

**UNIVERSIDADE DO EXTREMO SUL CATARINENSE - UNESC
UNIDADE ACADÊMICA DE HUMANIDADE, CIÊNCIAS E
EDUCAÇÃO
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIAS
AMBIENTAIS
MESTRADO EM CIÊNCIAS AMBIENTAIS**

CAROLINE ELISE SCHNACK

**ANÁLISE INTEGRADA DA QUALIDADE DO ECOSISTEMA
AQUÁTICO DO ESTUÁRIO DA BACIA HIDROGRÁFICA DO
RIO URUSSANGA, SANTA CATARINA**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ciências Ambientais da Universidade do Extremo Sul Catarinense - UNESC, como requisito parcial para a obtenção do título de Mestre em Ciências Ambientais

Orientador: Prof. Dr. Carlyle Torres Bezerra de Menezes

**CRICIÚMA
2012**

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação

S357a Schnack, Caroline Elise.
Análise integrada da qualidade do ecossistema aquático do
estuário da bacia hidrográfica do Rio Urussanga, Santa
Catarina / Caroline Elise Schnack ; orientador: Carlyle
Torres
Bezzera de Menezes. – Criciúma : Ed. do Autor,
2012.
99 f. : il. ; 21 cm.
Dissertação (Mestrado) - Universidade do Extremo Sul
Catarinense, Programa de Pós-Graduação em Ciências
Ambientais, Criciúma, 2012.
1. Urussanga, Rio (SC). 2. Água - Qualidade. 3. Gestão
ambiental. 4. Degradação ambiental. 5. Ecossistemas. I. Título.

FOLHA DE APROVAÇÃO

Dedico a meus pais, sempre...

AGRADECIMENTOS

A minha família pelo apoio e amor incondicional, por aturar meu mau humor e reclamação quando tudo parecia dar errado, por não desistirem de mim e por confiarem.

Ao Frederico pela descontração e alegria dos momentos em que me espiava lá da sala e pela “revisão” dos meus laudos.

Ao prof. Carlyle pela orientação, pelas conversas e ensinamentos que me deu durante o mestrado.

Ao prof. Dr. Álvaro Back pela revisão estatística e contribuições durante a qualificação e revisão da dissertação.

Ao CNPq pela bolsa de pesquisa por meio do Programa de Expansão da Pós-Graduação em Áreas Estratégicas (PGAEST), Edital MCT/CNPq nº 70/2009.

Ao Grupo de Pesquisa “Gestão de Recursos Hídricos e Ambientes Alterados” pelo suporte financeiro das análises.

Aos colaboradores do IPAT: Rodrigo, Patrick, Jonathan (Buda), Miguel, Rafael e a todos que participaram das coletas e análises e ao professor Claudio Ricken.

A Paty, pelas tardes de trocas de conhecimento e risadas, pelos bolos, bolachas, bananas... E por revisar minha tradução.

Ao Márcio da Silva Tamanaha e as meninas do laboratório de Algas Nocivas da UNIVALI, pela identificação de fitoplâncton e pela gentileza de me receberem para conhecer o laboratório e o processo.

A comunidade de Barra do Torneiro, em especial ao seu Francisco e família, ao Abacate e ao Amarildo que passaram seu conhecimento sobre a região e nos guiaram nas coletas.

A todos os colegas e professores do PPGCA, pelos ensinamentos, vivências, experiências e risadas.

Ao Túlio pelo amor, carinho, respeito e companheirismo, pelo incentivo e puxões de orelha e por me escutar, sempre.

E Àquele em que tudo posso: me fortalece, me ilumina, me guia, me protege. Obrigada Deus!

“O que eu faço, é uma gota no meio de um oceano. Mas sem ela, o oceano será menor.”

Madre Teresa de Calcutá

RESUMO

O estuário da Bacia hidrográfica do rio Urussanga, inserido na Área de Proteção Ambiental da Baleia Franca, recebe efluentes provindos de agricultura, indústrias, esgoto doméstico e mineração, além de receber efluentes da drenagem ácida de minas provenientes de áreas não recuperadas quando do encerramento dessas atividades, bem como pelo grave passivo ambiental ainda existente nessa. A problemática ambiental dessa bacia hidrográfica do rio Urussanga motivou a realização de uma análise integrada da qualidade do ecossistema aquático do estuário deste recurso hídrico, por meio do levantamento de espécies de plâncton e avaliação da qualidade da água através de variáveis físicas e químicas. Foram realizadas quatro campanhas em três pontos amostrais, durante o período de Setembro/2011 e Junho/2012. Os parâmetros físicos e químicos mensurados foram pH, Oxigênio Dissolvido, Salinidade, Fósforo total, Nitrato, Nitrito, Demanda Química de Oxigênio, Demanda Bioquímica de Oxigênio, Óleos e graxas, Cor Aparente, Turbidez, Alumínio, Arsênio, Bário, Chumbo, Cobre, Cromo, Ferro, Manganês, Mercúrio, Níquel, Zinco. Os parâmetros biológicos avaliados foram: Coliformes termotolerantes, Clorofila e ensaios ecotoxicológicos com *Daphnia magna*. Os parâmetros físicos, químicos e biológicos foram mensurados nos laboratórios do IPAT/ UNESC e comparados com a Resolução CONAMA 357/05 conforme sua classificação. Foi feito levantamento de espécies de fito e zooplâncton através de coletas subsuperficiais de água, essas amostras foram fixadas em solução de Lugol e analisadas nos laboratórios do CTTMar da UNIVALI; Ecossistemas S. A. e Green Lab Análises Químicas e Toxicológicas. Os parâmetros pH, Alumínio, Ferro e Manganês apresentaram valores fora das especificações da Resolução CONAMA 357/05 em todas as campanhas amostrais. A elevada concentração de metais pesados contribui para a baixa qualidade da água, colaborando na formação de um ecossistema inóspito a várias comunidades biológicas. Existe uma indicação forte de que as concentrações elevadas em ferro e manganês são decorrentes dos efluentes da mineração de carvão. Foram encontrados elevados valores de Coliformes Termotolerantes indicando forte presença de efluentes de esgotos domésticos. O Oxigênio Dissolvido mesmo estando dentro dos padrões preconizados pela resolução obteve menores valores na última campanha, coincidindo com o menor aparecimento de espécies fitoplanctônicas. Foram amostradas 75 espécies de fitoplâncton e 9 espécies de zooplâncton durante o período de amostragem. A espécie

mais frequente e abundante de fitoplâncton foi *A. glacialis*. Essa espécie é comumente encontrada em todo o litoral brasileiro. A espécie mais frequente e abundante do zooplâncton foi Nauplio. O zooplâncton do estuário apresentou baixa riqueza de espécies, ressaltando que a última campanha não foi encontrado nenhum indivíduo. O presente trabalho buscou contribuir para uma maior compreensão dos aspectos biogeoquímicos em um ambiente profundamente impactado por diversas atividades antrópicas, entre as quais a mineração de carvão, que ao longo de muitos anos causou severo impacto ambiental na região sul catarinense, e em especial na área em estudo, a Bacia Hidrográfica do Rio Urussanga. Este trabalho buscou contribuir para um maior conhecimento do sistema estuarino costeiro da bacia hidrográfica do rio Urussanga e para a elaboração do plano de manejo da APA da Baleia Franca.

Palavras-chave: Estuário. Análise Integrada. Bacia Hidrográfica. Fitoplâncton. Zooplâncton.

ABSTRACT

The estuary from Urussanga river hydrographic basin, inserted into the Environmental Protection Area of the Franca Whale, receives effluents coming from agriculture, industries, domestic sewage and mining, besides receiving effluent from acid mine drainage from areas not recovered at the conclusion of these activities, as well as the serious environmental liability that still exists. The environmental problems of Urussanga river hydrographic basin motivated the development of an integrated analysis about aquatic ecosystem quality of the estuary from this water resource, through the plankton species survey and assessment of water quality through physical and chemical variables. Four campaigns were conducted in three sampling points between September/2011 and June/2012. The physical and chemical parameters measured were PH, dissolved oxygen, salinity, total phosphorus, nitrate, nitrite, Chemical Oxygen Demand, Biochemical Oxygen Demand, Oils and greases, Apparent color, Turbidity, Aluminum, Arsenic, Barium, Lead, Copper, Chromium, Iron, Manganese, Mercury, Nickel, Zinc. The biological parameters evaluated were: Thermotolerant coliforms, chlorophyll and ecotoxicological tests with *Daphnia magna*. The physical, chemical and biological were measured by IPAT / UNESC laboratories and compared to the Resolution CONAMA 357/05 based on its classification. A survey has been made of species of phyto and zooplankton collected by subsurface water, the samples were fixed in Lugol's solution and analyzed in the laboratories of the CTTMar UNIVALI; Ecosystems S. A. and Green Chemical and Toxicological Analysis Lab. The parameters pH, aluminum, iron and manganese values were outside of the Resolution CONAMA 357/05 specifications in all sampling campaigns. The high concentration of heavy metals contributes to the poor water quality, assisting for formation of an ecosystem inhospitable to many biological communities. There is a strong indication that the high concentrations of iron and manganese are results of effluents from coal mining. A large amount of fecal coliform has been found, indicating strong presence of domestic effluent. The Dissolved Oxygen, although within the standards recommended by the resolution, they had lower values in the last campaign, coinciding with the smaller phytoplankton species presence. It's been sampled 75 species of phytoplankton and 9 zooplankton species during the sampling

period. The most frequent and abundant species of phytoplankton was *A.glacialis*. This species is commonly found throughout the Brazilian coast. The most frequent and abundant species of zooplankton was Nauplio The zooplankton of the estuary showed low richness species, they hadn't found any individual in the last sample. The present study sought to contribute to a better understanding of biogeochemical aspects in an environment deeply impacted for much anthropogenic activities, including coal mining, which over many years has caused severe environmental impact in the southern state of Santa Catarina, and particularly in the area study, the Urussanga River Hydrographic Basin. This study aimed to contribute to a bigger knowledge about it estuarine coastal system and to prepare the management plan for the EPA Franca Whale.

Keywords: Estuary. Integrated Analysis. Hydrographic basin. Phytoplankton. Zooplankton.

LISTA DE ILUSTRAÇÕES

Figura 1 – Processos e forçantes locais e remotas na bacia de drenagem e no oceano adjacente determinantes de características e da dinâmica de um estuário.	35
Figura 2 – Tipos fisiográficos de estuário.	36
Figura 3 – Produção e mineralização da matéria orgânica no oceano em relação à profundidade.	41
Figura 4 – Localização geográfica da Bacia Hidrográfica do rio Urussanga.	45
Figura 5 – Localização geográfica da Área de Proteção Ambiental da Baleia Franca.	46
Figura 6 – Imagem aérea do estuário da BH do rio Urussanga, destacando os três pontos de coleta de água.	48
Figuras 7 e 8 – Rio Urussanga no Ponto 1, Barra do Torneiro	49
Figura 9 e 10 – Rio Urussanga no Ponto 2 onde é cruzado pela ponte que liga o Balneário Rincão a Barra do Torneiro.	50
Figura 11 e 12 – Rio Urussanga no Ponto 3, antiga ligação entre o rio e a lagoa.	51
Gráfico 1 – Salinidade dos três pontos amostrais durante as campanhas de amostragem e limite de salinidade entre águas doces e salobras.	57
Gráfico 2 – Variação de temperatura dos três pontos amostrais durante as campanhas de amostragem.	58
Gráfico 3 – Valores de pH dos três pontos amostrais durante as quatro campanhas e valores de referência da Resolução CONAMA 357/05.	59
Gráfico 4 – Valores de Oxigênio Dissolvido dos três pontos amostrais nas quatro campanhas amostrais e Limite máximo de referencia para águas doces de classe 2 e salobras de classe 1 da Resolução CONAMA 357/05.	60
Gráfico 5 – Valores de Clorofila a nos três pontos amostrais e Limite da Resolução CONAMA 357/05.	61
Gráfico 6 – Valores de Fósforo Total dos três pontos amostrais nas quatro campanhas amostrais e Limite máximo de referencia para águas doces de classe 2 e salobras de classe 1 da Resolução CONAMA 357/05.	62
Gráfico 7 – Valores de Nitrogênio Nitrato dos três pontos nas quatro campanhas amostrais e Limite máximo de referencia para águas doces de Classe 2 da Resolução CONAMA 357/05.	63
Gráfico 8 – Demanda Bioquímica de Oxigênio dos três pontos nas quatro campanhas amostrais e Limite máximo de referencia para águas doces de Classe 2 da Resolução CONAMA 357/05.	64
Gráfico 9 – Demanda Química de Oxigênio dos três pontos nas quatro campanhas amostrais.	65

Gráfico 10 – Valores de concentração em Óleos e Graxas dos três pontos nas quatro campanhas amostrais e Limite máximo de referencia para águas doces de Classe 2 e salobras de Classe 1 da Resolução CONAMA 357/05.....	65
Gráfico 11 – Valores de Cor Aparente dos três pontos nas quatro campanhas amostrais e Limite máximo de referencia para águas doces de Classe 2 da Resolução CONAMA 357/05.....	66
Gráfico 12 – Valores de Turbidez dos três pontos nas quatro campanhas amostrais e Limite máximo de referencia para águas doces de Classe 2 e salobras de Classe 1 da Resolução CONAMA 357/05.....	67
Gráfico 13 – Valores de Ferro Total dos três pontos nas quatro campanhas amostrais e Limite máximo de referência para Ferro Dissolvido para águas doces de Classe 2 e salobras de Classe 1 da Resolução CONAMA 357/05.....	68
Gráfico14 – Valores de Alumínio Total dos três pontos nas quatro campanhas amostrais e Limite máximo de referência para Alumínio Dissolvido para águas doces de Classe 2 e salobras de Classe 1 da Resolução CONAMA 357/05.	69
Gráfico15 – Valores de Zinco dos três pontos nas quatro campanhas amostrais e Limite máximo de referência para Alumínio Dissolvido para águas doces de Classe 2 e salobras de Classe 1 da Resolução CONAMA 357/05.....	70
Gráfico 16 – Valores de Manganês dos três pontos nas quatro campanhas amostrais e Limite máximo de referência para águas doces de Classe 2 e salobras de Classe 1 da Resolução CONAMA 357/05.....	71
Gráfico 17 – Fator de Toxicidade nos três pontos amostrais em três campanhas amostrais.....	75
Gráfico 18 – Percentual de riqueza das principais classes fitoplanctônicas do estuário do rio Urussanga no período de setembro/2011 a junho/2012.	76
Figura 13 – Imagem aumentada de <i>Asterionellopsis glacialis</i>	79
Figura 14 – Imagem aumentada de <i>Asterionellopsis glacialis</i>	80
Gráfico 19 – Percentual de classificação das espécies em relação a sua frequência de ocorrência.	80
Gráfico 20 – Percentual de classificação das espécies em relação a sua abundância.	81
Gráfico21 – Percentual de Frequência das espécies durante o período de estudo de setembro/2011 a junho/2012.	83
Gráfico 22 – Percentual de Abundância das espécies durante o período de estudo de setembro/2011 a junho/2012.	84
Gráfico 23 – Comparativo da riqueza de espécies de fito e zooplâncton	84

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 – Parâmetros analisados e respectivas metodologias.....	52
Tabela 2 – Valores de Coliformes Termotolerantes em NMP.100mL ⁻¹ dos três pontos durante as quatro campanhas amostrais e limites de referência da Resolução CONAMA 357/05 para águas doces de Classe 1 e salobras de Classe 2.....	73
Tabela 3 – Valores de Coliformes Termotolerantes em NMP.100mL ⁻¹ dos três pontos durante as quatro campanhas amostrais.	73
Tabela 4 – Classes de qualidade com base nos indicadores de poluição orgânica e bacteriológica.....	74
Tabela 5 – Lista dos táxons fitoplanctônicos identificados no estuário do rio Urussanga durante o período de setembro de 2011 a junho de 2012. .	76
Tabela 6 – Lista dos táxons zooplanctônicos identificados no estuário do rio Urussanga durante o período de setembro de 2011 a junho de 2012. .	82

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

ABNT	Associação Brasileira de Normas Técnicas
APA	Área de Proteção Ambiental
BH	Bacia Hidrográfica
CONAMA	Conselho Nacional do Meio Ambiente
CTTMar	Centro de Ciências Tecnológicas da Terra e do Mar
DAM	Drenagem Ácida de Mina
DNPM	Departamento Nacional da Produção Mineral
FATMA	Fundação do Meio Ambiente
ICMBio	Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade
IPAT	Instituto de Pesquisas Ambientais e Tecnológicas
MMA	Ministério do Meio Ambiente
NBR	Norma da Associação Brasileira de Normas Técnicas
PNGC	Plano Nacional de Gerenciamento Costeiro
SNUC	Sistema Nacional de Unidades de Conservação
UNESC	Universidade do Extremo Sul Catarinense
UNIVALI	Universidade do Vale do Itajaí

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO	23
2 OBJETIVOS	26
2.1 OBJETIVO GERAL	26
2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS	26
3 FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA.....	27
3.1 INTEGRAÇÃO ENTRE BACIAS HIDROGRÁFICAS E AMBIENTES COSTEIROS	27
3.1.1 Bacias Hidrográficas.....	27
3.1.2 Zonas Costeiras	29
3.1.3 Gestão Ambiental Integrada	30
3.2 POLÍTICAS PÚBLICAS E PESQUISAS EM ECOSISTEMAS AQUÁTICOS COMO FERRAMENTA NA GESTÃO AMBIENTAL.....	31
3.3 OS ECOSISTEMAS ESTUARINOS	34
3.3.1 Organismos estuarinos.....	37
3.3.1.1 Plâncton.....	38
3.3.2 Biogeoquímica.....	39
3.4 PROBLEMÁTICA DO ECOSISTEMA AQUÁTICO ESTUARINO DA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO URUSSANGA	42
4 MATERIAIS E MÉTODOS.....	45
4.1 DELIMITAÇÃO E DESCRIÇÃO DA ÁREA DE ESTUDOS	45
4.2 ANÁLISES QUÍMICAS, FÍSICO-QUÍMICA E BIOLÓGICAS ..	52
4.2.1 Análises Químicas e Físico-químicas	52
4.2.2 Análises Biológicas	53
4.2.2.1 Fitoplâncton.....	53
4.2.2.2 Zooplâncton.....	54
4.3 ANÁLISE ESTATÍSTICA.....	55
5 APRESENTAÇÃO E ANÁLISE DOS DADOS	57
5.1 QUALIDADE DA ÁGUA	57
5.2 PLÂNCTON	75
6 CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES	86
REFERÊNCIAS	88

1 INTRODUÇÃO

A redução na disponibilidade de água com qualidade compatível às necessidades do ser humano e com características que suportem a biodiversidade natural da fauna e flora aquáticas torna-se preocupante. As águas superficiais constituem um recurso natural de grande importância cuja qualidade deve ser preservada tendo em vista sua rentabilidade econômica e suas principais utilizações: abastecimento público, irrigação, lazer e aquíicultura (FONTOURA, 1985; PELÁEZ-RODRIGUES et al., 2000).

No Brasil existe um arcabouço legal composto por leis e resoluções, entre as quais as Resoluções nº 357/2005 e 430/2011 (BRASIL, 2005; BRASIL, 2011), que estabelecem condições para o enquadramento dos recursos hídricos e padrões de qualidade e lançamento de efluentes, onde os ensaios ecotoxicológicos estão entre os instrumentos previstos para a análise integrada desses recursos.

As poucas e baixas correlações entre os parâmetros físico, químicos e biológicos reforçam a dificuldade em serem definidos parâmetros individuais responsáveis pela toxicidade dos ambientes onde as interações entre as substâncias ocorrem de forma tão complexa. Isso salienta a idéia de que esses parâmetros devem ser utilizados em combinação, pois, as análises químicas podem determinar a concentração de compostos tóxicos, mas elas não fornecem, necessariamente, informações a respeito de seu potencial tóxico ou a respeito de sua biodisponibilidade sobre organismos vivos (REGINATTO, 1998; AREZON, 2004).

As substâncias químicas inorgânicas, tais como os metais pesados, por exemplo, são potenciais causadoras da poluição aquática, pois, são persistentes no ambiente, bioacumulam-se na cadeia trófica e podem provocar mudanças nos parâmetros físicos, químicos e biológicos do ecossistema, causando sérios problemas de toxicidade nos seres vivos (BAIRD, 2002).

Nas últimas décadas os ecossistemas aquáticos têm sido alterados significativamente em função de múltiplos impactos antrópicos, tais como mineração; construção de barragens e represas; retificação, dragagens e desvio do curso natural de rios; lançamento de efluentes domésticos e industriais não tratados; desmatamento e uso inadequado do solo em regiões ripárias e planícies de inundação; superexploração de recursos pesqueiros; introdução de espécies exóticas, entre outros (GOULART; CALLISTO, 2003).

Entre as áreas mais afetadas estão os estuários, locais de transição entre as águas continentais e marinhas, que sofrem uma forte agressão ambiental devido a uma exploração não racionalizada, seja por exploração pesqueira, supressão da vegetação e destruição de manguezais, poluição por dejetos industriais ou domésticos, aterros, turismo ou especulação imobiliária (MACÊDO et al., 2000), além de receber cargas tóxicas de efluentes provindos da agricultura, arraste de sedimentos em suspensão e outros compostos lixiviados ao longo da bacia hidrográfica.

No litoral sul catarinense, um ecossistema bastante afetado, mas ainda não devidamente estudado, é o estuário da Bacia Hidrográfica do Rio Urussanga que localiza-se dentro da Área de Proteção Ambiental (APA) da Baleia Franca.

As águas da Bacia Hidrográfica do Rio Urussanga encontram-se severamente degradada pela mineração de carvão, sendo esse historicamente o principal processo de poluição dos recursos hídricos da região carbonífera sul catarinense (MENEZES; WATERKEMPER, 2009).

