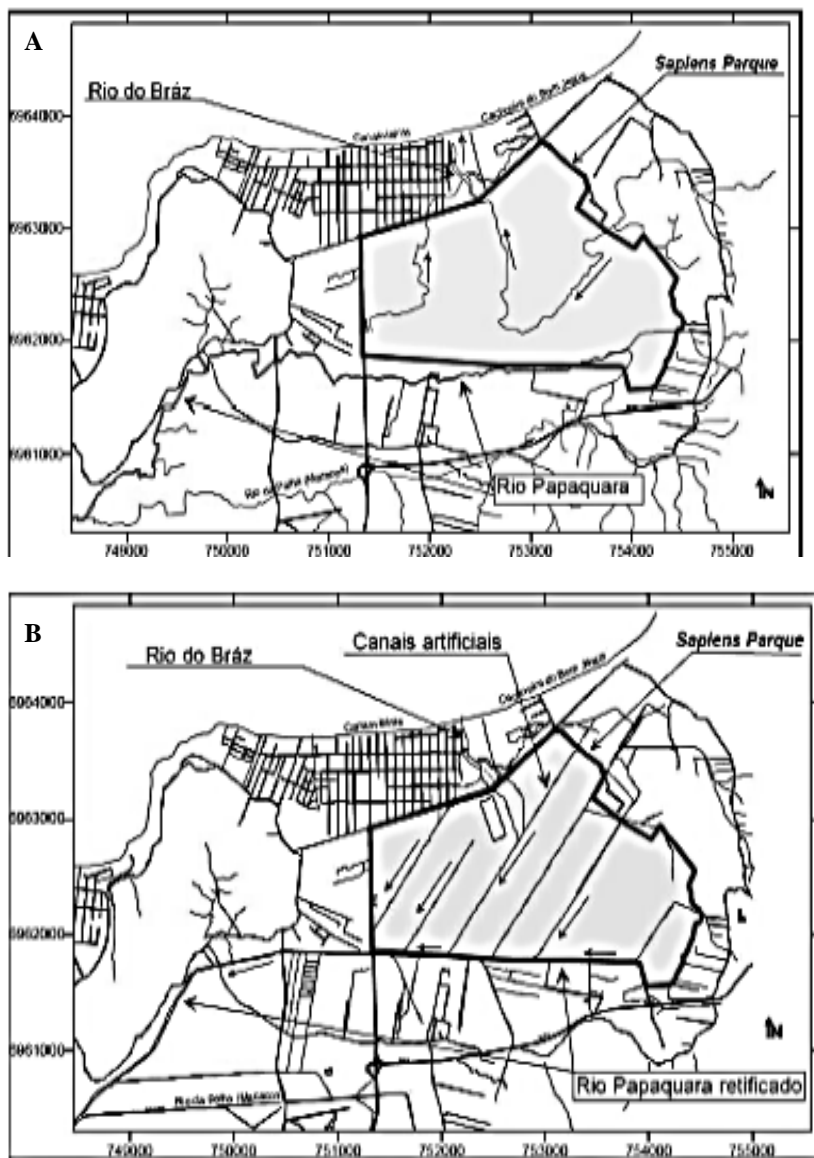
Ressalta-se que na área de estudo há uma proposta de criação da unidade de conservação (UC), que se chamará Refúgio da Vida Silvestre Morro do Papaquara, por ter uma fauna no Morro do Caçador bastante diversificada, como: *Harpagusdiodon* (Gavião-bombachinha),

Elanoidesforficatus (Gavião-tesoura), *Celeusflavecens* (João-velho), *Spizaetustyranus* (Gavião-pega-macaco), *Cerdocionthous* (Graxaim) e *Cebusnegritus* (Macaco-prego). O rio Papaquara contribui para a preservação de espécies, entre elas a *Lontra longicaudis* (lontra neotropical) e o *Caiman latirostris* (jacaré-de-papo-amarelo), ambas as espécies ameaçadas de extinção e que utilizam o rio como abrigo e/ou meio de dispersão (CERTI, 2010).

3.3 Alterações Antrogênicas na bacia do rio Papaquara

Ao longo das últimas cinco décadas, o Rio Papaquara passou por diversas obras que alteraram drasticamente sua configuração original, em virtude das diversas atividades econômicas desenvolvidas na região norte da ilha de Santa Catarina. Os meandros localizados na planície costeira foram retinizados e escavados para possibilitar as atividades de navegação e agricultura, assim como para drenar terrenos. Tais ações permitiram a urbanização acelerada, desenvolvida principalmente pela atividade turística (FIDÉLIS FILHO, 1998; TREVISAN, 2011). Essas alterações da paisagem podem ser observadas ao comparar a configuração natural do rio no ano de 1938 (Figura 4 A) e a configuração atual após as obras de drenagem ocorridas na década de 1970 (Figura 4 B). Assim, a partir do final da década de 1940, o Rio Papaquara sofreu intervenções que modificou o seu leito natural. Atualmente, a bacia é alimentada por canais artificiais de drenagem e por diversos córregos que percorrem as áreas de encostas e a planície, até sua desembocadura no Rio Ratonés.

Figura 4 - Configuração natural e artificial da bacia hidrográfica, figura (A) configuração natural do Papaquara em 1938 e (B) configuração após obras de drenagem 1970.



Fonte: Fidélis Filho (1998)

A bacia hidrográfica do Papaquara contempla os bairros de Canasvieiras, Cachoeira do Bom Jesus, Vargem Grande, Vargem Pequena e Vila União. Conforme o último censo demográfico (IBGE, 2010), os dois grandes distritos que contornam a área da bacia são Canasvieiras, com 18.091 habitantes, e o distrito da Cachoeira do Bom Jesus, com 12.808 habitantes, totalizando 30.899 habitantes residentes. Ressalta-se que esta estimativa populacional não contempla a população flutuante que, conforme projeções de Campanário (2007), é de 280% durante o período de veraneio, nos meses de janeiro e fevereiro. Esse fluxo de turistas é constituído, além do mercado nacional, por um grande contingente provindo de outros países, principalmente, da Argentina, Chile, Paraguai e Uruguai.

Destaca-se, que a projeção da população fixa do distrito de Canasvieiras para o ano de 2015 será de 34.411 habitantes, sendo a população flutuante de 113.973 habitantes. Já o distrito de Cachoeira de Bom Jesus terá uma população fixa estimada em 28.616 habitantes e a população flutuante de 93.302 habitantes (Tab.1).

Tabela 1 - Projeção da população fixa e porcentagem de população flutuante com respeito à residente por Distrito, 2005, 2010 e 2015

DISTRITO	2005		2010		2015	
	Pop. Fixa	Pop. Flut. (%)	Pop. Fixa	Pop. Flut. (%)	Pop. Fixa	Pop. Flut. (%)
CANASVIEIRAS	26.44	286,60	31.35	308,10	34.41	331,20
CACHOEIRA	22.57	195,60	26.42	207,10	28.62	222,80
BOM DO JESUS						

Fonte: Campanário, 2007

A bacia hidrográfica do rio Papaquara possui o sistema de coleta e tratamento de esgotos instalado desde 1995 pela Companhia Catarinense de Água e Esgotamento Sanitário (CASAN). Esse sistema atende a praia de Canasvieiras, que abastece uma população de 24.600 habitantes, tendo o total de 2.050 ligações de esgoto em 23,3 km de rede coletora (ICMBio, 2011). Após o tratamento, o esgoto é despejado no rio Papaquara. Todavia, com base na classificação dos cursos hídricos de Santa Catarina, conforme o decreto nº 14.250/81, o rio Papaquara enquadra-se na classe 1, onde não se deve lançar efluentes. Conforme a Resolução CONAMA nº 357/2005, as águas do rio Papaquara deveriam ser consideradas de classe especial, pois são destinadas à preservação dos ambientes aquáticos

em unidades de conservação de proteção integral e à preservação do equilíbrio natural das comunidades aquáticas. Em ambos os enquadramentos, a emissão de efluente não seria tolerada e os parâmetros de qualidade (CONAMA 357/2005) exigem menor concentração de agentes poluidores, como os nutrientes. Esse fato não é respeitado na região, onde é visível a contaminação das águas por esgotos domésticos, lançamento de resíduos sólidos e efluentes da Estação de Tratamento de Esgoto - ETE de Canasvieiras (VICTORETTE; BRENTANO, 2010).

A ETE de Canasvieiras é formada por vala de oxidação, com vazão de 3.600 m³/dia, onde o efluente é processado no sistema tratamento secundário: seletor biológico, câmara de desnitrificação, valos de oxidação (CASAN, 2014), que está sendo ampliado. Conforme a Licença Ambiental de Instalação da ETE Canasvieiras, fornecida pela Fundação do Meio Ambiente (FATMA), no sistema foi implantado um reator anaeróbico tipo Reator Anaeróbio de Manto de Lodo de Fluxo Ascendente ou *Upflow Anaerobic Sludge Blanket* (UASB), com dois modelos, tendo uma vazão média de 13.478 m³/dia, previsto para atender 80.213 habitantes até 2027. Esse sistema UASB é composto por: gradeamento, desagregador, seletor biológico, tanque de efluente tratado, sendo o corpo receptor o rio Papaquara e a desidratação do lodo através de leitos de secagem. Na licença foi proposto à empresa de abastecimento que busque outra solução técnica para o descarte final dos efluentes tratados para que não fossem despejados na bacia em questão (ICMBIO, 2011).

O possível aumento da cobertura da ETE de Canasvieiras poderá gerar impacto no rio Papaquara, já que o efluente tratado chegará a seus afluentes (TREVISAN, 2011). Logo, é o fato é preocupante, pois, no período de veraneio com a grande demanda turística da região norte da Ilha de Santa Catarina, a população atendida pelo sistema de esgoto de Canasvieiras chega a triplicar (TREVISAN, 2011). Além desta entrada de efluente, o rio Papaquara recebe de fossas sépticas e sumidouros que vêm a contaminar as águas superficiais e subterrâneas.

CAPITULO IV - APLICAÇÃO DE INDICADORES ECOLÓGICOS PARA MONITORAMENTO DA QUALIDADE AMBIENTAL EM RIO ESTUARINO

RESUMO

As zonas costeiras estão submetidas às pressões antrópicas que alteram a qualidade ambiental dos ecossistemas da interface terra-mar. O presente estudo avaliou a qualidade ambiental de um estuário utilizando-se do Índice Trófico (TRIX) e do Protocolo de Avaliação Rápida - PAR. O estudo foi realizado no rio Papaquara (Florianópolis, SC), cuja bacia hidrográfica possui 30.899 habitantes residentes, que aumenta em 280% com a população flutuante no veraneio. A qualidade da água e a aplicação do PAR foram avaliadas em triplicata nos períodos pré-veraneio, veraneio e pós-veraneio (entre primavera de 2013 e outono de 2014). A água superficial foi amostrada em dois pontos amostrais nas áreas interna, mediana e externa do rio, definida a partir do gradiente salino. As concentrações dos nutrientes e do fitoplâncton foram aplicados ao TRIX. Utilizou-se teste PERMANOVA para avaliar a diferença entre áreas e períodos amostrais. Os resultados indicaram que a área interna do Papaquara apresentou estado eutrófico em todos os períodos amostrais e essa mesma condição foi encontrada na área mediana do rio a partir do veraneio. A área externa apresentou a melhor qualidade ambiental, diferindo das demais áreas. O TRIX e PAR apresentaram correlação significativa e inversa ($r = -0,50$; $p < 0,001$). O método apresentado neste estudo, o PAR pode ser usado em atividades que visam a promover uma avaliação rápida para a gestão de bacias costeira.

Palavras-chave: Qualidade Ambiental. Eutrofização. rio Papaquara.

ABSTRACT

The coastal areas are subject to human pressures that alter the environmental quality of ecosystems of the land-sea interface. This study evaluated the environmental quality of an estuary using the Trophic Index (TRIX) and the Rapid Assessment Protocol - PAR. The study was conducted in the river Papaquara (Florianópolis, SC), whose basin has 30,899 resident population, which increased by 280% with the floating

population in the summer. Water quality and application of PAR was evaluated in triplicate in the pre-summer period, summer and after-summer (between spring 2013 and autumn 2014). Surface water was sampled at two sampling points in domestic areas, median and external river, set from the saline gradient. The concentrations of nutrients and phytoplankton were applied to TRIX. PERMANOVA test was used to evaluate the difference between areas and sampling periods. The results indicated that the internal area of Papaquara presented eutrophic in all sampling periods and the same condition was found in the median area of the river from the summer. The outdoor area showed the best environmental quality, differing from other areas. The TRIX and PAR showed significant inverse correlation ($r: -0.50$, $p: 0.001$). The method presented in this study, PAR can be used in activities aimed at promoting a quick assessment for the management of coastal basins.

Keywords: Environmental Quality. Eutrophication. Papaquara River.

1 INTRODUÇÃO

As áreas costeiras mundiais comportam 40% da população que vive a menos de 100 km do litoral (STATHAN, 2012), sendo que essas áreas estão sob constante pressão demográfica, econômica e ecológica. As zonas estuarinas apresentam alta vulnerabilidade ambiental e intervenção antrópicas, gerando desequilíbrio ambiental. As atividades antrópicas introduzem nutrientes no sistema aquático, tanto por fontes pontuais, canalização de efluentes domésticos ou industriais, como por fontes difusas, tais como: fertilizantes, efluentes domésticos, escape de automóveis e escoamento superficial (TUFFORD *et al.* 2003), contribuindo para a eutrofização e degradação dos corpos hídricos (SMITH; TILMAN; NEKOLA, 1999, BRICKER *et al.* 2003).

A análise das mudanças no uso e cobertura do solo em bacias hidrográficas costeiras, associada à análise da qualidade da água do meio límnico e marinho, apresenta-se como uma importante ferramenta para a compreensão das alterações geradas pela atividade antrópica em diferentes escalas espaço-temporais. Assim, a degradação ambiental nessas áreas está concatenada com a instabilidade geológica, a topografia, as práticas agrícolas inadequadas e, principalmente ao crescimento das áreas urbanas (TUNDISI, 2003; ORTEGA; CARVALHO, 2013). A avaliação dos riscos e impactos da eutrofização em áreas costeiras é uma

questão-chave para a gestão ambiental (PAINTING *et al.* 2005) e passo inicial para o planejamento, manutenção, preservação e recuperação de ambientes, sendo importante para os órgãos gestores dos recursos naturais.

Os índices de qualidade ambiental são empregados como ferramenta simples de análise da qualidade ambiental, incluindo as interações de parâmetros bióticos e abióticos. O Índice de Estado Trófico (*Trophic Index* - TRIX) e o Protocolo de Avaliação Rápida (PAR) são exemplos de índices de base quantitativa e qualitativa, respectivamente. O TRIX foi desenvolvido por Vollenweider *et al.*, (1998) e baseia-se na agregação de variáveis biológica (clorofila-*a*) e físico-químicas (oxigênio e nutrientes), para caracterizar a potencialidade de eutrofização do sistema. Este índice é bastante aplicado em zonas costeiras europeias (Adriático, Tirreno, Báltico, Negro e Mares do Norte). O PAR é uma análise visual empírica da paisagem, elaborado primeiramente por Plafkin *et al.* (1989) *apud* Minatti-Ferreira; Beaumord (2006) nos Estados Unidos da América, como um método de avaliação qualitativa, que fornecia dados básicos sobre a vida aquática e a qualidade do rio, como a presença da vegetação ciliar e diversidade do habitat.

No Brasil, o PAR foi aplicado pela primeira vez por Callisto *et al.* (2002) em ambientes aquático de Minas Gerais e Rio de Janeiro. Porém, o mesmo nunca foi adaptado e aplicado a uma região de planície costeira, como o rio estuarino do Papaquara. Esses indicadores ecológicos são qualificadores do meio ambiente ou de fenômenos relevantes, que descrevem e avaliam as condições ambientais (KANDZIORA; BURKHARD; MÜLLER, 2013), como a eutrofização. Podem ser usados como instrumento para tomada de decisões que afetam diretamente a qualidade ambiental.

Nos dias atuais, a eutrofização tornou-se um problema global, sendo registrada em lagos, rios e mares em todo o mundo. As pesquisas referentes à eutrofização buscam uma forma de estimar o estado trófico, mediante a aplicação de índices de qualidade da água e ambiental e desenvolvimento de metodologias (CUDOWSKI, 2015) de forma acessível.

Este estudo teve por hipótese que o aumento da população flutuante de veraneio e as pressões antrópicas no uso do solo em uma bacia hidrográfica costeira contribuem para as alterações no estado trófico do corpo hídrico. Assim, provocando processo de eutrofização, pelo incremento de nutrientes provenientes dos efluentes tratados de forma inadequada, diminuindo a qualidade ambiental nessas áreas. Os índices

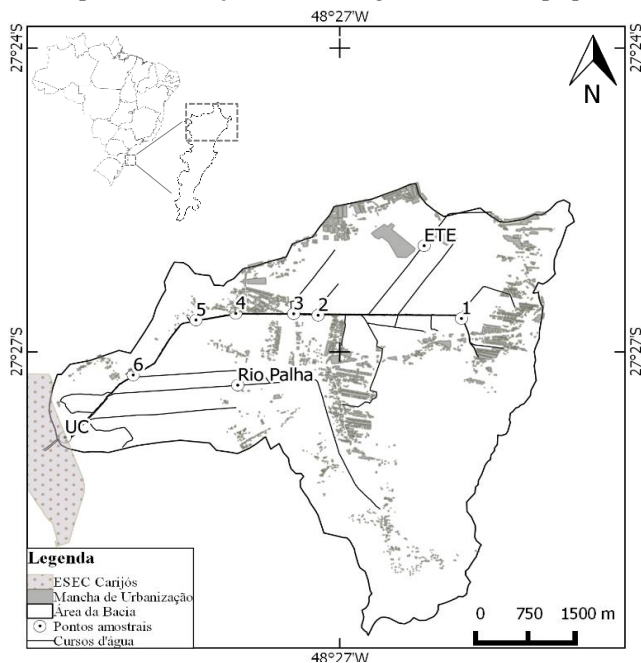
ecológicos de qualidade ambiental podem subsidiar esta avaliação de forma simplificada e acessível.

2 MATERIAIS E MÉTODOS

2.1 Área de Estudo

A bacia hidrográfica do rio Papaquara está localizada em região subtropical ($27^{\circ}26'31,03''\text{S}$ e $27^{\circ}28'6,43''\text{S}$ e $48^{\circ}25'4,42''\text{O}$ e $48^{\circ}29'58,77''\text{O}$), no norte da Ilha de Santa Catarina, no município de Florianópolis-SC (Fig.1). O clima regional é subtropical e sofre interferência dos fenômenos da interação atmosfera-oceano, tais como: ENOS (Oscilação Sul), *El Niño* e *La Niña*, associados à alteração dos padrões normais da temperatura do oceano e dos ventos alísios na região do Pacífico Equatorial (HERRMANN, 2014).

Figura 1 - Mapa de localização bacia hidrográfica do rio Papaquara.



Fonte: Fidélis Filho (1998) Adaptado

A bacia hidrográfica do Papaquara possui 30.899 habitantes residentes (IBGE, 2010), sendo uma área visada pelo turismo de veraneio, que aumenta em média 280% (CAMPANÁRIO, 2007) do total da população. A área interna do rio recebe efluente tratado de forma secundária, oriundos da Estação de Tratamento de Esgoto de Canasvieiras (ETE), através de um canal artificial na área interna do rio, com vazão de 3.600 m³/dia.

A região possui a flora composta por capoeirinha, capoeira, restinga arbórea e manguezal, protegido pela Estação Ecológica de Carijós. Contudo, a maior parte da vegetação ripária foi suprimida, em benefício as obras de retinização, a formação de pastagem e aterro para especulação imobiliária (PORTO FILHO *et al.* 2012). A área de estudo contribui para a preservação de espécies ameaçadas em extinção, tais como: lontra neotropical (*Lontra longicaudis*) e o jacaré-de-papo-amarelo (*Caiman latirostris*), que o utilizam de abrigo (CERTI, 2010).

2.2 Amostragem

As áreas foram determinadas pelo gradiente salino (VENICE, 1959, *apud* WETZEL; SCHOLLE E TESCHKE, 2014) para selecionar três áreas amostrais ao longo do rio Papaquara: área interna oligohalina (pontos amostrais 1 e 2), a área mediana oligo a mesohalina (pontos amostrais 3 e 4) e a externa mesohalina a euhalina (pontos amostrais 5 e 6). Em cada área foi selecionado um ponto externo, sendo: o canal artificial da ETE (E), Rio Palha (P) e a foz do Papaquara (UC), respectivamente, a fim de avaliar a qualidade ambiental. As amostragens ocorreram em três datas diferentes para cada período amostral: pré-veraneio (outubro a dezembro/2013), veraneio (janeiro e fevereiro/2014) e pós-veraneio (março e abril/2014), totalizando 9 amostragens e 81 amostras.

2.2.1 Análise da qualidade da Água e TRIX

A água de superfície foi obtida manualmente em cada ponto amostral com frascos plásticos de alta resistência, previamente limpos em laboratório e fixados a um cambão (*clipping stick*) de 1m de comprimento. Em locais com presença de pontes, a água foi amostrada

por garrafa de *Van Dorn* de fechamento horizontal. As amostras foram mantidas em uma caixa térmica com gelo ao abrigo da luz até o processamento em laboratório. A concentração de oxigênio dissolvido foi estimada pelo método do Winkler, seguindo coleta, preservação, análise e cálculo, descrito em Strickland e Parsons (1972). A temperatura e salinidade da água foram medidas *in situ* com termosalinômetro (YSI EC 300).

Em laboratório, as amostras de água foram filtradas conforme os procedimentos descritos em Strickland e Parsons (1972), utilizando filtro de microfibras de vidro 47mm GF-5. Após a filtração, as amostras foram congeladas a -20°C até a análise. As concentrações dos nutrientes inorgânicos dissolvidos nitrogenados (NID, N-amoniaco, nitrito e nitrato) e o ortofosfato (PID) foram quantificadas por método colorimétrico (GRASSHOFF *et al.*, 1983) em espectrofotômetro (Hitachi UV-290). A biomassa fitoplânctônica (clorofila-*a*) foi quantificada por fluorimetria (Fluorômetro Turner Designer-Trilogy), seguindo Strickland e Parsons (1972).

A equação (1), descrita em Vollenweider *et al.* (1998) foi aplicada aos dados da água para estimar o TRIX de cada ponto amostral.