No que diz respeito às características principais da drenagem ácida proveniente da mineração de carvão, estão o baixo pH, a elevada acidez, elevadas concentrações em sulfatos e metais tóxicos, tais como ferro e manganês, associados aos processos de oxidação da pirita, o que por sua vez é decorrente de um processo ainda contínuo de poluição por meio da contribuição de áreas ainda não recuperadas, o que resulta em um grave passivo ambiental ainda existente nessa região (MENEZES et al, 2009).

Inserida em uma das 14 regiões ambientalmente mais críticas do Brasil, a Bacia do Rio Urussanga, de acordo com informações da Fundação do Meio Ambiente (FATMA), encontra-se praticamente comprometida pela extração do carvão. As águas são consideradas impróprias para consumo humano e apresentam restrições para outros usos (TREIN, 2008).

Esta bacia hidrográfica recebe ainda efluentes oriundos da agricultura, principalmente aditivos e fertilizantes utilizados no cultivo de arroz irrigado; suinocultura; avicultura; criação de gado; indústrias cerâmicas branca e vermelha, colorificios, gráficas, metal-mecânicas além de impactos ambientais decorrentes da mineração de argila, areia e fluorita em áreas próximas às suas margens. Outro agravante é o lançamento, sem tratamento, de esgotos domésticos que ocorre, em muitas vezes, de forma irregular e clandestina.

A área objeto do presente estudo insere-se na interface entre a Bacia Hidrográfica do rio Urussanga e uma importante Unidade de Conservação da região Centro-Sul de Santa Catarina, a Área de Proteção Ambiental (APA) da Baleia Franca.

A Área de Proteção Ambiental da Baleia Franca foi criada na região costeira do Estado de Santa Catarina, através do Decreto Federal de 14 de setembro de 2000, com a finalidade de proteger, em águas brasileiras, a baleia franca austral *Eubalaena australis*, ordenar e garantir o uso racional dos recursos naturais da região, ordenar a ocupação e utilização do solo e das águas, ordenar o uso turístico e recreativo, as atividades de pesquisa e o tráfego local de embarcações e aeronaves (BRASIL, 2000b). A APA da Baleia Franca é uma Unidade Marinho Costeira gerida pelo Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade (ICMBio).

A criação de uma APA pressupõe a identificação de atributos ou fatores ambientais que apresentem graus de fragilidade ou demanda por proteção (CABRAL; SOUZA, 2002). Porém, para Corte (1997 apud CABRAL; SOUZA, 2002), o instrumento APA usado em caráter de correção e contenção da degradação ambiental, não é suficiente para controlar o processo de degradação iniciado, necessitando exercer sobre esse espaço um conjunto de ações de planejamento e gestão ambiental.

Já em seu estuário, os problemas históricos de degradação ambiental ocorridos ao longo da Bacia Hidrográfica do rio Urussanga, se tornam ainda mais expressivos. A região estuarina, assim como o leito do rio Urussanga, foi modificada para dar maior vazão ao rio em épocas de cheia. Logo, o rio retelinizado acaba trazendo toda a carga poluidora ao longo da bacia, mais facilmente ao estuário. Atualmente, o estuário, antes fonte de renda e lazer da população local, sofre com excesso de dejetos durante as chuvas e com a escassez de peixes.

A sensibilidade deste ambiente estuarino a impactos ambientais, por ser essa uma região de intensa troca e absorção de nutrientes, bem como de procriação de espécies, constitui um problema central a ser estudado e equacionado a fim de diagnosticar o grau de degradação ecossistêmica e garantir subsídios e incentivos futuros para recuperação destes ambientes.

2 OBJETIVOS

2.1 OBJETIVO GERAL

Realizar análise integrada da qualidade do ecossistema aquático do estuário da bacia hidrográfica do rio Urussanga, por meio de levantamento de espécies de plâncton e avaliação da qualidade da água através de variáveis físicas e químicas, contribuindo para a elaboração do plano de manejo da APA da Baleia Franca.

2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS

- I. Analisar a qualidade da água da zona de estuário da bacia hidrográfica do rio Urussanga, através de variáveis físicas, químicas e biológicas.
- II. Identificar e quantificar, através de levantamento, as espécies de fitoplâncton e zooplâncton existentes no estuário, criando a primeira lista de espécies do plâncton local.
- III. Realizar um diagnóstico ambiental preliminar do ecossistema aquático estuarino por meio da descrição e análise dos recursos ambientais e suas interações de modo a caracterizar a situação ambiental da área.

3 FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA

3.1 INTEGRAÇÃO ENTRE BACIAS HIDROGRÁFICAS E AMBIENTES COSTEIROS

3.1.1 Bacias Hidrográficas

As bacias hidrográficas segundo definição de Barrella (2001 apud TEODORO et al., 2007), são um conjunto de terras drenadas por um rio e seus afluentes, formada em regiões altas do relevo por divisores de água, onde as águas das chuvas, ou escoam superficialmente formando os riachos e rios, ou infiltram no solo para formação de nascentes e do lençol freático. Sendo que as cabeceiras são formadas por riachos que brotam em terrenos íngremes das serras e montanhas e à medida que as águas dos riachos descem, juntam-se a outros riachos, aumentando o volume e formando os primeiros rios que continuam seus trajetos, formando rios maiores até desembocarem no oceano.

Para a ciência ambiental, a bacia hidrográfica contém o conceito de integração. Seu uso e aplicação para estudos de problemas ambientais são fundamentais, pois também contém informações físicas, biológicas e socioeconômicas, sendo que nenhuma pode ser desconsiderada se a análise se basear na sua verdadeira compreensão. A solução de muitos problemas de pressão ambiental está intimamente vinculada com as preocupações que objetivem a manutenção ou recuperação da qualidade das bacias hidrográficas (O'SULLIVAN, 1981 apud POLETTE et al., 2004).

O conceito de bacia hidrográfica vem sendo cada vez mais utilizado, como uma unidade ecossistêmica, na área de planejamento ambiental. Segundo Villela; Mattos (1975), as características físicas de uma bacia, constituem elementos de grande importância para avaliação de seu comportamento hidrológico, pois, ao estabelecerem-se relações e comparações entre eles e dados hidrológicos conhecidos, podem-se determinar indiretamente os valores hidrológicos em locais nos quais faltem dados.

Dentro desta abordagem, Christofoletti (1969) ressalta que, a análise de aspectos relacionados à drenagem, relevo e geologia pode levar à elucidação e compreensão de diversas questões associadas à dinâmica ambiental local.

Os indicadores das condições da bacia hidrográfica são fundamentais na consolidação do gerenciamento. A capacidade de desenvolver um conjunto de indicadores é um aspecto importante do uso

dessa unidade no planejamento. A implementação de redes de qualidade da água em bacias hidrográficas é um dos avanços fundamentais necessários (TUNDISI, 2006).

A construção de um processo de gestão integrada, preditiva e no âmbito de bacia hidrográfica pressupõe que, além de uma organização institucional e legislação adequadas, seja necessário um suporte tecnológico para promover avanços consolidados e substanciais (TUNDISI, 2006).

No quadro 1, Tundisi (2006), citando também alguns outros autores, aponta várias vantagens na abordagem por bacias hidrográficas.

Quadro 1 – Vantagens na abordagem por Bacia Hidrográfica.

Vantagens	Autores
É uma unidade física com fronteiras delimitadas, podendo estender-se por várias escalas espaciais, desde pequenas bacias de 100 a 200 km ² até grandes bacias hidrográficas como a Bacia do Prata (3.000.000 km ²)	Tundisi & Matsumura-Tundisi, 1995
É um ecossistema hidrologicamente integrado, com componentes e subsistemas interativos	
Oferece oportunidade para o desenvolvimento de parcerias e a resolução de conflitos	Tundisi & Straskraba, 1995
Permite que a população local participe do processo de decisão	Nakamura & Nakajima, 2000
Estimula a participação da população e a educação ambiental e sanitária	Tundisi et al., 1997
Garante visão sistêmica adequada para o treinamento em gerenciamento de recursos hídricos e para o controle da eutrofização (gerentes, tomadores de decisão e técnicos)	Tundisi, 1994
É uma forma racional de	

organização do banco de dados	
Garante alternativas para o uso dos mananciais e de seus recursos	
É uma abordagem adequada para proporcionar a elaboração de um banco de dados sobre componentes biogeofísicos, econômicos e sociais	
Promove a integração institucional necessária para o gerenciamento do desenvolvimento sustentável	Unesco, 2003

Fonte: Adaptado de TUNDISI, 2006.

A Bacia Hidrográfica por ter características tão bem definidas, é uma unidade que permite a integração multidisciplinar entre diferentes sistemas de planejamento e gestão, estudos e atividade ambiental, constituindo um processo descentralizado de conservação e proteção ambiental. (NASCIMENTO; VILLAÇA, 2008).

3.1.2 Zonas Costeiras

Ambiente costeiro ou zona costeira são termos comumente utilizados na literatura das ciências ambientais e resultam em variadas interpretações. Muitos teóricos trabalham com conceitos únicos da costa. Outros preferem definir zona ou ambiente costeiro através de diferenciações entre os meios políticos e administrativos ou biofísico e natural. No meio administrativo o governo delimita a geografia e gerencia a costa através de legislações específicas. No meio biofísico a zona ou ambiente costeiro é baseado em características físicas, como: acidentes geográficos, rios, estuários ou outro ecossistema natural relevante (MARRONI; ASMUS, 2005).

O II Plano Nacional de Gerenciamento Costeiro (PNGC) define zona costeira como sendo o espaço geográfico de interação do ar, do mar e da terra, incluindo seus recursos ambientais e abrangendo a faixa marítima (faixa que dista 12 milhas marítimas das linhas de base estabelecidas de acordo com a Convenção das Nações Unidas sobre o Direito do Mar, compreendendo a totalidade do mar territorial), e a faixa terrestre (faixa do continente formada pelos municípios que sofrem influência direta dos fenômenos ocorrentes na zona costeira) (POLETTE et al., 2004).

Andrade (1998 apud ANDRADE et al., 2009) ao descrever as características dos ambientes costeiros, cita como algumas das mais importantes as descritas abaixo:

- Representam 8% da área oceânica, embora correspondam a apenas 0,5% do volume total oceânico;
- Originam 25% da produção primária global e 18 a 33% da produção oceânica total;
- Fornecem mais de 90% do total de pescado mundial;
- Concentram a deposição de 80% da produção de matéria orgânica e 90% da mineralização sedimentar global;
- Constituem o sumidouro de 75 a 90% das cargas sedimentares fluviais e dos elementos e poluentes associados;
- Concentram mais de 50% da presente deposição global de carbonatos.

A zona costeira tem um elevado valor ecológico, social e econômico. Dentre os sistemas costeiros, os estuários têm um interesse especial. Tradicionalmente, funcionam como pólos de atração da atividade humana e, nas suas margens, desenvolveram-se algumas das maiores áreas metropolitanas do mundo (SILVA, 2000).

A importância dos problemas que afetam os estuários é bem reconhecida, assim como a necessidade e a urgência de criar mecanismos que procurem harmonizar o desenvolvimento econômico e social, com a preservação dos seus valores e recursos naturais. Tais mecanismos, os sistemas de gestão, assentam sobre o conhecimento dos estuários, em particular, na compreensão dos processos que condicionam as variáveis ambientais, para assim ser possível atuar de modo a garantir a preservação das situações desejáveis ou a modificá-las no sentido adequado (SILVA, 2000).

3.1.3 Gestão Ambiental Integrada

Tradicionalmente, a gestão de bacias hidrográficas tem como enfoque a conservação dos recursos hídricos, com exceção das águas estuarinas e marinhas, enquanto a gestão costeira visa o gerenciamento de múltiplos recursos, tendo como modo operacional o planejamento físico e o ordenamento do uso do solo e das águas costeiras (NICOLODI et al., 2009).

A zona costeira e suas bacias hidrográficas interagem funcionalmente por meio de fluxos hidrológicos de água doce, sedimentos e substâncias dissolvidas, formando um contínuo fluvial-

marinho costeiro. Estes sistemas encontram-se sob severa pressão ambiental associada a indutores antrópicos, tais como urbanização, industrialização e produção agrícola (NICOLODI et al., 2009).

Segundo o disposto no art. 3º da lei 9.433/97, deve existir a integração da gestão das bacias hidrográficas com a dos sistemas estuarinos e zona costeira. A PNGC estabelece como diretrizes gerais de ação a integração da gestão de recursos hídricos com a gestão ambiental; a articulação da gestão de recursos hídricos com a do uso do solo; e a integração da gestão da bacia hidrográfica com a dos sistemas estuarinos e zonas costeiras (BRASIL, 1997).

O planejamento e o gerenciamento integrado devem proporcionar uma visão abrangente de planejamento incluindo políticas públicas, tecnológicas e de educação, com o intuito de promover um processo de longo prazo com participação de usuários, autoridades cientistas e do público em geral além das organizações e instituições públicas e privadas (NASCIMENTO; VILLAÇA, 2008).

A busca pelo consenso e dinamismo político, também nos remete a uma nova e importante maneira de gerenciar: a gestão participativa (MARRONI; ASMUS, 2005). Em uma APA, o desafio está relacionado no balanço entre os interesses individuais do espaço, como forma de possibilitar a proteção dos ecossistemas. Para isso, a atenção deve estar voltada a gestão desses interesses e das atividades, de maneira que os proprietários, impulsionados por motivações individuais, optem pelo comportamento de conservação de recursos (CABRAL; SOUZA, 2002).

A necessidade de conscientização das comunidades envolvidas em um processo de gestão torna-se um fator indispensável, pois, direta ou indiretamente estas pessoas são usuárias do ambiente em que vivem e a compreensão deste ambiente para poder usufruí-lo com moderação, resulta na preservação para futuras gerações. Conhecer e ser responsável pelo lugar onde se vive, encoraja a transmissão de valores e experiências adquiridas, despertando lideranças e a comunidade em geral. Sendo de extrema importância a interação e dialogo entre governo, equipe técnica e população (MARRONI; ASMUS, 2005).

3.2 POLÍTICAS PÚBLICAS E PESQUISAS EM ECOSSISTEMAS AQUÁTICOS COMO FERRAMENTA NA GESTÃO AMBIENTAL

Para o desenvolvimento de um programa de gerenciamento costeiro integrado é fundamental a coleta de informações que subsidiem o programa de gestão sob o ponto de vista social, econômico, histórico, cultural, ecológico. A geração de informações – diagnóstico ambiental –

no processo de gerenciamento costeiro integrado, bem como na gestão de recursos hídricos, deve incluir as ciências naturais, com sua descrição do funcionamento dos ecossistemas costeiros, e as ciências sociais, cobrindo assim os problemas induzidos pelo homem (POLETTE et al., 2004).

Uma vez que a sobrevivência da humanidade depende da preservação do meio ambiente, torna-se de extrema importância a adoção de medidas que garantam sua preservação, isso ocorre através de um profundo conhecimento da composição individual de cada local e dos processos dinâmicos e interrelações que nela ocorrem, como também, das possíveis influências externas, cujos resultados poderão fornecer subsídios importantes na recuperação de áreas já comprometidas (MACÊDO et al., 2000).

Dentre estes estudos, destacam-se os monitoramentos dos aspectos físico-químicos das águas dos estuários e seus componentes biológicos, divididos em nécton, compreendendo a fauna habitante da coluna d'água com meios suficientes para vencer a força das correntes; bentos, organismos dependentes do substrato para sua sobrevivência; e plâncton, cujos organismos vivem na coluna d'água, mas não possuem capacidade de vencer a força das correntes e são imprescindíveis à rede trófica dos sistemas aquáticos, sejam eles marinhos, estuarinos ou limnéticos, por constituírem a base desta estrutura (LEÃO, 2004).

A água é física e quimicamente dinâmica. Em estuários, a reatividade biogeoquímica, incluindo sorção, floculação e reações redox é ainda mais pronunciada, induzida por gradientes de salinidade, temperatura, oxigênio dissolvido, pH e material em suspensão. Esses processos modificam a água continental que se dirige ao oceano e vice-versa, e devem ser perfeitamente conhecidos para que seja possível determinar de forma correta os fluxos e balanços de massa de elementos dissolvidos e particulados (NIENCHESKI et al., 2008).

Sendo as zonas estuarinas áreas de transição entre o ambiente continental e costeiro, devem ser integradas as gestões políticas que competem aos dois ambientes.

O Brasil encontra-se entre os países que já possuem uma legislação específica sobre os recursos hídricos, que implementa normas básicas de organização e gestão destes recursos para o território brasileiro. Vários estados também vêm dispensando esforços para criar ou aperfeiçoar mecanismos legais que visem à preservação da qualidade e à utilização racional da água (CONTE; LEOPOLDO, 2001).

Visando o planejamento, coordenação, supervisão e controle das ações relativas aos recursos hídricos e formulação e execução da Política

Nacional dos Recursos Hídricos, foi criada, em 1995, a Secretaria Nacional de Recursos Hídricos (SRH), que está ligada ao Ministério do Meio Ambiente, dos Recursos Hídricos e da Amazônia Legal – MMA. A criação da SRH levou a sanção da Lei Federal 9.433/97 de 08 de janeiro de 1997, que organiza o setor de planejamento e gestão dos recursos hídricos em âmbito nacional, introduzindo vários instrumentos de política (BRASIL, 1997; REBOUÇAS, 2002; AREZON, 2004).

A política e as ações para a preservação dos ecossistemas costeiros em geral e, em particular, dos estuários, foram garantidas através do PNGC, instituído através da Lei 7661 de 16 de maio de 1988, entre outras providências, visará especificamente orientar a utilização nacional dos recursos na Zona Costeira, de forma a contribuir para elevar a qualidade da vida de sua população, e a proteção do seu patrimônio natural, histórico, étnico e cultural (BRASIL, 1988).

O PNGC deverá prever o zoneamento de usos e atividades na Zona Costeira e dar prioridade à conservação e proteção, entre outros; e estabelecer normas gerais visando à gestão ambiental da zona costeira do País, lançando as bases para a formulação de políticas, planos e programas estaduais e municipais. O PNGC focaliza, estrategicamente, o estabelecimento de diretrizes comuns e articulações sistemáticas entre as políticas setoriais da própria União, em seu exercício na zona costeira, inclusive com a elaboração de planos de gestão nas diferentes esferas do governo (BRASIL, 1988).

Além do PNGC outra ferramenta no regimento para gerenciamento e utilização das águas é a Resolução CONAMA nº 357 de 17/03/2005 que visa a classificação das águas superficiais segundo a qualidade requerida e seus usos preponderantes, considerando que o enquadramento dos corpos d'água deve estar baseado não necessariamente no seu estado atual, mas nos níveis de qualidade que deveriam possuir para atender às necessidades da comunidade (BRASIL, 2005).

Cabe aos órgãos de controle ambiental a fiscalização e o controle dos critérios, normas e padrões de qualidade ambiental e aplicação das leis federais, e também as normas complementares estaduais e municipais que tenham padrões mais restritivos que a federal (BRASIL, 2005; VAN KAICK, 2002).

Os diagnósticos ambientais são levantamentos socioambientais relevantes na organização de políticas que integrem a comunidade, o meio ambiente e as atividades localmente realizadas. Através destes instrumentos também, são identificados problemas ambientais, servindo de subsídio na aplicação da legislação e resolução dos conflitos

ambientais. A disponibilidade de informações relevantes a respeito da qualidade ambiental, principalmente em linguagem acessível a população não técnica, implica diretamente na importância da preservação ambiental e na influência sobre a comunidade.

Com a degradação acelerada dos ambientes estuarinos, diversas pesquisas têm sido realizadas com o intuito de determinar as mudanças na sua ecologia, estrutura e dinâmica, levantando informações necessárias a políticas de conservação do ecossistema, manutenção da qualidade da água e recursos como a pesca, a aqüicultura e atividades turísticas e de lazer (LEÃO, 2004).

3.3 OS ECOSISTEMAS ESTUARINOS

A área estuarina configura-se como um ambiente de alta vulnerabilidade devido à pressão antrópica, que causa diversos desequilíbrios na sua dinâmica natural (ARAÚJO; FREIRE, 2007).

A palavra estuário deriva do latim *aestuarium*, cujo significado é maré ou onda abrupta de grande altura, fazendo alusão a um ambiente altamente dinâmico, com mudanças constantes em resposta a forças naturais (MIRANDA et al., 2002).

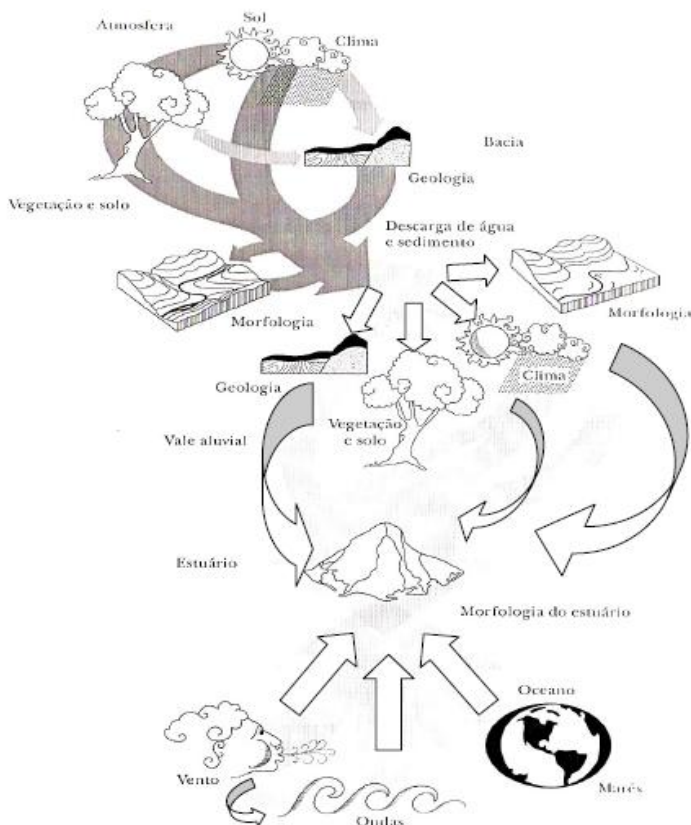
O ambiente estuarino é forçado, além dos agentes locais, por ações de eventos climáticos, oceanográficos, geológicos, hidrológicos, biológicos e químicos ocorridos na bacia de drenagem e no oceano adjacente. Conforme esquema apresentado na Figura 1, proposto por Coleman e Wright (1971 apud MIRANDA et al., 2002), a bacia de drenagem contribui na com a descarga de água fluvial, sedimentos, substâncias orgânicas e inorgânicas e eventualmente com poluentes.