Equação 1 -
$$\text{TRIX} = (\text{Log}_{10} [\text{Chl} \times \text{aD}\% \text{O} \times \text{DIN} \times \text{DIP}] + k) / m$$

Onde: Chl-*a* é a concentração de clorofila-*a* (mg/m^3); aD%O é o uso aparente do oxigênio (UAO) ou o desvio da concentração de oxigênio dissolvido medido na amostra em relação ao valor de saturação; NID a concentração de nitrogênio inorgânico dissolvido (mg/m^3); PID a concentração de fósforo inorgânico dissolvido (mg/m^3); o coeficiente *k* é a soma dos limites mínimos das variáveis e o *m* é o range log das variáveis.

O índice TRIX classifica o estado trófico das águas costeiras em valores, tais como: ultra-oligotrófico (<2); oligotrófico (2 – 4), mesotrófico (4 – 5), mesotrófico a eutrófico (5 – 6) e eutrófico (6 – 8) (VOLLENWEIDER *et al.* 1998).

2.2.2 Protocolo de Avaliação Rápida – PAR

O protocolo de avaliação rápida foi aplicado em cada dia de coleta para cada ponto amostral. O PAR utilizado foi modificado a partir de protocolos aplicados por Hannaford *et al.* (1997), Callisto *et al.* (2002),

Looy *et al.* (2006), Rodrigues e Castro, (2008), Brinson *et al.* (2013), afirm de adequar as variáveis às características da área de estudo (Tab.1).

Tabela 1 - Protocolo de Avaliação Rápida, aplicado na bacia hidrográfica do Papaquara.

LEGENDA	5 Pontos	2,5 Pontos	0 Ponto
1 Presença de vegetação ciliar	Acima de 90% da vegetação ripária	Entre 50 e 70% com vegetação nativa com presença de desflorestamento	Menos de 50% da mata ciliar nativa
2 Extensão da vegetação ciliar	Largura da vegetação ripária maior que 18m (sem atividade antrópica)	Largura da vegetação ripária entre 6 e 12m (com presença de atividade antrópica).	Largura da vegetação ripária menor que 6m (vegetação restrita)
3 Vegetação circundante	Espécies nativas bem preservadas	Vegetação constituída por espécies nativas e vegetação exótica escassa	Vegetação constituída por espécies exóticas e vegetação nativa escassa
4 Tipo de ocupação das margens do corpo d'água (principal atividade)	Vegetação Natural	Campo de pastagem/Agricultura/Monocultura/Reflorestamento	Residencial/Comercial/Industrial
5 Tipo de Fundo	Areia/Lama	Areia / Resíduo sólido (lixo, material de construção civil e etc.)	Cimento/Canalizado
6 Erosão próxima e/ou das margens do rio e assoreamento no leito	Ausente	Moderada	Acentuada
7 Transparência da água	Transparente	Turva	Opaca ou colorida
8 Sinuosidade do Canal	Ocorrência de curvas	Habitat monótonos pouca presença de curvas	Canalização/canal reto

9 Alteração no canal do rio	Não canalizado	40 a 80% do rio modificado	Margens modificadas acima de 80%
10 Outras alterações antrópicas das margens	Ausente	Alterações de origem doméstica (esgoto, lixo e etc.)	Alterações de origem industrial/urbana (fábricas, canalização, retificação do curso hídrico)
11 Fonte pontuais de poluição visível	Ausente	Moderada	Acentuada
12 Despejo de resíduos sólidos	Ausente	Moderado	Acentuado
13 Urbanização nas proximidades do curso de água	Ausente	Moderada	Intensa
14 Presença de vegetação aquática oportunistas	Ausência de vegetação aquática no leito	Pouca presença de vegetação aquática	Grande quantidade de vegetação aquática
15 Presença de fauna nativa (peixes, répteis, mamíferos etc.)	Visível presença da fauna	Presença distinta da fauna	Sem presença de fauna

Fonte: Callisto *et al.* (2002). Adaptado

O valor final do protocolo de avaliação foi obtido a partir do somatório dos valores atribuídos a cada parâmetro e com as condições encontradas no ambiente no dia da coleta. Os valores do PAR são avaliados conforme as observações da paisagem encontrada *in loco*, sendo: área impactada (0 a 25 pontos), área alterada (26 a 50 pontos) e área natural (51 a 75 pontos).

2.2.3 Tratamento de dados

A Utilização Aparente de Oxigênio (UAO), fornece uma estimativa da concentração de oxigênio utilizado na coluna d'água em relação a concentração de saturação, sendo medido pela diferença da

saturação provável da amostra e a medida *in situ* (VOLLENWEIDER *et al.* 1998).

Para avaliar se houve diferença significativa entre as áreas (oligo-euhalino) e os períodos amostrais (pré, veraneio e pós-veraneio), quanto aos valores do TRIX e PAR, aplicou-se a análise multivariada permutacional de variância PERMANOVA, com teste por pares (período x área). Esta análise foi gerada a partir da matriz de distância Euclidiana gerada com dados normalizados e aplicando 999 permutações. A análise de coordenadas principais (PCoA) foi usada para visualização gráfica da matriz quadrada, descrevendo a similaridade ou dissimilaridade entre variáveis (LANDIM, 2011). Neste estudo representou as diferenças entre as áreas e períodos amostrais. Essas análises foram realizadas pelo software PRIMER 6®. A análise de correlação simples de Pearson foi gerada para averiguar a correlação entre os índices gerados pelo TRIX e PAR, com auxílio do software R versão 3.1.2. (www.r-project.org/).

3 RESULTADOS

A qualidade ambiental na área interna não diferenciou entre os períodos amostrais (Tab.3). Nessa área, a salinidade variou de $0,4 \pm 0,2$ (pré-veraneio) a $1,4 \pm 2,2$ (veraneio). A utilização aparente do oxigênio encontrada na área foi de $91,17 \pm 11,35\%$ (pós-veraneio) e de $93,34 \pm 7,15\%$ (veraneio). As concentrações de NID foram de $1.843,7 \pm 217,7 \text{ mg.m}^{-3}$ no veraneio e de $2.055,11 \pm 242,65 \text{ mg.m}^{-3}$ no pós-veraneio. O PID variou de $247,72 \pm 243,09 \text{ mg.m}^{-3}$ a $431,81 \pm 293,71 \text{ mg.m}^{-3}$, no pré-veraneio e veraneio, respectivamente. A concentração de clorofila-*a* no veraneio apresentou valores de $0,86 \pm 0,90 \text{ mg.m}^{-3}$ e no pós-veraneio com $0,26 \pm 0,22 \text{ mg.m}^{-3}$. O TRIX indicou condição eutrófica para todos os períodos, com valores diferenciando de $7,74 \pm 0,11$ a $6,97 \pm 0,68$ para os períodos veraneio e pós-veraneio, respectivamente (Tab.2). O PAR alternou de $24,00 \pm 1,50$ no veraneio a $24,83 \pm 1,33$ no pós-veraneio, classificando como impactado (Fig.2). Observou-se na área uma evolução da degradação ambiental no trecho interno ao rio Papaquara ao longo das amostragens (Fig.3). No pré-veraneio (Fig.3A) a água exibia coloração típica de áreas rica em ácidos húmicos, e nos demais períodos a presença de oleosidade na água em razão da degradação das macrófitas aquáticas (Fig.3 B e C).

Figura 2 - Estado Trófico na bacia do Papaquara, pelo TRIX e PAR nos períodos amostrais, pré-veraneio (A), veraneio (B) e pós-veraneio (C).

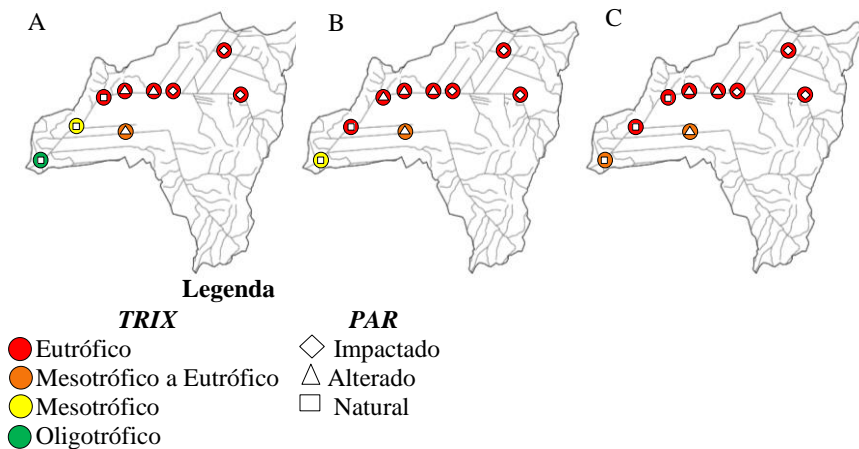
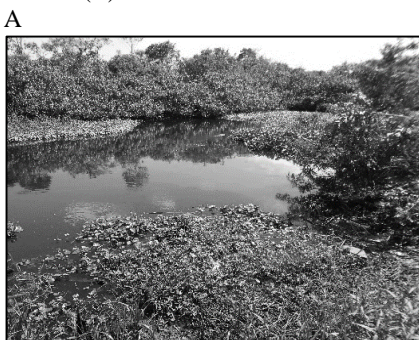


Figura 3 – Fotos do Ponto Amostral 2, área interna do estuário do rio, área que recebe efluentes da ETE, nos períodos pré-veraneio (A), veraneio (B) e pós-veraneio (C)



C



Fonte: SILVA, A.R.; BELTRAME, A. da V.

A qualidade ambiental da área mediana divergiu entre os períodos amostrais, com o pré-veraneio apresentando melhor condição, quando comparado com os períodos veraneio e pós-veraneio (Tab.3). A salinidade variou de $8,43 \pm 7,35$ psu a $1,67 \pm 1,01$ psu no veraneio e pós-veraneio, respectivamente. A utilização aparente do oxigênio oscilou de $85,05 \pm 3,11\%$ no pré-veraneio a $87,49 \pm 11,77\%$ no veraneio. As concentrações de NID no pré-veraneio foram de $1.215,21 \pm 266,06 \text{ mg.m}^{-3}$ e pós-veraneio com $1.652,62 \pm 187,46 \text{ mg.m}^{-3}$. A concentração de N-amoniacal predominou nestes dados de NID, de $83,95 \pm 33,96\%$ e $90,88 \pm 8,33\%$ para os mesmos períodos amostrais. O PID foi de $128,09 \pm 62,08 \text{ mg.m}^{-3}$ e $286,22 \pm 176,66 \text{ mg.m}^{-3}$, nos períodos de veraneio e pós-veraneio. A concentração de clorofila-*a* no veraneio apresentou valores de $0,90 \pm 0,81 \text{ mg.m}^{-3}$ e no pré-veraneio de $0,15 \pm 0,08 \text{ mg.m}^{-3}$. No TRIX os resultados foram de $6,34 \pm 0,25$ no pré-veraneio e $7,17 \pm 0,21$ no veraneio classificado como eutrófico. O PAR no veraneio foi $32,50 \pm 1,22$ no pré e pós-veraneio $35,17 \pm 0,41$ considerado alterado, nestes dois períodos (Fig.2).

Figura 4 - Ponto Amostral 6, área externa do estuário do rio Papaquara, nos períodos pré-veraneio (A), veraneio (B) e pós-veraneio (C), local com as melhores condições ambientais.



Fonte: SILVA, A.R.; RODRIGUES, C.J.

Os dados demonstram que a área externa apresentou uma piora da qualidade ambiental entre os períodos amostrados (Tab. 3, Fig.4). A salinidade na área externa foi $13,50 \pm 11,71$ psu no veraneio e de $3,89 \pm 2,20$ psu no pós-veraneio. Os valores do uso aparente do oxigênio no veraneio foram de $63,62 \pm 24,06\%$ e no pré-veraneio $76,36 \pm 5,70\%$, sendo melhor condição em decorrência do efeito da maré no sistema. Os valores de NID no veraneio foi de $911,43 \pm 378,17$ mg.m^{-3} e o pós-veraneio $1.549,95 \pm 356,52$ mg.m^{-3} . As concentrações de N-amoniacal sobressaíram com valores de $96,25 \pm 1,67\%$ e $88,46 \pm 7,41\%$ do NID para os períodos amostrais. O PID foi de $53,96 \pm 35,82$ mg.m^{-3} pós-veraneio e

248,95±115,48 mg.m⁻³ pós-veraneio. As concentrações de clorofila-*a* no veraneio foram de 1,00±0,74 mg.m⁻³ e no pré-veraneio com 0,14±0,15 mg.m⁻³. O TRIX foi de 5,19±1,23 no pré-veraneio, classificando como mesotrófico a eutrófico. No veraneio (6,70±0,04) e pós-veraneio (7,06±0,02) este foi classificado como eutrófico. PAR oscilou de 48,50±14,79 a 63,00±0,00, classificado como alterado no veraneio, e natural nos demais períodos (Fig.3).

Tabela 2 - Dados utilizados no TRIX (Índice Trófico), concentração de nitrogênio inorgânico dissolvido (NID, em mg.m⁻³), fósforo inorgânico dissolvido (PID, em mg.m⁻³), clorofila-*a* (Chl-*a*, em mg.m⁻³), utilização aparente do oxigênio dissolvido (UAO). A área interna (I), área mediana (M) e área externa (E) do rio Papaquara. Nos períodos de pré-veraneio (PV), veraneio (V) e pós-veraneio (VP), amostragem 2013/2014.

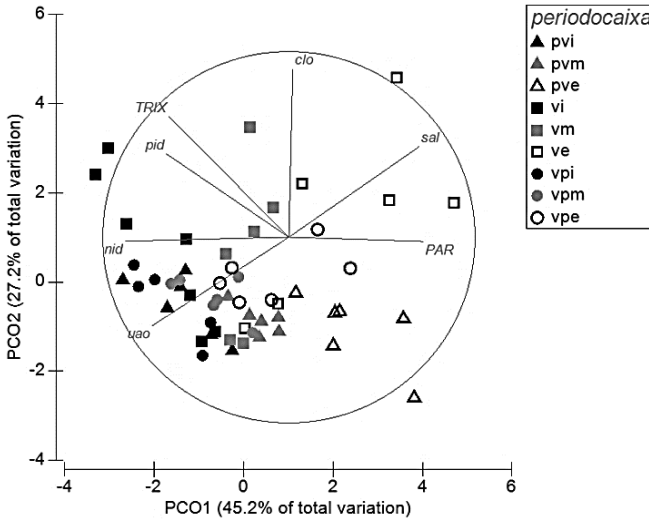
PERIODO	ÁREA	NID (mg.m ⁻³)	PID (mg.m ⁻³)	Chl- <i>a</i> (mg.m ⁻³)	UAO
PV	I	1861,68 ±183,49	247,72 ±243,03	0,31 ±0,40	92,27 ±6,27
	M	1215,21 ±266,06	130,04 ±87,75	0,15 ±0,08	85,04 ±3,11
	E	959,16 ±237,36	53,96 ±35,82	0,14 ±0,15	76,34 ±5,70
V	I	1843,67 ±217,65	431,81 ±293,71	0,86 ±0,73	93,34 ±7,15
	M	1460,38 ±193,79	128,09 ±62,08	0,90 ±0,81	87,49 ±11,77
	E	911,43 ±378,17	132,72 ±142,90	1,00 ±0,74	63,62 ±24,06
VP	I	2055,11 ±242,65	300,28 ±271,84	0,86 ±0,73	91,17 ±11,35
	M	1652,62 ±187,46	286,22 ±176,66	0,26 ±0,22	86,39 ±3,55
	E	1549,95 ±356,52	248,95 ±115,48	0,32 ±0,32	75,51 ±16,49

Tabela 3 - Resultado da análise de PERMANOVA entre período em área e áreas em períodos com os dados de TRIX e PAR, nas áreas interna (i), mediana (m) e externa (e) do rio Papaquara, nos períodos de pré-veraneio (pv), veraneio (v) e pós-veraneio (vp).

Diferença entre períodos para cada área									
		<i>df</i>	<i>MS</i>	<i>Pseudo-F</i>	<i>Permanova</i>	<i>Permutação</i>			
Período		2	58,65	14,73	0,001	999			
Período x Área		6	12,25	3,07	0,001	999			
Res		45	3,97						
<i>Período</i>	<i>Interna</i>			<i>Mediana</i>			<i>Externa</i>		
	<i>T</i>	<i>df</i>	<i>perm</i>	<i>T</i>	<i>Df</i>	<i>perm</i>	<i>t</i>	<i>df</i>	<i>perm</i>
pv, v	1,74	11	0,12	2,67	10	0,02	2,17	10	0,02
pv, vp	0,29	9	0,77	2,50	10	0,04	2,66	10	0,01
v, vp	1,55	10	0,16	0,85	10	0,40	2,08	10	0,02
Diferença entre Área por período amostral									
		<i>df</i>	<i>MS</i>	<i>Pseudo-F</i>	<i>Permanova</i>	<i>Permutação</i>			
Período		2	27,56	6,93	0,001	999			
Área x Período		6	23,08	5,80	0,001	999			
Res		45	3,97						
<i>Área</i>	<i>Pré-veraneio</i>			<i>Veraneio</i>			<i>Pós-veraneio</i>		
	<i>T</i>	<i>df</i>	<i>perm</i>	<i>T</i>	<i>Df</i>	<i>perm</i>	<i>t</i>	<i>df</i>	<i>perm</i>
i,m	2,78	10	0,02	1,59	11	0,12	1,53	9	0,12
i,e	4,11	10	0,00	3,10	11	0,003	6,88	9	0,00
m,e	3,13	10	0,01	2,14	10	0,016	7,21	10	0,01

A correlação entre os índices TRIX e PAR quando analisada entre todos os períodos amostrais foi significativa (método de Pearson, r : -0,50, p : 0,00, $df_{1,79}$: 26,02), sendo a correlação inversa, pois o maior valor de TRIX e menor PAR indicam pior qualidade ambiental na área. Logo, ao correlacionar as variáveis por período amostral, somente o pré-veraneio (r : -0,66, p : 0,00, $df_{1,25}$: 19,74) e veraneio (r : -0,05, p : 0,00, $df_{1,25}$: 12,24) foram significativos. Contudo, na correlação por área, somente a interna foi significativa (r : -0,47, p : 0,01, $df_{1,25}$: 6,98).

Figura 5 – Gráfico da análise de coordenadas principais (PCoA) com as variáveis utilizadas na equação do TRIX e os resultados do protocolo de avaliação rápida (PAR), por período amostral e área do rio Papaquara



Legenda: pré-veraneio na área interna (pvi), pré-veraneio na área mediana (pvm), pré-veraneio na área externa (pve); veraneio na área interna (vi), veraneio na área mediana (vm), veraneio na área externa (ve) e pós-veraneio na área interna (vpi), pós-veraneio na área mediana (vpm), pós-veraneio na área externa (vpe)

A PCoA (Fig.5) mostrou que nos eixos PCo1 (45,2%) e PCo2 (27,2%) representaram 72,4% da variabilidade dos dados. O eixo 1 indicou tendência espacial, onde amostras da área externa estão posicionados na porção positiva do eixo em oposição as amostras das áreas internas e medianas. Os dados das amostras da área externa indicam uma tendência para maiores concentrações de salinidade e ao PAR. Todavia, a área interna e a mediana estão relacionadas com a utilização aparente de oxigênio (UAO), a concentração (NID e PID) e valores de TRIX, indicando estado de eutrofização. O eixo 2 indica tendência temporal, com as amostras de veraneio na porção positiva do eixo, o qual correlacionam-se com clorofila-*a*, TRIX, PID e salinidade.

4 DISCUSSÕES

A eutrofização é um fenômeno de origem antropogênica que ameaça à saúde dos ecossistemas costeiros (NIXON, 1995). As entradas de nutrientes pelos efluentes domésticos em áreas urbanizadas favorecem o aumento da biomassa fitoplânctônica e proliferação de macrófitas aquáticas. Essa biomassa ao se decompor promove um déficit na concentração de oxigênio dissolvido, resultando no empobrecimento da diversidade e no declínio na qualidade da água no local e adjacências.

Os resultados indicam que a área interna do Papaquara apresentou o estado eutrófico em todos os períodos amostrais. Essa condição manteve-se na área mediana do rio a partir do veraneio, não sofrendo modificação após a saída da população flutuante, no pós-veraneio. Por outro lado, a área externa apresentou a melhor condição ambiental, diferindo das demais áreas, fato esse que pode estar associado ao menor uso antrópico deste trecho da bacia, a presença da vegetação ciliar e à sua proximidade com o oceano, favorecendo a diluição de nutrientes e renovação de suas águas.

O Protocolo de Avaliação Rápida, modificado nesta pesquisa, foi utilizado para caracterizar a qualidade ambiental da paisagem, através das variáveis: área urbanizada, presença de vegetação aquática, presença de vegetação ciliar, resíduos sólidos nas margens e alteração na morfologia do rio. Estas variáveis são importantes para a manutenção da qualidade ambiental em bacias hidrográficas costeiras.

As bacias urbanas sofrem desequilíbrio em decorrência das ocupações antrópicas das margens e a falta de saneamento básico adequado (BREGUNCE, *et al.* 2011), tendo deficiência para a reciclagem e a remoção de nutrientes na água (TUFFORD *et al.* 2003). As bacias cuja urbanização ocupa de 10 a 30% da área total podem ser consideradas impactadas (ARNOLD; GIBBONS, 1996). Para delimitar a área urbanizada da bacia hidrográfica utilizou-se a ortoimagem de 2012 (IPUF, 2012), que mostrou que dos 32km² da área total da bacia do Papaquara, 22% são de área com mancha de urbanização. Sendo, da área total da bacia 47% comporta a área mediana, seguida da área interna (37%) e externa (16%) neste estudo. A área interna apresenta 51% da sua bacia de drenagem urbanizada; a mediana 8 % e a externa 2 %. Soma-se a isso, o fato de 20% da população da área não é atendida pela rede coletora de esgoto e utiliza fossas com sumidouros, que drenam para terrenos arenosos permeáveis e de lençol freático raso. Para fechar o cenário, a população flutuante de veraneio triplica o número de residentes,

provocando o aumento na carga do sistema de tratamento de água e sobrecarregando a estação de tratamento de esgoto ETE, cuja eficiência é de 30% na remoção de fósforo total (PT), sendo este efluente lançado em um canal artificial na área interna do rio Papaquara (ICMBIO, 2011).

A presença das macrófitas aquáticas nas áreas interna e mediana do Papaquara, como a *Salvinia auriculata* (orelha-de-onça), *Pistia stratiotes* (alface d'água) e *Eichhornia crassipes* (aguapé) é favorecida pela entrada de nutrientes e outras alterações antrópicas como dragagens e retificação, e também pela falta de predadores herbívoros (NIELSEN, 1997; CAMARGO *et al.* 2003; MUFARREGE; HADAD; MAINE, 2010). Essas vegetações aquáticas são encontradas em regiões tropicais, onde ocupam superfícies de rios, lagos e reservatórios, sendo indicadoras do processo de eutrofização (BIANCHINI JUNIOR, 2003). A partir da ortomagem de 2012 (IPUF, 2012), observamos que 51% do espelho da água do rio na área interna estava coberta por macrófitas aquáticas, enquanto que a área mediana apresentou 26% e a área externa não apresentou a vegetação aquática. As macrófitas aquáticas são filtradoras de nutrientes da coluna da água, conforme indicam as pesquisas realizadas no lago de planície de inundação do rio Mogi-Guaçu, onde constatou-se que 71% do nitrogênio encontrava-se retido na biomassa das macrófitas e 29% na coluna d'água (NOGUEIRA; ESTEVES, 1990). Essas macrófitas são amplamente utilizadas em sistemas *wetland* de tratamento de efluente doméstico, devido à sua eficiência na absorção de fósforo e metais conforme propõem Mufarrega *et al.* (2010). Contudo, se mantidas no sistema, ao morrerem disponibilizam novamente esses nutrientes para o sistema, aumentando a velocidade do processo de eutrofização (BIANCHINI JUNIOR, 2003), além de favorecer o consumo de oxigênio como observado no presente estudo.

A vegetação ciliar e zonas úmidas também são utilizadas como indicadores de qualidade ambiental no PAR, pois contribuem para o ciclo e a retenção de P e N, nutrientes importantes para a eutrofização, como observado em ecossistemas dos Estados Unidos, Canadá e Europa (WITHERS; JARVIE, 2008; RANALI; MAGALADY, 2010). Além disso, as vegetações ciliares evitam o assoreamento das margens (MINATTI-FERREIRA; BEAUMORD, 2006). Conforme nossa observação por meio das ortomagens, a área interna possui 37% de vegetação ciliar, composta por vegetação secundária e exótica (*Pinus sp.*). Na área mediana, a vegetação ciliar ocupa 68% das margens do Papaquara, sendo suprimida por ocupações irregular e pastagem. A área externa do rio Papaquara somando as margens tem 71% de vegetação ciliar composta por manguezal e marismas, os quais são considerados

“reatores químicos”, devido às suas fisiologias, processos biogeoquímicos e à influência ativa na mobilidade de nutrientes (WÖSTEN *et al.* 2003; SILVA *et al.* 2007). Apesar da lei ambiental brasileira considerar como Área de Preservação Permanente (APP) a vegetação ciliar ao longo dos rios, as áreas do rio Papaquara têm suas APPs alteradas, sendo estas substituídas por espécies exóticas (*Pinus*), pastagem e urbanização. Como já apontado por vários autores (GILMAN *et al.* 2008; KRISTENSEN, 2008; SOARES; DOMINGUES, 2012; LI *et al.* 2014), a supressão da vegetação ciliar, incluindo os manguezais, reduz a qualidade das águas costeiras, que recebem poluentes das bacias hidrográficas, como observado neste estudo. Além de diminuir a biodiversidade e alterar os serviços ecossistêmicos, entre eles a diminuição de peixes e crustáceos. A destruição de manguezais também favorece a oxidação do carbono orgânico estocado no solo, agravando a emissão de CO₂ para a atmosfera e o aquecimento global (RAMSAR, 2001).

A manutenção da qualidade da água de um ecossistema que recebe despejo de efluentes depende dos regimes hidrodinâmicos induzidos por mecanismos de transporte advectivo e de dispersão, e das transformações químicas e biológicas sofridas pela mistura nos corpos d’água como afirmado por Araújo e Melo (2000). O rio Papaquara e a maioria dos seus afluentes apresentam retificação de seus canais, ocasionando a perda da sinuosidade natural. Essas modificações da estrutura fluvial alteram o regime hídrico, favorecendo o processo erosivo das margens, afetando a qualidade da água e a distribuição de sedimento ao longo do rio (RODRIGUES; CASTRO, 2008; SALOMONS, 2005). Como consequência ocorre o assoreamento do rio, que resulta na perda de habitats aquáticos, já que o mesmo se torna cada vez mais raso e estreito (MINATTI-FERREIRA; BEAUMORD, 2006) e ainda provoca inundações no período chuvoso. Além disso, nas margens do rio Papaquara e no seu leito foi visível o depósito de resíduos sólidos (papel, plásticos, madeiras, metais e etc.), principalmente na área interna. O despejo desses resíduos é um hábito cultural existente e deve ser foco de educação ambiental para reverter esse quadro (MUCELIN; BELLINI, 2008). Observa-se, portanto, que qualidade ambiental do Papaquara está sendo comprometida, não somente em termos de nutrientes e eutrofização, mas também pela perda de habitats, ocasionada pela poluição e despejo de resíduo sólido (REITERMAJER *et al.* 2011).

Além desses aspectos observados, os resultados das variáveis desta pesquisa analisadas pelo PAR ofereceram uma visão geral da qualidade ambiental da paisagem, cujos dados podem ser utilizados de forma rápida

e econômica pelos gestores na tomada de decisões (FERNANDEZ; SANDER, 2006; VARGAS; FERREIRA JUNIOR, 2012). O PAR aplicado no presente estudo apresentou-se adequado para caracterizar a qualidade da água do rio quando comparado ao índice TRIX. Contudo, sua aplicação mostrou-se mais eficiente em áreas com forte pressão antrópica e estresse ambiental, como na área interna e períodos de veraneio e pós-veraneio. Nas áreas medianas e externas, o PAR indicou melhor qualidade ambiental, enquanto o TRIX apontou para condições eutróficas, principalmente nas amostragens de veraneio e pós-veraneio. As amostragens foram realizadas na maré baixa de sizígia, quando a água continental teve maior interferência sobre o sistema, porém pode ser que, em condições de maré de alta, a condição ambiental do rio seja melhor, o que não foi analisado nesta pesquisa. A qualidade da água nas áreas mediana e externa, avaliada pelo TRIX, é dependente do uso a montante do rio. Isso quer dizer que a urbanização da área interna está influenciando a qualidade das demais áreas, como observado em outros sistemas límnicos (BEST; WITHER; COATES, 2007; VILLATE *et al.* 2013).

Em virtude dos projetos de urbanização atuais e previstos, a área interna do rio sofrerá um aumento em sua área impermeabilizada. Como por exemplo, com a finalização das obras do Sapiens Parque, esse ocupará 4,5 km² da área em comparação aos 0,3 km² atuais, isto representa um aumento de 36% na urbanização da área interna do rio, o que poderá agravar e acelerar as modificações do ecossistema da área (PORTO FILHO *et al.* 2012). Além dos projetos de urbanização, soma-se o turismo como indústria mundial que contribui para o crescimento econômico local, trazendo impactos ao meio ambiente (DIOS *et al.*, 2012) quando não é adequadamente planejado. A receita gerada pelo turismo no Estado de Santa Catarina foi de aproximadamente 3 bilhões de reais, nos meses de janeiro a março de 2012 (FIESC, 2013). Cabe aos gestores e aos órgãos de proteção ambiental trabalharem juntos de forma a evitar ou minimizar os impactos ambientais na bacia do rio Papaquara. À medida que ocorre o crescimento populacional na bacia hidrográfica, aumentam os conflitos, sendo necessária maior atenção para a proteção dos recursos hídricos visando ao seu aproveitamento de forma racional (MOREIRA *et al.*, 2012) e sustentável. Na Europa, os planos de manejo integrado de bacias hidrográficas (PGBH) estão focando na restauração do estado ecológico dos ecossistemas fluviais, em que 73% das ações são dedicadas a melhorar a quantidade de água e as condições de qualidade dos ecossistemas aquáticos (TÁNAGO; JALÓN; ROMÁN *et al.*, 2012). Essas condições podem ser consideradas como determinantes para a

qualidade ambiental observada neste estudo, condições essas que podem ser revertidas por uma gestão eficiente da área.

CONCLUSÃO

O Protocolo de Avaliação Rápida (PAR) mostrou-se adequado para caracterizar a qualidade ambiental do estuário quando comparado ao Índice Trófico (TRIX), principalmente na área mais degradada. O rio Papaquara sofre processo de eutrofização devido aos impactos oriundos da área interna, mais urbanizada, para a externa do estuário, com a piora da qualidade da água no período de veraneio. Essa condição se manteve no sistema mesmo após a saída da população flutuante, refletindo no pós-veraneio. A urbanização, o ineficiente sistema de tratamento de esgoto, o uso das APPs e do rio como depósito de resíduos sólidos são as principais alterações das condições naturais do sistema.

CAPITULO V – PROCESSOS BIOGEOQUIMICOS NA BACIA DO RIO/ESTUARINO PAPAQUARA/SC

RESUMO

As bacias hidrográficas costeiras sofrem pressão da urbanização, principalmente no período de veraneio, ocasionando perda na qualidade ambiental pela da entrada de nutrientes, oriundos de fontes pontuais e difusas. Esta pesquisa foi realizada na bacia hidrográfica do Papaquara/SC, uma região em que a população aumenta 280% pela atividade turística de veraneio. O presente estudo analisou o processo de eutrofização, entre a primavera de 2013 e o outono de 2014, tendo como referência os períodos de pré-veraneio, veraneio e pós-veraneio. Na água foram analisadas as variáveis físicas *in situ*, físico-químicas e nutrientes inorgânicos dissolvidos (NID, N-amoniaco, nitrito e nitrato, ortofosfato e POD) e biomassa fitoplanctônica (clorofila-*a* e feofitina-*a*). No sedimento avaliou-se a concentração de matéria orgânica, nitrogênio total (NT) e fósforo total (PT). Os dados foram agrupados para a análise PERMANOVA, a fim de testar a diferença entre áreas e períodos. As variáveis foram representadas na PCoA, com as correlações Spearman $p > 0,05$. Utilizou-se o modelo K_d para avaliar o balanço de fósforo na interface água-sedimento. Os resultados indicaram que 23% do sistema sofreu hipóxia, predomínio das concentrações de N-amoniaco, PID e matéria orgânica, devido ao lançamento de efluentes pontual da ETE e difusa da urbanização, que também refletiu no sedimento. O sedimento ao longo do rio se comportou como sorvedouro de P, mantendo este elemento no sistema, tornando-o frágil frente à eutrofização, já que o P é limitante para a produção primária no estuário. A área interna mostrou-se em estado eutrófico em todos os períodos amostrais e no veraneio as demais áreas sofreram piora na qualidade ambiental. A pesquisa indicou que os efluentes tratados pelo sistema UASB, que são lançados no Papaquara necessitam de pós-tratamento, a fim de minimizar os efeitos no ecossistema aquático.

Palavras-chave: Zonas Costeiras, Eutrofização, Qualidade da água; Sedimento; Antropização

ABSTRACT

The coastal watersheds suffer from the urbanization pressure, especially in the summer period, causing loss on the environmental quality for the input of nutrients, originating from point and diffuse sources. This research was conducted in the basin of Papaquara / SC, a region where the population increases by 280% of summer tourism. This study analyzed the process of eutrophication, between spring 2013 and autumn 2014, with reference to the periods of pre-summer, summer and after-summer. In the water were analyzed the physical variables in situ, physical-chemical and dissolved inorganic nutrients (NID, N-ammonia, nitrite and nitrate, orthophosphate and POD) and phytoplankton biomass (chlorophyll-*a* and pheophytin-*a*). The sediment evaluated the concentration of organic matter, total nitrogen (TN) and total phosphorus (TP). The data were grouped for analysis PERMANOVA in order to test the difference between areas and periods. The variables were represented at PC_oA, with Spearman correlations $p > 0.05$. We used the K_d model to evaluate the phosphorus balance in the sediment-water interface. The results indicated that 23% of the system suffered hypoxia, predominance of ammonia-N concentrations, PID and organic matter, due to the launch of the ETE effluent point and diffuse urbanization, which also reflected in the sediment. The sediment along the river behaved like drain on P, keeping this element in the system, making it fragile front to eutrophication, since P is limiting for primary production in the estuary. The inner area showed up in eutrophic in all sampling periods in the summer and other areas have suffered deterioration in environmental quality. The research has indicated that the treated effluent by UASB system, which are released in Papaquara require after-treatment in order to minimize the effects on aquatic ecosystem.

Keywords: Coastal Areas, eutrophication, water quality; sediment; anthropization

1 INTRODUÇÃO

As interações terra-mar nas zonas costeiras produzem dinâmicas e riscos ambientais de origem antropogênica, que estão correlacionadas ao excesso das cargas fluviais e da pressão populacional (MEYBECK; HELMER, 1989). Desta forma, as áreas estuarinas são caracterizadas por grande variabilidade de salinidade que influenciam os demais fatores

ambientais (SILVA, 2000), estresse da urbanização e do desenvolvimento socioeconômico (ELSDON *et al.* 2009, KOPPRIO *et al.* 2014). A eutrofização antrópica apresenta respostas biogeoquímicas (altos níveis de clorofila-*a*, redução da biodiversidade, hipóxia e anóxia) e ecológicas relacionadas direta e indiretamente aos ecossistemas na interface terra-mar, sendo os efeitos da eutrofização mais intensos nos estuários (CLOERN, 2001; JONGE *et al.* 2002). Os distúrbios gerados nos ecossistemas continentais, como rios, podem afetar o mar adjacente, apesar da capacidade tampão dos estuários (SILVA *et al.* 2007).

As paisagens urbanas afetam a qualidade da água e do sedimento pela alteração do transporte de nutrientes, do tempo de residência da água, retilinização de canais naturais e a introdução de novas fontes de contaminação (TUFFORD *et al.* 2003; BREGUNCE, *et al.* 2011; ANDUTTA *et al.* 2014). Nessas áreas há despejo de efluentes nos cursos hídricos, estes trazem os nutrientes nitrogênio (N) e fósforo (P), que constituem uma importante fonte nutricional para águas doces e marinhas. Logo, o acréscimo e a dinâmica de nutrientes são importantes no processo de eutrofização, provocando o elevado acoplamento entre água e sedimento, a entrada de matéria orgânica, formação de zonas hipóxicas/anóxicas, à proliferação de algas e macrófitas aquáticas flutuantes no sistema (COTANO; VILLATE, 2006; PAINTING *et al.* 2007; DRECHT *et al.* 2009; VILLATE *et al.* 2013; WETZEL; SCHOLLE; TESCHKE, 2014).

No Brasil, o estado de Santa Catarina (SC) tem movimentado bilhões de reais pela indústria turística de veraneio, sendo que o Município de Florianópolis foi apontado no *ranking* nacional como o segundo que mais arrecadou recursos, ocupando a segunda colocação, com 18% do receptivo internacional (MINISTÉRIO DO TURISMO, 2013). Por outro lado, o estado tem se destacado negativamente no cenário nacional como apresentando um dos piores sistemas de saneamento básico, tratando apenas 20% dos seus efluentes (SNIS, 2013), sendo que o município de Florianópolis tem apenas 46% de rede coletora de esgoto (TRATA BRASIL, 2008). A qualidade das águas das bacias hidrográficas costeiras sofre forte pressão da urbanização e de fontes de nutrientes, que promovem a eutrofização. Assim, a qualidade ambiental da área, que é o reflexo das ações antrópicas sobre o espaço, nesta pesquisa foi abordada pela qualidade da água e do sedimento, pode ser comprometida pela potencialização do aumento populacional, em decorrência da atividade de veraneio. Por essa razão este estudo teve por objetivo investigar como a atividade de veraneio afeta a dinâmica de

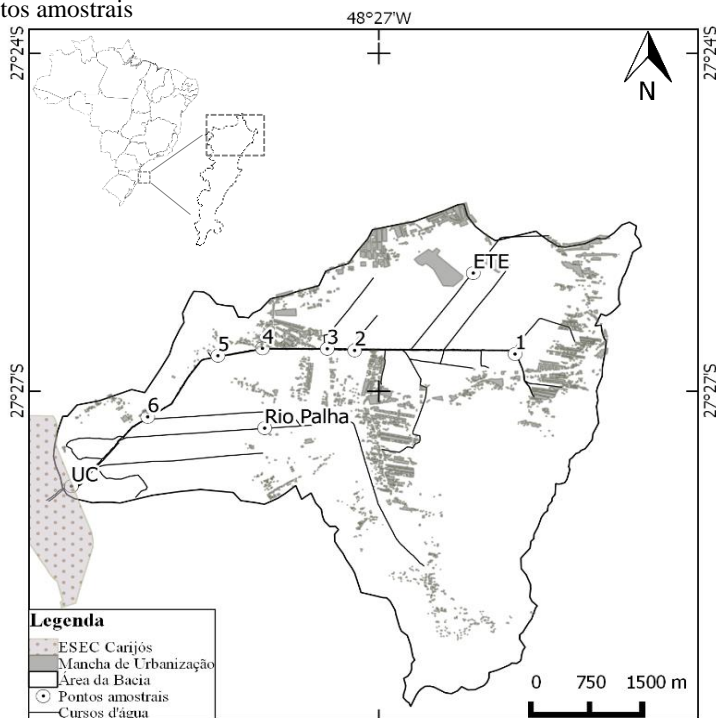
nutrientes na água e no sedimento ao longo do estuário do Papaquara e a resposta deste frente a essa alteração antrópica.

2 MATERIAIS E MÉTODOS

2.1 Área de Estudo

A bacia hidrográfica do Papaquara está no município de Florianópolis (SC), no norte da Ilha de Santa Catarina (Fig. 1). O clima regional é subtropical, com médias de temperatura mínima de 17,42 °C e máxima de 24,17 °C e a pluviosidade anual de 1.514 mm (INMET, 2015). A região sofre influência de micromarés com regime semidiurno, a amplitude média das marés é de 0,9 m (sizígia) e de 0,5 m (quadratura) (CRUZ, 1998 *apud* PAGLIOSA *et al.*, 2005).

Figura 1 - Mapa de localização bacia hidrográfica do rio Papaquara com os pontos amostrais



Fonte: Fidélis Filho (1998) Adaptado 48°27'W

A bacia hidrográfica do Papaquara possui área de 32 km² e 30.899 habitantes residentes (IBGE, 2010), tendo 22% da sua área urbanizada. A região é visada pelo turismo de veraneio, que gera um aumento em média de 280% do total da população local (CAMPANÁRIO, 2007). Na bacia hidrográfica está localizada a Estação de Tratamento de Esgoto de Canasvieiras (ETE) que lança seus efluentes tratados de forma secundária, cuja vazão é de 3.600 m³/dia em um afluente que deságua na área interior do rio Papaquara.

2.2 Amostragem

De acordo com o gradiente salino definido com base em Venice (1959) *apud* Wetzel; Scholle; Teschke (2014), três áreas amostrais foram definidas ao longo do estuário do Papaquara: a área interna oligohalina ($\pm 0,5$ a ± 5 psu); a área mediana oligo a mesohalina (± 5 a ± 18); e a externa mesohalina a euhalina (± 18 a ± 30). Em cada área foram definidos dois pontos amostrais. Além destes, o canal que recebe o efluente da ETE (E), o rio Palha (P), que drena 11,70 km² da bacia e que deságua na área externa, e a foz do rio Papaquara na UC ESEC Carijós (C) foram amostrados.

As amostragens ocorreram em três datas diferentes para cada período amostral: de pré-veraneio (outubro a dezembro/2013), veraneio (janeiro e fevereiro/2014) e pós-veraneio (março e abril/2014), totalizando 9 amostragens e 81 amostras. As coletas ocorreram em marés baixa de sizígia (DHN 2013, 2014), para que tivessem a melhor representação das águas fluviais.

2.3 Análise da qualidade da Água

A água de superfície foi obtida manualmente em cada ponto amostral com frascos plástico de alta resistência, previamente limpos em laboratório e fixados em um cambão (*clipping stick*) de 1m de comprimento. Em locais com presença de pontes, a água foi amostrada por garrafa de *Van Dorn* de fechamento horizontal. As amostras foram mantidas em uma caixa térmica com gelo ao abrigo da luz até processamento em laboratório. A concentração de oxigênio dissolvido (OD) foi estimada pelo método do Winkler, seguindo coleta, preservação, análise e cálculo descritos em Strickland e Parsons (1972). A temperatura

e salinidade da água foram medidas *in situ* com termosalinômetro (YSI EC 300, precisão de $\pm 0,2\%$) e o pH da água com pHmetro (AT 315 SP, ALFAKIT, precisão de $\pm 1\%$).

Em laboratório, as amostras de água foram filtradas conforme os procedimentos descritos em Strickland e Parsons (1972), utilizando filtro de microfibras de vidro 47mm GF-5 (marca MACHEREY-NAGEL). Sendo, um filtro para retenção da biomassa fitoplanctônica (clorofila e feofitina-*a*) e outro, pré-lavado e pesado, para a determinação do material particulado em suspensão (MPS). Após a filtração, a amostra para análise de nutrientes e o filtro para análise de biomassa foram congelados a -20°C até a análise. O filtro para análise do MPS foi seco em estufa a 60°C até atingir peso constante, sendo novamente pesado em balança analítica (Marte - Modelo AY220), todo o procedimento foi realizado de acordo com Strickland e Parsons (1972). As concentrações dos nutrientes inorgânicos dissolvidos nitrogenados (NID, N-amoniaco, nitrito e nitrato), o ortofosfato (PID) e fósforo orgânico dissolvido (POD) foram quantificadas por método colorimétrico (GRASSHOFF *et al.* 1983), em espectrofotômetro (Hitachi UV-290). A biomassa fitoplanctônica foi quantificada por fluorimetria (Fluorômetro Turner Designer-Trilogy), seguindo Strickland e Parsons (1972).

2.4 Análise da qualidade do Sedimento

As amostras de sedimento foram coletadas em cada ponto amostral com frascos plásticos de 70 ml, previamente limpos em laboratório e fixados em um cambão (*clipping stick*) de 1m de comprimento. As amostras foram mantidas no escuro e resfriadas em caixa térmica com gelo até processamento em laboratório. Em seguida, os sedimentos foram secados em estufa a 60°C até atingir peso constante, macerados e peneirados com uma peneira de 0,02 mm e armazenados em local seco para a análise.

O teor de matéria orgânica no sedimento foi determinado pelo método da mufla a partir da variação do peso da amostra antes e após incineração (SUGUIO, 1973), utilizando-se da balança (Marte - Modelo AY220). O teor do nitrogênio total (NT) foi avaliado seguindo a metodologia descrita em Tedesco *et al.* (1995), com auxílio do destilador de nitrogênio TE-0363-TECNAL. A determinação das concentrações de fósforo total (PT) foi obtida pelo método colorimétrico, descrito por Murphy; Riley (1962), utilizando-se do espectrofotômetro Hitachi UV-290. Essas análises foram todas executadas em triplicatas.