Biologicamente, Caspers (1967 apud SILVA, 2000) afirma que para um sistema costeiro ser considerado um estuário, ele deverá apresentar as seguintes características:

- Ser zona terminal de um rio que deságua no mar com maré;
- Ter zonas de água salgada, variando a respectiva extensão com o caudal fluvial de montante;
- As correntes de maré poderem se estender para a montante do limite de intrusão salina, propagando-se em zonas de água doce; nesse caso, o limite montante de estuário corresponde ao limite de influência de maré.

Não existe um sistema único de classificação de ambientes costeiros. As classificações existentes diferem entre si pela escala de aproximação e pela finalidade do estudo (GUIMARÃES, 2006).

Figura 1 – Processos e forças locais e remotas na bacia de drenagem e no oceano adjacente determinantes de características e da dinâmica de um estuário.



Fonte: COLEMAN e WRIGHT, 1971 apud MIRANDA et al., 2002.

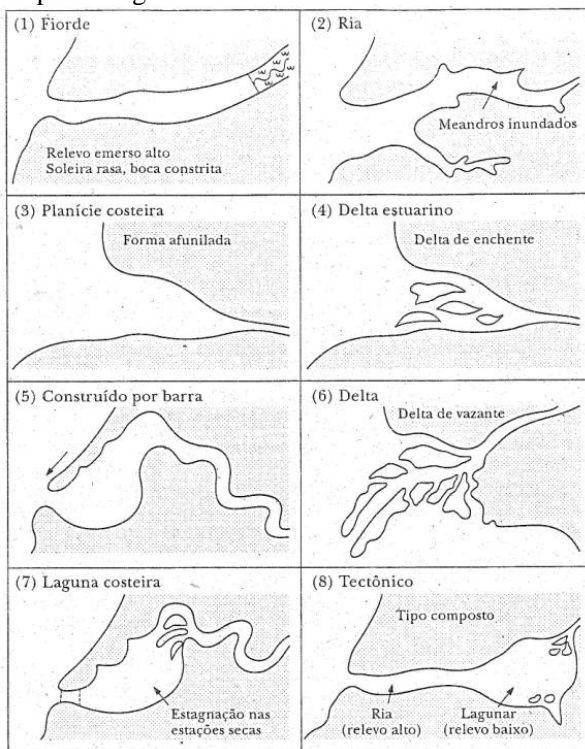
Quanto a classificação geomorfológica, Pritchard (1952 apud MIRANDA, 2002), dividiu os estuários em quatro classes de acordo com sua origem:

1. Planície costeira os que são formados pela transgressão do mar que inundou os vales dos rios;
2. Fiorde,
3. Formados por barras;

4. Formados por outros processos, de acordo com os eventos geológicos e geomorfológicos que ocorrem durante a formação.

Esquemáticamente, Fairbridge (1980 apud MIRANDA, 2002) divide os estuários classificados acima e alguns outros por tipos fisiográficos conforme apresenta a Figura 2.

Figura 2 – Tipos fisiográficos de estuário.



Fonte: FAIRBRIDGE, 1980 apud MIRANDA, 2002.

Silva (2000) pontua que será sempre necessário identificar um conjunto de critérios, associados a diversas preocupações ou características ambientais, onde serão levados em consideração, utilizações pretendidas e podem incluir, além da qualidade ambiental da água e dos recursos vivos, aspectos relativos a conservação da natureza e dos valores de paisagem, bem como a capacidade do estuário em servir de suporte a atividades como o recreio e a aqüicultura. Diante da relevância deste tema, classifica os estuários em:

- Qualidade estética: relacionado com a presença visível de resíduos;
- Qualidade sanitária: relacionada com a presença de microrganismos patogênicos;
- Estado trófico: relacionado com o excesso ou desequilíbrio de concentrações de nutrientes e efeitos associados;
- Poluição por tóxicos: relacionada com a presença de substâncias nocivas para os organismos aquáticos.

A classificação de estuários decorre da necessidade, não apenas da tendência para a sistematização inerente a todo o processo científico, mas de uma necessidade prática, em particular, relacionada com os processos de gestão. De fato, a classificação de estuários poderá ser útil na caracterização de cada um e na identificação dos processos que controlam essas mesmas características, facilitando, assim, generalizações nos processos de gestão (JAY et al., 1998 apud SILVA, 2000).

A importância dos sistemas estuarinos é reconhecida pela sua capacidade de depuração e pelo papel crucial que desempenham ao nível da sustentabilidade ecológica, através dos complexos processos físicos e biogeoquímicos que ocorrem e que proporcionam elevadas produtividades biológicas e abrigo para muitas espécies em idade juvenil (FERNANDES, 2001).

Em condições naturais, os estuários podem ser biologicamente mais produtivos do que o rio e o oceano adjacente, por apresentarem altas concentrações de nutrientes que estimulam a produção primária (MIRANDA et al., 2002).

3.3.1 Organismos estuarinos

Os organismos estuarinos parecem estar bem adaptados ao estresse, uma vez que, sob condições naturais, vivem em equilíbrio com o ambiente, apesar da sua fragilidade e vulnerabilidade diante das modificações ambientais. Por outro lado, este equilíbrio pode ser facilmente rompido pelas atividades humanas, produzindo alterações maiores que a tolerável, ora pela adição na água de substâncias normalmente ausentes ou pela quantidade excessiva de outras, normalmente presentes (OTTMANN et al., 1965 apud SANTOS, 2008).

Devido às perturbações antrópicas, resultado do aumento populacional e crescimento industrial nos últimos anos, os ecossistemas estuarinos vêm sendo afetados drasticamente. Além disto, os estuários

são caracterizados como zonas de transição e onde persistem condições de instabilidade, havendo ocorrência de constantes alterações determinadas pelos parâmetros físicos e químicos, com períodos de maior influência terrestre e outros de maior influência oceânica. Essas alterações promovem respostas fisiológicas e estruturais causando profundas modificações no desenvolvimento, sobrevivência e dispersão dos organismos fitoplanctônicos (ESKINAZI-LEÇA et al., 2004 apud SILVA et al., 2009).

Os estuários suportam grandes estoques de peixes, primariamente juvenis, sendo que os localizados em regiões temperadas são as principais áreas de criação para a maioria dos estoques de importância comercial (KENNISH, 1990 apud RAMOS; VIEIRA, 2001), a migração de peixes para dentro ou fora do estuário é um exemplo da troca de biomassa, sendo que a pescaria local se beneficia deste processo (ABREU; CASTELLO, 1998).

A comunidade de peixes estuarinos é constituída de espécies residentes, migrantes marinhas e de água doce, que usam este ambiente como área de alimentação, criação de larvas e juvenis ou para reprodução (BLABER, 2000 apud PAIVA, 2008). A abundância de peixes se deve principalmente a disponibilidade de alimento, a partir da produção primária (ROBERTSON; BLABER, 1992).

3.3.1.1 Plâncton

A disponibilidade de nutrientes determina, portanto, a produtividade potencial dos organismos aquáticos por meio de interações tróficas em cascata, ou seja, alterações na base da cadeia geram impactos ascendentes sobre os níveis tróficos mais altos (SCHEFFER, 1998 apud FRAGOSO JUNIOR et al., 2009) justificando a importância no conhecimento da comunidade planctônica, pois, enquanto o fitoplâncton produz matéria orgânica através da fotossíntese, o zooplâncton constitui um elo importante na transferência energética para os demais níveis tróficos (CAVALCANTI et al., 2008).

A estrutura e dinâmica do plâncton respondem rapidamente as mudanças do ambiente, podendo funcionar como indicadores ecológicos e, assim, auxiliar no entendimento da dinâmica do ecossistema (NOGUEIRA; MATSUMURA-TUNDISI, 1996). O plâncton é comumente dividido, conforme sua nutrição em: Virioplâncton, Bacterioplâncton, Micoplâncton, Fitoplâncton, Protozooplâncton e Zooplâncton. Porém, os mais conhecidos são o fito e o zooplâncton.

O fitoplâncton constitui-se de uma comunidade vegetal de tamanho microscópico, de locomoção reduzida. Estes organismos autótrofos, também chamados de produtores primários, em relação a seu nível trófico, são a base da cadeia alimentar dos ecossistemas aquáticos (CAMPOS, 2010).

Quando em condições ambientais desfavoráveis, o fitoplâncton pode se desenvolver em excesso resultando em problemas ecológicos (FRAGOSO JUNIOR et al., 2009) ou na super população de organismos ou na sua escassez acarretando na diminuição de espécies de níveis elevados da cadeia.

Por sua importância ecológica e econômica, o fitoplâncton constitui excelente fonte de informação através do estudo de sua fisiologia e comportamento. Além disso, as algas podem indicar o grau de poluição de determinada região devido, entre outros fatores, à sua sensibilidade ao grau de atividade oxidante ou redutora nas águas (ROUND, 1973 apud LEÃO, 2004).

A redução da comunidade zooplanctônica dos estuários pode promover uma considerável diminuição dos recursos pesqueiros, assim como um desequilíbrio ecológico tanto no estuário como na costa adjacente, para onde boa parte da biomassa animal é transportada (SCHWAMBORN et al., 1999 apud SILVA-FALCÃO et al., 2007).

O zooplâncton é um importante elo de energia e massa entre os produtores e os demais consumidores e a sua composição pode servir de ferramenta de avaliação para o estado trófico do sistema, pois a reprodução de diversas espécies é rapidamente afetada em ambientes que recebem influências antrópicas (MARNEFFE et al., 1996).

3.3.2 Biogeoquímica

Os estudos dos processos biogeoquímicos ocorridos nos estuários são extremamente importantes para a avaliação de nutrientes e elementos químicos enviados para os oceanos, por exemplo. Essa avaliação apontará a influência destes compostos na produtividade primária do ambiente (CAMPOS, 2010).

Embora vários elementos sejam necessários para manter a vida, tradicionalmente são usados os sais de nitrato (NO_3^-), fosfato (PO_4^{3-}) e silicato (H_4SiO_4) para dar suporte ao termo 'nutrientes' (CAMPOS; JARDIM, 2003).

O silicato é utilizado por alguns organismos para a formação de esqueletos ou conchas, particularmente por diatomáceas (fitoplâncton) e radiolárias (zooplâncton). O zooplâncton é um grupo de organismos de

tamanho reduzido, que se alimenta de fitoplâncton, sendo assim chamados de consumidores primários ou heterótrofos (CAMPOS, 2010).

Nitrato e fosfato, além de dióxido de carbono, água e micronutrientes como ferro, cobre e zinco, são essenciais para os organismos autótrofos na realização de um adequado metabolismo. Os nutrientes são incorporados durante o processo de fotossíntese, que transforma compostos inorgânicos dissolvidos na água em matéria orgânica particulada, isto é, tecido vegetal. Nesse processo os organismos autótrofos utilizam energia solar para sintetizar compostos orgânicos. Além de fornecer biomassa, combustíveis e alimentos, a fotossíntese também gera como subproduto o oxigênio. É o processo de fotossíntese que fornece a energia necessária para a manutenção de toda a vida na Terra (CAMPOS ; JARDIM, 2003).

Quanto maior a insolação e menor a turbidez, maior será a extensão da zona fótica, ou seja, a região com suficiente luz para realizar a fotossíntese. Essa entrada de energia, através da fotossíntese, nos ecossistemas sustenta praticamente toda cadeia trófica (CAMPOS, 2010).

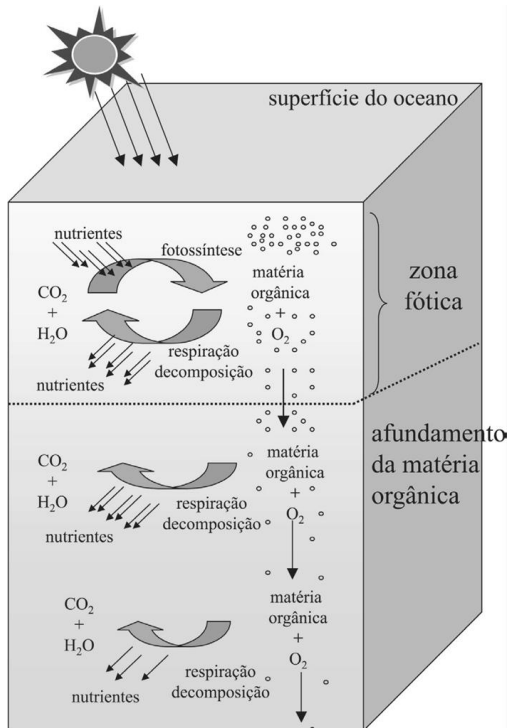
Outro processo de extrema importância no controle e distribuição de nutrientes na coluna d'água é a decomposição da matéria orgânica. Quando o fitoplâncton morre e é digerido por bactérias, ocorre a remineralização (dissolução ou oxidação) dos tecidos desse organismo, de forma que o nitrogênio e fósforo são redissolvidos na água. Esse processo quando ocorre na zona fótica acontece de forma rápida, pois os nutrientes são incorporados à biomassa pelo processo de fotossíntese. Como parte do material orgânico biogênico não é reciclado ele é transportado para a zona afótica (sem luz), assim como outros nutrientes dissolvidos excretados pelo zooplâncton e detritos. Esse material vai afundando e sendo decomposto por bactérias, havendo então a redissolução dos nutrientes (CAMPOS, 2010; CAMPOS; JARDIM, 2003). A Figura 3 apresenta uma esquematização da produção e mineralização da matéria orgânica no oceano em relação à profundidade.

Os processos físicos também podem afetar a concentração de nutrientes através da mistura das águas devido à termoclina ou a presença de fortes ventos, por exemplo. A distribuição vertical dos nutrientes é, portanto, consequência da interação entre processos físicos e biológicos (CAMPOS, 2010).

Os principais fatores que limitam a produtividade primária, portanto, são: biodisponibilidade de nitrogênio, luz, temperatura,

micronutrientes (como Ferro, Zinco, Cobre) e a pressão dos consumidores, isto é, a quantidade de zooplâncton presente.

Figura 3 – Produção e mineralização da matéria orgânica no oceano em relação à profundidade.



Fonte: CAMPOS; JARDIM, 2003.

A produtividade primária sofre alterações sazonais e espaciais, pois luz e temperatura variam conforme a latitude (variação espacial) e a estação do ano (variação temporal). Porém, nas regiões tropicais, os extremos de temperatura e luz durante o ano são relativamente próximos e, portanto, não alteram expressivamente a produtividade primária. Nas águas tropicais e equatoriais, a baixa produtividade é praticamente uniforme durante todo o ano devido a estratificação térmica não ser quebrada, causando uma deficiência permanente de nutrientes. Tal deficiência é suprida nas regiões costeiras devido a grande abundância de nutrientes em razão do transporte de águas fluviais contaminadas por atividades humanas, como o uso de fertilizantes e despejo de esgoto.

Essa abundância de nutrientes em regiões rasas que, portanto, permanecem bem misturadas o ano todo, promove a alta na produtividade primária (ANDREWS et al., 1996).

No estuário o encontro de águas com características químicas tão distintas causa grandes alterações nas espécies químicas presentes. Elementos como Ferro, Alumínio, Fósforo e Silicato e a matéria orgânica presente em maior abundância em águas fluviais, são dissolvidos durante o processo de mistura do estuário. Assim como, Cálcio, Magnésio, Sódio, Potássio e Cloro e o íon sulfato abundantes em águas marinhas também sofrem redução ou remoção ao penetrarem no estuário (CAMPOS, 2010).

3.4 PROBLEMÁTICA DO ECOSISTEMA AQUÁTICO ESTUARINO DA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO URUSSANGA

Até a metade do século passado, as alterações nas bacias hidrográficas que alimentavam os estuários com água doce foram pequenas, e os efluentes das cidades lançados nesses corpos d'água eram adequadamente diluídos e renovados causando baixos impactos aos ecossistemas (MIRANDA et al., 2002).

Com o aumento da população urbana, expansão da agricultura e a revolução industrial, obras portuárias e canais de navegação, a quantidade e diversidade de sedimentos e resíduos domésticos e industriais passaram a ser cada vez maiores, ameaçando as características naturais dos estuários. Sendo assim, as atividades humanas diretas ou remotas ocasionam variações de diferentes escalas de impacto, são as principais causas da degradação ambiental dos estuários (MIRANDA et al., 2002).

Existe cada vez maior conscientização dos impactos negativos sobre os ecossistemas aquáticos provocados pela introdução de metais pesados, metalóides, pesticidas, entre outros, como também do potencial toxicológico que esta contaminação representa para os humanos (FERNANDES, 2001).

Como principais fontes geradoras de resíduos industriais, o sul catarinense tem as atividades de lavra e beneficiamento de carvão mineral, seguidas pelas atividades cerâmicas, metal-mecânica, têxtil, colorifícios e polimento de peças cerâmicas, indústrias químicas, beneficiamento de arroz, produção de coque, além dos lodos de estações de tratamento de efluentes líquidos de várias outras atividades industriais (ALEXANDRE; KREBS, 1995) além da geração de resíduos domésticos.

O carvão mineral constitui-se na maior fonte mundial de energia não renovável empregada na geração de eletricidade, representando 38,4% de seu total, seguido pela energia nuclear (17%), gás natural (16%) e petróleo (9%) (BORBA, 2001). Intensificada nos últimos anos pela expansão da economia nacional, a atividade mineradora e seus processos (método de lavra, beneficiamento, transportes, uso e transformação), ao mesmo tempo em que proporcionaram um complexo dinamismo econômico, produziram também marcas profundas nos ecossistemas regionais e baixos índices de qualidade de vida e de qualidade ambiental (MILIOLI, 1999).

No Sul do Estado de Santa Catarina a atividade de mineração de carvão historicamente foi de extrema relevância para a economia da região, constituindo-se base econômica de diversos municípios. Por outro lado, essa atividade destaca-se como uma das maiores responsáveis pelos danos ambientais causados na região, com severos impactos em todas as etapas dessa indústria, desde a lavra, beneficiamento, disposição de resíduos sólidos e efluentes líquidos até o uso desse combustível fóssil em termoelétricas, comprometendo a qualidade dos ambientes aquáticos, terrestres e atmosféricos (MENEZES, 2003; PAVEI, 2007).

Um grave fator de impacto ambiental relacionado com a mineração do carvão é, certamente, a poluição dos mananciais hídricos, das regiões próximas às jazidas, onde o mineral é explorado. Segundo o relatório do Departamento Nacional da Produção Mineral, em Santa Catarina, a bacia carbonífera abrange as bacias hidrográficas do Rio Araranguá, Urussanga e Tubarão, ocupando uma área de 1.050 km², com atividade de mineração e beneficiamento nos municípios de Criciúma, Içara, Forquilha, Urussanga, Siderópolis, Treviso, Lauro Müller, Orleans e Alfredo Wagner. Essa região foi categorizada como a 14ª área crítica nacional para efeito de controle de poluição da qualidade ambiental. A rede hidrográfica desta região está bastante comprometida quanto à sua qualidade e usos (DNPM, 1987; ALEXANDRE e KREBS, 1995; MENEZES e WATERKAMP, 2009).

Os sedimentos oriundos da mineração de carvão sofrem processo de erosão e transporte, e dessa forma atingem os mananciais hídricos das sub-bacias, vindo a se depositar no decorrer das mesmas. Por meio dos mecanismos de difusão dos poluentes uma parte desses sedimentos pode ser transportada até o estuário do Rio Urussanga, onde também sofrem processo de deposição, com conseqüente comprometimento do ambiente aquático. A preocupação com estes sedimentos, não descartada a relevância do recebimento de efluentes de drenagem ácida de mina

(DAM), aos quais tais rejeitos em geral estão associados, fundamenta-se na toxicidade bem conhecida que os teores de metais causam a bioindicadores usados para avaliar a ecotoxicidade destes rejeitos (líquidos e sólidos) da mineração (LATTUADA et al., 2005).

A DAM gerada na atividade carbonífera se caracteriza pela elevada acidez, baixo pH, assim como pela expressiva concentração de metais como ferro, manganês, alumínio, níquel, cobre, magnésio, zinco, selênio, além de óxidos, hidrocarbonetos policíclicos aromáticos entre outros (MENEZES et al, 2009).

Sendo a Bacia Hidrográfica do rio Urussanga detentora de extensas áreas de cultivo de arroz irrigado, o uso de fertilizantes, herbicidas e pesticidas nas atividades agrícolas também é outro importante fator de contaminação dos recursos hídricos (TREIN, 2008).

A proliferação de aviários e atividade de suinocultura na região da bacia do rio Urussanga é outro aspecto relevante no tocante à contaminação hídrica, uma vez que a utilização de hormônios/medicamentos na ração animal e a consequente utilização dos dejetos como adubo agrícola está contaminando o solo, as águas superficiais e as freáticas. Os nitratos presentes no esterco suíno geram preocupações ainda maiores uma vez que a natureza não consegue eliminá-los (TREIN, 2008).

Outro aspecto muito importante é a atividade muito intensa de extração de argila para a indústria cerâmica e olarias, além de areia subjacente para a construção civil, extração de saibro (TREIN, 2008).

Esse conjunto de impactos ambientais existentes ao longo de toda a Bacia Hidrográfica do rio Urussanga, aliado a incipiente quantidade de informações justificam a necessidade de uma pesquisa mais aprofundada com base na análise integrada de indicadores de qualidade dos recursos hídricos. No que diz respeito a área do estuário do rio Urussanga, ela por muitos anos serviu de fonte de renda das famílias que ali residem. No entanto, atualmente, esse ambiente encontra-se bastante degradado em função das diversas atividades que geraram severo impacto ambiental, sendo utilizado apenas para o transporte de barcos para o mar, por parte dos remanescentes de pescadores artesanais que ainda sobrevivem desta atividade. A análise integrada das condições da qualidade dos recursos hídricos locais constitui-se em importante ferramenta para definição de políticas públicas e a melhoria da qualidade de vida da comunidade residente no ambiente estuarino e costeiro.