2.5 Climatologia

Os dados de temperatura atmosférica (°C) e precipitação (mm) de janeiro 2013 e abril de 2014 foram fornecidos pelo Instituto Nacional de Meteorologia (INMET, 2014).

2.6. Modelo K_d

A fim de compreender a dinâmica do P nas reações de adsorção-desorção que ocorrem na interface água-sedimento ao longo do estuário, utilizou-se o modelo de distribuição K_d (PRASTKA *et al.* 1998; PAGLIOSA *et al.* 2005). Este considera a razão entre a concentração de P no sedimento e na água, além da influência do material em suspensão (equação 2). No presente estudo, o balanço de P foi estimado utilizando-se as concentrações de P e de material em suspensão do ponto mais interno (a) e o subsequente ao longo do estuário (b), por exemplo, entre o ponto amostral 1 (a) e 2 (b), entre o ponto 2 (a) e 3(b) e assim sucessivamente.

$$\Delta P = \frac{(P_a^w K_d M_b) - (\alpha P_a^w (P_a^w M_b - M_a)) - (M_a P_a^S)}{1 + (K_d M_b (1 - \alpha)) + (\alpha K_d M_a)}$$

Onde: P_a^w e P_a^S são as concentrações de P (fósforo) na água e sedimento, respectivamente no local mais interno (a). M_a e M_b são as concentrações de material particulado em suspensão no local mais interno (a) e no ponto à jusante de a ao longo do estuário (b). O K_d é a razão entre a concentração de P no sedimento (P_b^S) e na água (P_b^w). Esse modelo assume que o P_a^w e no sedimento ($P_a^S M_a$) juntamente com a porção ressuspenso ($P^{res} + M^{res}$) é igual à soma do P na água (P_a^w) e no sedimento ($P_a^S M_a$) ao longo do estuário, devido a reação de equilíbrio. Sendo, α é a razão entre P ressuspenso (P^{res}) e P no sedimento (P_b^S) no estuário. O material particulado em suspensão no estuário M_b é igual à soma do material particulado em suspensão que entra no estuário (M_a) e o que é ressuspenso (M^{res}).

2.7 Tratamento dos dados

A fração de água doce contida em cada ponto amostral foi atribuída pela equação descrita em Miranda, Castro e Kjerfve (2002), a qual é importante para a compreensão do processo de mistura, circulação e estratificação do ambiente estuarino (ALCÂNTARA, 2008).

A análise de diferenças significativas entre as variáveis por período e área, deu-se com o teste não paramétrico de Kruskal-Wallis, utilizado para comparar três ou mais variáveis, com auxílio do programa *Statistica 10*. As análises das correlações entre diferentes variáveis foram geradas pelo Software R versão 3.1.2. (www.r-project.org/), com aplicação do método de Pearson. A análise estatística permutacional de variância, PERMANOVA, foi feita para testar a diferença entre períodos (pré-veraneio, veraneio e pós-veraneio) e áreas (interna, mediana e externa) utilizando-se do software PRIMER 6[®] (ANDERSON, 2001). A Análise de Coordenadas Principais (PC_OA) foi utilizada para a visualização gráfica da dissimilaridade entre os objetos (LANDIM, 2011), juntamente com a correlação do coeficiente Spearman $p > 0,05$, descrito em González-Ortegon *et al.* (2010).

3 RESULTADOS

As temperaturas atmosféricas estiveram dentro do esperado para o período de verão, com valores entre 20,56 e 28,62 °C. As precipitações pluviométricas acumuladas nos cinco dias que antecederam as amostragens variaram entre 17,7 (outubro) a 26,8mm (janeiro) (Tab.1)

Tabela 1 - Dados de precipitação acumulada (mm) dos cinco dias que antecederam as datas amostrais; temperatura atmosférica do dia de coleta (°C) e variação da altura da maré astronômica entre o início e final da amostragem. Amostragens do pré-veraneio, veraneio e pós-veraneio, entre outubro de 2013 e abril de 2014.

Período/ Coletas	Data	Temperatura do ar (°C)	Prec.(mm) (5 dias)	Maré (m)
Pré-veraneio	23/10/13	17,7	1,2	0,4 – 0,7
	07/11/13	20,1	14,8	0,5 – 0,9
	06/12/13	22,3	24,8	0,6 – 0,9
Veraneio	22/01/14	26,8	20	1 – 0,5
	14/02/14	24,2	0	0,3–1,2

	18/02/14	24,6	34,6	0,3
	30/03/14	26,3	26,3	0,2– 0,5
Pós-veraneio	16/04/14	22,2	5,8	0,2 – 0,3
	29/04/14	19,8	2,4	0,3

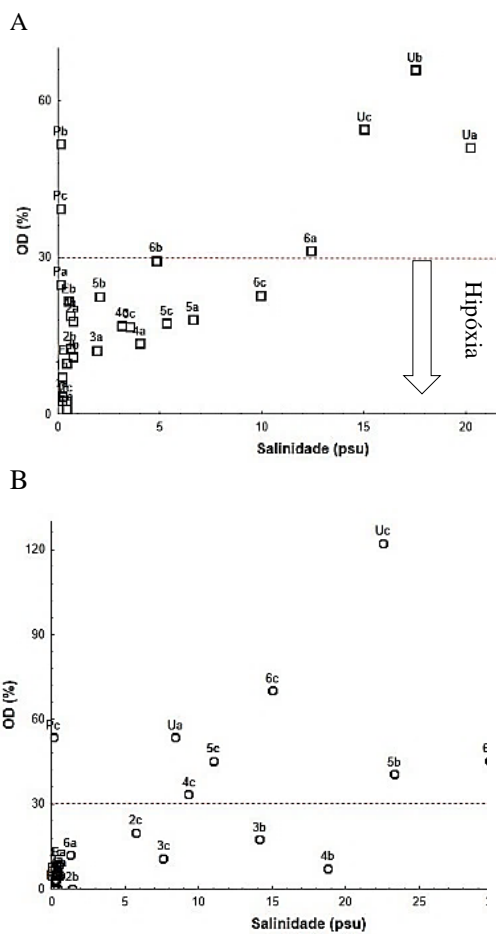
Fonte: INMET e DHN (2014)

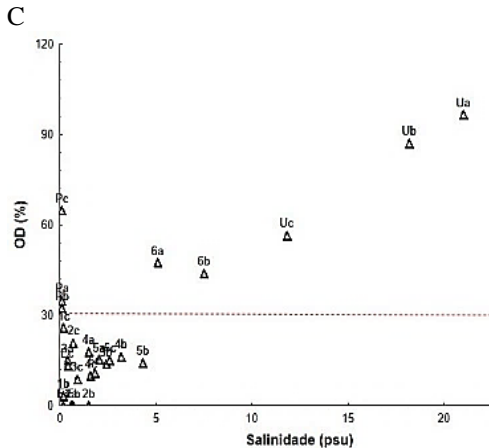
3.1 Qualidade da Água

As temperaturas das águas nos pontos amostrais refletiram o período do verão, com valores mínimos de $20,9 \pm 2,0$ °C e máximo de $26,9 \pm 0,7$ °C, nas amostragens do pré-veraneio e veraneio, respectivamente. O gradiente de salinidade encontrado ao longo do estuário foi caracterizado em oligohalino na área interna e de mesohalino a euhalino nas áreas mediana e externa. Os valores acima de 20 psu foram verificados nos pontos mais externos do rio, sendo que o máximo de 32 psu foi encontrado na segunda amostragem do veraneio, quando a condição de maré estava em enchente. Devido à condição de maré, a salinidade na primeira amostragem do veraneio foi de 8,4 psu. A água doce prevaleceu ao longo do estuário em todas as amostragens, variando de $59 \pm 36\%$ a $99 \pm 1\%$ na área externa e de $94,93 \pm 3,70\%$ a $98,83 \pm 0,68\%$ na área interna.

A saturação média de OD neste estudo foi de 23%, caracterizando condições de hipóxia no sistema. No período de pré-veraneio 91% dos pontos amostrados apresentaram estado de hipóxia e anóxia, 89% no veraneio e de 90 % no pós-veraneio. O OD mostrou-se diferente entre as áreas nos períodos de pré-veraneio e veraneio (Kruskal-Wallis $r: 13,55$ p: 0,00 e $r: 6,14$ p: 0,00, nesta ordem). As melhores condições de OD foram observadas na área externa e na UC quando associadas às maiores salinidades, sendo que o OD correlacionou-se com esta variável (Pearson $r: 0,70$, p: 0,00). A área mediana apresentou diferenças estatísticas desta variável entre os períodos amostrais (K-W $r: 8,72$ p: 0,01). A área interna apresentou anóxia nos períodos de veraneio e pós-veraneio, assim como a área mediana no veraneio. Os dados de OD% no ponto que recebe efluentes da ETE no veraneio foi de $3 \pm 5\%$ (Fig.2).

Figura 2 - Diagrama de saturação de oxigênio dissolvido em relação a salinidade, nos períodos de pré-veraneio (A), veraneio (B) e pós-veraneio (C)





Legenda: Área interna (pontos de 1-2), mediana (3-4) e externa (5-6), rio Palha (Pa), canal da ETE (E) e ESEC (Uc), nas amostragens de pré-veraneio (A), veraneio (B) e pós-veraneio (C), nas diferentes datas amostrais sendo 1ª amostragem do período (a), 2ª (b) e 3ª (c). A linha indica a concentração que define o estado de hipóxia (30% de saturação).

Os valores de pH refletiram a baixa concentração de OD e a influência da água doce e marinha no sistema, com valores variando entre $6,0 \pm 0,4$ na área mediana (pós-veraneio) e $7,6 \pm 0,3$ na área externa (pré-veraneio).

O N-amoniaco foi a forma nitrogenada que predominou no estudo, perfazendo 75% do NID (veraneio) (Tab.2). As menores concentrações ocorreram na área externa, o valor mínimo de $63,6 \pm 16,5 \mu\text{M}$ foi observado no pré-veraneio. As maiores concentrações foram observadas na área interna, com o valor máximo de $137,4 \pm 8,9 \mu\text{M}$ (pós-veraneio), sendo diferentes entre todos os períodos amostrais. A água continental apresentou-se como importante fonte desse nutriente, apresentando correlação inversa com salinidade (Pearson $r: -0,64$ $p:0,00$). A variação desse elemento também se mostrou associado ao do OD (Pearson $r: -0,70$ $p:0,00$). Na área da ETE as concentrações estiveram acima de $108,8 \mu\text{M}$.

As concentrações de NO_{2+3} variaram de $1,13 \pm 0,56 \mu\text{M}$, na área interna (veraneio) a $13,69 \pm 10,17 \mu\text{M}$, na área externa (pós-veraneio). O canal da ETE e o rio Palha apresentaram as maiores concentrações desse nutriente em todos os períodos amostrais, com destaque para o pós-veraneio cujas concentrações estiveram acima de $15 \mu\text{M}$ e apresentou o máximo de $123,4 \mu\text{M}$ (ETE). Essa variável mostrou-se diferente entre os períodos na área externa (K-W $r: 8,84$ $p:0,01$).

A ETE foi importante fonte de PID e POD para o rio, em que o valor máximo de 159,4 μM de PID foi observado no veraneio e o valor de 118,2 μM de POD ocorreu no pré-veraneio (Tab.2). Em todas as amostragens observou-se um decréscimo de PID da área interna para a área externa e UC. Contudo, não apresentou uma correlação com a salinidade, indicando que o sistema serviu como sumidouro deste nutriente. O PID foi diferente entre os períodos na área mediana (K-W $r=6,50$ $p=0,04$). As concentrações PID e POD se correlacionaram positivamente no pré-veraneio (Pearson $r:0,80$ $p:0,00$) e veraneio (Pearson $r: 0,55$, $p:0,00$), sendo que concentração do PID foi em média 6 vezes maior do que a do POD, dominando em 57% das observações.

Tabela 2 - Dados de nutrientes (N-amoniacoal, NO_{2+3} , PID e POD) e material sólido particulado (MPS), por período e área. Dados de média, desvio padrão, mínimo e máximo.

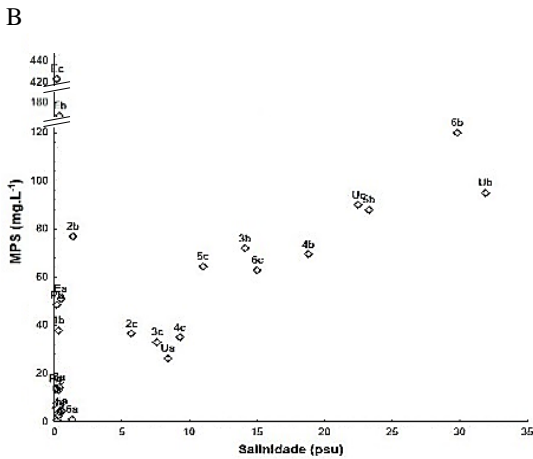
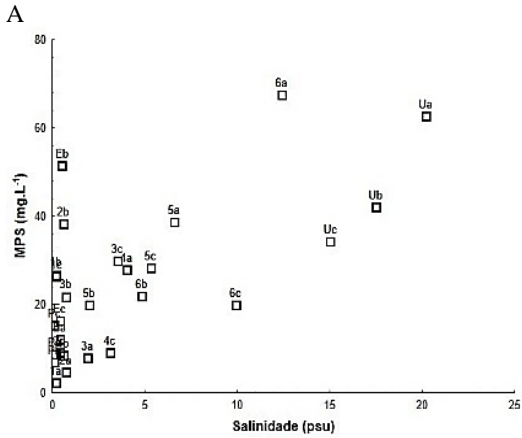
Nutriente	Período	Área	Média	Desvio Padrão	Mínimo	Máximo
N- Amoniacoal (μM)	PV	ETE	141,6	6,3	135,1	147,5
		I	129,4	11,9	107,9	147,5
		M	83,5	18,8	60,9	116,9
		PA	61,5	22,4	45,1	87,1
		E	63,5	16,5	39,5	82,2
		UC	31,9	0,3	31,6	32,1
	V	ETE	139,7	4,8	134,2	142,9
		I	130,6	15,9	102,1	143,0
		M	102,9	14,2	86,0	121,3
		PA	87,5	31,7	68,9	124,1
		E	66,1	30,2	32,2	100,8
		UC	37,4	6,5	30,0	40,8
	VP	ETE	123,9	15,6	108,8	139,9
		I	137,3	9,0	120,3	147,4
		M	111,1	14,2	96,7	131,1
		PA	93,2	43,3	60,7	142,3
		E	97,0	18,6	72,7	114,4
		UC	24,9	14,8	8,2	36,3
	PV	ETE	8,2	7,9	1,3	16,8
		I	3,53	3,8	1,06	11,1
M		3,30	1,7	1,4	5,9	
PA		10,4	4,4	2,5	31,8	
E		4,9	2,3	1,4	7,9	
UC		4,3	1,9	2,6	6,3	

NO₂₊₃ (μM)	V	ETE	2,5	2,3	0,8	2,6
		I	1,13	0,6	0,6	2,0
		M	1,4	0,6	0,8	2,3
		PA	1,1	0,2	1,0	1,2
		E	2,2	0,9	1,5	3,9
		UC	1,9	0,7	1,2	2,6
	VP	ETE	88,0	49,5	31,3	123,4
		I	9,6	11,4	0,8	28,1
		M	12,0	10,9	0,8	28,2
		PA	21,6	6,4	15,5	28,3
		E	13,7	10,2	2,3	28,9
PID (μM)	PV	UC	4,5	3,5	1,0	8,0
		ETE	29,8	7,0	23,7	37,5
		I	7,99	7,8	0,65	21,50
		M	4,1	2,8	2,0	9,2
		PA	0,5	0,3	0,4	0,8
		E	1,7	1,2	0,6	3,3
	V	UC	0,8	0,4	0,5	1,3
		ETE	132,4	23,8	123,2	159,4
		I	13,9	9,5	2,7	25,6
		M	4,1	2,0	1,4	6,6
		PA	1,3	0,0	0,3	1,3
VP	E	4,3	4,6	0,8	13,2	
	UC	1,3	0,7	0,6	0,7	
	ETE	80,8	38,8	53,0	125,1	
	I	9,7	8,8	0,6	19,2	
	M	9,2	5,7	1,3	16,2	
	PA	1,0	0,6	0,3	1,3	
	E	8,0	3,7	2,7	12,6	
	UC	7,0	5,0	1,3	10,5	
	PV	ETE	75,6	38,7	42,8	118,2
		I	11,8	11,3	0,5	32,6
M		6,2	4,4	0,3	11,5	
PA		0,9	0,3	0,7	1,3	
E		4,2	2,7	1,8	8,6	
UC		2,6	1,8	1,5	4,6	
POD (μM)	V	ETE	17,4	19,3	0,0	38,1
		I	1,8	2,6	0,0	5,3
		M	2,4	2,3	0,0	5,3
		PA	0,0	0,0	0,0	0,0
		E	2,6	2,1	0,0	5,5
		UC	0,6	0,7	0,0	0,4
		ETE	27,9	48,3	0,0	83,6

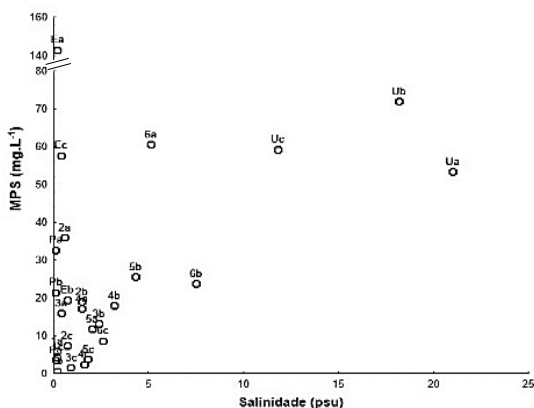
MPS (mg.L⁻¹)	VP	I	9,9	19,4	0,5	49,3
		M	17,0	22,0	0,0	52,1
		PA	0,1	0,2	0,0	0,3
		E	13,2	16,3	1,1	39,8
		UC	0,4	0,7	0,0	1,1
	PV	ETE	26,7	21,6	12,2	51,6
		I	18,0	14,6	2,4	38,4
		M	17,6	10,2	8,0	30,0
		PA	10,4	4,5	7,0	15,4
		E	32,8	18,5	20,0	67,6
	V	UC	46,5	14,7	34,4	62,8
		ETE	197,0	212,7	0,7	423,0
		I	27,9	29,1	0,7	77,0
		M	38,1	27,9	4,0	72,0
		PA	25,3	20,1	13,5	48,5
	VP	E	56,8	46,7	1,0	120,0
		UC	70,4	38,3	26,3	95,0
		ETE	73,4	63,2	19,5	143,0
		I	12,2	13,2	0,7	36,0
		M	11,4	7,4	1,6	18,0
VP	PA	19,3	14,7	3,6	32,7	
	E	22,4	20,6	3,8	60,6	
	UC	61,6	9,5	53,4	72,0	

Os máximos de MPS foram observados próximo a ETE nos períodos de veraneio ($197,0 \pm 212,7$ mg.L⁻¹) e pós-veraneio ($73,4 \pm 63,2$ mg.L⁻¹) (Fig.3). No Papaquara, as concentrações variaram de $27,9 \pm 29,0$ mg.L⁻¹ na área interna (veraneio) a $61,6 \pm 9,5$ mg.L⁻¹ na área externa (pós-veraneio). Essa variável correlacionou-se com a salinidade no pré-veraneio (Pearson $r:0,67$, $p:0,00$), com a feofitina-*a* no pós-veraneio ($r:0,61$, $p:0,00$) e com o PID no veraneio (Pearson $0,60$, $p:0,00$) e pós-veraneio (Pearson $r:0,67$, $p:0,00$).

Figura 3 – Diagrama do material particulado em relação a salinidade, nos períodos de pré-veraneio (A), veraneio (B) e pós-veraneio (C), dividido por coletas 1^a (a), 2^a(b) e 3^a(c)

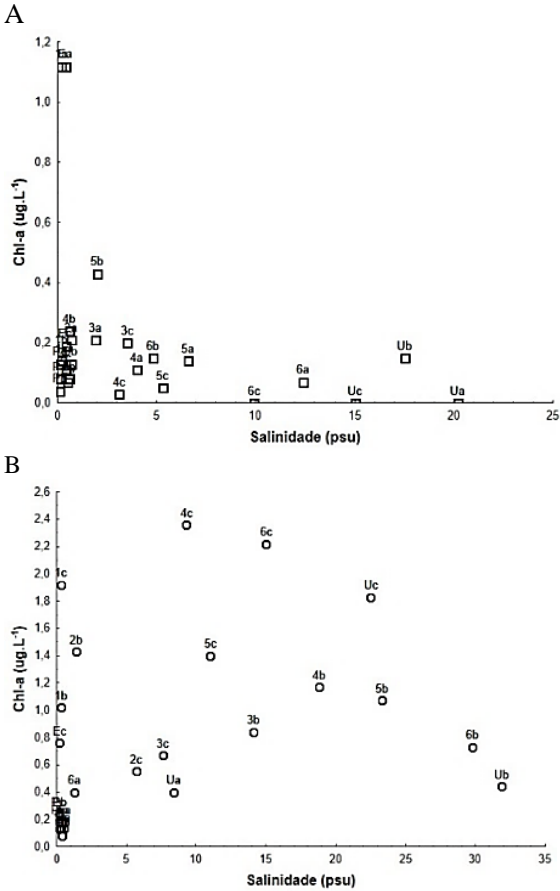


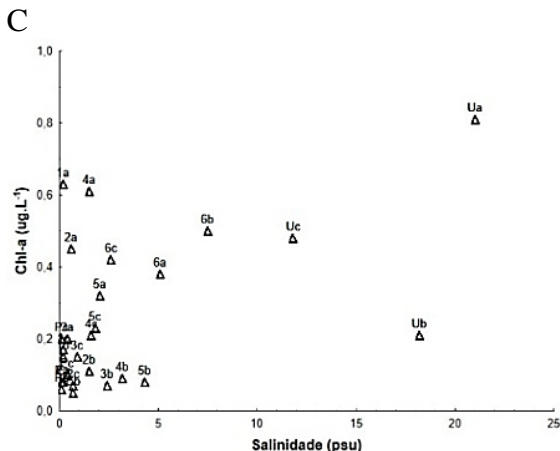
C



A concentração de clorofila-*a* no veraneio foi pelo menos o triplo das concentrações observadas nos demais períodos amostrais (Fig. 4), variando na área externa de $0,14 \mu\text{g.L}^{-1}$ (pré-veraneio) a $1,00 \mu\text{g.L}^{-1}$ (veraneio). Esta variável correlacionou-se com OD no veraneio (Pearson $r:0,42$ $p:0,00$) e no pós-veraneio (Pearson $r: 0,39$, $p:0,00$), quando correlacionou-se também com a salinidade (Pearson $r:0,49$, $p:0,00$) e N-amoniacoal (Pearson $r:-0,49$, $p:0,00$). Em 89% das medidas, a concentração de clorofila foi pelo menos o dobro da feofitina-*a*, a qual variou entre $0,01 \mu\text{g.L}^{-1}$ (áreas mediana e externa no período de pós-veraneio) e $0,05 \mu\text{g.L}^{-1}$ (área externa no período de pré-veraneio).