4 MATERIAIS E MÉTODOS

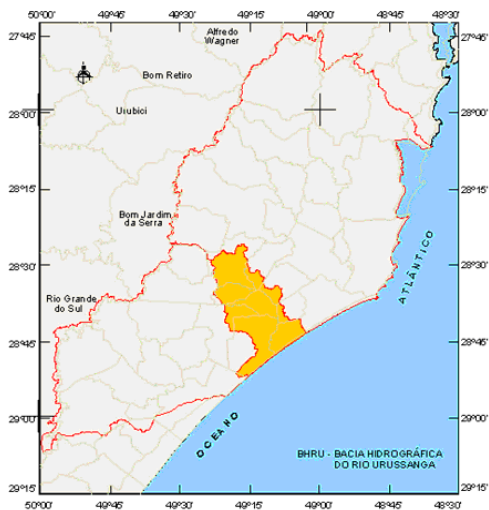
4.1 DELIMITAÇÃO E DESCRIÇÃO DA ÁREA DE ESTUDOS

A Bacia Hidrográfica do rio Urussanga localiza-se no sudeste do Estado de Santa Catarina, entre as bacias dos rios Araranguá e Tubarão. Ao todo, nove municípios são integrados pela bacia: Criciúma, Cocal do Sul, Içara, Jaguaruna, Morro da Fumaça, Pedras Grandes, Sangão, Treze de Maio e Urussanga (TREIN, 2008).

Figura 4 – Localização geográfica da Bacia Hidrográfica do rio Urussanga.



Fonte: MMA/ IBAMA



Fonte: TREIN, 2008.

O estuário da Bacia Hidrográfica do Rio Urussanga localiza-se dentro da Área de Proteção Ambiental (APA) da Baleia Franca (Figura 5) que foi criada com a finalidade de proteger a baleia franca austral (*Eubalaena australis*), através do Decreto Federal de 14 de setembro de 2000. Perfazendo uma área total aproximada de 156.100ha, a Área de Proteção Ambiental da Baleia Franca possui uma extensão que vai desde Balneário Rincão em Içara/SC, seu limite sul, até Pântano do Sul em Florianópolis/SC, seu limite norte.

Figura 5 – Localização geográfica da Área de Proteção Ambiental da Baleia Franca.



Fonte: www.baleiafranca.org.br

Segundo o sistema de classificação climático de Koeppen, a área de estudo se enquadra no clima do grupo Cfa: Mesotérmico, uma vez que as temperaturas médias do mês mais frio estão abaixo dos 18°C e acima de -3°C; sem estação seca distinta, pois não há índices pluviométricos mensais inferiores a 60 mm; com temperatura média nos meses mais quentes superiores a 22°C.

Situada no extremo Sul de Santa Catarina, a bacia do rio Urussanga, abrange, parcialmente, a bacia carbonífera catarinense. Suas cabeceiras drenam um amplo anfiteatro da escarpa da Serra Geral e

trechos do Planalto Meridional atravessando uma extensa baixada litorânea até desaguar no Oceano Atlântico (TREIN, 2008).

Na baixada litorânea, no processo de formação de terraços marinhos, ocorre a Planície Lagunar. Estes terrenos consistem de sedimentos argilo-arenosos a argilosos, ricos em matéria orgânica, de idade holocênica, resultantes de processos de progressiva colmatagem de extensas paleo-lagunas. Essas planícies alagadas tendem a desenvolver solos orgânicos distróficos em ambiente palustre, em condições de lenta decomposição de matéria orgânica. Subordinadamente ocorrem também Gley Pouco Húmicos, distróficos, de textura argilosa, e algumas turfeiras (TREIN, 2008).

A vegetação nativa do Sul do estado era, na sua maioria representada pela Floresta Ombrófila Densa, destacando-se economicamente, espécies como: peroba vermelha, baguaçu, canela-preta, aguaiá, bicuíba, cedro, ipê amarelo e o palmitero (SANTA CATARINA, 1997). No entanto devido à extração da madeira e à agricultura familiar, o sul catarinense possui um dos panoramas fitoecológicos com menor cobertura vegetal do estado (IBGE, 1997).

Segundo Leite e Klein (1990) a vegetação pioneira herbáceo-arbustiva da planície costeira sul catarinense, enquadra-se nos Domínios da Vegetação Pioneira sob Influência Marinha (restingas), onde existe uma grande variedade de ambientes circunscritos a esta formação, merecendo destaque, a faixa de praia, as dunas instáveis, as dunas fixas, as áreas aplainadas e plano-deprimidas e os costões rochosos.

A área de estudos apresenta intensa degradação por atividades antrópicas, como: desmatamento da mata ciliar, intensa exploração imobiliária, lançamento de efluentes de esgotos sanitários sem tratamento no rio, além de receber contaminantes arrastados pela água através de toda bacia hidrográfica.

De acordo com o artigo 23 do Decreto 5300/04 – que regulamenta a Lei nº 7.661/1988 e define normas gerais visando à gestão ambiental da zona costeira do País, estabelecendo as bases para a formulação de políticas, planos e programas federais, estaduais e municipais – o limite de um estuário fica estabelecido em cinquenta metros contados na direção do continente, a partir do limite da praia ou da borda superior da duna frontal, em ambas as margens e ao longo delas, até onde a penetração da água do mar seja identificada pela presença de salinidade, no valor mínimo de 0,5 partes por mil (BRASIL, 2004).

Devido ao fato de as marés e influências de salinidades serem dinâmicas e constantes, optou-se neste trabalho pela divisão do estuário,

conforme descrito por Dionne (1963 apud MIRANDA, 2002) feita em três áreas:

- a) Inferior ou marinho, com ligação livre com o oceano aberto;
- b) Estuário médio, sujeito a intensa mistura da água do mar com a água fluvial;
- c) Estuário superior ou fluvial, caracterizado por água doce, mas sujeito a influência da maré.

Foram selecionados três pontos localizados no estuário inferior ou marinho e médio estuário conforme a Figura 6.

Figura 6 – Imagem aérea do estuário da BH do rio Urussanga, destacando os três pontos de coleta de água.



Fonte: Google Earth.

Ponto 1 (P1) – Estuário marinho da BH do rio Urussanga, localizado em média a 150m do mar, demonstrado nas figuras 7 e 8. Coordenadas Geográficas: UTM 6812855N, 0676886E.

Figuras 7 e 8 – Rio Urussanga no Ponto 1, Barra do Torneiro



Foto: Caroline Elise Schnack



Foto: Caroline Elise Schnack

Ponto 2 (P2) – Estuário Médio da BH do rio Urussanga, localizado sob a ponte da Barra do Torneiro, demonstrado nas fotos 9 e 10. Coordenadas Geográficas: UTM 6813512N, 0676284E.

Figura 9 e 10 – Rio Urussanga no Ponto 2 onde é cruzado pela ponte que liga o Balneário Rincão a Barra do Torneiro.



Foto: Caroline Elise Schnack



Foto: Caroline Elise Schnack

Ponto 3 (P3) – Estuário Fluvial da BH do rio Urussanga, localizado em frente a antiga ligação do rio com a lagoa da Urussanga Velha, demonstrado nas figuras 11 e 12. Coordenadas Geográficas: UTM 6814249N, 0675131E.

Figura 11 e 12 – Rio Urussanga no Ponto 3, antiga ligação entre o rio e a lagoa.



Foto: Caroline Elise Schnack



Foto: Caroline Elise Schnack

4.2 ANÁLISES QUÍMICAS, FÍSICO-QUÍMICA E BIOLÓGICAS

4.2.1 Análises Químicas e Físico-químicas

Foram realizadas quatro campanhas durante o período de Setembro/2011 e Junho/2012. Os parâmetros físicos e físico-químicos mensurados foram pH, Oxigênio Dissolvido, Salinidade, Fósforo total, Nitrato, Nitrito, Demanda Química de Oxigênio, Demanda Bioquímica de Oxigênio, Óleos e graxas, Cor Aparente, Turbidez, Alumínio, Arsênio, Bário, Chumbo, Cobre, Cromo, Ferro, Manganês, Mercúrio, Níquel, Zinco.

Considerando que alguns parâmetros ao longo da pesquisa não apresentaram condições de representatividade, pois ficaram abaixo dos padrões mínimos detectáveis pelo laboratório, suas análises foram descartadas, tais como os metais: Bário, Cobre, Cromo, Mercúrio, Níquel, Zinco

As análises foram realizadas no laboratório de águas do Instituto de Pesquisas Ambientais e Tecnológicas (IPAT) da Universidade do Extremo Sul Catarinense (UNESC) seguindo o Standardmethods For The Examination Of Water & Wastewater 21^o Edição, as metodologias estão descritas na Tabela 1.

Tabela 1 – Parâmetros analisados e respectivas metodologias.

Parâmetro	Método Analítico
pH Oxigênio Dissolvido (OD) Salinidade	Potenciométrico
Fósforo Total Nitrogênio Nitrato Nitrogênio Nitrito	Colorimétrico
Demanda Química de Oxigênio (DQO)	Refluxo aberto com dicromato
Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO)	Teste DBO por 5 dias
Óleos e Graxas	Ext. Soxhelt/ Part. Gravimétrico
Cor Aparente	Espectrofotométrico
Turbidez	Nefelométrico
Arsênio (As) Chumbo (Pb) Níquel (Ni)	Espectrofotometria por Absorção Atômica em Forno de Grafite

Alumínio (Al) Cobre (Cu) Cromo (Cr) Ferro (Fe) Manganês (Mn) Níquel (Ni) Zinco (Zn)	Espectrofotometria por Absorção Atômica com Chama
Mercúrio (Hg)	Espectrofotometria por Absorção Atômica em Vapor Frio
Clorofila a	Monocromático

Para efeito da Resolução CONAMA 357/05 em seu Art 2º são adotadas as definições de **águas doces**: águas com salinidade igual ou inferior a 0,5 ‰; **águas salobras**: águas com salinidade superior a 0,5 ‰ e inferior a 30 ‰ e **águas salinas**: águas com salinidade igual ou superior a 30 ‰. Ainda segundo a Resolução CONAMA, em seu Art 42º enquanto não aprovados os respectivos enquadramentos, as águas doces serão consideradas Classe 2, e as águas salinas e salobras serão classificadas como Classe 1, exceto se as condições de qualidade atuais forem melhores, o que determinara a aplicação da classe mais rigorosa correspondente (BRASIL, 2005). Conforme também a Portaria Estadual 024/79, o trecho de estudos, enquadra-se como Classe 2 (SANTA CATARINA, 2001), quando em condições de salinidade inferior a 0,5‰.

4.2.2 Análises Biológicas

As análises microbiológicas (contagem de coliformes totais e termotolerantes) seguiram o Standard Methods, 2005, 21 ed. Section 9221. Os ensaios ecotoxicológicos com bioindicador *Daphnia magna* foram realizados segundo a metodologia descrita pela ABNT NBR 12713 (2004).

O levantamento de espécies aquáticas do estuário foi realizado em quatro campanhas amostrais ao longo de um ano a fim de identificar possível variação sazonal de determinadas espécies.

4.2.2.1 Fitoplâncton

A análise quali-quantitativa do fitoplâncton foi realizada através de coletas sub superficiais. As amostras foram armazenadas em frascos

de vidro âmbar de 500mL e fixadas com solução Lugol (1ml para 200 ml de amostra de água). Posteriormente levadas ao laboratório do Centro de Ciências Tecnológicas da Terra e do Mar – CTTMar da Universidade do Vale do Itajaí – UNIVALI/SC para identificação e contagem. No CTTMar as amostras foram homogeneizadas e uma pequena alíquota será colocada em câmara de 20mL, sedimentando durante 24 horas. A análise foi realizada em microscópio invertido OLYMPUS IX51, com contraste de fase, segundo o método de sedimentação de Utermöhl (1958), em aumento de 200 a 400 vezes, com varredura da câmara toda. A identificação taxonômica foi feita com base nos caracteres morfológicos dos organismos, sendo utilizados trabalhos de referencia bibliográfica especializada.

4.2.2.2 Zooplâncton

As coletas de zooplâncton foram obtidas através de arrastos horizontais subsuperficiais, empregando rede cônica de tela em nylon com diâmetro de boca de 30cm por 130cm de comprimento e copo coletor PVC 250 ml, com 68 micra de abertura de malha. Os arrastos tiveram duração padronizada de 5 (cinco) minutos. As amostras foram acondicionadas em frascos âmbar e fixadas em solução Lugol (1ml para 200 ml de amostra de água) para posterior identificação no laboratório Ecossistemas S.A. de Bombinhas (SC). Para a última campanha a identificação foi feita por GreenLab Análises Química e Toxicológicas de Porto Alegre (RS).

A determinação da densidade de organismos zooplanctônicos foi efetuada através da expressão (APHA,1995):

$$Dorg = D \times \frac{C}{C'} \times C''$$

Onde:

Dorg = Densidade de organismos (org/m³);

D = n° de organismos contados na alíquota analisada;

C = volume de concentração da amostra (ml);

C' = volume da alíquota analisada (ml);

4.2.2.3 Tratamento de dados

A riqueza específica (número de táxons) correspondeu ao número total de táxons presentes em cada amostragem.

A frequência de ocorrência (F) foi expressa em porcentagem, levando-se em consideração o número de amostras, nas quais cada táxon ocorreu e o número total de amostras analisadas, tendo sido aplicada a fórmula:

$$F = \frac{A}{a} \times 100$$

Onde:

F= frequência de ocorrência;

A = número de amostras em que o táxon ocorreu;

a = número total de amostras.

Em função do valor da frequência de ocorrência, os táxons foram classificados de acordo com Lobo; Leighton (1986) conforme a Tabela 2.

Tabela 2 – Classificação segundo a frequência de ocorrência.

Classificação	Ocorrência
Muito Frequente	> 70% das amostras analisadas
Frequente	≤ 70% e > 30% das amostras
Pouco Frequente	≤ 30% e > 10% das amostras
Esporádica	≤ 10% das amostras

A abundância relativa de cada táxon foi calculada a partir da contagem direta dos organismos de uma espécie, comparada com o número de organismos total e os resultados transformados em porcentagens, utilizando-se a seguinte fórmula:

$$A = \frac{N}{n} \times 100$$

Onde:

A = abundância relativa;

N = número de indivíduos do táxon identificado;

n = número total de indivíduos.

Em função da abundância, os táxons foram classificados de acordo com Omori; Ikeda (1984 apud SILVA et al., 2009), conforme a Tabela 3.

Tabela 3 – Classificação segundo a abundância.

Classificação	Abundância
Dominantes	$> 70\%$
Abundantes	$\leq 70\%$ a $> 40\%$
Pouco Abundantes	$\leq 40\%$ a $> 10\%$
Raras	$\leq 10\%$

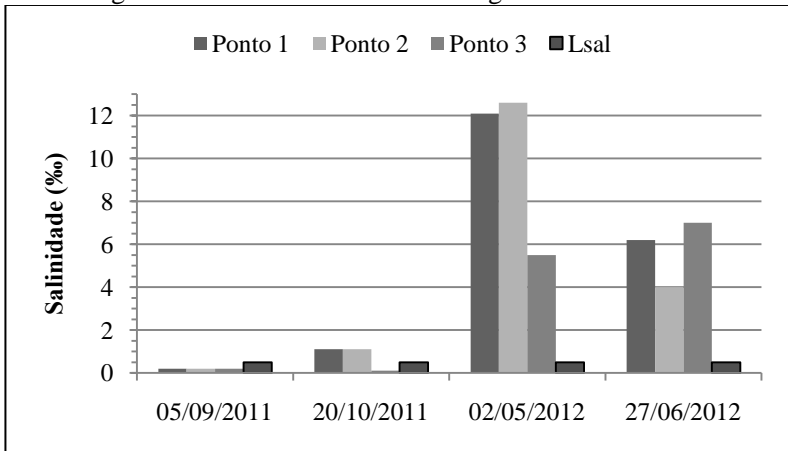
5 APRESENTAÇÃO E ANÁLISE DOS DADOS

5.1 QUALIDADE DA ÁGUA

Para classificação das águas em doces, salinas ou salobras, foi avaliada a salinidade dos três pontos amostrais durante as quatro campanhas. Essa análise serviu para que cada ponto pudesse ser classificado em águas doces (águas com salinidade igual ou inferior a 0,5 ‰) ou águas salinas ou salobras (salobras: águas com salinidade superior a 0,5 ‰ e inferior a 30 ‰ e salinas: águas com salinidade igual ou superior a 30 ‰), segundo Art 2º da Resolução CONAMA 357/05 (BRASIL, 2005).

Diante a essa classificação cada ponto foi enquadrado em água doce de Classe 2 ou água salobra de Classe 1, segundo seus usos preponderantes e não sua condição atual.

Gráfico 1 – Salinidade dos três pontos amostrais durante as campanhas de amostragem e limite de salinidade entre águas doces e salobras.



LSal: Limite de Salinidade entre águas doces e salobras (0,5‰).

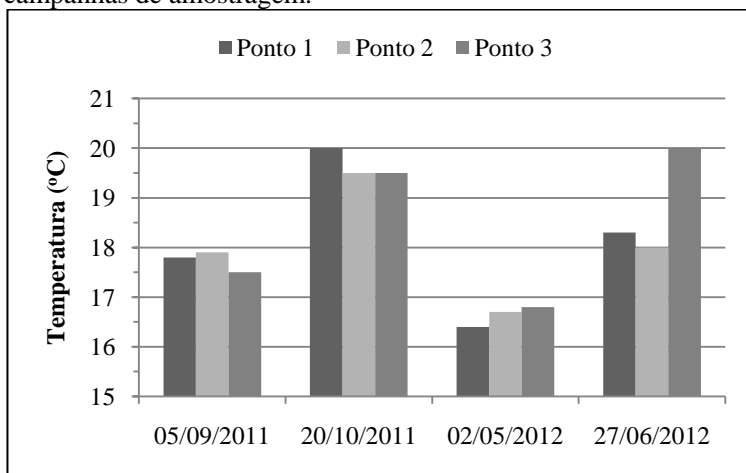
Fonte: Autor.

Apesar de a primeira campanha apresentar baixa salinidade, todos os pontos foram classificados como água salobra por apresentarem salinidade superior a 0,5‰ e inferior a 30‰ em pelo menos uma campanha amostral. Essa classificação também define o ponto 3 como estuário fluvial, pois é caracterizado por água doce, mas sujeito a

influências da maré. O enquadramento segundo seus usos preponderantes é a Classe 1 para águas salobras.

A temperatura da água apresentou variação de apenas 3,6°C entre as campanhas de amostragem. Sendo que a campanha 2 (outubro) ocorreu a temperatura máxima (20 °C) no ponto 1 e a campanha 3 (maio) ocorreu a temperatura mínima (16,4 °C) também no ponto 1, conforme apresentado no gráfico 2. A temperatura ambiente variou de 20 °C durante a campanha 3 a 26 °C durante a campanha 2.

Gráfico 2 – Variação de temperatura dos três pontos amostrais durante as campanhas de amostragem.



Fonte: Autor.

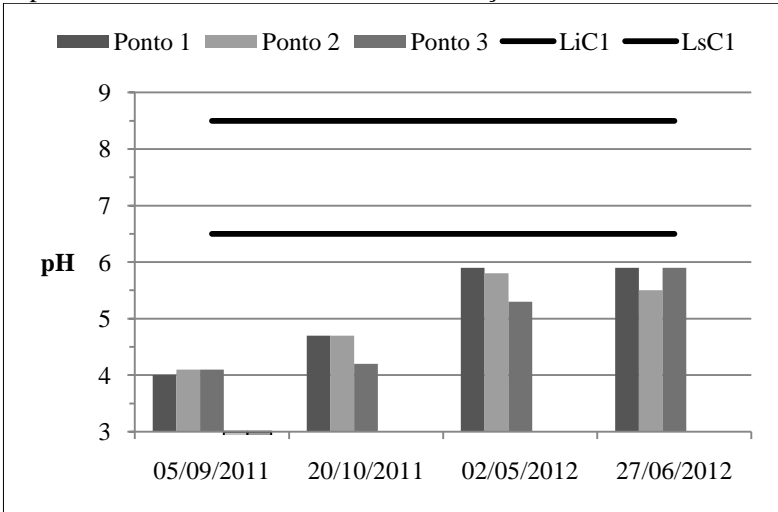
Ressalta-se que a temperatura mínima foi obtida no outono, já a máxima durante a primavera. Maiores temperaturas deveriam ser encontradas durante o verão, porém as coletas não foram realizadas durante esse período devido a dificuldades na coleta. Outro fato interessante foi a temperatura mínima ocorrer durante o outono e não no inverno.

O pH pode ser considerado como uma das variáveis mais importantes no meio ambiente e ao mesmo tempo uma das mais difíceis de interpretar. Essa dificuldade se deve ao grande número de fatores que podem influenciá-lo (ESTEVEZ, 1998).

Os valores de pH obtidos nas quatro campanhas amostrais estão apresentados no gráfico 3, onde observa-se que nenhum ponto amostral durante o período de estudo enquadrou-se com os valores de referência

para águas salobras de classe 1 (6,5 a 8,5) da Resolução CONAMA 357/05.

Gráfico 3 – Valores de pH dos três pontos amostrais durante as quatro campanhas e valores de referência da Resolução CONAMA 357/05.



LiC1: Limite inferior para águas salobras de Classe 1 (6,5).

LsC1: Limite superior para águas salobras de Classe 1 (8,5).

Fonte: Autor

Os valores de pH encontrados nos três pontos amostrais durante o período de estudo, variaram entre um mínimo de 4,0 no ponto 1 durante a primeira campanha e máximo de 5,9 no ponto 1 durante a terceira campanha e nos pontos 1 e 3 durante a quarta campanha.

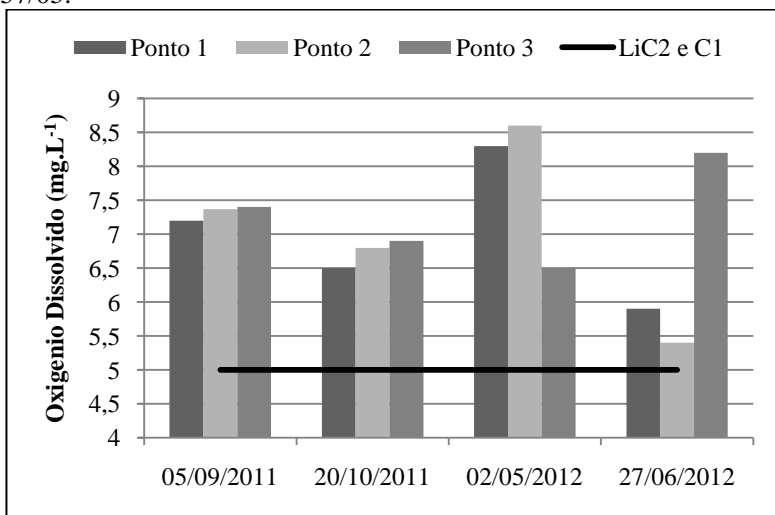
Volpato (2010), obteve valores de pH no estuário da BH do rio Urussanga, próximos aos apresentados neste trabalho. Os valores encontrados nas três campanhas realizadas em 2010 foram: 4,9; 4,6 e 6,2. O ponto amostral de análise da autora é semelhante ao Ponto 2 do presente trabalho que obteve valores de pH de 4,1; 4,7; 5,8 e 5,5 respectivamente nas quatro campanhas.

O Oxigênio Dissolvido (OD) é de essencial importância para os organismos aeróbicos aquáticos, sendo considerado como a principal variável para a caracterização dos efeitos da poluição das águas por elementos orgânicos (BARBOSA, 2000 apud GUIMARÃES et al., 2004). Além de afetar a vida aquática, este parâmetro afeta também os

processos biogeoquímicos (HAUER e HILL, 1996 apud GUIMARÃES et al., 2004).

O gráfico 4, apresenta os valores de OD dos três pontos amostrais durante as quatro campanhas. A Resolução CONAMA 357/05 para águas salobras de classe 1, indica que os valores de OD não sejam inferiores a $5,0 \text{ mg.L}^{-1}$.

Gráfico 4 – Valores de Oxigênio Dissolvido dos três pontos amostrais nas quatro campanhas amostrais e Limite máximo de referencia para águas doces de classe 2 e salobras de classe 1 da Resolução CONAMA 357/05.



LiC1: Limites mínimos de referencia para águas salobras Classe 1 segundo a Resolução CONAMA 357/05 ($5,0 \text{ mg.L}^{-1}$).

Fonte: Autor.

Todos os pontos apresentaram valores acima dos valores de referência da legislação, sendo que o ponto com menor valor de OD foi o ponto 2 ($5,4 \text{ mg.L}^{-1}$) durante a quarta campanha, já o de maior valor de OD foi também o ponto 2 ($8,6 \text{ mg.L}^{-1}$) durante a terceira campanha de amostragem. O valor maior de OD durante a terceira campanha pode estar associado ao horário de coleta, que foi de maré baixa do mar, ou seja, com maior vazão do rio. Já o alto valor de OD encontrado no ponto 3 na quarta campanha, pode estar associado ao fato de haver chovido muito durante o dia anterior a coleta, estando o nível de água do rio nesse ponto acima do encontrado em meses anteriores. O horário de

coleta, de alta intensidade luminosa, também pode ter favorecido a produção fotossintética do estuário e conseqüente disponibilidade de oxigênio para o meio.

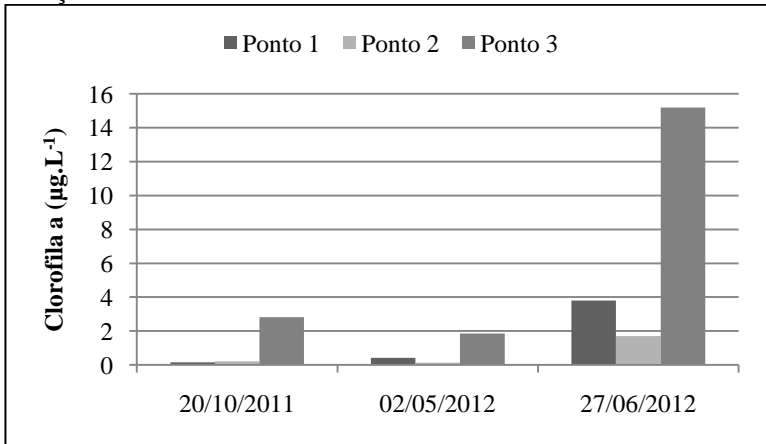
Volpato (2010) obteve valores de OD 7,2; 6,5 e 7,2 mg.L^{-1} em três campanhas respectivamente para o estuário do rio Urussanga. Esses valores se aproximam dos encontrados no presente estudo para o Ponto 2, ponto o qual se assemelha com o trabalho da autora.

A diminuição de Oxigênio pode ter sido causada pela decomposição de matéria orgânica, perdas para a atmosfera e pela oxidação química abiótica devido a presença de íons de Ferro e Manganês.

Quanto a Clorofila a, foram realizadas análises nos três pontos durante as campanhas 2, 3 e 4, conforme apresenta o gráfico 5. Os pontos amostrais das campanhas 2, 3 e 4 não apresentam valores de referência, pois o parâmetro Clorofila a não é contemplado para águas salobras.

O menor valor de clorofila a foi encontrado no ponto 2 durante a segunda campanha ($0,14\mu\text{g.L}^{-1}$). E o maior valor de clorofila a foi encontrado no ponto 3 durante a quarta campanha ($15,2\mu\text{g.L}^{-1}$).

Gráfico 5 – Valores de Clorofila a nos três pontos amostrais e Limite da Resolução CONAMA 357/05.



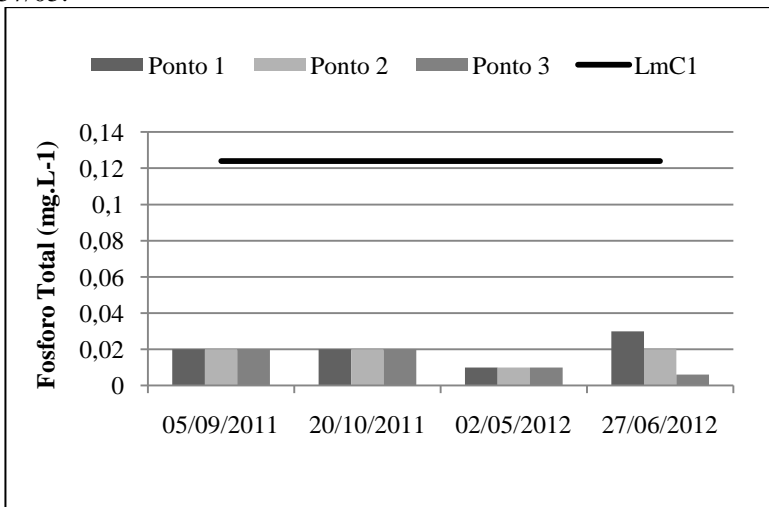
Fonte: Autor.

Conforme a classificação de Silva (2000), com base no estado trófico para os padrões de clorofila o estuário classifica-se como Oligotrófico por apresentarem valores menores de $2,5\text{ mg.L}^{-1}$.

A determinação de Fósforo qualifica a saúde dos ecossistemas aquáticos, investiga os processos biogeoquímicos e monitora a presença deste nutriente segundo a legislação (PIMENTA, 2006). Os valores de fósforo total, estiveram em menor concentração durante a campanha 3, a mesma que obteve maiores valores de OD nos pontos 1 e 2.

O Fósforo Total dos pontos durante as campanhas estão apresentados no gráfico 6, em comparação com os limites máximos de referência para águas salobras de Classe 1 ($0,124 \text{ mg.L}^{-1}$) da Resolução CONAMA 35/07.

Gráfico 6 – Valores de Fósforo Total dos três pontos amostrais nas quatro campanhas amostrais e Limite máximo de referência para águas doces de classe 2 e salobras de classe 1 da Resolução CONAMA 357/05.



LmC1: Limite máximo para águas doces de Classe 1 ($0,124 \text{ mg.L}^{-1}$).

Fonte: Autor.

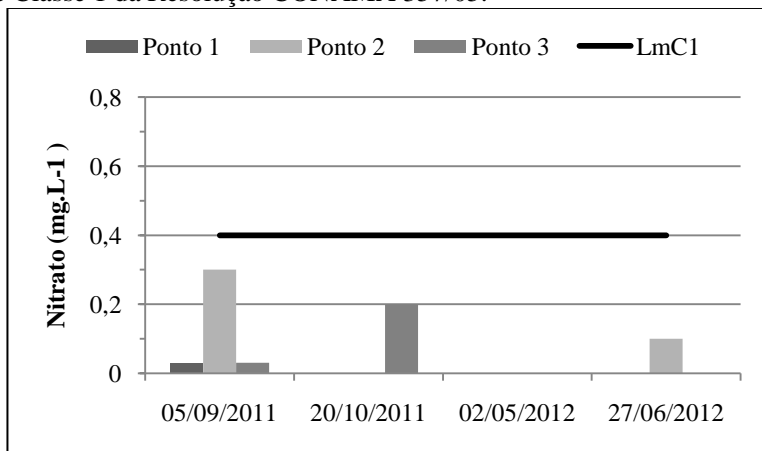
Todos os pontos durante todo o período amostral ficaram dentro dos padrões preconizados pela legislação. O valor mínimo de Fósforo Total ocorreu durante a quarta campanha no ponto 3 ($0,006 \text{ mg.L}^{-1}$). O valor máximo de fósforo foi $0,03 \text{ mg.L}^{-1}$, ocorrido no ponto 1 durante a quarta campanha.

Segundo a classificação da qualidade de Silva (2000), com base no estado trófico para níveis de fósforo total, o estuário caracteriza-se como Oligotrófico por apresentar valores de P-Total menores que 50

$\mu\text{g.L}^{-1}$. Quando ocorre a diminuição de nutrientes nos fluxos fluviais, em especial de Fósforo, não altera somente a disponibilidade deste nutriente e suas diferentes formas, mas também, pode se alterar a produtividade biológica do ecossistema estuarino, pois o Fósforo é o principal fator limitante na produtividade de águas continentais (ESTEVEZ, 1998).

O Nitrogênio presente sob a forma de Nitrato, conforme ilustrado no gráfico 7, apresentou valores abaixo dos preconizados pela Resolução CONAMA 357/05 que é de $0,4 \text{ mg.L}^{-1}$ para águas salobras de Classe 1. Os maiores valores de nitrogênio nitrato ocorreram nos pontos 1, 2 e 3 da primeira campanha ($0,3 \text{ mg.L}^{-1}$). O ponto 3 na segunda campanha apresentou valor de $0,2 \text{ mg.L}^{-1}$ e o ponto 2 na quarta campanha apresentou valor de $0,1 \text{ mg.L}^{-1}$. Os demais pontos das campanhas 2, 3 e 4 apresentaram valores abaixo do mínimo detectável pelo laboratório ($<0,1 \text{ mg.L}^{-1}$).

Gráfico 7 – Valores de Nitrogênio Nitrato dos três pontos nas quatro campanhas amostrais e Limite máximo de referência para águas salobras de Classe 1 da Resolução CONAMA 357/05.



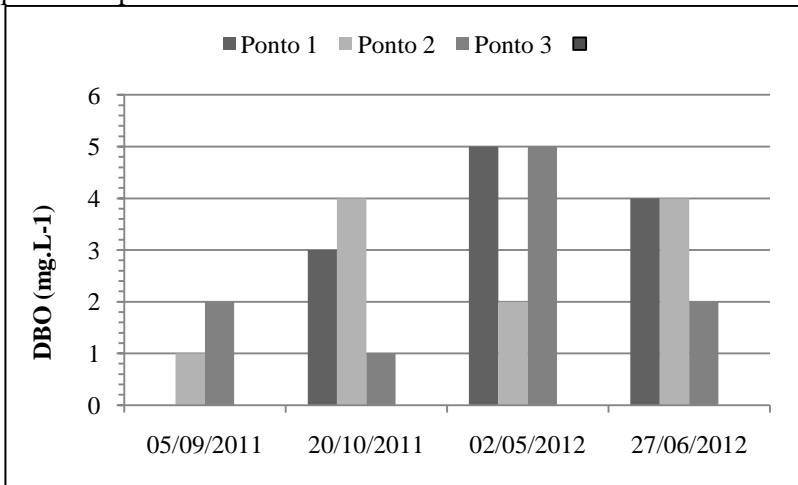
LmC1: Limite máximo para águas doces de Classe 1 ($0,4 \text{ mg.L}^{-1}$).

Fonte: Autor.

Também foi avaliado o Nitrogênio sob a forma de Nitrito, porém todos os pontos durante as quatro campanhas apresentaram valores abaixo do mínimo detectável pelo laboratório ($<0,1 \text{ mg.L}^{-1}$). Os valores máximos de referência da Resolução CONAMA 357/05 para águas salobras de Classe 1 é $0,7 \text{ mg.L}^{-1}$.

Para Demanda Bioquímica de Oxigênio as águas salobras de Classe 1 não são contempladas pela legislação, não possuindo valores de referência. O valor Máximo encontrado foi 5 mg.L^{-1} nos pontos 1 e 3 durante a terceira campanha e o valor mínimo foi $<1 \text{ mg.L}^{-1}$ no ponto 1 durante a primeira campanha.

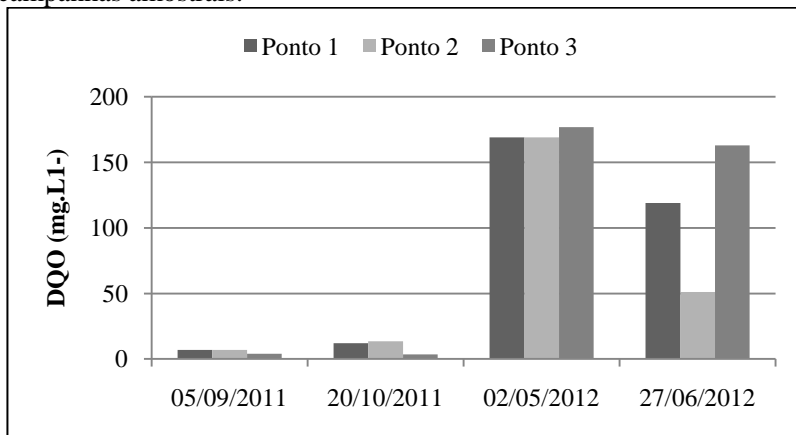
Gráfico 8 – Demanda Bioquímica de Oxigênio dos três pontos nas quatro campanhas amostrais.



Fonte: Autor.

Foi avaliada também a Demanda Química de Oxigênio (DQO) dos três pontos, apresentada no gráfico 9. Os menores valores obtidos foram na primeira campanha, onde o ponto 3 apresentou DQO igual a $4,0 \text{ mg.L}^{-1}$. O ponto 3 também apresentou o maior valor de DQO na terceira campanha obtendo $177,0 \text{ mg.L}^{-1}$. Esse parâmetro não possui padrão de referência pois não é contemplado pela resolução CONAMA 357/05.

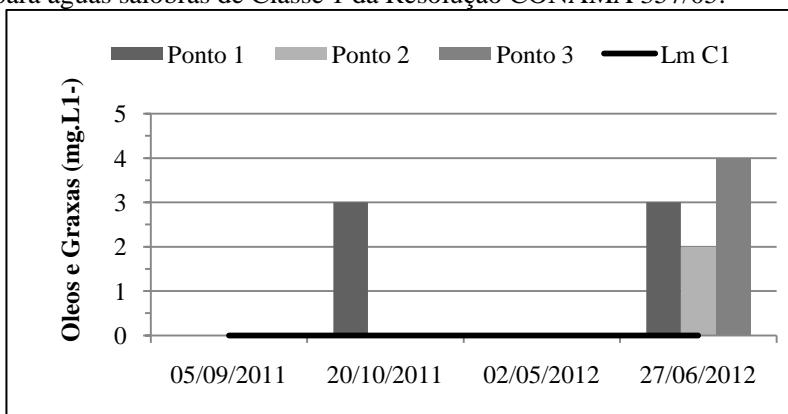
Gráfico 9 – Demanda Química de Oxigênio dos três pontos nas quatro campanhas amostrais.



Fonte: Autor.

O Gráfico 10 apresenta os valores de concentrações em óleos e graxas dos três pontos amostrais durante as campanhas. Conforme a Resolução CONAMA 357/05, óleos e graxas deveriam estar virtualmente ausentes para águas salobras de Classe 1.

Gráfico 10 – Valores de concentração em Óleos e Graxas dos três pontos nas quatro campanhas amostrais e Limite máximo de referência para águas salobras de Classe 1 da Resolução CONAMA 357/05.



LmC1: Limites máximos para águas salobras de Classe 1 (Virtualmente ausentes).

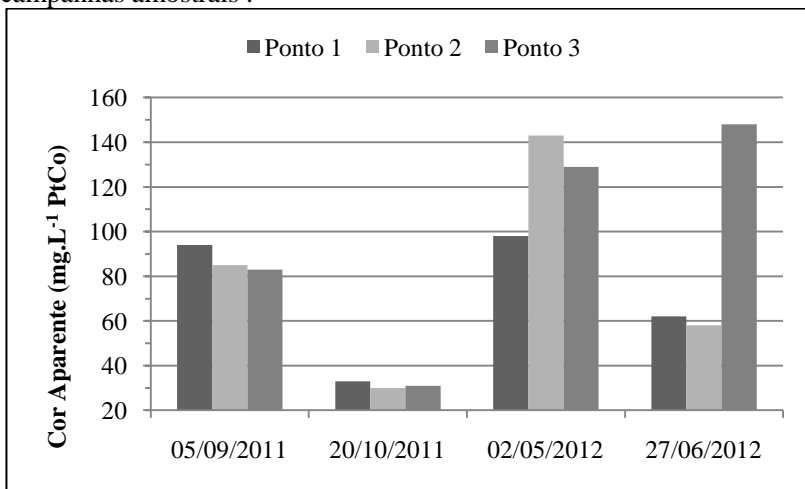
Fonte: Autor.

Nas campanhas 1 e 3 as concentrações em óleos e graxas em todos os pontos ficaram abaixo do mínimo detectável pelo laboratório ($<1,0 \text{ mg.L}^{-1}$), sendo consideradas portanto, como virtualmente ausentes. Na campanha 2, os pontos 2 e 3 também apresentaram valores virtualmente ausentes. O ponto 1 da segunda campanha e os pontos 1, 2 e 3 da quarta campanha apresentaram valores de 3,0; 3,0; 2,0 e 4,0 mg.L^{-1} respectivamente.

O parâmetro Cor Aparente, representado no gráfico 11, não é contemplado para águas salobras, não possuindo valor de referências.

O valor máximo foi encontrado no ponto 3 durante a quarta campanha (148 mg.L^{-1} PtCo) e o valor mínimo no ponto 2 durante a segunda campanha (30 mg.L^{-1} PtCo).

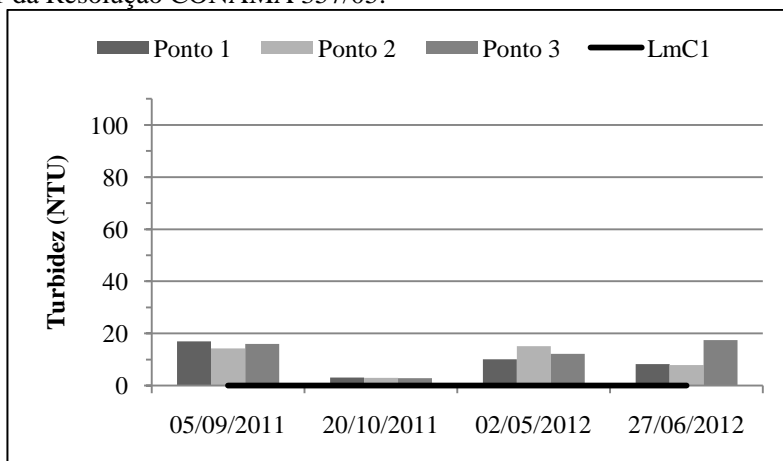
Gráfico 11 – Valores de Cor Aparente dos três pontos nas quatro campanhas amostrais .



Fonte: Autor.

Para Turbidez a Resolução CONAMA 357/05 recomenda para águas salobras classe 1 turbidez virtualmente ausente. O gráfico 12, apresenta valores de Turbidez dos três pontos durante as quatro campanhas amostrais. Os pontos classificados como águas salobras classe 1, que deveriam ter turbidez virtualmente ausente, apresentaram valores de turbidez entre 2,8 NTU (Ponto 3, segunda campanha) e 17,5 NTU (Ponto 3, quarta campanha).

Gráfico 12 – Valores de Turbidez dos três pontos nas quatro campanhas amostrais e Limite máximo de referencia para águas salobras de Classe 1 da Resolução CONAMA 357/05.