Figura 4 – Diagrama de concentração de clorofila-a em relação a salinidade, nos períodos de pré-veraneio (A), veraneio (B) e pós-veraneio (C), dividido por coletas 1ª(a), 2ª(b) e 3ª(c)





3.2 Qualidade do Sedimento

Os valores mínimos e máximos de teor de MO encontrados na pesquisa foram no período de pós-veraneio, sendo 1,7% no ponto da UC e 58,8% no ponto da ETE. As concentrações de PT verificadas foram de $6,0 \mu\text{mol.g}^{-1}$ no ponto amostral do rio Palha (pré-veraneio) e $33,5 \mu\text{mol.g}^{-1}$ no ponto da ETE (veraneio). As concentrações de NT mínima e máxima, foram constatadas no pós-veraneio, no ponto da UC de $32,7 \mu\text{mol.g}^{-1}$ e $642,4 \mu\text{mol.g}^{-1}$ no ponto amostral da ETE. Esse ponto amostral é caracterizando como fonte de nutrientes para o sistema (Tab. 3). O teor de matéria orgânica e NT diminuíram da área interna para a UC, enquanto que a concentração de PT não variou ao longo do sistema (Tab.3).

Tabela 3 - Dados de matéria orgânica (MO%) e nutrientes (PT e NT) por período e área. Dados de média, desvio padrão, mínimo e máximo. Os pontos amostrais ETE, Palha e UC, com N=1 e os pontos da área (I, M, E) com N=3.

Nutriente	Período	Área	Média	Desvio Padrão	Mín	Máx
		ETE	49,7	-	-	-
	PV	I	8,7	10,7	1,2	16,3
		M	8,1	7,9	2,5	13,8
		PA	0,5	-	-	-
		E	11,0	9,7	3,8	17,5
		UC	2,1	-	-	-

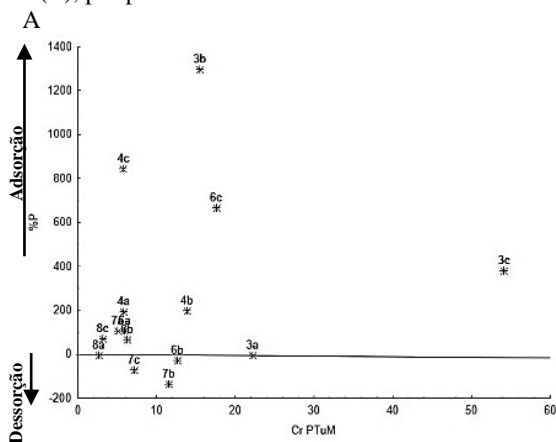
MO (%)	V	ETE	55,0	-	-	-
		I	16,3	19,4	2,6	30,0
		M	3,7	0,9	3,0	4,4
		PA	3,2	-	-	-
		E	8,3	6,6	3,6	12,9
	UC	3,1	-	-	-	
	VP	ETE	58,8	-	-	-
		I	21,5	26,4	2,8	40,2
		M	3,5	0,9	2,9	4,1
		PA	1,1	-	-	-
E		13,0	11,2	5,1	20,9	
UC	1,7	-	-	-		
NT ($\mu\text{mol.g}$)	PV	ETE	451,5	-	-	-
		I	52,5	30,4	31,0	74,0
		M	58,2	17,4	45,9	70,5
		PA	74,1	-	-	-
		E	35	18,0	22,4	47,6
	UC	37,8	-	-	-	
	V	ETE	112,3	-	-	-
		I	326,0	310,0	107,5	545,2
		M	129,4	78,5	73,9	184,9
		PA	196,9	-	-	-
E		157,1	75,0	104,4	209,8	
UC	63,6	-	-	-		
VP	ETE	642,4	-	-	-	
	I	637,7	881,2	14,6	260,8	
	M	61,1	17,0	49,0	73,1	
	PA	37,0	-	-	-	
	E	221,5	173,3	34,4	98,9	
UC	32,7	-	-	-		
PID (μM)	PV	ETE	33,1	-	-	-
		I	20,6	5,3	16,7	24,4
		M	22,7	1,8	21,4	23,9
		PA	6,0	-	-	-
		E	26,0	0,4	25,2	25,7
	UC	20,5	-	-	-	
	V	ETE	33,5	-	-	-
		I	21,8	7,1	16,7	26,8
		M	20,3	0,3	20,0	20,4
		PA	19,2	-	-	-
E		21,0	0,2	20,8	21,1	
UC	20,6	-	-	-		
VP	ETE	31,9	-	-	-	
	I	20,3	4,7	17,0	23,7	
		M	20,3	0,4	20,0	20,6

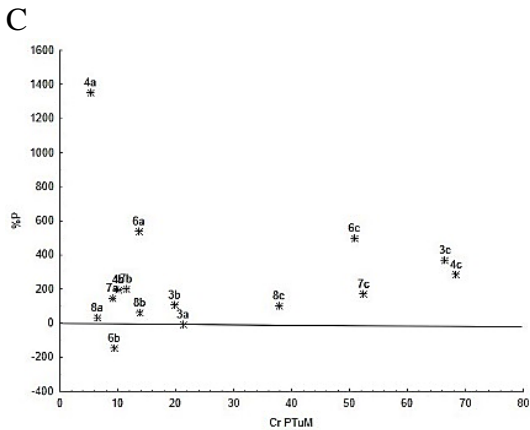
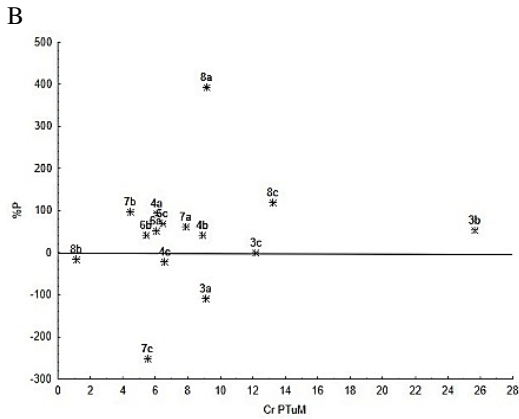
PA	12,6	-	-	-
E	20,6	8,9	14,2	26,9
UC	15,7	-	-	-

3.3 Aplicação do Modelo K_d

O balanço entre a concentração de P na água e sedimento indicou o predomínio da remoção de PT da coluna da água em todos os períodos e áreas amostrais (Fig.5). No período de pré-veraneio, a remoção de P da água ocorreu em 67% do balanço estimado, 73% no veraneio e de 87% no pós-veraneio. Ao calcular o balanço do ponto amostral da ETE, observou-se que o sedimento adsorveu o P em todas as amostragens, sendo 47,50% encontrado no veraneio e 130,27% no pós-veraneio.

Figura 5 - Diagrama do Percentual de P (%P) adsorvido (valor +) e desorvido (valor -) de P na interface água-sedimento em relação a concentração de P (μM) no sistema de referência ($\text{Cr}_a \text{PT}$), nos períodos de pré-veraneio (A), veraneio (B) e pós-veraneio (C), por ponto amostral e coleta.





A PERMANOVA mostrou que a qualidade da água na área interna apresentou a mesma condição em todos os períodos amostrais (Tab.4). A mediana diferiu em todos os períodos amostrais e a externa mostrou-se igual nos períodos de veraneio e pós-veraneio.

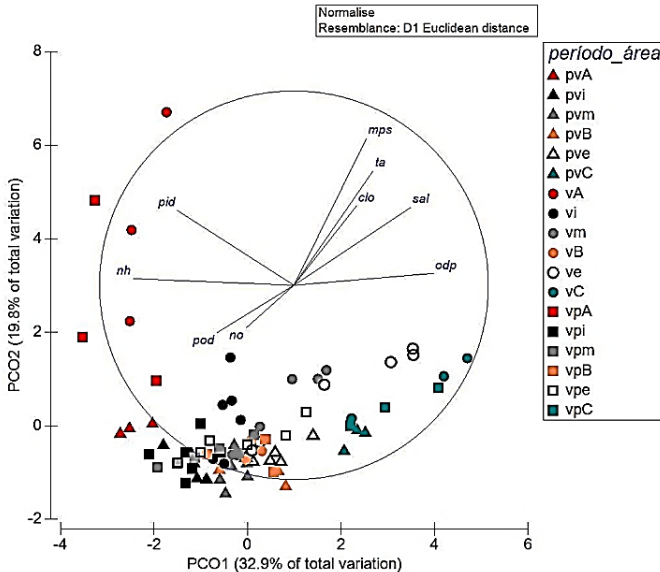
Tabela 4 - Tabela PERMANOVA com dados de nutrientes na água por período e área amostral

Diferença entre períodos para cada área									
		<i>Df</i>	<i>MS</i>	<i>Pseudo-F</i>	<i>Permanova</i>	<i>Permutação</i>			
Área		2	74,84	12,07	0,001	997			
Período x Área		6	20,68	3,33	0,001	999			
Res		72	6,20						
Água									
	<i>Interna</i>			<i>Mediana</i>			<i>Externa</i>		
	<i>t</i>	<i>df</i>	<i>Perm</i>	<i>t</i>	<i>df</i>	<i>Perm</i>	<i>t</i>	<i>df</i>	<i>Perm</i>
<i>pv, v</i>	1,45	10	0,07	2,13	10	0,00	1,79	10	0,02
<i>pv, vp</i>	0,75	10	0,76	1,50	10	0,03	1,78	11	0,00
<i>v, vp</i>	1,30	10	0,09	1,85	11	0,01	1,36	11	0,14
Diferença entre área por período									
	<i>df</i>	<i>MS</i>	<i>Pseudo-F</i>	<i>Permanova</i>	<i>Permutação</i>				
Período	2	47,19	7,61	0,001	998				
Área x Período	6	29,90	4,82	0,001	999				
Res	72	6,19							
	<i>Pré-veraneio</i>			<i>Veraneio</i>			<i>Pós-veraneio</i>		
	<i>t</i>	<i>df</i>	<i>Perm</i>	<i>T</i>	<i>df</i>	<i>Perm</i>	<i>t</i>	<i>df</i>	<i>Perm</i>
<i>i, m</i>	1,37	10	0,09	1,41	10	0,10	0,97	10	0,49
<i>i, e</i>	2,06	10	0,00	1,89	10	0,02	1,53	10	0,04
<i>m, e</i>	1,62	10	0,03	1,14	10	0,28	1,14	11	0,27

Ao comparar a áreas em cada período amostral, observou-se que a área interna foi igual à mediana em todos os períodos. As áreas interna e externa foram diferentes em todos os períodos, enquanto as áreas mediana e externa foram iguais no pré-veraneio.

A PERMANOVA nas análises de sedimentos mostrou que os mesmos não sofreram variação nem entre as áreas e nem entre os períodos.

Figura 6- Diagrama de Análise de Coordenadas Principais (PCoA) os com dados das variáveis de água por área amostral.



Legenda: pré-veraneio: pvA (ponto da ETE), pvi (pré-veraneio área interna), pvm (pré-veraneio área mediana), pvB (Rio Palha), pve (pré-veraneio área externa) e pvC (ponto da foz); vA (ponto da ETE), vi (veraneio área interna), vm (veraneio área mediana), vb (Rio Palha), ve (veraneio área externa) e vC (ponto da foz); vpA (ponto da ETE), vpi (pós-veraneio área interna), vpm (pós-veraneio área mediana), vpB (Rio Palha) e vpe (pós-veraneio área externa) e vpC (ponto da foz). E as variáveis nid (nitrogênio inorgânico dissolvido), N-amoniaco, pid (fósforo inorgânico dissolvido), mps (material particulado em suspensão), t (temperatura), sal (salinidade), od% (oxigênio dissolvido %) e chl (clorofila-a)

A PCoA (Fig.6) mostrou que os eixos 1 (32,9%) e 2 (19,8%) representaram 52,7% da variabilidade dos dados avaliados. O eixo 1 indicou tendência espacial, onde no lado negativo demonstrou o ponto amostral próximo a ETE e a área interna e no positivo localizou-se os pontos da área externa. As amostras da área externa tendem para as maiores concentrações de salinidade e OD. Enquanto as áreas interna e mediana estão correlacionadas com as concentrações de NID, PID e turbidez. O eixo 2 indicou tendência temporal, com as amostras de pré-veraneio na porção inferior do gráfico.

4 DISCUSSÕES

As modificações do uso do solo, em função da agricultura e do desenvolvimento urbano, facilitam a entrada de cargas de nutrientes para os ecossistemas aquáticos. Essas entradas de cargas são provenientes de fontes pontuais, como efluentes domésticos e industriais, ou por fontes difusas como fertilizantes, escoamento de águas pluviais, águas subterrâneas e deposição atmosférica (KENNISH; JONGE, 2011). A ETE Canasvieiras no rio Papaquara mostrou-se como fonte pontual de nutrientes e matéria orgânica, causando problemas socioambientais como eutrofização, gerando hipóxia e anóxia, o que deve estressar à vida aquática aeróbica. Esta ETE trata seus efluentes pelo sistema *Upflow Anaerobic Sludge Blanket* ou Reator Anaeróbico de Fluxo Ascendente em Manto de Lodo (UASB), com eficiência para a remoção 30% de PT e 80% de DBO (ICMBIO, 2011), sendo esse efluente lançado na área interna do rio Papaquara. Esse sistema de tratamento tem sido descrito como limitado para a remoção de matéria orgânica, nutrientes e patógenos, apresentando queda de desempenho após períodos longos de operação e variação sazonal, demandando pós-tratamento, seja para o lançamento em corpos receptores ou para o reúso (CALIJURI *et al.* 2009; LATIF *et al.* 2011).

A urbanização na bacia do Papaquara apresentou-se como uma fonte difusa de poluição, gerando contaminação dos rios por esgoto doméstico e o uso inadequado das margens dos rios, pela retirada da vegetação ciliar e disposição dos resíduos sólidos (Silva *em prep.*). Além disso, a qualidade ambiental piorou no veraneio, quando o turismo de veraneio aumentou a pressão sobre a bacia hidrográfica. Em pesquisas no Golfo do México, reconhecido por apresentar área em eutrofização, observou-se efeitos similares ao observado no Papaquara, como aumento da matéria orgânica e de nutrientes e agravamento da diminuição do oxigênio, consequentemente, alteração nas teias alimentares marinhas (XU, 2013).

Nesta pesquisa, as concentrações de nutrientes na água do Papaquara foram elevadas, com o NID variando entre 31,13 μM (UC, veraneio) a 217,92 μM (ETE, pós-veraneio) e PID 0,3 μM (Palha, veraneio) a 159,5 (ETE, veraneio) em relação às concentrações naturais de fosfato e de nitrato observadas em rios, que variam entre 0,02 e 2,60 μM e entre 0,81 e 3,22 μM , respectivamente (MEYBECK; HELMER, 1989). Essas condições de eutrofização, influenciadas por efluentes, também foram encontradas na Baía de Guanabara em rios urbanizados,

onde as concentrações de PID variaram entre 4,35 a 130,82 μM , enquanto NO_{2+3} oscilaram de 6,00 a 54,05 μM (AGUIAR; BAPTISTA NETO; RANGEL, 2011). Nesta pesquisa o valor máximo de NID encontrado no ponto da ETE (pós-veraneio) em relação à pesquisa na Baía de Guanabara foi de 228% mais elevado. Outra pesquisa mostrou que o lançamento de esgotos *in natura* no rio Barigui (Curitiba/PR) gerou uma concentração de $127,00 \pm 0,40 \mu\text{M}$ de N e $37,10 \pm 0,08 \mu\text{M}$ de P (FROEHNER; MARTINS, 2008). Ao comparar esses resultados com os dados aqui gerados na água do rio Papaquara, as concentrações de NID e PID, que são frações inorgânicas, estão mais elevados do que aqueles observados no rio Barigui. Além disto, o N-amoniaco (forma predominante de NID) apresentou o valor mínimo de 24,9 μM , cuja concentração foi quase dez vezes maior, do que a concentração deste nutriente encontrada nas águas marinhas da região de Florianópolis, de 2,97 μM (MARTINS *et al.*, 2012) e na Baía Norte, de 2,65 μM (SIMONASSI *et al.* 2010). Ou seja, mesmo recebendo efluente tratado de forma secundária, o Papaquara apresenta elevada retenção de P e N, o que pode ser esperado para um rio localizado em planície costeira, indicando a sua fragilidade frente à urbanização. Além desse nutriente, a retenção de MO também foi elevada ao se comparar o percentual deste material na região próxima a ETE (de 54%) com aquela descrita na área com maior influência marinha (2%). Logo, a pesquisa verificou o rio Palha, que drena área de pastagem, como uma fonte de NO_{2+3} no pós-veraneio com 15,5 μM proveniente dos dejetos dos animais e fertilizantes para a região.

O N-amoniaco sempre predominou entre as formas de NID, com o máximo de 75% do NID no veraneio, corroborando a maior carga de esgoto doméstico nesse período. Os efluentes domésticos contêm elevadas DBO (VALENTE; PADILHA; SILVA, 1997) que favorecem um meio redutor, com baixa concentração de oxigênio e predomínio da forma reduzida de N (PARKER; DUGDALE; WILKERSON, 2012). Isso pode ser um indicativo que a condição do veraneio está favorecendo a condição redutora no sistema, devido à entrada de matéria orgânica, aliada as elevadas temperaturas favorecendo o crescimento bacteriano (CHAMBERS *et al.* 2006; CAMARGO; ALONSO, 2006; BIANCHI, 2007). O nitrato é um importante oxidante da matéria orgânica, via denitrificação, principalmente quando a diminuição da concentração de oxigênio no meio limita a oxidação aeróbica (BEST; WITHER; COATES, 2007). Nesta pesquisa, as concentrações de OD indicaram hipóxia e anóxia no rio Papaquara, o que pode ter favorecido a denitrificação, controlando a concentração de nitrato no meio. A denitrificação tende a retirar N do meio, sendo considerado como um

processo natural para controlar a eutrofização em ambientes susceptíveis (CONLEY, 2000). A razão NP (7,42) na coluna da água indica a potencial limitação de P para a produção primária no Papaquara. O NT e PT do sedimento nesta pesquisa também mostrou esta tendência na razão NP (10,39). Isso indica que a retirada de P foi mais eficiente do que a de N no sistema, já que a limitação da produção primária por PID foi evidenciada no sistema investigado. Assim, pode indicar que a denitrificação não chega a ser um mecanismo de controle da eutrofização, mas sim os processos associados à dinâmica do fósforo.

A dinâmica de adsorção/dessorção de P em sistemas costeiros está associada a descargas de efluentes domésticos e à urbanização (PAGLIOSA *et al.*, 2005). Em concordância, no presente estudo foi estimada uma elevada adsorção de PID em todos os períodos amostrais, com máximo de 87% no pós-veraneio. Os sedimentos são importantes para a avaliação do nível de contaminação dos ecossistemas aquáticos e são reconhecidos como transportadores e possíveis sumidouros ou fontes de contaminantes (FROEHNER; MARTINS, 2008). Em pesquisas no estuário do Rio Jaguaribe (CE), as condições físico-químicas da água contribuíram para o sequestro de fósforo da coluna d'água e sua deposição nos sedimentos, favorecendo a limitação deste elemento no sistema (MARINS; PAULA FILHO; ROCHA, 2007). A condição redutora de um ecossistema como observado no Papaquara, pode favorecer a dessorção de fosfato fracamente adsorvido ao sedimento, principalmente quando associado aos hidróxidos de ferro (BEST; WITHER; COATES, 2007; WONG *et al.* 2011). Apesar da frequente condição de hipóxia (23%) da área, a adsorção de P pelo sedimento foi o que predominou no Papaquara, principalmente na área que recebe o efluente da ETE. Essa retirada de P da coluna da água para o sedimento apresentou-se como um importante processo para controlar a eutrofização do sistema, visto que, a produção primária é limitada por este elemento. Por esse processo, o sedimento armazena o impacto causado pela urbanização, que manterá o P no Papaquara mesmo após a diminuição de sua entrada pelas fontes aqui indicadas. Ou seja, o sistema poderá manter a condição de eutrofização por maior tempo, como observado em outros sistemas (PELETTIER *et al.* 2010), devido ao balanço deste na interface água-sedimento.

A clorofila-*a* mostra-se como um indicador da biomassa fitoplânctônica, sendo que o aumento dessa é um indicativo do estado eutrófico no sistema (NEAL *et al.* 2006). Em relação a essa variável, as concentrações aqui observadas (máximo de 2,36 $\mu\text{g.L}^{-1}$) estão dentro do limite considerado como de ambiente oligotrófico, discordando do observado em relação as concentrações de nutrientes na água do

Papaquara. Entretanto, a baixa concentração de clorofila-*a* neste sistema pode ter como causa à limitação de luz incidente na coluna da água, já que a comunidade de macrófitas aquáticas cobre o espelho da água, principalmente na área interna e mediana do rio. As macrófitas aquáticas aqui encontradas, espécies *Eichhornia crassipes*, *Pistia sp* são consideradas bioindicadoras de entrada de esgotos doméstico e possuem alta capacidade de retenção de P no sistema (WITHERS; JARVIE, 2008), o qual é mantido em seus tecidos. A retirada desses organismos pode ser uma forma de controlar o processo de eutrofização no meio, enquanto a sua manutenção irá favorecer o retorno de P à água durante a sua decomposição. Ressalta-se, que a comunidade de macrófitas era controlada pela predação por capivaras (*Hydrochoerus hydrochaeris*), as quais foram potencialmente caçadas pela comunidade do entorno do rio (C.P., 2014¹).

CONCLUSÃO

O Papaquara apresentou estado de eutrofização, devido às cargas de nutrientes e de matéria orgânica, vindas da ETE Canasvieiras e da urbanização na área interna do sistema. A entrada desses efluentes sofreu incremento no veraneio, sob a influência da população flutuante e da baixa capacidade de tratamento do efluente pelo sistema UASB da ETE-Canasvieiras. A condição de hipóxia e anóxia nas águas da área interna e mediana refletem esta baixa qualidade ambiental e podem afetar os bens e serviços oferecidos pelo ecossistema, o qual é protegido em sua foz pela Unidade de Conservação (ESEC Carijós).