LmC1: Limite superior para águas doces de Classe 1 (Virtualmente ausentes)
 Fonte: Autor

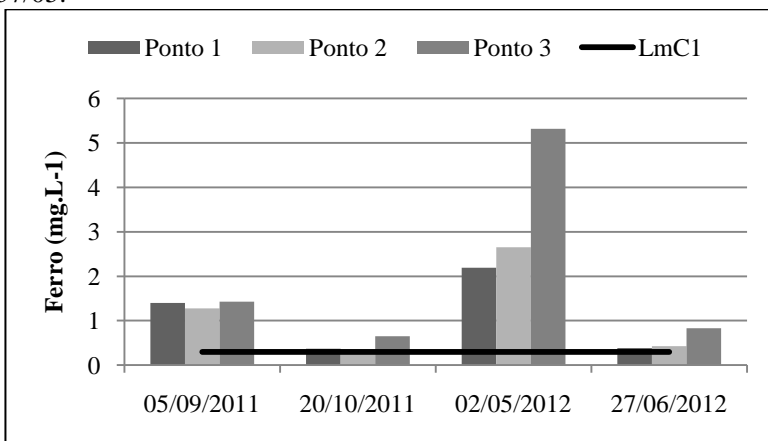
As alterações na cor e turbidez da água são resultados de processos de decomposição que ocorrem no ambiente, sendo as águas superficiais mais sujeitas a coloração elevada, comparando-se com as águas subterrâneas, a presença de sais formados por óxidos ou hidróxidos metálicos, tais como aqueles de ferro e manganês, além da presença de plânctons e despejos industriais podem conferir cor à mesma (BRANCO, 1991).

O Ferro é um elemento químico essencial em vários processos biológicos, atuando na ativação de diversas enzimas que participam de processos como o transporte de elétrons na atividade fotossintética e respiratória, e redução do nitrato e nitrito. Apesar da abundância do Fe na crosta terrestre, sua presença nos oceanos é bastante tímida e sua química bastante complexa. As baixas concentrações de Fe no oceano podem ser responsáveis pelo controle do crescimento do fitoplâncton. O fitoplâncton captura o nitrogênio dissolvido na água na forma de nitrato e reduz a nitrito através da enzima que contém ferro. Esse cenário pode explicar, de certa forma, porque as diatomáceas crescem quando o Fe é adicionado em águas pobres desse elemento químico (RAMOS; SILVA, 2011).

Para este trabalho foi analisado valores de Ferro Total dos três pontos, sendo que o ponto 3 na terceira campanha apresentou o maior

valor nas concentrações em Ferro Total ($5,32 \text{ mg.L}^{-1}$) e o ponto 2 apresentou menor valor durante a segunda campanha ($0,30 \text{ mg.L}^{-1}$), conforme apresentado no gráfico 13. O valor máximo de referência para Ferro Dissolvido da Resolução CONAMA 357/05 para águas salobras de Classe 1 é de $0,3 \text{ mg.L}^{-1}$.

Gráfico 13 – Valores de Ferro Total dos três pontos nas quatro campanhas amostrais e Limite máximo de referência para Ferro Dissolvido para águas salobras de Classe 1 da Resolução CONAMA 357/05.



LmC1: Limite máximo para águas salobras Classe 1 ($0,3 \text{ mg.L}^{-1}$).

Fonte: Autor.

A principal fonte de Fe dos solos para as águas da região sugere que esse elemento é um dos principais produtos da lixiviação de solos tropicais, além de um subproduto do processo de oxidação da pirita oriunda da mineração de carvão (CASTILHOS et al., 2010), o que via de regra ocorre por meio da exposição deste material ao longo do leito do rio, e do possível aporte de drenagem acida de mina, ainda muito comum na região. Estudos também indicam fortemente que a presença desse elemento deve estar associada ao transporte de sedimentos contaminados por efluentes da mineração de carvão, que via de regra pode ser transportados a grandes distâncias no interior das bacias hidrográficas (MENEZES et al., 2009).

O alumínio pode estar associado à maior da acidez dos solos, como resultado do processo de lixiviação mineral mais intensa em regiões carboníferas. Vale ressaltar que as concentrações consideradas

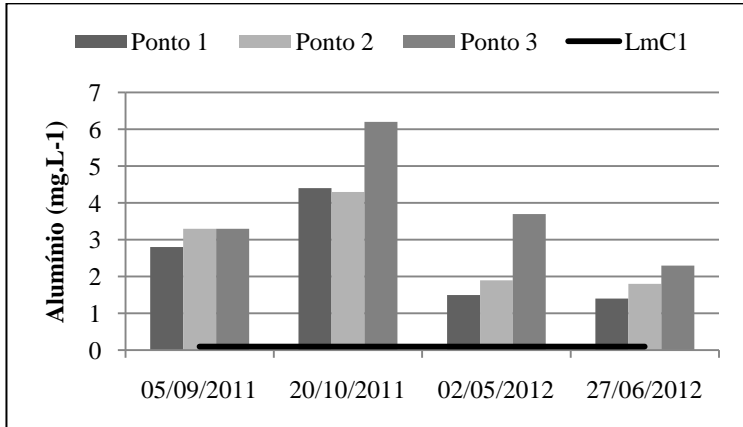
são as de Fe e Al totais e, portanto, são diretamente vinculadas ao material particulado em suspensão. Por esse motivo, as concentrações de Al são tão elevadas, via de regra esse elemento apresenta concentrações na fração dissolvida muito baixas nas águas fluviais (CASTILHOS et al., 2010).

Para este trabalho foram realizadas análises para determinação das concentrações em Alumínio Total, porém os valores de referência da legislação fazem alusão a Alumínio Dissolvido.

O gráfico 14, apresenta os valores de Alumínio Total dos três pontos durante as quatro campanhas amostrais. O valor máximo ocorreu no ponto 3 durante a segunda campanha ($6,2 \text{ mg.L}^{-1}$) e o valor mínimo ocorreu no ponto 1 na quarta campanha ($1,4 \text{ mg.L}^{-1}$).

Os valores máximos de referência da Resolução CONAMA 357/05, são para Alumínio Dissolvido, $0,1 \text{ mg.L}^{-1}$ para águas salobras de Classe 1.

Gráfico14 – Valores de Alumínio Total dos três pontos nas quatro campanhas amostrais e Limite máximo de referência para Alumínio Dissolvido para águas salobras de Classe 1 da Resolução CONAMA 357/05.



LmC1: Limite máximo para águas salobras Classe 1 ($0,1 \text{ mg.L}^{-1}$).

Fonte: Autor.

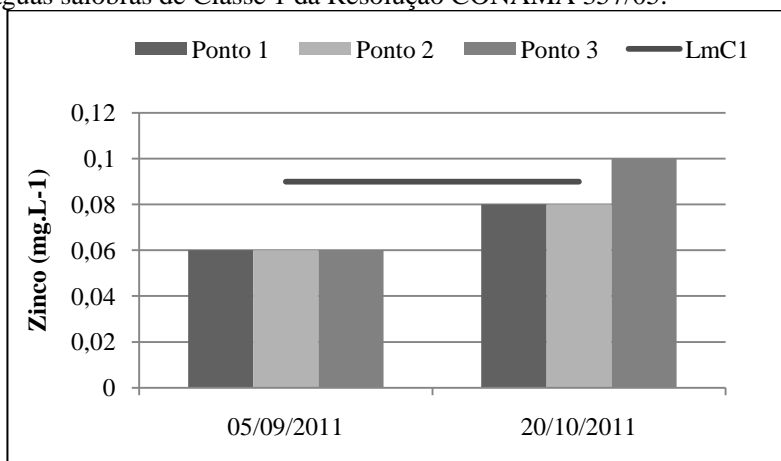
As concentrações do alumínio dissolvido em águas com pH próximo a neutro geralmente estão entre $0,001$ e $0,05 \text{ mg/L}$, mas aumentam para $0,5 - 1 \text{ mg.L}$ em águas mais ácidas ou ricas em matéria orgânica, devido a solubilização desse elemento, podendo chegar a

valores acima de 90mg/L em águas extremamente acidificadas afetadas por drenagem ácida de mineração (CETESB, 2010).

Os valores máximos de referência para Zinco da Resolução CONAMA 357/05 é 0,09 mg.L⁻¹ para águas salobras de Classe 1.

O parâmetro Zinco foi avaliado apenas durante as duas primeiras campanhas e nos três pontos. Apenas o ponto 3 durante a segunda campanha apresentou valor acima do referenciado pela legislação. A primeira campanha apresentou concentrações iguais a 0,06 mg.L⁻¹ em todos os pontos e a segunda campanha apresentou valores 0,08; 0,08 e 0,1 mg.L⁻¹ para os três pontos respectivamente, conforme apresentado no gráfico 15.

Gráfico15 – Valores de Zinco dos três pontos nas quatro campanhas amostrais e Limite máximo de referência para Alumínio Dissolvido para águas salobras de Classe 1 da Resolução CONAMA 357/05.



LmC1: Limite superior para águas doces de Classe 1 (0,09 mg.L⁻¹).

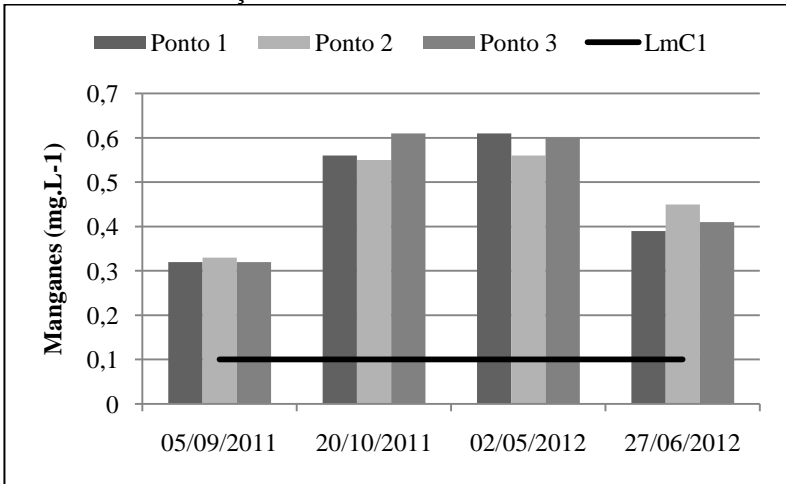
Fonte: Autor.

Metais como manganês, ferro, cobre e zinco são nutrientes essenciais, porém quando os níveis de exposição e concentração forem suficientemente altos, esses metais tornam-se tóxicos para os organismos aquáticos e para o homem (CAMPBELL, et al. 1988; LAWS, 1993 apud LEITE et al 2004).

O baixo valor de pH em águas fluviais também propicia a solubilização e oxidação do Mn. Uma importante fonte de Mn são os efluentes líquidos das carboníferas (CASTILHOS et al., 2010).

Conforme apresentado no gráfico 16, os valores de manganês ficaram acima dos valores de referência preconizados pela Resolução CONAMA 357/05, $0,1 \text{ mg.L}^{-1}$ para águas salobras de Classe 1. O ponto 3 na segunda campanha e ponto 1 na terceira campanha apresentaram os maiores valores de manganês ($0,61 \text{ mg.L}^{-1}$ para ambos). Os pontos 1 e 3 também apresentaram o menor valor durante a primeira campanha amostral ($0,32 \text{ mg.L}^{-1}$ para ambos).

Gráfico 16 – Valores de Manganês dos três pontos nas quatro campanhas amostrais e Limite máximo de referência para águas salobras de Classe 1 da Resolução CONAMA 357/05.



LmC1: Limite máximo para águas salobras Classe 1 ($0,1 \text{ mg.L}^{-1}$).

Fonte: Autor.

Observadas as alterações no nível de Alumínio, Ferro e Manganês, destaca-se que esses metais são comumente encontrados nos efluentes das principais atividades industriais presentes ao longo da bacia Hidrográfica do rio Urussanga. O excesso destes metais pode estar contribuindo na elevação da turbidez da água e alterações em sua coloração.

Foram analisados Arsênio e Chumbo nos três pontos durante as quatro campanhas amostrais, porém os valores obtidos ficaram abaixo do mínimo detectável pelo método utilizado no laboratório ($<0,001 \text{ mg.L}^{-1}$). Esses valores também estão abaixo dos valores máximos de referência, que segundo a Resolução CONAMA 357/05 para águas

salobras de Classe 1, ficam em $0,01 \text{ mg.L}^{-1}$ tanto para Arsênio, quanto para Chumbo.

O Cromo foi analisado nos três pontos durante a primeira campanha amostral, obtendo valores de $<0,02 \text{ mg.L}^{-1}$, esse resultado fica abaixo do máximo preconizado pela Resolução CONAMA 357/05, $0,05 \text{ mg.L}^{-1}$ para águas salobras de Classe 1.

Bário foi analisados nos três pontos durante a segunda campanha amostral obtendo valores de $<0,1 \text{ mg.L}^{-1}$, esse parâmetro não é contemplado pela resolução CONAMA 357/05 para águas salobras de Classe 1.

Mercúrio e Níquel foram analisados nos três pontos durante as duas primeiras campanhas amostrais, obtendo valores de $<0,001 \text{ mg.L}^{-1}$ e $<0,01 \text{ mg.L}^{-1}$ respectivamente. Esses valores ficam abaixo dos valores máximos de referência recomendados pela Resolução CONAMA 357/05 para águas salobras de Classe 1. Para Mercúrio o valor de referência é de $0,0002 \text{ mg.L}^{-1}$ e para Níquel é de $0,025 \text{ mg.L}^{-1}$.

Apesar das concentrações em metais na água não terem sido elevadas para a maioria dos elementos analisados, o que ocorreu apenas para o ferro, o manganês e o alumínio em alguns pontos e condições, a presença desses elementos mesmo em baixas concentrações contribui para formação de um ecossistema inóspito e com elevada toxicidade para várias comunidades biológicas. Além das alterações físicas e químicas, a acidificação dos corpos d'água causam sérias mudanças na estrutura das comunidades aquáticas. Assim, todos os níveis tróficos podem sofrer reestruturação, tanto no número de espécies, quanto na biomassa. Dentre as comunidades mais afetadas estão as macrófitas aquáticas e os peixes e dentre os menos alterados estão os fungos e algas (LENHART e STEINBERG, 1984 apud ESTEVES, 1998).

Parâmetros Biológicos

Quanto a análise de coliformes termotolerantes, a tabela 2 apresenta a variação deste parâmetro nos três pontos durante as quatro campanhas amostrais.

Para uso de recreação de contato primário deverá ser obedecida a Resolução CONAMA nº 274 de 2000, que define os critérios de balneabilidade em águas brasileiras. Essa resolução classifica as águas como próprias ou impróprias (BRASIL, 2000c).

Para os demais usos a Resolução CONAMA 357/05, adverte que não deverá ser excedido um limite de $1000 \text{ NMP.100L}^{-1}$.

O ponto 1 apresentou os menores valores para esse parâmetro durante cada campanha. Esse ponto sofre interferência direta da água do mar, a salinidade elevada pode ter influenciado na menor quantidade de coliformes. Durante a terceira campanha foram encontrados os maiores valores de coliformes, ressaltando na tabela 2, o valor encontrado no ponto 3 de $16000 \text{ NMP} \cdot 100\text{mL}^{-1}$, esse valor ultrapassa dezesseis vezes o preconizado pela Resolução CONAMA 357/05. Sendo também considerada como imprópria segundo critérios de coliformes termotolerantes da Resolução CONAMA 274/00.

Tabela 2 – Valores de Coliformes Termotolerantes em $\text{NMP} \cdot 100\text{mL}^{-1}$ dos três pontos durante as quatro campanhas amostrais e limites de referência da Resolução CONAMA 357/05 para águas salobras de Classe 1.

	Ponto 1	Ponto 2	Ponto 3	Lm C1
05/09/2011	0	20	0	1000
20/10/2011	0	0	20	1000
02/05/2012	40	78	16000	1000
27/06/2012	78	93	130	1000

LmC1: Limite máximo para águas salobras Classe 1 ($1000 \text{ NMP} \cdot \text{L}^{-1}$).

Fonte: Autor.

Esse parâmetro reflete que efluentes domésticos vêm sendo lançados no leito do rio sem tratamento. Esse lançamento muitas vezes ocorre de forma clandestina. Esse fato torna-se ainda mais preocupante, pois a água do estuário é utilizada na dessedentação de animais e para a recreação durante o verão e períodos com temperaturas elevadas.

Os valores de Coliformes Totais estão apresentados na Tabela 3. Destaca-se a terceira campanha com os maiores valores de Coliformes Totais apresentando $300 \text{ NMP} \cdot 100\text{mL}^{-1}$, $470 \text{ NMP} \cdot 100\text{mL}^{-1}$ e $16000 \text{ NMP} \cdot 100\text{mL}^{-1}$, para os Pontos 1, 2 e 3 respectivamente.

Tabela 3 – Valores de Coliformes Totais em $\text{NMP} \cdot 100\text{mL}^{-1}$ dos três pontos durante as quatro campanhas amostrais.

	Ponto 1	Ponto 2	Ponto 3
05/09/2011	0	110	0
20/10/2011	0	20	78

02/05/2012	330	470	16000
27/06/2012	78	93	130

Fonte: Autor.

Quanto aos padrões de Coliformes Totais e Fecais ou Termotolerantes, Silva (2000), sugere a classificação em um Critério Sanitário, conforme a Tabela 4.

Tabela 4 – Classes de qualidade com base nos indicadores de poluição orgânica e bacteriológica

	Boa	Aceitável	Má
Coliformes Totais (NMP.100mL ⁻¹)	<5000 em 80% das amostras	<10000 em 95% das amostras	>10000 em 5% das amostras
Coliformes Termotolerantes (NMP.100mL ⁻¹)	<100 em 80% das amostras	<2000 em 95% das amostras	>2000 em 5% das amostras

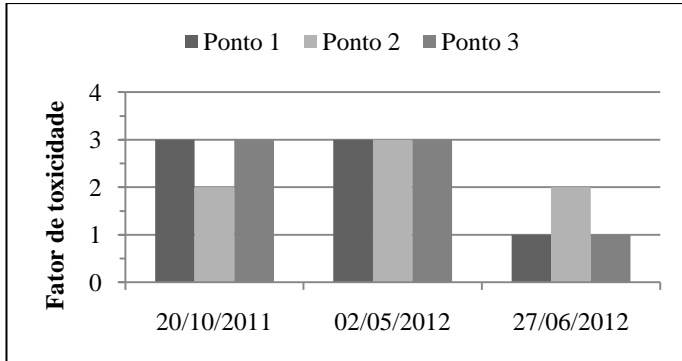
Fonte: SILVA, 2000.

Para os padrões de Coliformes Totais as águas dos Pontos 1 e 2 classificaram-se como de Boa qualidade apresentando <5000 NMP.100mL⁻¹, em mais de 80% das amostras coletadas. O Ponto 3 apresentou Má qualidade devido a 25% das amostras apresentarem >10000 NMP.100mL⁻¹.

Também os padrões de Coliformes Termotolerantes as águas do Ponto 1 e 2 classificam-se como Boas, pois apresentaram <100 NMP.100mL⁻¹, em mais de 80% das amostras realizadas. Já o Ponto 3, por apresentar em uma das coletas o valor de 16000 NMP.100mL⁻¹, obteve 25% das coletas com >2000 NMP.100mL⁻¹, classificando-se como águas de Má qualidade.

Foi avaliada a toxicidade aguda dos três pontos durante as campanhas 2, 3 e 4, conforme apresenta o gráfico 17.

Gráfico 17 – Fator de Toxicidade nos três pontos amostrais em três campanhas amostrais.



Fonte: Autor.

O Fator de Toxicidade é dado em relação ao número da diluição em que os organismos expostos a amostra apresentaram imobilidade. A indicação de qualidade para a Resolução CONAMA 357/05 para águas salobras de Classe 1 é a não verificação de efeito tóxico crônico a organismos.

Todos os pontos durante as três campanhas apresentaram, mesmo que baixos valores de toxicidade já em estado agudo. Essa avaliação indica que todos os pontos estão em desacordo com o preconizado pela resolução.

As análises ecotoxicológicas foram realizadas com *Daphnia magna*, que se trata de um microcrustáceo de água doce, o que pode ter afetado negativamente no resultado dos testes. Conforme as salinidades encontradas no estuário, recomenda-se que estudos posteriores integrem organismos típicos de ambientes salinos e/ou com salinidade elevada.

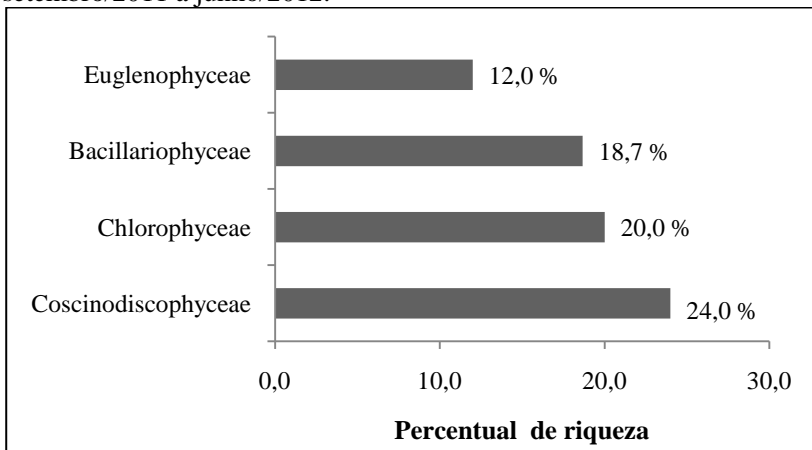
5.2 PLÂNCTON

Fitoplâncton

A comunidade fitoplanctônica identificada foi composta por 75 espécies distribuídas nas classes: Bacillariophyceae (14), Chlorophyceae (15), Coscinodiscophyceae (18), Cyanophyceae (1), Dinophyceae (3), Euglenophyceae (9), Fragilariophyceae (4), Zygnemaphyceae (6) e Fitoflagelados: Chlamydomphyceae (1), Chryptophyceae (3) e

Chrysophyta (1). O gráfico 18, abaixo, apresenta o percentual das principais classes encontrada durante o período total de estudo.

Gráfico 18 – Percentual de riqueza das principais classes fitoplanctônicas do estuário do rio Urussanga no período de setembro/2011 a junho/2012.



Fonte: Autor.

A listagem completa das espécies ocorridas durante o período de estudo e seus respectivos percentuais de frequência e abundância, foi apresentada na Tabela 5.

Tabela 5 – Lista dos táxons fitoplanctônicos identificados no estuário do rio Urussanga durante o período de setembro de 2011 a junho de 2012.

TAXON	Frequência	Abundância
Bacillariophyceae		
<i>Amphora</i> sp.	8,3	0,002
<i>Cylindrotheca closterium</i>	41,7	0,053
<i>Diploneis</i> sp.	8,3	0,002
Epithemia / Rhopalodia	25,0	0,032
<i>Haslea wawrikae</i>	8,3	0,002
<i>Navicula</i> sp.	16,7	0,010
Naviculaceae 1	50,0	0,097
Naviculaceae 2	41,7	0,009

<i>Nitzschia reversa</i>	8,3	0,006
Plagiotropis/ Tropicidoneis	8,3	0,002
<i>Pleurosigma normanni</i>	8,3	0,004
Pleurosigma/ Gyrosigma 1	25,0	0,010
<i>Pseudo-nitzschia</i> sp. "complexo Delicatissima"	8,3	0,008
<i>Pseudo-nitzschia</i> sp. "complexoSeriate"	16,7	0,208
Chlorophyceae		
<i>Ankistrodesmus fusiformis</i>	8,3	0,006
Chlorophyceae 1	8,3	0,001
<i>Coelastrum microporum</i>	8,3	0,017
<i>Crucigenia tetrapedia</i>	16,7	0,045
<i>Desmodesmus</i> cf. <i>protuberans</i>	8,3	0,002
<i>Desmodesmus quadricauda</i>	8,3	0,021
<i>Desmodesmus</i> sp.	16,7	0,033
<i>Monoraphidium arcuatum</i>	83,3	0,078
<i>Monoraphidium contortum</i>	66,7	0,091
<i>Monoraphidium griffithii</i>	16,7	0,007
<i>Monoraphidium</i> sp.	16,7	0,008
<i>Pediastrum tetras</i>	16,7	0,008
<i>Scenedesmus</i> cf. <i>arcuatus</i>	8,3	0,004
<i>Selenastrum</i> cf. <i>gracile</i>	8,3	0,003
<i>Ulothrix</i> sp.	16,7	0,438
Coscinodiscophyceae		
<i>Aulacosira ambigua</i>	8,3	0,003
<i>Campylosira cymbelliformis</i>	8,3	0,025
<i>Chaetoceros lorenzianus</i>	16,7	0,019
<i>Chaetoceros socialis</i>	16,7	0,019
<i>Chaetoceros</i> sp.	16,7	0,042
Coscinodiscophyceae 1	16,7	0,168
<i>Coscinodiscus</i> sp.	8,3	0,002
<i>Dactyliosolen fragilissimus</i>	16,7	0,044

<i>Detonula pumila</i>	16,7	0,017
<i>Ditylum brightwellii</i>	16,7	0,033
<i>Eucampia couta</i>	8,3	0,002
<i>Leptocylindrus danicus</i>	16,7	0,044
<i>Odontella mobiliensis</i>	8,3	0,004
<i>Rhizosolenia imbricata</i>	8,3	0,002
<i>Rhizosolenia pugens</i>	16,7	0,046
<i>Skeletonema</i> sp.	41,7	30,703
<i>Thalassiosira rotula</i>	8,3	0,008
<i>Thalassiosira</i> sp.	8,3	0,050
Cyanophyceae		
Pseudanabaenaceae 1	41,7	3,176
Dinophyceae		
aff. <i>Scrippsiella</i>	8,3	0,002
Peridiniaceae 1	75,0	0,033
Protocentrum minimum	8,3	0,001
Euglenophyceae		
<i>Euglena acus</i>	33,3	0,011
<i>Euglena acus longissima</i>	8,3	0,002
<i>Euglena sanguinea</i>	8,3	0,007
<i>Euglena</i> sp.	16,7	0,003
Euglenophyceae 1	8,3	0,017
<i>Lepocinclis</i> sp.	8,3	0,003
<i>Phacus longicauda</i>	8,3	0,002
<i>Phacus</i> sp.	25,0	0,005
<i>Phacus</i> sp. <i>tortus</i>	16,7	0,003
Fragilariophyceae		
<i>Asterionellopsis glacialis</i>	91,7	49,128
<i>Lioloma pacificum</i>	8,3	0,002
<i>Synedra ulna</i>	8,3	0,004
<i>Thalassionema nitzschioides</i>	8,3	0,004
Zygnemaphyceae		
<i>Bambusina brebissonii</i>	8,3	0,047

<i>Cosmarium</i> sp.	8,3	0,002
<i>Staurastrum</i> sp.	8,3	0,001
<i>Staurodesmus</i> sp. 1	8,3	0,001
Zygnemaphyceae 1 (Aff. Mougeotia)	25,0	0,049
Zygnemaphyceae 2 (Aff. Tribonema)	8,3	2,736

FITOFLAGELADOS

Chlamydomphyceae

Chlamydomonadaceae 1	25,0	0,026
----------------------	------	-------

Cryptophyceae

Cryptomonadaceae 1	41,7	0,106
Cryptomonadaceae 2	25,0	0,076
Cryptomonadaceae 3	8,3	11,938

Chrysophyceae

<i>Dinobryon</i> sp.	25,0	0,087
----------------------	------	-------

Fonte: Autor.

O táxons mais frequentes foram *Asterionellopsis glacialis* (Figuras 13 e 14) com 91,7 % de ocorrência , seguida de *Monoraphidium arcuatum* com 83,3 %, Peridiniaceae 1 com 75% e *Monoraphidium contortum* com 66,7 %.

Figura 13 – Imagem aumentada de *Asterionellopsis glacialis*.



Fonte: Lab. de Estudos sobre Algas Nocivas-LEAN/CTTMAR/UNIVALI.

A espécie *Asterionellopsis glacialis* também foi a mais abundante, representando 49,128 % do total, seguida de *Skeletonema* sp. com 30,703 % e Cryptomonadaceae 3 com 11,938 %.

Skeletonema sp., ficou em segundo lugar em abundância apesar de apresentar menor frequência em relação as demais espécies (41,67 %), ressalta-se, porém que essa espécie não foi encontrada em nenhum ponto da última campanha de amostragem.

Figura 14 – Imagem aumentada de *Asterionellopsis glacialis*.

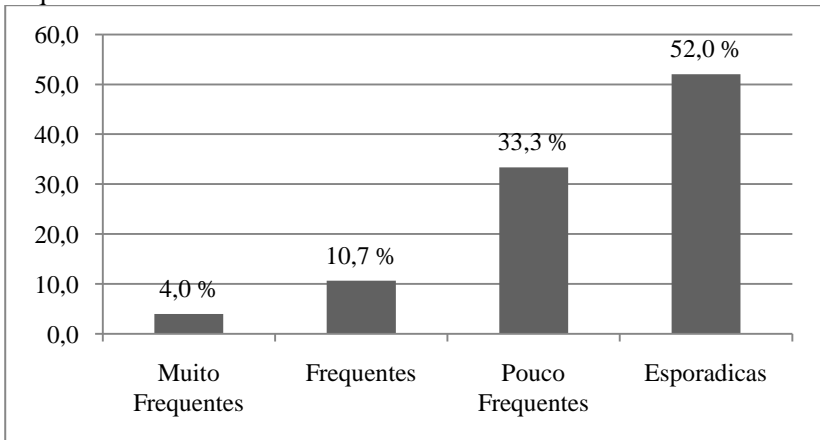


Fonte: Lab. de Estudos sobre Algas Nocivas-LEAN/CTTMAR/UNIVALI.

Quanto à frequência, 52% das espécies foram classificadas como Esporádicas 33,3% como Pouco Frequentes, 10,7% como Frequentes e somente 4,0% como Muito Frequentes, conforme apresenta o gráfico 19.

Somente os táxons *A. glacialis*, *M. arcuatum* e Perridiniaceae 1 foram classificadas como Muito Frequentes.

Gráfico 19 – Percentual de classificação das espécies em relação a sua frequência de ocorrência.

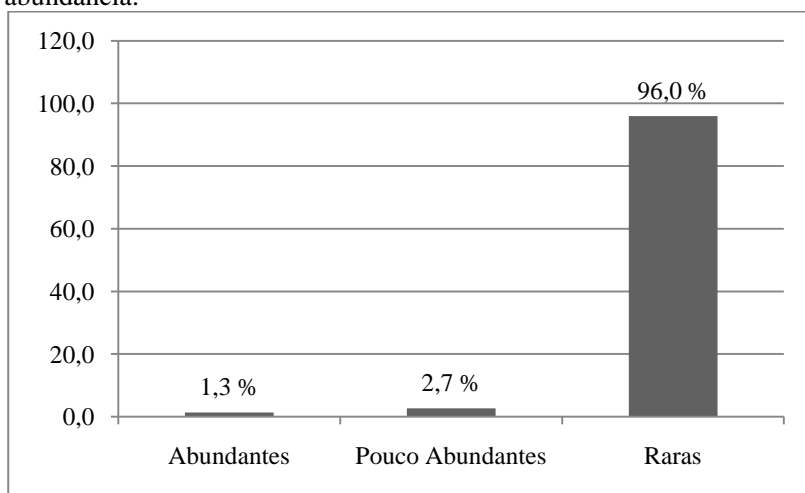


Fonte: Autor.

Quanto à classificação de abundância de cada espécie, nenhuma espécie foi classificada como Dominante durante o período de estudos. Conforme apresentado no Gráfico 20. As espécies classificadas como Raras representam 96% do total da amostragem.

Apenas *A. glacialis* foi classificada como abundante; e *Skeletonema* sp. e Cryptomonadaceae 3 classificaram-se como Pouco Abundantes.

Gráfico 20 – Percentual de classificação das espécies em relação a sua abundância.



Fonte: Autor.

Para o estudo na Praia do Cassino/RS sul do Brasil, (ODEBRECHT et al., 2010) também constatou-se a espécie *A. glacialis* como mais freqüente e abundante. A mesma espécie também caracteriza-se como mais freqüente e abundante nos estudos em Ilha Canela/ PA (SOUZA et al., 2008) norte do Brasil, esses estudos demonstram que *A. glacialis* caracteriza-se como uma espécie de ampla ocorrência geográfica.

A dinâmica das águas costeiras do sul do Brasil é controlada por ciclos meteorológicos de curta duração, a frequência da passagem de frentes polares aumenta a velocidade das correntes costeiras e impulsiona grandes quantidades de água em direção a costa. Essas condições não somente levam à mais altas concentrações de células do fitoplâncton, especialmente *A. glacialis*, na zona de arrebentação, mas

também ocasionalmente, causam acumulações de dinoflagelados tóxicos, os quais resultam na morte de organismos bentônicos e peixes (ODEBRECHT; ABREU, 1995).

Se o processo de entrada de água salgada persiste por períodos prolongados, o tempo de residência da água estuarina aumenta e, devido à pequena exportação de células fitoplanctônicas, ocorre um considerável acúmulo de biomassa fitoplanctônica (ABREU; CASTELLO, 1998).

Zooplâncton

A comunidade zooplanctônica identificada foi composta por 9 espécies distribuídas em: Cladocera (3), Copepoda (5) e Hydromedusae (1), descritas na tabela 6.

Tabela 6 – Lista dos táxons zooplanctônicos identificados no estuário do rio Urussanga durante o período de setembro de 2011 a junho de 2012.

TAXON	Frequência	Abundância
Cladocera		
Bosmina longirostris	33,3	10,26
Moina minuta	33,3	15,38
Moina sp.	8,3	7,69
Copepoda		
Copepodito	8,3	7,69
Nauplio	41,7	30,77
Calanidae	8,3	2,56
Mesocyclops sp.	25,0	10,26
Thermocyclops sp.	25,0	12,82
Hydromedusae		
Larva	8,3	2,56

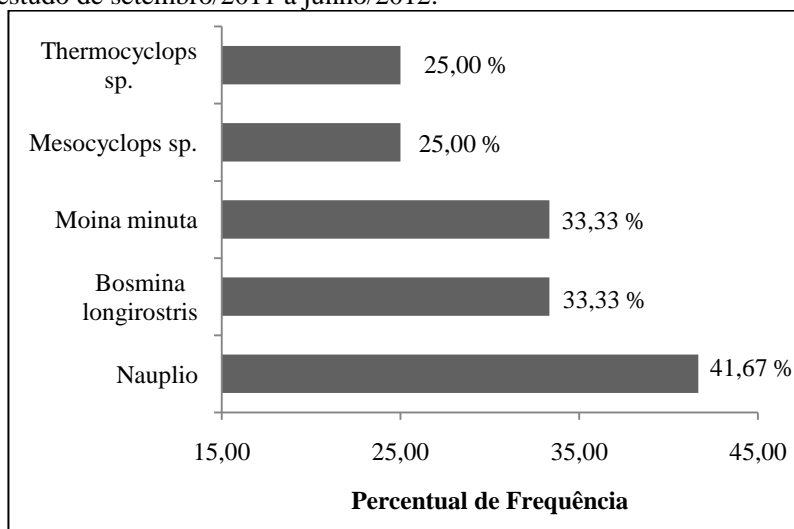
Fonte: Autor.

Durante o período de estudos, foram amostradas 5 espécies na primeira campanha, 6 espécies na segunda e 3 espécies na terceira campanha. Ressaltando o fato de que a última campanha não foi observado nenhuma espécie nos três pontos.

Copepoda representou o grupo zooplantônico mais abundante, as espécies deste grupo representaram 64,10% do total, seguido de Cladocera com 33,3%. Veado (2008), em amostragem superficial do baixo estuário do rio Itajaí-açu entre junho/2006 e maio/2007, também constatou Copepoda, como grupo dominante, porém com 30 espécies.

Conforme o gráfico 21, a espécie mais frequente durante o período de estudo foi Nauplio com frequência de 41,67%, seguida de *Bosmina longirostris* e *Moina minuta*, ambas com frequência de 33,33%.

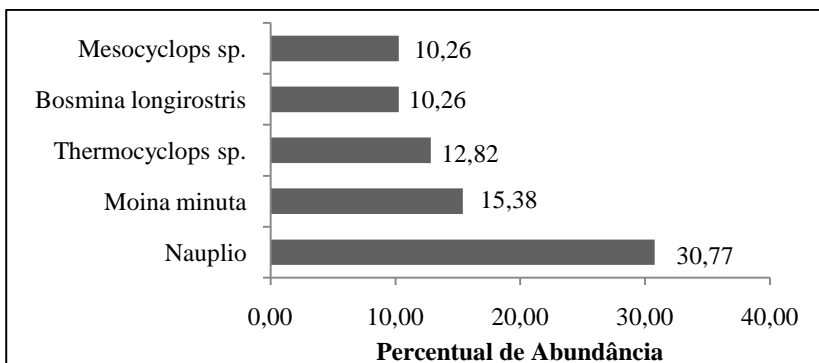
Gráfico21 – Percentual de Frequência das espécies durante o período de estudo de setembro/2011 a junho/2012.



Fonte: Autor.

Quanto a abundância de cada espécie durante o estudo, novamente Nauplio obteve maior percentual (30,77%), seguido por *Moina minuta* (15,38%) e *Termocyclops* sp. (12,82%), conforme identificado no gráfico 22.

Gráfico 22 – Percentual de Abundância das espécies durante o período de estudo de setembro/2011 a junho/2012.

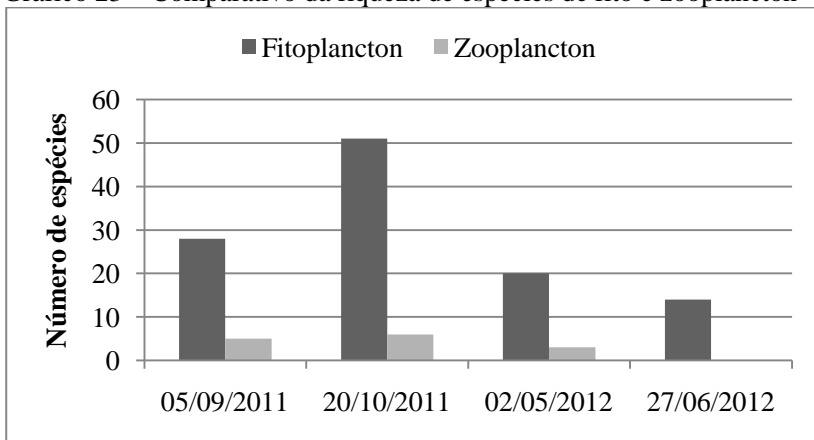


Fonte: Autor.

Além da temperatura e disponibilidade de alimento, outros fatores, como concentração de gases respiratórios, características do substrato, presença de substâncias tóxicas na água, etc, também podem alterar as taxas de desenvolvimento e reprodução dos microcrustáceos (MELÃO, 1999).

A riqueza de espécies do fito e zooplâncton pode ser observada no gráfico 23, onde destaca-se que o decréscimo de fitoplâncton durante o período amostral resultou na diminuição do zooplâncton.

Gráfico 23 – Comparativo da riqueza de espécies de fito e zooplâncton



Fonte: Autor.

A segunda campanha amostral apresentou o maior número de espécies de fito e zooplâncton com 51 e 6 espécies respectivamente, e a quarta campanha apresentou o menor número de espécies com 14 espécies de fitoplâncton e nenhum registro para zooplâncton. A quarta campanha também apresentou menor nível de Oxigênio Dissolvido sendo este parâmetro uma dos mais importantes na manutenção da vida aquática. A riqueza reduzida de espécies fitoplanctônicas, pode afetar a atividade de fotossíntese local, o que pode explicar o reduzido valor de Oxigênio encontrado durante a quarta campanha.

6 CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES

O presente trabalho buscou contribuir para uma maior compreensão dos aspectos biogeoquímicos em um ambiente profundamente impactado por diversas atividades antrópicas, entre as quais a mineração de carvão, que ao longo de muitos anos causou severo impacto ambiental na região sul catarinense, e em especial na área em estudo, a Bacia Hidrográfica do Rio Urussanga, com ênfase na interface entre o estuário e o ambiente marinho-costeiro inserido no interior da APA da Baleia Franca.

De acordo com os resultados obtidos na pesquisa, podem ser ressaltados os seguintes aspectos principais:

- i. A presença de metais em concentrações acima da legislação ambiental e em níveis tóxicos, dentre os quais o ferro, o manganês e o alumínio sugerem que esteja ocorrendo um severo nível de contaminação responsável pela degradação e perda de diversidade na região do estuário;
- ii. O pH apresentou valores abaixo dos estabelecidos para o enquadramento das águas salobras de Classe 1, indicando condições inadequadas de qualidade.
- iii. A diminuição de Oxigênio na última campanha pode ter sido causada pela decomposição de matéria orgânica, perdas para a atmosfera e pela oxidação química abiótica devido à presença elevada de íons de Ferro e Manganês.
- iv. Apesar da presença de coliformes termotolerantes (fecais) durante as coletas, apenas o ponto três da terceira campanha caracterizou-se como impróprio. Um maior esforço amostral é necessário para a melhor classificação quanto à qualidade sanitária do estuário.
- v. A espécie de maior abundância e frequência do estudo, *A. glacialis*, é comumente encontrada em estudos semelhantes, caracterizando-se como uma espécie de ampla ocorrência geográfica.
- vi. A baixa riqueza de espécies do zooplâncton pode estar associada com os baixos valores de pH, e elevados valores de alguns metais observados no estuário, esses parâmetros contribuem na formação de ambientes inóspitos as comunidades aquáticas.
- vii. Alterações na qualidade da água dos ecossistemas, podem acarretar efeitos deletérios a produção primária e

afetar todos os níveis tróficos. Essa reação em cadeia poderá resultar em uma possível extinção de algum nível trófico.

Alguns aspectos que não foram objeto do presente estudo, mas por sua importância, recomenda-se que em estudos posteriores sejam realizadas as seguintes análises complementares:

- i. Um estudo mais detalhado, com vista ao enquadramento do recurso hídrico estudada à Resolução do CONAMA 357/05 deverá levar em consideração a identificação dos metais Alumínio e Ferro em sua forma dissolvida, além da sua forma total, considerando o seu comportamento em meio aquoso.
- ii. Conforme as salinidades encontradas no estuário, recomenda-se que estudos ecotoxicológicos posteriores utilizem organismos típicos de ambientes salinos e/ou com salinidade elevada.
- iii. A redução entre a riqueza de espécies de fito e zooplâncton, sugere estudos nos demais níveis tróficos e a nível molecular, da cadeia alimentar, para constatação dos efeitos dos poluentes nos organismos e ciclo de vida de peixes e outros animais.
- iv. Para efeito de monitoramento recomenda-se que a pesquisa abranja todas as estações do ano. E que no verão sejam feitos também estudos de balneabilidade, tratando-se de um local que recebe maior número de pessoas durante esta estação.

O monitoramento ambiental é um instrumento que descreve o perfil de determinado ecossistema. Nos estuários essas pesquisas são de extrema relevância tendo em vista a riqueza de espécies e processos que dele dependem. O comportamento dos poluentes pode revelar o grau de degradação ambiental local, informar ou alertar a população sobre a utilização da água e esclarecer possíveis alterações na cadeia trófica e consequente alteração na pesca local. Este trabalho buscou contribuir para um maior conhecimento do sistema estuarino costeiro da bacia hidrográfica do rio Urussanga e para a elaboração do plano de manejo da APA da Baleia Franca.