¹ Informação prestadas por moradores da região entorno do Papaquara.

CONCLUSÃO GERAL

O Papaquara deveria ser considerado um rio de classe especial, segundo Resolução CONAMA 357/2005, por drenar para uma unidade de conservação, a ESEC Carijós, e por ter a função de preservar espécies da fauna e flora ameaçadas de extinção. Contudo, nesta classe, o lançamento de efluentes, mesmo que tratados, seria vetado. O Papaquara está em estado de eutrofização e impactado, sofrendo pioras na qualidade da água nos períodos de veraneio. Esta condição se mantém no sistema mesmo após a saída da população flutuante, refletindo no pós-veraneio. O aumento populacional no veraneio sobrecarrega o ineficiente sistema de tratamento de esgoto doméstico presente na bacia hidrográfica. Além disto, as APPs na área interna do rio, mais urbanizada, estão sofrendo com a degradação e o depósito de resíduos sólidos.

A pesquisa mostrou que a bacia hidrográfica recebe elevada carga de nutrientes e de matéria orgânica, vindas da ETE Canasvieiras e da área urbanizada, área interna do sistema, gerando proliferação de macrófitas aquáticas e baixos níveis de oxigênio dissolvido. Ao longo de nove amostragens (outubro de 2013 a abril de 2014), a qualidade ambiental da área interna sempre apresentou condição. Apesar do possível potencial de retirada de N via denitrificação no sistema, a retirada de P da coluna da água para o sedimento apresentou-se mais eficiente, gerando a limitação de P para a produção primária do sistema.

O PAR (empírico) mostrou-se eficiente ao se correlacionar com o Índice do Estado Trófico (TRIX), principalmente para as áreas, interna e mediana, as quais foram mais alteradas pelo processo de urbanização da bacia do Papaquara. Estes descritores podem ser utilizados em bacias costeiras reforçando a possibilidade de uso de ferramentas simples e de baixo custo para a gestão e tomada de decisão por órgãos públicos ambientais, além de serem facilmente compreensíveis pela população.

A pesquisa mostrou que os efluentes tratados pelo sistema UASB, que são lançados no Papaquara, necessitam de pós-tratamento a fim de minimizar os efeitos no ecossistema aquático e os impactos na Unidade de Conservação (ESEC Carijós). Os resultados deste trabalho enfatizam a importância do monitoramento dos parâmetros de qualidade da água e do sedimento para elucidar os problemas referentes à qualidade ambiental do rio Papaquara e outros estuários com as mesmas condições. Um conjunto de dados pode contribuir significativamente para a compreensão das bacias hidrográficas e suas dinâmicas e auxiliar no desenvolvimento de estratégias eficazes para melhorar a qualidade ambiental e a saúde geral do ecossistema.

REFERÊNCIAS

(Introdução, Referencial Teórico e Área de Estudo)

AGÊNCIA NACIONAL DAS ÁGUAS. ANA. Rede Nacional para Monitorar Qualidade das Águas. 2014. Disponível em: <http://www2.ana.gov.br/Paginas/imprensa/noticia.aspx?id_noticia=12429>. Acesso em: 13 fev. 2015.

AGUIAR, V. M. DE C.; BAPTISTA NETO, J. A., RANGEL, C.M. Eutrophication and hypoxia in four streams discharging in Guanabara Bay, RJ, Brazil, a case study. *Marine Pollution Bulletin*, v. 62, p. 1915–1919, 2011.

BERNARDES, J. A.; FERREIRA, F. P. de M. Sociedade e Natureza. IN: CUNHA, S. B. da; GUERRA, J. A. T. *A questão ambiental: diferentes abordagens*. 5 ed. Rio de Janeiro: Bertrand Brasil, 2009

BERTRAND, G. Paisagem e Geografia Física Global. Esboço Metodológico. *Revista RA'EGA*, Curitiba - UFPR, n. 8, p. 141-152, 2004.

BERTRAND, G.; BERTRAND, C. *Uma geografia transversal e de travessias: o meio ambiente através dos territórios e das temporalidades*. Maringá: Massoni, 2007.

BOLLMANN, H. A.; MARQUES, D. da M. Bases para a estruturação de indicadores de qualidade de águas. *Revista Brasileira de Recursos Hídricos*, v. 5 n.1, p 37-60, 2000.

BOTELHO, R. G.M.; SILVA, A.S. da. Bacia Hidrográfica e qualidade ambiental. In: VITTE, A.C.; GUERRA, A.J.T (orgs.). *Reflexão sobre a geografia física no Brasil*. Rio de Janeiro: Bertrand Brasil, 2004, p.153-192.

BOYER, J. N.; KELBLE, C. R.; ORTNER, P. B.; KUDNICK, D. T. Phytoplankton bloom status: chlorophyll-a biomass as an indicator of water quality condition in the southern estuaries of Florida, USA. *Ecological Indicators*, v. 95, p. 556-567, 2009.

BRAGA, E. S.; FONSECA, A. L.; BOSQUILHA, G.; DUCATTI, G. M.; AGUIAR, V. M.; LIMA, C. A. L. Eutrophication and bacterial pollution assessment risks on the Santos Bay's sandy beaches and influence of seasonal conditions. *Journal of Coastal Research*, Miami, v. 35, p. 295-306, 2003.

BRASIL. Lei Federal nº9.433, DE 08 de janeiro de 1997. Institui a Política e Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos.

_____. CONAMA, Conselho Nacional do Meio Ambiente. Resolução nº 357, de 17 de março de 2005.

_____. CONAMA nº 454, de 1º de novembro de 2012. Estabelece as diretrizes gerais e os procedimentos referenciais para o gerenciamento do material a ser dragado em águas sob jurisdição nacional.

BREGUNCE, D. T.; JORDAN, E. N.; DZIEDZIC, M.; MARANHO, L. T.; CUBAS, S. A. Avaliação da qualidade da água do Ribeirão dos Müller, Curitiba, PR. *Revista Brasileira de Recursos Hídricos*, v. 16, n 3, p. 39-47, 2011.

BÚSSOLO JUNIOR, G. *Contribuição Ao Estudo Morfo-Sedimentar de Fundo Da Enseada De Ratonas, Ilha de Santa Catarina, SC*. Brasil. Dissertação de Mestrado. Programa de Pós-Graduação em Geografia, UFSC, 2002.

CAMPANÁRIO, P. *Florianópolis: dinâmica demográfica e projeção da população por sexo, grupos etários, distritos e bairros (1950-2050)*. Prefeitura de Florianópolis: Instituto de Planejamento de Florianópolis (IPUF), 2007

CASAN. Companhia Catarinense de Água e Saneamento. *ETE - Estação de tratamento de esgotos sanitários*. Disponível em: <<http://www.casan.com.br/menu-conteudo/index/url/ete-estacao-de-tratamento-de-esgotos-sanitarios#0>>. Acesso em: 05 fev. 2014

CASTRO, N. O. de; MOSER, G. A. de Oliveira. Floração de algas nocivas e seus efeitos ambientais. *Oecologia Australis*, n. 16, p. 235-264, 2012.

CERTI – Fundação Centros de Referência em Tecnologias Inovadoras. *Modelo e critérios para a estruturação do Corredor Ecológico Norte da Ilha, Florianópolis, Santa Catarina*. Produto 2 - Relatório Final: julho de 2010. VOLUME 1: Modelo e critérios para a estruturação do Corredor Ecológico Norte da Ilha Florianópolis: CERTI, Socioambiental, 2010. 3 vol. Relatório Técnico não publicado.

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

Comitês de Bacia hidrográficas. CBH. Estado de Santa Catarina. CBH. Disponível em:<

<http://www.cbh.gov.br/DataGrid/GridSantaCatarina.aspx>>. Acesso em: 14 fev. 2015

CONRAD, E.; CHRISTIE, M.; FAZEY, I. Understanding public perceptions of landscape: a case study from Gozo, Malta. *Applied Geography*, v.31, p. 159-170, 2011.

COTANO, U.; VILLATE, F. Anthropogenic influence on the organic fraction of sediments in two contrasting estuaries: A biochemical approach. *Marine Pollution Bulletin*, v. 52, p. 404–414, 2006.

DAVID, R. B. de. *Estudo preliminar de zoneamento ambiental para ocupação urbana na Bacia do Rio Ratoes*. Dissertação de Mestrado. Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental, 2004.

DOLGOPOLOVA, E.N.; ISUPOVA, M.V. Classification of estuaries by hydrodynamic process. *Water Resource*, v.37, n.3, p. 268-284, 2010.

DREW, D. *Processos interativo homem-meio ambiente*. 4 ed. Rio de Janeiro: Bertrand Brasil, 1998.

ELSDON, T. S.; DEBRUN, M. B.N.A.; DIEPEN, N. J.; GILLANDERS, B. M.; Extensive drought nagats human influence on nutrients and water quality um estuaries. *Scien of the Total Environment*, v. 407, p. 3033 – 3043, 2009.

ESTEVEES, F. de A. *Fundamentos de limnologia*. 3ed. Rio de Janeiro: Interciência, 2011.

FIDÉLIS FILHO, N. L. *Uma abordagem sobre as profundas modificações na morfometria fluvial da bacia hidrográfica do rio Ratoes – Florianópolis, SC, num período de quarenta anos e suas consequências*. Dissertação de Mestrado em Engenharia Ambiental. Florianópolis/SC, 1998.

FULWEILER, R. W.; RABALAIS, N.N.; HEISKANEN, A.S. The eutrophication commandments. (Viewpoint). *Marine Pollution Bulletin* v.64, p. 1997- 1999, 2012.

GILVEAR, D.J.; SPRAY, C. J.; CASA-MULET, R. River rehabilitation for the delivery of multiple ecossistema servisse at the river network scale. *Journal of Environmental Mangement*, v. 126, p. 30-43, 2013.

GRAVELLE, J.A.; ICE, G.; LINK, T.E.; COOK, D.L. Nutrient concentration dynamics in na inland Pacific Northwest watershed before

and after timber harvest. *Florest Ecology and Management*, v. 257, p. 1663 – 1673, 2009.

HORTELLANI, M. A.; SARKIS, J. E. S.; ABESSA, D. M. S.; SOUSA, E.C. P. M. Avaliação da contaminação por elementos metálicos dos sedimentos do estuário Santos – São Vicente. *Quim. Nova*, v. 31, n. 1, p.10-19, 2008.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. IBGE. Censo demográfico 2010. Disponível em: <<http://censo2010.ibge.gov.br/>>. Acesso: 20 mar. 2014.

INSTITUTO CHICO MENDES DE BIODIVERSIDADE. ICMBio. Ministério do Meio Ambiente. Processo nº 02078.000040/2011-44. Licença ambiental de instalação 175/09 – GELUR. Sistema de esgoto sanitário e ampliação de estação de tratamento de esgoto sanitário de Canasvieiras, 2011.

KITSIOU, D.; KARYDIS, M. Coastal marine eutrophication assessment: a review on data analysis. *Environment International*, v.35, p. 778-801, 2011

LOOY, K. V.; HONNAY, O.; PEDROLI, B.; MULLER, S. Order and disorder in the river continuum: the contribution of continuity and connectivity to floodplain meadow biodiversity. *Journal of Biogeography*, v. 33, p. 1615-1627, 2006.

MEYBECK, M.; HELMER, R. The quality of rivers: from pristine stage to global pollution. *Palaogeography, Palaeoclimatology, Palaeoecology. Global and Planetary Change Section*, v. 75, p. 283-309, 1989.

MINISTÉRIO DO TURISMO. Rio de Janeiro: primeira cidade em turismo de lazer, 2013. Disponível em: <http://www.turismo.gov.br/turismo/noticias/todas_noticias/20130902.html>. Acesso em: 31 jan. 2015.

MIRANDA, L. B.; CASTRO, B. M.; KJERFVE, B. *Princípios de oceanografia Física de estuários*. Edusp. 2002.

MORAIS, J.O. Processos de impactos ambientais em zonas costeiras. *Revista de Geologia - Geologia do planejamento ambiental*. Fortaleza: UFC. v. 9. p.191-242, 1996.

MUFARREGE, M.M.; HADAD, H.R.; MAINE, M.A. Response of Pistia stratiotes to Heavy metals (Cr, Ni and Zn) and Phosphorous. *Arch. Environ. Contam.Toxicol.* v, 58, p. 53-61, 2010.

NAVEH, Z. What is holistic landscape ecology? A conceptual introduction. *Landscape and urban planning*, v. 50, p. 7-26, 2000.

PAGLIOSA, P. R.; FONSECA, A. L.; BOSQUILHA, G. E.; BRAGA, E. S.; BARBOSA, F. A. R. Phosphorus dynamics in water and sediments in urbanized and non-urbanized rivers in Southern Brazil. *Marine Pollution Bulletin*, p. 965–974, 2005.

PAITING, S.J.; DEVLON, M.J.; MALCOLM, S.J.; PARKER, E.R.; MILLS, D.K.; TETT, P.; WITHER, A; BURT, J.; JONES, R.; WINPENNY, K. Assessing the impact of nutrient enrichment in estuaries: susceptibility to eutrophication. *Marine Pollution Bulletin*, v. 55, p. 74-90, 2007.

PASSOS, M.M. dos. O meio ambiente e o retorno do geográfico. In: PASSOS, M.M. dos; CUNHA, L.; JACINTO, R. (orgs). *As geografias dos países de língua portuguesa: paisagens, territórios e política no Brasil e em Portugal*. São Paulo: Outras Expressões 2012 (Geografia em Movimento).

Plano Municipal integrado de saneamento básico: *Diagnostico físico*. Prefeitura de Florianópolis.PMF. Disponível em:<http://www.pmf.sc.gov.br/arquivos/arquivos/pdf/19_07_2010_17.32.06.d8b34934130a180a109f15ce1ad52eb1.pdf>. Acesso em:10 nov. 2014.

PORTO FILHO, E.; WASKOW, L. B.; SILVA, A. W. L. da; SIERRA, E. J. S. Diagnóstico socioambiental e perspectivas de sustentabilidade para a região de entorno do rio Papaquara, Florianópolis/SC. *Anais... III Congresso Brasileiro de Gestão Ambiental Goiânia/GO*, 2012

PORTO, M. F. A.; PORTO, R. La L. Gestão de bacias hidrográficas. *Estudos Avançados*, v.22, n. 63, 2008.

ROSSETTI, D. de F. Ambientes Costeiros. In: FLORENZANO, T. G. (org.). *Geomorfologia: conceitos e tecnologias atuais*, pp.248-284. São Paulo: Oficina de Textos, 2008, 318 pp.

SANTA CATARINA (Estado). Decreto Estadual n. 14.250, de 5 de junho de 1981. Regulamenta dispositivos da Lei n. 5.793, de 15 de outubro de 1980, referentes à proteção e à melhoria da qualidade ambiental. Diário Oficial do Estado, Florianópolis, 9 jun. 1981.

SEDAC. *CSD coastal population indicator: data and methodology page*. Socioeconomics and data and applications center.

<<http://sedac.ciesin.columbia.edu/es/csdcoastal.html2011>>. Acesso em: 20 nov.2013.

SILVA, C. A. R. e; OLIVEIRA, S. R.; RÊGO, R.D.P.; MOZETO, A. A. Dynamics of phosphorus and nitrogen through litter and decomposition in a tropical mangrove forest. *Marine Environmental Research* 64, p.524-534, 2007

SILVA, M. C. Estuários: critérios para uma classificação ambiental. *Revista Brasileira de Recursos Hídricos*, v. 5, n 1, p 25-35, 2000.

SIMONASSI, J. C.; HENNEMANN, M. C.; TALGATTI, D.; MARQUES JUNIOR, A. N. Nutrient variations and coastal water quality of Santa Catarina Island, Brazil. *Biotemas*, v. 23, n.1, p. 211-223, 2010.

Sistema Nacional de Informação sobre Saneamento (SNIS). Situação do saneamento nas maiores cidades 2013. Disponível em: <<http://www.snis.gov.br/PaginaCarrega.php?EWRErterterTERTer=105>>. Acesso em: 10 fev. 2015

SMITH, V.H.; TILMAN, G.D.; NEKOLA, J.C. Eutrophication: impacts of excess nutrient inputs on freshwater, marine, and terrestrial ecosystems. *Environmental Pollution*, v. 100, p. 179-196, 1999.

SOARES, G. S.; DOMINGUES, J. M. L. Zonas úmidas na planície costeira do rio Itapicuru, litoral norte do estado da Bahia, Brasil: classificação e controles ambientais. *Revista da Gestão Costeira Integrada*, v.12, n. 2, p. 223-237, 2012. *Journal of Integrated Coastal Zone Management* v.12, n. 2, p. 223-237, 2012.

SOCIOAMBIENTAL; E.LABORE. *Estudo de Impacto Ambiental e de Vizinhança do Sapiens Parque, Florianópolis*. Florianópolis. 2004. v. 3.

STATHAM, P. J. Nutrients in estuaries - an overview and the potential impacts of climatic change. *Science of Total Environment*, v. 434, p.213-227, 2012.

TREVISAN, A. B. *Estudos e modelagem da qualidade da água do rio Papaquara*. Dissertação de Mestrado. Programa de Pós-Graduação em Engenharia Química da Universidade Federal de Santa Catarina, 2011.

UNEP, 1999. *Global Environment Outlook 2000*. United Nations Environment Programme. Disponível em:<<http://www.unep.org/unep/state.htm>>. Acesso em: 10 jun. 2014.

VICTORETTE, T. W. D. B.; BRENTANO, D. M. Qualidade da água da Bacia Hidrográfica do Rio Ratoões, Florianópolis/SC, nas estações de primavera e verão. *Caderno de Publicações Acadêmicas*, v.2, n.1, p.44-52, 2010.

VOLLENWEIDER, R. A. Advances in defining critical loading levels for phosphorus in lake eutrophication. *Mem. Ist. Ital. Idrobiol*, v. 33, p. 53-83, 1976.

WITHERS, P.J.A; JARVIE, H.P. Delivery and cycling of phosphorus in rivers: a review. *Science of the Total Environment*, v. 400, p. 379-395, 2008.

WORSFOLD, P. J.; CLOUGH, R.; LOHAN, M. C.; MONBET, P.; ELLIS, P. S.; QUÉTEL, C. R.; FLOOR, G. H.; MCKELUE, I. D. Flow injection analysis as a tool for enhancing oceanographic nutrient measurements – a review. *Analytica Chimica Acta*, v. 803, p. 15-40, 2013.

XU, J. Transport and retention of nitrogen, phosphorus and carbon in North America's Largest river Swamp Basin, the Atchafalaya River Basin. *Water*, v. 5, p. 379-393, 2013.

ZIMMELS, Y.; KIRZHNER, F.; MALKOVSKAJA, A. Application of *Eichhornia crassipes* and *Pistia stratiotes* for treatment of urban sewage in Israel. *Journal of Environmental Management*, v. 81, p. 420-428, 2006.

REFERÊNCIAS

(CAP. IV)

ARAÚJO, A. M.; MELO, M. C. V. Um plano de amostragem de qualidade d'água em estuários: caso de Recife. *Revista Brasileira de Recursos Hídricos*, v. 5, n.1, p. 111-120, 2000.

ARNOLD, C. L Jr; GIBBONS, C. J. Impervious surface coverage: The emergence of a key environmental indicator American Planning Association. *Journal of the American Planning Association*; Spring 1996; 62, 2; ABI/INFORM Global.

BEST, M.A.; WITHER, A.W.; COATES, S. Dissolved oxygen as a physic-chemical supporting element in water Framework Directive. *Marine Pollution Bulletin*, v. 53, p. 53-64, 2007.

BIANCHINI JUNIOR, I. Modelos de crescimento e decomposição de macrófitas aquáticas. In: THOMAZ, S. M.; BINI, M. *Ecologia e manejo de macrófitas aquáticas*. Maringá: EDUEM, 2003. p. 85-126.

BREGUNCE, D.T.; JORDAN, E.N.; DZIEDZIC, M.; MARANHO, L.T.; CUBAS, S. A. Avaliação da qualidade da água do Ribeirão dos Müller, Curitiba, PR. *Revista Brasileira de Recursos Hídricos*, v. 16, n. 3, p.39-47, 2011.

BRICKER, S.B.; FERREIRA, J.G.; SIMAS, T. An integrated methodology for assessment of estuarine tropic status. *Ecological Modelling*, v. 169, p. 39-60, 2003.

BRINSON, M.; RHEINHARDT, R.; FERRELL, R.; DUNCAN, B.; HOBBS, L.; MCNAUGHT, D.; PHELAN, J.; RADER, D. A rapid watershed assessment approach for protocol and case study. *Ocean & Coastal Management*, v. 71, p. 238 - 255, 2013.

CALLISTO, M.; FERREIRA, W.R.; MORENO, P.; GOULART, M.; PETRUCIO, M. Aplicação de um protocolo de avaliação rápida da diversidade de habitats em atividades de ensino e pesquisa (MG-RJ). *Acta Limnol. Brasil*, v. 34, p. 91-97. 2002.

CAMARGO, A. F. M.; PEZZATO, M. M.; HENRY-SILVA, G. G. Fatores limitantes à produção primária de macrófitas aquáticas. Thomaz, S. M.; Bini, L. M. (Ed.), *Ecologia e manejo de macrófitas aquáticas*, pp. 59-84. Maringá: Editora EDUEM, 2003, 341 pp.

CAMPANÁRIO, P. *Florianópolis: dinâmica demográfica e projeção da população por sexo, grupos etários, distritos e bairros (1950-2050)*. Prefeitura de Florianópolis: Instituto de Planejamento de Florianópolis (IPUF), 2007.

CERTI – Fundação Centros de Referência em Tecnologias Inovadoras. *Modelo e critérios para a estruturação do Corredor Ecológico Norte da Ilha, Florianópolis, Santa Catarina*. Florianópolis: CERTI, Socioambiental, 2010. 3 vol. (Relatório Técnico não publicado).

CUDOWSKI, A. Dissolved reactive manganese as a new index determining the trophic status of limnic waters. *Ecological Indicators*, v.48, p. 721–727, 2015.

DIOS, A. P de; SALVAT, M.C.; GARRIDO, E.M.; SANCHEZ-CABEZA, J.A. Environmental quality of Sitges (Catalonia, NE Spain) beaches during the bathing season. *Ocean & Coastal Management*, v. 55, p. 128-134, 2012.

ESTEVES, F. de A. *Fundamentos de limnologia*. 3ed. Rio de Janeiro: Interciência, 2011.