REFERÊNCIAS

- ABNT – ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR 12713**: ecotoxicologia aquática – toxicidade aguda - método de ensaio com *Daphnia* spp (Cladocera, Crustacea). Rio de Janeiro, 2004. 25p.
- ABREU, P.C.; CASTELLO, J.P. Interações entre os ambientes estuarino e marinho. In: **Os ecossistemas costeiro e marinho do extremo sul do Brasil**. Ed.: SEELIGER, U., ODEBRECHT, C., CASTELLO, J.P. Rio Grande: Ecoscientia, 1998. 199-203p.
- ALEXANDRE, N. Z.; KREBS, A. S. J. **Qualidade das águas superficiais no município de Criciúma, SC: Relatório Final**. Porto Alegre: CPRM, 1995. 73p.
- ANDRADE, F.; CABRAL, H.; BORGES, M. F. Ambientes costeiros. In: **Ecossistemas e bem-estar humano**: Resultado da avaliação para Portugal do Millennium Ecosystem Assessment. Ed: PEREIRA, H. M.; DOMINGOS, T.; VICENTE L.; PROENÇA, V. Lisboa: Escolar Editora, 2009.
- .ANDREWS, J.E.; BRIMBLECOMBE, P.; JICKELLS, T.D.; LISS, P.S. **An Introduction to Environmental Chemistry**. Blackwell Science Ltda. Oxford, 1996. 209p.
- APHA – AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION. **Standart Methods for the Examination of Water and Wastewater**. 19th Edition. Washington, D. C., 1995. 1155p.
- ARAUJO, M. V.; FREIRE, G. S. S. Utilização de Geotecnologias: Diagnóstico Ambiental do Estuário do Rio Acaraú, Ceará, Como Estudo de Caso. **Revista Pesquisas em Geociências**, 34 (2): 33-44, 2007
- AREZON A. **Ensaio ecotoxicológicos no monitoramento da qualidade de águas subterrâneas potencialmente impactadas**. 127p. Tese (Doutorado em Ecologia) – Instituto de Biociências, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre. 2004.
- BAIRD, C. **Química Ambiental**. 2 ed. Bookman. Porto Alegre – RS, 2002.

BARBIERI, L. R. R.; ANDREATA, J. V.; SANTOS, M. A.; SILVA, M. H. C.; SEBILIA, A. S. C.; SANTOS, R. P. Distribuição e ciclo de vida das espécies de peixes mais abundantes da laguna de Marapendi, Rio de Janeiro, Brasil. **Revista Brasileira de Zoologia**. 7 (3): 223-243p. 1991

BORBA, R. F. **Balanço Mineral Brasileiro 2001 (Carvão Mineral)**. Sindicato das Indústrias da Extração de Carvão do estado de Santa Catarina. 2001. Disponível em: <<http://www.siecesc.com.br>>. Acesso em: 26 maio 2012.

BRANCO, S.M. **Água e o homem**. In: Hidrologia Ambiental, v.3. São Paulo: Edusp, 1991.

BRASIL. MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE. **Plano Nacional de Gerenciamento Costeiro: Lei nº 7.661, de 16 de maio de 1988**.

Disponível em:

<http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/LEIS/L7661.htm>. Brasília: MMA/SBF, 1998. Acessado em: 22 de novembro de 2010.

_____. MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE. Lei nº 9.433 de 8 de janeiro de 1997. Institui a Política Nacional de Recursos Hídricos, cria o Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos. **Diário Oficial da União**. Brasília, DF, de 9 de janeiro de 1997.

_____(a). MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE. **Sistema Nacional de Unidades de Conservação: Lei nº 9.985, de 18 de julho de 2000**.

Disponível em:

<http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/LEIS/L9985.htm>. Brasília: MMA/SBF, 2002. Acessado em: 22 de novembro de 2010.

_____(b). MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE. **Decreto 14 de setembro de 2000**. Disponível em:

<http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/DNN/2000/Dnn9027.htm>. Brasília: MMA/SBF, 2000. Acessado em: 22 de novembro de 2010.

_____(b). MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE. **Resolução CONAMA n. 274, de 29 de novembro de 2000**. Regulamenta as condições de balneabilidade para a saúde e o bem-estar humano, bem

como as condições necessárias à recreação de contato primário.

Disponível em

<<http://www.mma.gov.br/port/conama/res/res00/res27400.html>>.

Acessado em: 04 de junho de 2012.

_____. MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE. **Decreto nº 5.300, de 7 de dezembro de 2004**. Disponível em:

<http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2004-

2006/2004/decreto/D5300.htm>. Acessado em: 22 de novembro de 2010.

_____. MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE. CONAMA. **Resolução CONAMA n. 357, de 17 de março de 2005**. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências. Ministério do Meio Ambiente. Brasília, 2005.

_____. MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE. CONAMA. **Resolução CONAMA n. 430, de 13 de maio de 2011**. Dispõe sobre as condições e padrões de lançamento de efluentes, complementa e altera a Resolução n. 357, de 17 de março de 2005, do Conselho Nacional do Meio Ambiente-CONAMA. Ministério do Meio Ambiente. Brasília, 2005.

CABRAL, N. R. A. J.; SOUZA, M. P. de. **Área de proteção ambiental : planejamento e gestão de paisagens protegidas**. São Carlos, SP: RiMA, 2002. 154 p.

CAMPOS, M. L. A. M. **Introdução a Biogeoquímica de Ambientes Aquáticos**. São Paulo, Editora Átomo, 2010.

CAMPOS, M. L. A. M.; JARDIM, W. F. Aspectos relevantes da biogeoquímica da hidrosfera. **Cadernos Temáticos de Química Nova na Escola**, n 5, Nov, 2003. P. 18-27.

CASTILHOS, Z.; EGLER, S.; CESAR, R.; RAMOS, A.; SILVA, L. C.; ARAUJO, P.; BIDONE, E.; BIANCHINI, M.; ALEXANDRE, N. Z.; SANTOS, M. G.; NASCIMENTO, T.; FELZMANN, W.; SILVANO, J. **Desenvolvimento de Tecnologias e Metodologias de Monitoramento Ambiental da Qualidade das Águas da Bacia Carbonífera Sul Catarinense**. CETEM. Rio de Janeiro. 2008.

CAVALCANTI, E. A. M.; NEUMANN-LEITÃO, S.; VIEIRA, D. A. do N. Mesoplâncton do sistema estuarino de Barra das Jangadas, Pernambuco, Brasil. **Revista Brasileira de Zoologia**. 25(3): 436-444p. Setembro, 2008.

CETESB. **Alumínio**. Ficha de Informação Toxicológica. Divisão de Toxicologia, Genotoxicidade e Microbiologia Ambiental. Disponível em:
<http://www.cetesb.sp.gov.br/userfiles/file/laboratorios/fit/aluminio.pdf>. Acesso: março de 2012.

CONTE, M. L.; LEOPOLDO, P. R. **Avaliação de recursos hídricos: Rio Pardo, um exemplo**. São Paulo: Editora UNESP, 2001. 141p.

CRISTOFOLETTI, A. Análise morfométrica de bacias hidrográficas. **Rev. Geomorfol**, Campinas, v.18, n.9, p.35-64, 1969.

DEPARTAMENTO NACIONAL DA PRODUÇÃO MINERAL (DNPM). Perfil analítico do carvão. Boletim nº 6. Ministério das Minas e Energia. Porto Alegre, 1987.

ESTEVES, F. A. **FUNDAMENTOS DA Limnologia**. 2º Ed. Editora Interciência/FINEP. Rio de Janeiro, 1998. 602p.

FERNANDES, L.D.F. **Transporte de sedimentos em estuários**. 54p. Trabalho Final de Curso (Licenciatura em Engenharia do Ambiente) - Universidade Técnica de Lisboa. 2001.

FONTOURA, A.P. **Manual de vigilância da qualidade das águas superficiais**. Avaliação biológica da qualidade da água. Instituto de Zoologia Dr. Augusto Nobre. Faculdade de Ciências – Universidade do Porto. Porto, Portugal, 1985. 38p.

FRAGOSO JUNIOR, C. R.; MARQUES, D. da M.; FERREIRA, T. F. **Modelagem ecológica em ecossistemas aquáticos**. São Paulo: Oficina de textos, 2009. 304p.

GOULART, M.; CALLISTO, M. Bioindicadores de qualidade de água como ferramenta em estudos de impacto ambiental. **Revista da FAPAM**, ano 2, n. 1. 2003.

GUIMARÃES, A. G. **Tempo de residência da água e estado trófico da porção interna do estuário do Rio Cachoeira, Ilhéus-BA.**

(Dissertação). Mestrado em Desenvolvimento e Meio Ambiente. Universidade Estadual de Santa Cruz – UESC. 2006. 118p.

GUIMARÃES, E. S.; LACAVA P. M.; MAGALHÃES N. P. Avaliação da toxicidade aguda com *Daphnia similis* na água captada no rio Paraíba do sul e processada na estação de tratamento de água do município de Jacareí - SP – Brasil. **Engenharia sanitária e ambiental**. Vol. 9, Nº 2, abr/jun, 124-130. 2004

IBGE – Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Diagnóstico ambiental do litoral de Santa Catarina:** caracterização da zona costeira. 53 p., 1997.

LATTUADA, R. M.; MENEZES, C. T. B.; PAVEI P. T. Toxicidade em efluentes de drenagem acida de mina e relação com a presença de metais e hidrocarbonetos policíclicos aromáticos. In: **VI Seminário Brasileiro sobre Recuperação de Áreas Degradadas**. Anais. Curitiba, 24 a 28 de outubro de 2005. 753p.

LEÃO, B. M. **Biomassa, Taxonomia e Ecologia do Fitoplâncton do Estuário do Rio Igarassu, Pernambuco, Brasil. Recife.** Dissertação (Mestrado). Universidade Federal de Pernambuco. CCB. Biologia Vegetal, 2004. 64f.

LEITE, M. A.; DORNFELD, C. B.; ESPÍNDOLA, E. L. G. Análise da concentração de metais na água do reservatório de salto grande: diagnóstico ambiental e saúde pública. **AIDIS**, San Juan, ago, 2004. p 1-6. Disponível em: <http://www.bvsde.paho.org/bvsAIDIS/PuertoRico29/busos.pdf>. Acesso: Abril, 2011.

LEITE, P. F.; KLEIN, R. M. **Vegetação.** Geografia do Brasil, IBGE, v. 2, p.113-150, 1990.

LOBO, E.; LEIGHTON, G. Estructuras comunitárias de las fitocenosis planctonicas de los sistemas de desembocaduras de rios y esteros de la zona central de Chile. **Revista Biología Marina** 22: 1-29. 1986.

MACÊDO, S. J.; MONTES, M. J. F.; LINS, I. C. **Características abióticas da área.** In: Gerenciamento Participativo de estuários e manguezais. Editores: Henrique Monteiro de Barros, Sílvio José de Macedo, Enide Eskinazi Leça, Tânia Lima. Recife: Ed. Universitária da UFPE, 2000. 252 p.

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

MARRONI, E. V.; ASMUS, M. L. **Gerenciamento Costeiro: uma proposta para o fortalecimento comunitário na gestão ambiental.** Pelotas: Editora da Uniao Sul-Americana de Estudos da Biodiversidade – USEB, 2005. 149p.

MELÃO, M.G.G. Desenvolvimento e aspectos reprodutivos de cladóceros e copépodos de águas continentais brasileiras. In: POMPEO, M. L. M. (Ed.). **Perspectivas da limnologia no Brasil.** São Luiz, 1999. p. 45-57.

MENEZES, C. T. B. **Tratamento de efluentes ácidos de mina por neutralização e remoção de metais.** 2003. 123 f. Tese (Doutorado em Engenharia Mineral), Escola Politécnica de São Paulo, Departamento de Engenharia de Minas e Petróleo, São Paulo, 2003.

MENEZES, C. T. B., LATTUADA, R. M., PAVEI, P. T. **Estudos de Sedimentos Aquáticos Contaminados por Metais Pesados e Hidrocarbonetos Policíclicos Aromáticos Oriundos da Mineração de Carvão.** In: Mineração de Carvão, Meio Ambiente e Desenvolvimento Sustentável no Sul de Santa Catarina: uma Abordagem Interdisciplinar. 1ª ed. Curitiba : Juruá Editora, 2009, v.único, p. 71-89.

MENEZES, C. T. B., WATERKEMPER, K. **Evolução dos Processos de Degradação Ambiental Resultante da Mineração de Carvão em Santa Catarina de 1930-1973.** In: Mineração de Carvão, Meio Ambiente e Desenvolvimento Sustentável no Sul de Santa Catarina: uma Abordagem Interdisciplinar. 1ª ed. Curitiba : Juruá Editora, 2009, v.único, p. 205-213.

MILIOLI, G. **Abordagem ecossistêmica para a mineração: uma perspectiva comparativa para Brasil e Canadá.** 403 p. Tese (Pós-graduação em Engenharia de Produção), Universidade Federal de Santa Catarina, 1999.

MIRANDA, L. B.; CASTRO, B. M.; KJERFVE, B. **Princípios de Oceanografia Física de Estuários.** São Paulo: Editora da Universidade de São Paulo, 2002. 424 p.

NASCIMENTO, W. M. do; VILLAÇA, M. G. **Bacias Hidrográficas: Planejamento e Gerenciamento.** **Revista Eletrônica da Associação dos Geógrafos Brasileiros** – Seção Três Lagoas Três Lagoas, n 7, ano 5, 102-121p. Maio de 2008.

NICOLODI, J. L.; ZAMBONI, A.; BARROSO, G. F. **Gestão Integrada de Bacias Hidrográficas e Zonas Costeiras no Brasil: Implicações para a Região Hidrográfica Amazônica.** **Revista de Gestão Costeira Integrada** 9(2):9-32p. 2009.

NIENCHESKI, L. F.; MILANI, M. R.; MILANI, I. **Metais traço na água.** In: BAPTISTA NETO, J. A.; WALLNER-KERSANACH, M.; PATCHINEELAM, S. M. **Poluição marinha.** Rio de Janeiro: Interciência. 2008. p.179–196

NOGUEIRA, M. G.; MATSUMURA-TUNDISI, T. **Limnologia de um ecossistema artificial raso (Represa do Monjolinho-Sao Carlos-SP) Dinâmica das populações planctônicas.** **Acta Limnologia Brasileira.** 8: 149-168. 1996

ODEBRECHT, C.; BERGESCH, M.; RÖRIG, L. R.; ABREU, P. C. 2010. **Phytoplankton Interannual Variability at Cassino Beach, Southern Brazil (1992–2007), with Emphasis on the Surf Zone Diatom *Asterionellopsis glacialis*.** **Estuaries and Coasts** 33:570–583.

ODEBRECHT, C.; ABREU, P. C. **Raphidophycean in southern Brazil.** **IOC/UNESCO Harmful Algal News,** IOC 12/13:4. 1995.

PAIVA, A. C. G. de; CHAVES, P. T. de C.; ARAÚJO, M. E. **estrutura e organização trófica da ictiofauna de águas rasas em um estuário tropical.** **Revista Brasileira de Zoologia.** 25(4): 647-661p. December, 2008. 2008

PALERMO, M. A. **Gerenciamento Ambiental Integrado**. São Paulo: Annablume, 2006. 140p.

PAVEI, P. T. **Caracterização e estudo do comportamento de hidrocarbonetos policíclicos aromáticos em ecossistemas aquáticos contaminados pelas atividades mineração de carvão**. 2007. 110f. Dissertação (Mestrado) - Universidade do Extremo Sul Catarinense, Programa de Pós- Graduação em Ciências Ambientais, Criciúma, 2007

PELÁEZ-RODRIGUES, M.; PERET, A.M.; TUNDISI, T.M.; ROCHA, O. Análise da Qualidade da Água e Aplicação do Índice de proteção da Vida Aquática (IVA) em Duas Sub-Bacias da bacia hidrográfica do Rio Jacaré-Guaçu. In: ESPÍNDOLA, E.L.G.; PASCHOAL, C.M.R.; ROCHA, O.; BOHRER, M.B.C.; OLIVEIRA-NETO, A.L. (Org.). **ECOTOXICOLOGIA Perspectivas Para o século XXI**. 1 ed. São Carlos: RiMa, 2000, v. 1, p. 95-114.

PIMENTA, M. G. R. **Coliformes Termotolerantes, fosfato e metais-traço (Cu, Pb e Hg) em agua e sedimento das galerias pluviais de Fortaleza (CE)**. 2006. 70p. Dissertação (Mestrado). Pós-Graduação em Ciências Marinhas Tropicais, Universidade Federal do Ceará, Fortaleza, 2006.

POLETTE, M. ; DIEHL, F. L.; KLEIN, A. H. F. ; DIEHL, F. P. ; SPERB, R. M.; SCHETTINI, C. A. F. . Gerenciamento costeiro integrado e gerenciamento de recursos hídricos: como compatibilizar tal desafio. In: Héctor Raúl Munhoz. (Org.). **Interfaces da Gestão de Recursos Hídricos: Desafios da Lei de Águas de 1997**. 2ª ed. Brasília: Secretaria de Recursos Hídricos, v. 01, 2000. p. 221-239.

RAMOS, L.A.; VIEIRA, J.P. Composição específica e abundância de peixes de zonas rasas dos cinco estuários do Rio Grande do Sul, Brasil. **Boletim do Instituto de Pesca**. São Paulo, 27 (1): 109 - 121, 2001

RAMOS-SILVA, C. A. **Oceanografia química**. Rio de Janeiro: Interciência, 2011. 218p.

REBOUÇAS A. C. A política nacional de recursos hídricos e as águas subterrâneas. **Rev. Águas Subterrâneas**. São Paulo, v.16, n. 1, p. 30-43 maio/2002.

REGINATTO, V. **Avaliação do ensaio de toxicidade com a alga *Scenedesmus subspicatus* para o estudo de efluentes industriais.** 137 p. Tese (Doutorado) – Instituto de Química, Universidade Estadual de Campinas, Campinas, SP. 1998.

RIGOTTI, N. Recuperação de áreas degradadas: estudo de caso. In: **Meio Ambiente e Carvão: Impactos da exploração e utilização.** Cadernos de Planejamento e gestão ambiental. N^o2. Porto Alegre: FEPAM, 2002. p. 99-113.

ROBERTSON, A. I.; BLABER S. J. M. Plankton, epibenthos and fish communities, p. 63-100. In: **Tropical mangrove ecosystems.** ROBERTSON, A. I. e ALONGI, D. M (Eds). Washinhton, American Geophysical Union, Coastal and Estuarine Studies 41, 236p.

SANTA CATARINA (Estado). **Portaria n. 024, de 19 de setembro de 1979.** Dispõe sobre o Enquadramento dos cursos d'água no Estado de Santa Catarina. Coletânea Legislação Sobre Recursos Hídricos, Florianópolis, SC, p. 102-106, 2001.

SANTA CATARINA. Secretaria de Estado do Desenvolvimento Urbano e Meio Ambiente. **Bacias hidrográficas do Estado de Santa Catarina: diagnóstico geral.** Instituto CEPA, Florianópolis, 173 p., 1997.

SANTOS, T.J. **Zooplâncton como indicador da qualidade ambiental nos estuários dos rios Carrapicho e Botafogo, Itamaracá, PE.** 111p. Dissertação (Mestrado) – Universidade Federal de Pernambuco. CTG. Programa de Pós-Graduação em Oceanografia. 2008.

SILVA, M. C. Estuários – Critérios para uma classificação ambiental. **RBRH - Revista Brasileira de Recursos Hídricos.** Volume 5, n 1, jan/mar, 2000. 25-35p.

SILVA, M. H.; SILVA-CUNHA, M. G. G.; PASSAVANTE, J. Z. O.; GREGO, C. K. S.; MUNIZ, K. Estrutura sazonal e espacial do microfitoplâncton no estuário tropical do rio Formoso, PE, Brasil. **Acta bot. bras.** 23(2): 355-368. 2009.

SILVA-FALCÃO, E. C.; SEVERI, W.; ROCHA, A. A. F. Dinâmica espacial e temporal de zoeas de *Brachyura* (Crustacea, Decapoda) no estuário do Rio Jaguaribe, Itamaracá, Pernambuco, Brasil. **Iheringia**. Sér. Zool. Porto Alegre, 97(4):434-440p. Dezembro de 2007.

SOUZA, E. B. ; COSTA, V. B.; PEREIRA, L. C. C.; COSTA, R. M. 2008. Microfitoplâncton de águas costeiras amazônicas: Ilha Canela (Bragança, PA, Brasil). **Acta bot. bras.** 22(3): 626-636.

TEODORO, V. L. L.; TEIXEIRA, D.; COSTA, D. J. L.; FULLER, B. B. O conceito de bacia hidrográfica e a importância da caracterização morfométrica para o entendimento da dinâmica ambiental local. **Revista Uniara**, Araraquara, v.1, n.20, p. 142 137-155, 2007.

TREIN H. A. **A implicação antrópica na qualidade dos recursos hídricos subterrâneos da bacia hidrográfica do rio Urussanga – SC.** (Doutorado em Geociências). Curso de Pós-Graduação em Geociências e Meio Ambiente. Rio Claro, 2008.

TUNDISI, J. G. Novas perspectivas para a gestão de recursos hídricos. **REVISTA USP**, São Paulo, n.70, p. 24-35, junho/agosto, 2006.

VAN KAICK, T. S. **Estação de tratamento de esgoto por meio de zona de raízes: uma proposta de tecnologia apropriada para saneamento básico no litoral do Paraná.** (Mestrado em Tecnologia) – Centro Federal de Educação Tecnológica do Paraná. Curitiba, 2002. 115p.

VEADO, L. D. **Variação espaço-temporal do zooplâncton do baixo estuário do rio Itajaí-açu, SC.** Dissertação (Mestrado). Pós-graduação em Ciência e Tecnologia Ambiental, Centro de Ciências Tecnológica da Terra e do Mar, Universidade do Vale do Itajaí. 2008. 71f.

VELAZQUEZ-VELAZQUEZ, Ernesto, VEGA-CENDEJAS, M. Eugenia y NAVARRO-ALBERTO, Jorge. Spatial and temporal variation of fish assemblages in a coastal lagoon of the Biosphere Reserve La Encrucijada, Chiapas, Mexico. **Revista de Biología Tropical**, jun. 2008, vol.56, no.2, p.557-574.

VILLELA, S.M.; MATTOS, A. **Hidrologia aplicada**. São Paulo: McGRAWHill do Brasil, 1975. 245p.

VOLPATO, S. B. **Estudo da contaminação por metais em ecossistemas aquáticos: caracterização físico-química e ecotoxicológica de água e sedimentos da Bacia Hidrográfica do Rio Urussanga, Santa Catarina**. Criciúma, SC, 2010. 150 f. Trabalho de Conclusão de Curso – Universidade do Extremo Sul Catarinense. Graduação em Engenharia Ambiental. 2010.