FERNANDEZ, O. V. Q.; SANDER, C. Aplicação de um protocolo simplificado de avaliação de habitats aquáticos no igarapé Caxangá, Boa Vista, RR. *Anais...VI Simpósio Nacional de Geomorfologia*. Regional Conference of Geomorphology. Goiânia, 2006.

FIDÉLIS FILHO, N. L. *Uma abordagem sobre as profundas modificações na morfometria fluvial da bacia hidrográfica do rio Ratonés – Florianópolis, SC, num período de quarenta anos e suas consequências*. Dissertação de Mestrado em Engenharia Ambiental. Florianópolis/SC, 1998.

FIESC. Federação das Indústrias do Estado de Santa Catarina. Santa Catarina em dados. Unidade política econômica e industrial, 2013. Disponível em: <
[http://fiesc.com.br/sites/default/files/medias/sc_em_dados_2013 .pdf](http://fiesc.com.br/sites/default/files/medias/sc_em_dados_2013.pdf)>
Acesso em 20 jan. de 2014>.

GILMAN, E. L.; ELLISON, J.; DUKE, N. C.; FIELD, C. Threats to mangroves from climate change and adaptation options: A review. *Aquatic Botany*, v. 89, p. 237–250, 2008.

GRASSHOFF, K., M. EHRARDT, K. KREMELING. 1983. *Methods of sea water analysis*. 2 Ed. New York: Verlag Chemie. 317 p.

- HANNAFORD, M.J; BARBOUR, M.T; RESH, V.H. Training reduces observer variability in visual-based assessments of stream habitat. *Journal North American Benthol. Soc.* v. 16, n.4, p. 853-860, 1997.
- HERRMANN, M. L.de P. (Org.). Atlas dos desastres naturais do Estado de Santa Catarina: períodos de 1980 a 2010. Org.. 2ed. Atual. e ver. Florianópolis: IHGSC/Cadernos Geográficos, 2014.
- INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. IBGE. Censo demográfico 2010. Disponível em: <<http://censo2010.ibge.gov.br/>>. Acesso em: 20 mar. 2014.
- INSTITUTO CHICO MENDES DE BIODIVERSIDADE. ICMBio. Ministério do Meio Ambiente. Processo nº 02078.000040/2011-44. Licença ambiental de instalação 175/09 – GELUR. Sistema de esgoto sanitário e ampliação de estação de tratamento de esgoto sanitário de Canasvieiras, 2011.
- INSTITUTO DE PLANEJAMENTO URBANO DE FLORIANÓPOLIS. IPUF. Ortoimagem da Ilha de Santa Catarina, 2012. Disponível em :<<http://geo.pmf.sc.gov.br/>>. Acesso em: 08 de jun. 2014.
- KANDZIORA, M.; BURKHARD, B., MÜLLER, F. Interactions of ecosystem properties, ecosystem integrity and ecosystem service indicators -A theoretical matrix exercise. *Ecological Indicators* v. 28, p. 54–78, 2013.
- KRISTENSEN, E.; BOVILLON, S.; DITTMAR, T.; MARCHAND, C. Organic carbon dynamics in mangrove ecosystems - A review. *Aquatic Botany*, v. 89, p.201-219, 2008.
- LANDIN, P.M.B. *Análise estatística de dados geológicos multivariados*. São Paulo: Oficina de Texto, 2011.
- LI, Y., SHI, Y.; QURESHI, S.; BRUNS, A.; ZHU, X. Applying the concept of spatial resilience to socio-ecological systems in the urban wetland interface. *Ecological Indicators*, n. 42, p. 135-146, 2014
- LOOY, K. V.; HONNAY, O.; PEDROLI, B.; MULLER, S. Order and disorder in the river continuum: the contribution of continuity and connectivity to floodplain meadow biodiversity. *Journal of Biogeography*, v.33, p. 1615-1627, 2006.
- MINATTI-FERREIRA, D.D; BEAUMORD, A.C. Adequação de um protocolo de avaliação rápida de integridade ambiental para ecossistemas

de rios e riachos: aspectos físicos. *Revista Saúde e Ambiente*, v. 7, n 1, p. 39-47, 2006.

MOREIRA, M. C.; SILVA, D.D. da; PRUSKI, F. F.; LARA, M. dos S. Índice para identificação de conflitos pelo uso da água: posição metodológica e estudo de caso. *Revista Brasileira de Recursos Hídricos*, v. 14, n.3, p 07-15, 2012.

MOREIRA, M. C.; SILVA, D.D. da; PRUSKI, F. F.; LARA, M. dos S. Índice para identificação de conflitos pelo uso da água: posição metodológica e estudo de caso. *Revista Brasileira de Recursos Hídricos*, v. 14, n.3, p 07-15, 2012.

MUCELIN, C. A.; BELLINI, M. Lixo e impactos ambientais perceptíveis no ecossistema urbano. *Sociedade & Natureza*, Uberlândia, v. 20, n. 1, p. 111-124, 2008

MUFARREGE, M. M.; HADAD, H.R.; MAINE, M. A. Response of *Pistia stratiotes* to heavy metals (Cr, Ni and Zn) and phosphorous. *Arch. Environ. Contam.Toxicol.*, v. 58, p. 53-61, 2010.

NIELSEN, S.N. Examination and optimization of different energy forms in macrophyte societies. *Ecological Modelling*, v. 102, p. 115-127, 1997.

NIXON, S.W. Coastal marine eutrophication: a definition, social causes, and future concerns. *Ophelia*, v. 41, p.199-219, 1995.

NOGUEIRA, F. M. B.; ESTEVES, F. A. Variação temporal da biomassa de duas espécies de macrófitas aquáticas em uma lagoa marginal do rio Mogi-Guaçu (SP). *Acta Limnol. Brasil.*, v.3, p. 617-632,1990.

ORTEGA, D. J. P.; CARVALHO, S. L. Avaliação dos efeitos das atividades antrópicas nos Recursos hídricos na sub-bacia hidrográfica do Córrego nos Recursos hídricos na sub-bacia hidrográfica do córrego do Ipê-SP. *Revista Brasileira de Recursos Hídricos*, v.13, n. 3, p. 97-108, 2013.

PAGLIOSA, P. R.; FONSECA, A.; BOSQUILHA, G.E.; BRAGA, E. S. ; BARBOSA, F. A.R. Phosphorus dynamics in water and sediments in urbanized and non-urbanized rivers in Southern Brazil. *Marine Pollution Bulletin*, v. 50, p.965-974, 2005.

PAINTING, S.J.; DEVLIN, M.J.; MALCOLM, S.J.; PARKER, E.R.; MILLS, D.K.; TETT, P. WITHER, A.; BURT, J.; JONES, R.; WINPENNY, K. Assessing the impact the nutrients enrichment in

estuaries: susceptibility to eutrophication. *Marine Pollution Bulletin*, v. 55, p. 74-90, 2007.

PORTO FILHO, E.; WASKOW, L. B.; SILVA, A. W. L. da; SIERRA, E. J. S. Diagnóstico socioambiental e perspectivas de sustentabilidade para a região de entorno do rio Papaquara, Florianópolis/SC. *Anais... III Congresso Brasileiro de Gestão Ambiental Goiânia/GO*, 2012.

RAMSAR. Relatório Nacional sobre a implementação da Convenção de Ramsar sobre áreas úmidas, 2011. Disponível em: <4ccr.pgr.mpf.mp.br/documentos-e-publicacoes/.../formulario_ramsar.pdf>. Acesso em: 20 jan. 2015.

REITERMAJER, D.; VIANA, J. C.; QUEIROZ, A. F. de S.; CELINO, J. J. Geoquímica dos sedimentos de manguezais o estuário do Rio Sauípe, Litoral Norte da Bahia, Brasil. *Cadernos de Geociências*, v. 8, n. 2, novembro 2011.

RODRIGUES, A.S.L.; CASTRO, P.T.A. Adaptation of a rapid assessment protocol for rivers on rocky meadows. *Acta Limnol. Bras.*, v. 20, n. 4, p. 291-303, 2008.

SALOMONS, W. Sediments in the catchment-coast continuum. *Soils & Sediments*, v. 5, n.1, p. 2 – 8, 2005.

SILVA, C.A.R.; OLIVEIRA, S.R.; RÊGO, R.D.P.; MOZETO, A.A. Dynamics of phosphorus and nitrogen through litter fall and decomposition in a tropical mangrove forest. *Marine Environmental Research*, v. 64, p. 524-534, 2007.

SMITH, V.H.; TILMAN, G.D.; NEKOLA, J.C. Eutrophication: impacts of excess nutrient inputs on freshwater, marine, and terrestrial ecosystems. *Environmental Pollution*, v. 100, p.179-196, 1999.

SOARES, G. S.; DOMINGUES, J. M. L. Zonas úmidas na planície costeira do rio Itapicuru, litoral norte do estado da Bahia, Brasil: classificação e controles ambientais. *Revista da Gestão Costeira Integrada*, v.12, n. 2, p.223-237, 2012. *Journal of Integrated Coastal Zone Management* v.12, n. 2, p.223-237, 2012.

SOCIOAMBIENTAL; E.LABORE. *Estudo de Impacto Ambiental e de Vizinhança do Sapiens Parque, Florianópolis*. Florianópolis. 2004. 3vol.

STATHAM, P. J. Nutrients in estuaries - an overview and the potential impacts of climatic change. *Science of Total Environment*, v. 434, p.213-227, 2012

STRICKLAND, J.D.H.; PARSONS. *A practical handbook of seawater analysis*. Fisheries Research Board of Canada, 1972, p. 167

TÁNAGO, M. G. del; JALÓN, D. G. de; ROMÁN, M. River Restoration in Spain: Theoretical and Practical Approach in the Context of the European Water Framework Directive. *Environmental Management*, v. 50, p.123–139, 2012.

TUFFORD, D. L.; SAMARGHITAN, C. L.; MCKELLAR JR., H. N.; POTTER, D. E.; HUSSEY, J. R. Impacts of urbanization on nutrients concentrations in small southeastern coastal streams. *Journal of the American water resources association*. April, 2003.

TUNDISI, J.G. *Água no século XXI: enfrentando a escassez*. São Carlos: Rima, 2003.

VARGAS, J. R. A.; FERREIRA JÚNIOR, P. D. Aplicação de um Protocolo de Avaliação Rápida na Caracterização da Qualidade Ambiental de Duas Microbacias do Rio Guandu, Afonso Cláudio, ES. *Revista Brasileira de Recursos Hídricos*, v. 17, n.1, p 161-168, 2012.

VILLATE, F.; IRIARTE, A.R.; URIARTE, I.; INTXAUSTI, L.; SOTA, A. de la. Dissolved oxygen in the rehabilitation phase of an estuary: Influence of sewage pollution abatement and hydro-climatic factors. *Marine Pollution Bulletin*, v. 70, p. 234–246, 2013

VOLLENWEIDER, R. A.; GIOVANARDI, F.; MONTANARI, G.; RINALDI, A. Characterization of the trophic conditions of marine coastal waters with special reference to the Nw Adriatic Sea: proposal for a trophic scale, turbidity and generalized water quality index. *Environmetrics*, n. 9, p.329-357, 1998.

WETZEL, M. A; SCHOLLE, J.; TESCHKE, K. Artificial structures in sediment-dominated estuaries and their possible influences on the ecosystem. *Marine Environmental Research*, v. 99, p. 125-135, 2014.

WITHERS, P.J.A; JARVIE, H.P. Delivery and cycling of phosphorus in rivers: a review. *Science of the Total Environment*, v. 400, p. 379-395, 2008.

WÖSTEN, J.H.M; WILLIGEN, P. de; TRI, N.H.; LIEN, T.V.; SMITH, S.V. Nutrient dynamics in mangrove areas of the Red River Estuary in Vietnam. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*. v.57, p. 65-72, 2003

REFERÊNCIAS

(CAP. V)

AGUIAR, V. M.DE C.; BAPTISTA NETO, J. A., RANGEL, C.M. Eutrophication and hypoxia in four streams discharging in Guanabara Bay, RJ, Brazil, a case study. *Marine Pollution Bulletin*, v. 62, p. 1915–1919, 2011.

ALCÂNTARA, E. H. de Modelagem Exploratória dos Processos de Mistura no Estuário do Rio Periaá. *Revista Brasileira de Recursos Hídricos*, v. 13 n., p. 137-145, 2008.

ANDERSON, M.J. A new method for non-parametric multivariate analysis of variance. *Austral. Ecology*, v. 26, p. 32-46, 2001.

ANDUTTA, F. P.; RIDD, P. V.; DELEERSNIJDER, E.; PRAND, D. Contaminant exchange rates in estuaries – New formulae accounting for advection and dispersion. *Progress in Oceanography*, v. 120, p. 139–153, 2014.

BEST, M.A.; WITHER, A.W.; COATES, S. Dissolved oxygen as a physic-chemical supporting element in water Framework Directive. *Marine Pollution Bulletin*, v. 53, p. 53-64, 2007.

BIANCHI, T.S. *Biogeochemistry of estuaries*. Oxford. University Press, 2007, 721 p.

BRASIL. CONAMA, Conselho Nacional do Meio Ambiente. Resolução nº 357, de 17 de março de 2005.

BREGUNCE, D.T.; JORDAN, E.N.; DZIEDZIC, M.; MARANHO, L.T.; CUBAS, S. A. Avaliação da qualidade da água do Ribeirão dos Müller, Curitiba, PR. *Revista Brasileira de Recursos Hídricos*, v. 16, n. 3, p.39-47, 2011.

CALIJURI, M. L.; BASTOS, R. K. X.; MAGALHÃES, T. de B.; CAPELETE, B. C.; DIAS, E. H. O. Tratamento de esgotos sanitários em sistemas reatores UASB/wetlands construídas de fluxo horizontal: eficiência e estabilidade de remoção de matéria orgânica, sólidos, nutrientes e coliforms. *Eng Sanit Ambient*, v.14 n.3, p. 421-430, 2009.

CAMARGO, J. A.; ALONSO, Á. Ecological and toxicological effects of inorganic nitrogen pollution in aquatic ecosystems: A global assessment. *Environment International*, v. 32, p. 831–849, 2006.

CAMPANÁRIO, P. *Florianópolis: dinâmica demográfica e projeção da população por sexo, grupos etários, distritos e bairros (1950-2050)*. Prefeitura de Florianópolis: Instituto de Planejamento de Florianópolis (IPUF), 2007.

CHAMBERS, P.A. CULP, J. M.; GLOZIER, N. E.; CASH, K. J.; WRONA, F. J.; NOTON, L. Northern rivers ecosystem initiative: nutrients and dissolved oxygen – issues and impacts. *Environmental Monitoring and Assessment*, v. 113, p. 117–141, 2006.

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

CONLEY, D. J. Biogeochemical nutrient cycles and nutrient management strategies. *Hydrobiologia*, v. 410, p. 87–96, 2000.

COTANO, U.; VILLATE, F. Anthropogenic influence on the organic fraction of sediments in two contrasting estuaries: A biochemical approach. *Marine Pollution Bulletin*, v. 52, p. 404–414, 2006.

Diretoria de Hidrografia e Navegação (DHN). Tabua de marés. Disponível em:< <http://www.mar.mil.br/dhn/chm/box-previsao-mare/tabuas/>>. Acesso em: 10 dez 2014.

DRECHT, G. V.; BOUWMAN, A. F.; HARRISON, J.; KNOOP, J. M. Global nitrogen and phosphate in urban wastewater for the period 1970 to 2050. *Global Biogeochemical Cycles*, v. 23, 8, p. 1-19, 2009.

ELSDON, T. S.; DEBRUN, M. B. N. A.; DIEPEN, N. J.; GILLANDERS, B. M.; Extensive drought nagats human influence on nutrients and water quality um estuaries. *Scien of the Total Environment*, v. 407, p. 3033 – 3043, 2009.

FROEHNER, S.; MARTINS, R.F. Avaliação da composição química de sedimentos do Rio Barigüi na região metropolitana de Curitiba. *Quim. Nova*, v. 31, n 8, p. 2020-2026.

GONZÁLEZ-ORTEGON, E.; SUBIDA, M.D.; CUESTA, J.A.; ARIAS, A.M.; FERNANDEZ-DELGADO, C.; DRAKE, P. The impact of extreme turbidity events on the nursery function of a temperature European estuary with regulated freshwater in flow. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, v. 87, p. 311-324, 2010.

GRASSHOFF, K., M. EHRARDT, K. KREMELING. 1983. *Methods of sea water analysis*. 2 Ed. New York: Verlag Chemie. 317 p

IBGE. Censo demográfico 2010. Disponível em :< <http://censo2010.ibge.gov.br/>>. Acesso em: 15 maio 2014.

INMET. Disponível em :< <http://www.inmet.gov.br/portal/>>. Acesso em: 10 jun 2014

INSTITUTO CHICO MENDES DE BIODIVERSIDADE. ICMBio. Ministério do Meio Ambiente. Processo nº 02078.000040/2011-44. Licença ambiental de instalação 175/09 –GELUR. Sistema de esgoto sanitário e ampliação de estação de tratamento de esgoto sanitário de Canasvieiras, 2011

JONGE, V. N. de; ELLIOTT, M.; ORIVE, E. Causes, historical development, effects and future challenges of a common environmental problem: eutrophication. *Hydrobiologia*, v. 475-476, p. 1-19, 2002.

KENNISH, M.J.; JONGE, V.N. de. Chemical introductions to the systems: diffuse and nonpoint source pollution from chemicals (nutrients: eutrophication). Elsevier Inc. 2011, p.113-148.

KOPPRIO, G.A.; BIANCALANA, F.; FRICKE, A.; CARDONA, J.E.G.; MARTÍNEZ, A.; LARA, R.J. Global change effects on biogeochemical processes of Argentinian estuaries: an overview of vulnerabilities and ecohydrological adaptive outlooks. *Marine Pollution Bulletin*, 2014.

LANDIM, P.M.B. *Análise estatística de dados geológicos multivariados*. São Paulo: Oficina de Textos, 2011.

LATIF, M. A.; GHUFRAN, R.; WAHID, Z. A.; AHMAD, A. Integrated application of upflow anaerobic sludge blanket reactor for the treatment of wastewaters. *Water Research*, V. 45, p. 4683-4699, 2011.

MARINS, R. V.; PAULA FILHO, F. J. DE; ROCHA, C. A. S. Geoquímica de fósforo como indicadora da qualidade ambiental e dos processos estuarinos do Rio Jaguaribe - Costa Nordeste Oriental Brasileira. *Quim. Nova*, v. 30, n. 5, p. 1208-1214, 2007.

MARTINS, C. D.L.; ARANTES, N.; FAVERI, C. ; BATISTA, M. B.; OLIVEIRA, E. C. ; PAGLIOSA, P. R. ; FONSECA, A. L.; NUNES, J. M.C. ; CHOW, F.; PEREIRA, S. B. ; HORTA, P. A. The impact of coastal urbanization on the structure of phytobenthic communities in southern Brazil. *Marine Pollution Bulletin*, v. 64, p. 772–778, 2012.

MEYBECK, M.; HELMER, R. The quality of rivers: from pristine stage to global pollution. *Palaeogeography, Palaeoclimatology, Palaeoecology. Global and Planetary Change Section*, v. 75, p. 283-309, 1989.

MINISTÉRIO DO TURISMO. Rio de Janeiro: primeira cidade em turismo de lazer, 2013. Disponível em: <http://www.turismo.gov.br/turismo/noticias/todas_noticias/20130902.html> Acesso em: 31 jan. 2015.

MIRANDA, L. B.; CASTRO, B. M.; KJERFVE, B. *Princípios de oceanografia Física de estuários*. Edusp. 2002.

MURPHY, J.; RILEY, J. P. A modified single solution method for the determination of phosphate in natural waters. *Analytica Chimica Acta*, v.27, p.31-36, 1962.

NEAL, C.; HILTON, J.; WADE, A.J.; NEAL, M.; WICKHAM, H. Chlorophyll-a in the rivers of eastern England. *Science of the Total Environment*, v. 365, p. 84-104, 2006.

PAGLIOSA, P. R.; FONSECA, A.; BOSQUILHA, G.E. ; BRAGA, E. S. ; BARBOSA, F. A.R. Phosphorus dynamics in water and sediments in urbanized and non-urbanized rivers in Southern Brazil. *Marine Pollution Bulletin*, v. 50, p.965-974, 2005.

PAINTING, S.J.; DEVLIN, M.J.; MALCOLM, S.J.; PARKER, E.R.; MILLS, D.K. Assessing the impact of nutrient enrichment in estuaries: Susceptibility to eutrophication. *Marine Pollution Bulletin*, v. 55, p. 74-90, 2007.

PARKER, A.; DUGDALE, R.C.; WILKERSON, F. P. Elevated ammonium concentration from wastewater discharge depress primary productivity in the Sacramento River and the Northern San Francisco Estuary. *Marine Pollution Bulletin*, v.64, p.514-586, 2012.

PRASTKA, K., SANDERS, R., JICKELLS, T. Has the role of estuaries as sources or sinks of dissolved inorganic phosphorus changed over time? Results of K_d study. *Marine Pollution Bulletin*, v.36, p. 718-728, 1998.

SILVA, C. A. R.; OLIVEIRA, S. R.; RÊGO, R. D.P.; MOZETO, A. A. Dynamics of phosphorus and nitrogen through litter and decomposition in a tropical mangrove forest. *Marine Environmental Research*, v. 64, p. 524-534, 2007.

SILVA, M. C. Estuários: critérios para uma classificação ambiental. *Revista Brasileira de Recursos Hídricos*, v. 5, n 1, p 25-35, 2000.

SIMONASSI, J. C.; HENNEMANN, M. C.; TALGATTI, D.; MARQUES JR., A. N. Nutrient variations and coastal water quality of Santa Catarina Island, Brazil. *Biotemas*, v.23, n. 1, p. 211-223, 2010.

SUGUIO, K. *Introdução a sedimentologia*. São Paulo. Ed. Edgard Blucher. EDUSP, 1973, 317 p.

STRICKLAND, J.D.H.; PARSONS. *A practical handbook of seawater analysis*. Fisheries Research Board of Canada, 1972, p. 167

TEDESCO, M. J.; GIANELLO, C.; BISSANI, C. A.; BOHNEN, H.; VOLKWEISS, S. J. *Análise de solo, plantas e outros materiais*. 2. ed. Porto Alegre: Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Departamento de Solos, 1995. 118 p. (UFRGS. Boletim Técnico, 5).

TRATA BRASIL. *Saneamento, saúde, educação, trabalho e turismo: o caso de Santa Catarina*. Rio de Janeiro: FGV/IBRE, CPS, 2008.

TUFFORD, D. L.; SAMARGHITAN, C. L.; MCKELLAR JR., H. N.; POTTER, D. E.; HUSSEY, J. R. Impacts of urbanization on nutrients concentrations in small southeastern coastal streams. *Journal of the American water resources association*. April, 2003.

VALENTE, J. P. S.; PADILHA, P. M.; SILVA, A. M. M. Oxigênio dissolvido (OD), demanda bioquímica de oxigênio (DBO) e demanda química de oxigênio (DQO) como parâmetros de poluição no ribeirão Lavapés/Botucatu – SP. *Eclet. Quím.* v.22, 1997 .

VILLATE, F.; IRIARTE, A.R.; URIARTE, I.; INTXAUSTI, L.; SOTA, A. de la. Dissolved oxygen in the rehabilitation phase of an estuary: Influence of sewage pollution abatement and hydro-climatic factors. *Marine Pollution Bulletin*, v. 70, p. 234–246, 2013.

WETZEL, M. A.; SCHOLLE, J.; TESCHKE, K. Artificial structures in sediment-dominated estuaries and their possible influences on the ecosystem. *Marine Environmental Research*, v. 99, p. 125-135, 2014.

WITHERS, P.J.; JARVIE, H.P. Delivery and cycling of phosphorus in rivers: a review. *Science of the Total Environment*, n. 400, p. 379-395, 2008.

WONG, V. N.L.; JOHNSTON, S. G. ; BURTON, E. D. ; BUSH, R. T. ; SULLIVAN, L. A. ; SLAVICH, P.G. Anthropogenic forcing of estuarine hypoxic events in sub-tropical catchments: landscape drivers and biogeochemical processes. *Science of the Total Environment*, v. 409, p. 5368–5375, 2011.

XU, J. Transport and retention of nitrogen, phosphorus and carbon in North America's Largest river Swamp Basin, the Atchafalaya River Basin. *Water*, v.5, p.379-393, 2013

APÊNDICE

TABELA DE APÊNDICES

Apêndice A- Tabela de dados do pré-veraneio.....	105
Apêndice B- Tabela de dados veraneio.....	107
Apêndice C- Tabela de dados pós-veraneio.....	113
Apêndice D - Tabela com dados do k_d no período de pré-veraneio (pv), veraneio (v) e pós-veraneio (vp).....	117

APÊNDICE A

TABELA DE DADOS DO PRÉ-VERANEIO

Coleta	Área	Ponto	PAR	Maré	Vento km/h	Hora	Sal.	Fração água doce (%)	pH	T°C	OD(%)	Chl.a (ug. ⁻¹)	Feo (ug. ⁻¹)
10/10/13	i	ETE	26	0,4	14,5	9:0	0,4	98,8	5,6	18,6	1,1	1,1	0,0
	i	1	26	0,4	14,5	10:0	0,2	99,4	6,4	17,4	3,6	1,1	0,0
	i	2	26	0,4	14,5	11:0	0,7	97,9	6,5	22,3	17,9	0,2	0,0
	m	3	36	0,4	14,5	11:3	1,9	94,2	6,4	18,5	12,3	0,2	0,0
	m	Palha	38	0,4	14,5	12:0	0,1	99,7	8,0	21,5	24,9	0,1	0,1
	m	4	35	0,7	14,5	12:3	4	87,8	6,7	22,7	13,6	0,1	0,0
	e	5	63	0,7	14,5	13:0	6,6	79,9	7,2	23,1	18,2	0,1	0,0
	e	6	63	0,7	14,5	13:3	12,4	62,3	7,2	23	31,3	0,1	0,0
	e	UC	63	0,7	14,5	14:0	20,2	38,6	7,4	23	51,1	0,0	0,2
7/11/13	i	ETE	26	0,5	5,97	8:5	0,5	98,5	5,9	20,8	21,7	0,1	0,1
	i	1	25	0,5	5,97	9:5	0,2	99,4	5,9	19,9	7,1	0,2	0,1
	i	2	25	0,5	5,97	10:4	0,6	98,2	6,0	21,2	12,6	0,1	0,0
	m	3	35	0,5	5,97	11:0	0,7	97,9	6,7	20,7	11,0	0,1	0,0

05 - 06/12/2014	m	Palha	35	0,5	5,97	11:4	0,1	99,7	8,2	22,4	51,8	0,0	0,0
	m	4	35	0,9	5,97	12:0	0,6	98,2	7,7	22,7	19,0	0,2	0,0
	e	5	63	0,9	5,97	12:3	2	93,9	7,8	23	22,6	0,4	0,0
	e	6	63	0,9	5,97	13:1	4,8	85,4	8,0	23,5	29,5	0,1	0,0
	e	UC	63	0,9	5,97	13:4	17,5	46,8	7,7	24,5	66,0	0,1	0,0
	i	ETE	25	0,6	9,28	9:4	0,4	98,8	7,6	25,2	9,9	0,2	0,0
	i	1	26	0,8	9,28	10:2	0,2	99,4	7,7	23,5	2,6	0,1	0,1
	i	2	25	0,8	9,28	11:0	0,4	98,8	7,8	24,7	2,7	0,1	0,0
	m	3	35	0,8	9,28	11:3	3,5	89,4	7,2	24,8	16,9	0,2	0,0
	m	Palha	35	0,8	9,28	12:0	0,1	99,7	7,2	24,1	39,4	0,1	0,0
	m	4	35	0,5	9,28	9:0	3,1	90,6	7,7	23,2	17,0	0,0	0,0
	e	5	63	0,5	9,28	9:4	5,3	83,9	7,5	23,5	17,5	0,0	0,1
	e	6	63	0,5	9,28	10:1	9,9	69,9	7,7	23,6	22,8	0,0	0,1

CONTINUAÇÃO TABELA DE DADOS PRÉ-VERANEIO

Coleta	Área	Ponto	Clor/Feo	MPS (mg.L ⁻¹)	NO3+ 2 (µM)	NH ₄ (µM)	NID (µM)	NO ₂₊₃ / NH ₄	PID (µM)	POD (µM)	NID: PID
10/10/13	i	ETE	112,0	12,2	6,6	147,5	154,1	22,4	37,5	65,7	4,1
	i	1	112,0	2,4	1,6	132,9	134,5	84,1	2,1	3,0	65,8
	i	2	21,0	4,8	11,1	131,6	142,7	11,8	9,8	12,5	14,6
	m	3	21,0	8,0	2,2	78,7	81,0	36,7	2,8	3,0	28,6
	m	Palha	0,9	8,8	31,9	87,1	119,0	2,7	0,4	0,8	320,2
	m	4	2,8	28,0	4,8	74,0	78,8	15,4	2,0	3,9	39,4
	e	5	7,0	38,8	5,8	50,8	56,6	8,8	3,3	1,8	17,2
	e	6	7,0	67,6	3,4	39,5	42,9	11,6	0,7	1,9	58,1
	e	UC	0,0	62,8	4,0	31,6	35,6	7,9	0,5	1,5	70,5
7/11/13	i	ETE	1,0	51,6	16,8	142,4	159,2	8,5	28,4	42,8	5,6
	i	1	1,7	26,9	2,0	107,9	110,1	53,4	0,6	0,5	167,9
	i	2	2,7	38,4	1,9	131,4	133,2	71,0	3,1	12,4	43,1
	m	3	6,5	21,9	1,4	82,2	83,5	59,1	2,3	11,5	36,4

	m	Palha	2,0	7,0	2,5	45,1	47,6	18,3	0,5	1,3	96,7
	m	4	24,0	8,6	2,6	60,9	63,4	23,9	2,9	9,7	22,3
	e	5	43,0	20,0	8,0	82,2	90,1	10,4	2,9	8,7	31,3
	e	6	5,0	22,0	6,4	65,6	72,0	10,3	2,0	4,3	36,1
	e	UC	15,0	42,2	6,3	32,1	38,5	5,1	0,6	4,6	70,0
	i	ETE	9,5	16,4	1,3	135,1	136,4	102,3	23,7	118,2	5,8
	i	1	2,8	26,4	1,1	128,7	129,8	121,4	10,9	9,6	11,9
	i	2	5,5	9,2	3,6	144,3	147,8	40,5	21,5	32,6	6,9
	m	3	20,0	30,0	3,1	116,9	120,0	38,1	5,4	0,3	22,1
	m	Palha	13,0	15,4	2,8	52,4	55,2	18,7	0,8	0,7	64,9
	m	4	0,8	9,2	5,9	88,2	94,0	15,1	9,2	8,4	10,3
	e	5	0,5	28,4	1,4	79,8	81,2	57,0	1,0	6,1	83,4
	e	6	0,0	20,0	4,9	63,4	68,3	13,1	0,6	2,6	118,4

05 - 06/12/2014

APÊNDICE B
TABELA DE DADOS VERANEIO

Coleta	Área	Ponto	PAR	Maré	Vento km/h	Hor a	Sal. (psu)	Fração água doce(%)	pH	T°C a	OD (%)	Chl.a (ug. ⁻¹)	feo (ug. ⁻¹)
22/01/14	i	ETE	22	1	14,5	9:1	0,5	98,5	6,5	25,8	8,5	0,1	0,0
	i	1	25	1	14,5	10:0	0,2	99,4	6,3	27,6	2,3	0,1	0,0
	i	2	25	1	14,5	10:4	0,3	99,1	5,9	26,4	6,0	0,1	0,0
	m	3	35	0,5	14,5	11:1	0,4	98,8	6,0	27,2	5,7	0,2	0,0
	m	Palha	32	0,5	14,5	11:4	0,1	99,7	6,9	27,1	0,5	0,2	0,0
	m	4	32	0,5	14,5	12:0	0,4	98,8	6,6	28,6	0,3	0,2	0,0
	e	5	35	0,5	14,5	12:3	0,6	98,2	6,2	29,4	5,0	0,2	0,0
	e	6	62	0,5	14,5	13:1	1,3	96,1	6,3	30	12,0	0,4	0,1
	e	UC	62	0,5	14,5	13:5	8,4	74,5	6,4	31,2	53,6	0,4	0,1
14/02/14	i	ETE	22	0,3	8,7	8:4	0,4	98,8	7,6	24,9	0,0	0,1	0,1
	i	1	22	0,3	8,7	9:2	0,3	99,1	7,5	27,2	3,1	1,0	0,1
	i	2	25	0,3	8,7	9:5	1,4	95,7	6,6	28,5	0,0	1,4	0,0

	m	3	32	0,3	8,7	10:3	14,1	57,1	6,2	28,9	17,5	0,8	0,0
	m	Palha	32	0,3	8,7	11:2	0,2	99,4	7,2	26,8	3,1	0,2	0,0
	m	4	32	0,3	8,7	12:0	18,8	42,9	6,8	28,9	7,2	1,2	0,0
	e	5	35	0,3	8,7	12:3	23,3	29,2	6,9	28,9	40,6	1,1	0,0
	e	6	62	1,2	8,7	13:0	29,8	9,4	6,3	28,1	45,3	0,7	0,0
	e	UC	62	1,2	8,7	13:2	31,9	3,0	6,9	25,8	82,5	0,4	0,0
14/02/14	i	ETE	22	0,3	6,0	8:4	0,2	99,4	7,7	24,4	0,0	0,8	0,0
	i	1	22	0,3	6,0	9:3	0,3	99,1	7,4	25	8,6	1,9	0,0
	i	2	25	0,3	6,0	10:1	5,7	82,7	7,4	25,8	19,9	0,6	0,0
	m	3	32	0,3	6,0	10:4	7,6	76,9	7,4	25,5	10,9	0,7	0,0
	m	Palha	32	0,3	6,0	11:0	0,1	99,7	7,0	26,8	53,5	0,2	0,0
	m	4	32	0,3	6,0	11:3	9,3	71,7	7,4	26,2	33,5	2,4	0,0
	e	5	35	0,3	6,0	11:5	11	66,6	7,5	26,5	45,3	1,4	0,0
	e	6	62	0,3	6,0	12:2	15	54,4	7,7	27	70,1	2,2	0,0

CONTINUAÇÃO TABELA DE DADOS VERANEIO

Coleta	Área	Ponto	Clor/ Feo	MPS (mg.L ⁻¹)	NO ₃₊₂ (µM)	NH ₄ (µM)	NID (µM)	NO ₂₊₃ /NH ₄	PID (µM)	POD (µM)	NID/ PID
22/01/14	i	ETE	3,3	51,0	5,2	134,2	139,4	26,1	123,2	38,1	1,1
	i	1	3,3	0,7	2,0	121,7	123,7	59,6	2,7	5,3	45,5
	i	2	3,3	2,4	1,5	102,1	103,6	70,4	4,1	5,0	25,2
	m	3	18,0	14,5	2,0	97,4	99,4	48,9	1,4	4,7	72,1
	m	Palha	18,0	14,0	1,4	69,6	71,0	49,7	1,3	0,0	55,0
	m	4	18,0	4,0	1,2	89,5	90,8	72,8	2,7	3,3	33,7
	e	5	18,0	36,4	1,8	74,2	76,0	40,3	4,3	3,6	17,7
	e	6	6,7	3,0	3,9	82,1	85,9	21,1	3,6	5,5	23,7
	e	UC	6,7	26,3	2,0	41,5	43,5	21,2	1,9	1,4	22,7
14/02/14	i	ETE	0,6	167,3	0,8	142,1	142,9	171,6	159,4	0,0	0,9
	i	1	20,4	38,0	0,8	136,7	137,5	174,8	16,6	0,0	8,3
	i	2	143,0	77,0	0,6	143,0	143,6	239,1	25,6	0,0	5,60
	m	3	84,0	72,0	1,1	121,3	122,3	114,6	3,6	5,3	34,2
	m	Palha	24,0	48,5	1,0	68,9	69,9	68,1	1,3	0,0	54,2

	m	4	117,0	69,5	2,3	86,0	88,3	38,2	4,4	1,0	20,0
	e	5	107,0	88,0	2,0	47,0	49,0	23,8	0,8	3,7	63,60
	e	6	73,0	120,0	1,5	41,3	42,7	28,0	0,8	0,3	52,1
	e	UC	44,0	95,0	1,2	30,0	31,1	26,1	0,5	0,4	57,6
18/02/14	i	ETE	76,0	723,0	1,7	143,0	144,6	86,3	114,6	14,1	1,3
	i	1	192,0	13,0	1,2	141,7	143,0	114,1	22,8	0,0	6,3
	i	2	55,0	36,5	0,6	138,2	138,8	214,5	11,8	0,4	11,8
	m	3	67,0	33,0	0,8	107,7	108,6	130,1	6,6	0,0	16,6
	m	Palha	24,0	13,5	1,0	124,1	125,1	122,6	1,3	0,0	97,0
	m	4	236,0	35,0	1,1	115,5	116,6	109,2	6,2	0,3	18,9
	e	5	140,0	64,5	1,7	100,8	102,5	59,2	3,0	2,5	34,5
	e	6	222,0	63,0	2,2	32,2	34,5	14,6	13,2	0,0	2,6

APÊNDICE C
TABELA DE DADOS PÓS-VERANEIO

Coleta	Área	Ponto	PAR	Maré	Vento km/h	Hora	Sal (psu)	Fração água doce (%)	pH	T°C	% OD	Chl.a (ug. ⁻¹)	feo (ug. ⁻¹)
30/03/14	i	ETE	25	0,2	3,7	9:1	0,7	97,9	7,2	26,3	0,0	0,0	0,0
	i	1	26	0,2	3,7	10:2	0,2	99,4	7,2	21,4	3,1	0,1	0,0
	i	2	28	0,2	3,7	10:5	1,5	95,4	7,2	22,7	0,0	0,1	0,0
	m	3	35	0,2	3,7	11:2	2,4	92,7	7,0	21,8	13,8	0,1	0,01
	m	Palha	32	0,2	3,7	11:5	0,1	99,7	7,1	23,4	32,4	0,1	0,0
	m	4	35	0,2	3,7	12:0	3,2	90,3	7,2	22,8	16,3	0,1	0,0
	e	5	63	0,2	3,7	12:3	4,3	86,9	6,5	23	14,2	0,1	0,0
	e	6	63	0,2	3,7	12:5	7,5	77,2	7,1	23,5	44,0	0,5	0,0
	e	UC	63	0,2	3,7	13:5	18,2	44,7	7,2	24	87,1	0,2	0,0
16/04/14	i	ETE	25	0,3	3,9	9:3	0,4	98,8	6,4	23,5	13,3	0,1	0,0
	i	1	26	0,3	3,9	10:0	0,2	99,4	7,3	21	25,7	0,2	0,0
	i	2	28	0,3	3,9	10:4	0,7	97,9	6,8	21,5	20,8	0,2	0,0
	m	3	36	0,3	3,9	11:2	0,9	97,3	6,1	21,1	8,8	0,2	0,0

29/04/14	m	Palha	32	0,3	3,9	11:5	0,1	99,7	5,5	21,3	64,8	0,2	0,0
	m	4	35	0,3	3,9	12:2	1,6	95,1	6,5	21,4	9,9	0,2	0,0
	e	5	63	0,3	3,9	12:4	1,8	94,5	7,0	21,5	10,9	0,2	0,0
	e	6	63	0,3	3,9	13:1	2,6	92,1	6,5	22	15,1	0,4	0,0
	e	UC	63	0,3	3,9	13:5	11,8	64,1	6,4	22	56,5	0,5	0,1
	i	ETE	25	0,2	3,7	9:0	0,7	97,9	7,2	26,3	0,0	0,1	0,0
	i	1	26	0,2	3,7	10:0	0,2	99,4	7,2	21,4	3,1	0,2	0,0
	i	2	28	0,2	3,7	10:5	1,5	95,4	7,2	22,7	0,0	0,1	0,0
	m	3	35	0,2	3,7	11:0	2,4	92,7	7,0	21,8	13,8	0,1	0,0
	m	Palha	32	0,2	3,7	11:0	0,1	99,7	7,1	23,4	32,4	0,1	0,0
	m	4	35	0,2	3,7	12:0	3,2	90,3	7,2	22,8	16,3	0,1	0,0
	e	5	63	0,2	3,7	12:0	4,3	86,9	6,5	23	14,3	0,1	0,0
e	6	63	0,2	3,7	12:5	7,5	77,2	7,1	23,5	44,0	2,2	0,0	

CONTINUAÇÃO TABELA DE DADOS PÓS-VERANEIO

Coleta	Área	Ponto	Clor/Feo	MPS (mg.L ⁻¹)	NO ₃₊₂ (μM)	NH ₄ (μM)	NID (μM)	NO ₂₊₃ /NH ₄	PID (μM)	POD (μM)	NID/ PID
30/03/14	i	ETE	0,8	143,0	123,4	123,0	246,4	1,0	125,1	0,0	1,97
	i	1	63,0	7,0	1,6	120,3	121,9	73,8	3,4	2,6	36,25
	i	2	7,5	36,0	0,8	139,1	139,9	183,1	16,5	4,8	8,48
	m	3	20,0	16,0	0,8	102,8	103,6	129,6	1,3	4,0	80,27
	m	Palha	2,7	32,7	15,5	76,4	91,9	4,9	0,3	0,3	284,92
	m	4	61,0	17,2	1,0	98,3	99,3	94,5	4,3	9,4	23,25
	e	5	32,0	11,8	2,3	99,9	102,2	42,7	4,5	4,7	22,91
	e	6	38,0	60,6	2,6	75,2	77,8	29,0	2,7	3,8	28,70
e	UC	81,0	53,4	1,0	30,4	31,4	29,2	1,3	1,1	24,34	
16/04/14	i	ETE	1,7	19,5	31,4	139,9	171,3	4,5	64,1	0,0	2,67
	i	1	15,0	0,7	6,2	139,6	145,8	22,5	0,6	0,5	226,99
	i	2	11,0	19,0	1,6	138,7	140,3	86,7	19,2	0,6	7,31
	m	3	7,0	13,2	20,2	131,1	151,3	6,5	10,0	0,1	15,08
	m	Palha	3,0	21,5	21,0	142,3	163,3	6,8	1,3	0,0	126,57

	m	4	9,0	18,0	28,2	96,7	124,9	3,4	9,3	0,0	13,41
	e	5	8,0	25,6	28,9	114,4	143,4	4,0	8,9	2,6	16,14
	e	6	50,0	23,8	15,1	72,7	87,8	4,8	9,1	4,6	9,67
	e	UC	21,0	71,7	4,3	36,3	40,6	8,4	9,3	0,0	4,38
29/04/14	i	ETE	10,0	57,7	109,2	108,8	217,9	1,0	53,0	83,6	4,11
	i	1	8,5	4,3	28,1	138,5	166,6	4,9	1,3	1,5	129,13
	i	2	3,5	7,3	19,1	147,4	166,5	7,7	17,1	49,3	9,71
	m	3	5,0	1,6	8,0	123,9	131,9	15,5	16,2	52,1	8,15
	m	Palha	20,0	3,6	28,3	60,7	89,0	2,2	1,3	0,0	68,99
	m	4	21,0	2,5	13,9	113,7	127,6	8,2	14,3	36,5	8,92
	e	5	23,0	3,8	13,9	113,4	127,4	8,1	12,6	39,8	10,14
	e	6	21,0	8,7	19,2	106,4	125,6	5,5	10,5	27,3	11,99

APÊNDICE D

Tabela com dados do K_d no período de pré-veraneio (PV), veraneio (V) e pós-veraneio (VP)

	pv	Cr PT uM	% P	v	Cr PT uM	% P	vp	Cr PT uM	% P
3a	pv	22,24	-4,12	v	9,12	-108,52	vp	21,26	-9,87
4a	pv	5,86	193,39	v	6,09	93,51	vp	5,25	1354,04
6a	pv	5,95	104,69	v	6,02	50,74	vp	13,63	539,97
7a	pv	5,09	104,68	v	7,86	60,90	vp	9,12	146,71
8a	pv	2,63	-6,00	v	9,15	392,45	vp	6,49	31,96
3 b	pv	15,52	1297,83	v	25,63	52,56	vp	19,81	109,06
4 b	pv	13,84	198,53	v	8,87	42,19	vp	10,10	197,20
6 b	pv	12,60	-28,56	v	5,44	42,25	vp	9,32	-147,95
7 b	pv	11,53	-136,33	v	4,46	97,22	vp	11,46	202,80
8 b	pv	6,32	68,25	v	1,12	-16,02	vp	13,72	61,88
3 c	pv	54,10	378,52	v	12,18	0,90	vp	66,41	371,08
4 c	pv	5,76	843,91	v	6,56	-21,28	vp	68,31	286,24
6 c	pv	17,55	667,04	v	6,42	68,54	vp	50,80	498,83
7 c	pv	7,12	-74,41	v	5,51	-251,92	vp	52,36	173,26
8 c	pv	3,17	69,02	v	13,21	118,80	vp	37,80	101,05