

Claudinei José Rodrigues

**ÁGUAS DE CARIJÓS:  
PASSADO, PRESENTE, FUTURO E SEUS IMPACTOS**

Dissertação submetida ao Programa de Mestrado Profissional em Perícias Criminais Ambientais da Universidade Federal de Santa Catarina para a obtenção do Grau de Mestre em Perícias Criminais Ambientais.

Orientadora: Prof<sup>a</sup>. Dr<sup>a</sup>. Alessandra Larissa D'Oliveira Fonseca

Coorientador: Prof. Dr. Davide Franco

Florianópolis  
2016

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

Rodrigues, Claudinei José

Águas de Carijós : Passado, Presente, Futuro e seus  
Impactos / Claudinei José Rodrigues ; orientadora,  
Alessandra Larissa D'Oliveira Fonseca ; coorientador,  
Davide Franco. - Florianópolis, SC, 2016.

153 p.

Dissertação (mestrado profissional) - Universidade  
Federal de Santa Catarina, Centro de Ciências Biológicas.  
Programa de Pós-Graduação em Perícias Criminais Ambientais.

Inclui referências

1. Perícias Criminais Ambientais. 2. Estação Ecológica de  
Carijós. 3. Qualidade da água. 4. Estuário. 5. Salinidade.  
I. Fonseca, Alessandra Larissa D'Oliveira. II. Franco,  
Davide. III. Universidade Federal de Santa Catarina.  
Programa de Pós-Graduação em Perícias Criminais Ambientais.  
IV. Título.

“Águas de Carijós: passado, presente, futuro e seus impactos”

Por

Claudinei José Rodrigues

Dissertação julgada e aprovada em sua forma final pelos membros titulares da Banca Examinadora (07/PPGMPPA/2016) do Mestrado Profissional em Perícias Criminais Ambientais - UFSC.

---

Prof(a). Dr(a). Carlos Henrique Lemos Soares  
Coordenador(a) do Mestrado Profissional em Perícias Criminais Ambientais

Banca examinadora:

---

Dr(a) Alessandra Larissa D'Oliveira Fonseca (Universidade Federal de Santa Catarina)  
Orientador(a)

---

Dr(a) Davide Franco (Universidade Federal de Santa Catarina)  
Coorientador(a)

---

Dr(a) Luis Hamilton Pospissil Garbossa (Empresa de Pesquisa Agropecuária e Extensão Rural de Santa Catarina)

---

Dr(a) Nei Kavaguichi Leite (Universidade Federal de Santa Catarina)

---

Dr(a) Carlos Henrique Lemos Soares (Universidade Federal de Santa Catarina)

Florianópolis, 12 de Agosto de 2016.



Este trabalho é dedicado as mulheres de  
minha vida, em ordem cronológica,  
Maria, Marcia, Ísis e Sofia.



## AGRADECIMENTOS

Agradeço primeiramente a Deus pela oportunidade da vida, do aprendizado e do trabalho.

Agradeço aos meus pais pelo exemplo de vida e ao incentivo contínuo ao meu aperfeiçoamento.

Agradeço a compreensão e apoio de minha amada esposa e filhas.

Agradeço o auxílio de minha orientadora, Prof<sup>a</sup> Alessandra, sempre aberta e disposta a uma discussão profícua e generosa, cujo trabalho iniciado por ela no Laboratório de Análise da Água na Estação Ecológica de Carijós tenho o orgulho de dar continuidade.

Ao meu coorientador Prof<sup>o</sup> Davide que com sua forma racional e lógica auxiliou-me a traduzir e compreender os processos ambientais na forma de números.

As amigas Alondra B. Alvarez Perez, Manuela de Abreu Farias e Aichely R. Silva, que participaram diretamente na execução desse trabalho, durante as atividades de campo e de laboratório meu muito obrigado.

Aos meus colegas de trabalho, Silvio de Souza Junior pelo incentivo ao estudo enquanto meu superior hierárquico, a minha colega Edinéia Caldas Correia pelo auxílio em sala de aula, ao colega Luis Otavio Frota da Rocha pelo apoio nas atividades de campo e ao Edson Gracindo de Almeida pelas conversas e discussões sempre pertinentes e profícuas.

A Prof<sup>a</sup> Msc. Débora Monteiro Brentano pela parceria com a Estação Ecológica de Carijós na obtenção de dados e na geração de conhecimento.

Ao Departamento de Polícia Federal, em especial na pessoa do Perito Alexandre Bacellar Raupp, pelo apoio na execução desse trabalho.

A EPAGRI/CIRAM, por disponibilizar dados de pluviosidade, ventos e maré.

Ao ICMBio pela oportunidade de poder desenvolver diariamente meu trabalho e ampliar meus conhecimentos.

A UFSC pela oportunidade do curso de extrema importância para a capacitação e atualização dos agentes públicos envolvidos na área ambiental, nesse sentido essa respeitável instituição reforça seu compromisso com a sociedade e o meio ambiente.





"Un peu de science éloigne de Dieu, beaucoup de  
science y ramène."  
(Louis Pasteur, 1957)



## RESUMO

A Estação Ecológica de Carijós está inserida numa região urbana, cidade de Florianópolis (SC), localizada em um ambiente estuarino com bacias hidrográficas insulares e que possuem baixo índice de saneamento básico. Avaliamos a qualidade da água dos principais rios que possuem exutórios no interior da unidade de conservação. Foi observado que o adensamento populacional, a falta de saneamento e a influência distinta das águas do mar adjacente entre os diferentes pontos amostrados, são os principais fatores que exercem influência na qualidade da água monitorada, resultando em maiores concentrações de nutrientes, carga orgânica e colimetria, ultrapassando os limites estabelecidos pela resolução CONAMA 357/05. Apesar da importância da ampliação dos sistemas de coleta e tratamento de efluentes sanitários o local de lançamento do efluente tratado pode interferir na dinâmica estuarina. A quantidade e a qualidade de água doce que adentra num estuário exerce grande influência nos aspectos físicos, químicos e biológicos desses ambientes. Considerando que a cidade de Florianópolis, com grande apelo turístico, tem sua poluição triplicada em algumas bacias hidrográficas e considerando que esse crescimento aumentará ao longo dos anos, seja da população residente ou flutuante, estimamos a quantidade de efluente produzido por essas populações e os impactos do lançamento desse, por meio de uma ETE, no estuário do rio Papaquara. Os resultados demonstram uma redução progressiva da intrusão salina ao longo dos anos com o aumento da vazão antrópica. O aumento da vazão antrópica (devido ao crescimento populacional), promoverá reduções na concentração de oxigênio e elevação de nutrientes e matéria orgânica no estuário do rio Papaquara, devido ao aumento da carga e da retração da intrusão salina. As vazões antrópicas quantificadas superam a vazão a qual a ETE foi projetada, o que comprometerá a eficiência de tratamento da ETE, elevando ainda mais a carga orgânica lançada no estuário. Resultando em modificações da estrutura da biocenose estuarina, o que pode comprometer um dos objetivos da Estação Ecológica de Carijós.

**Palavras-chave:** Qualidade da água. Estuários. Impactos antrópicos. Salinidade em estuários. Estação Ecológica de Carijós. Capacidade suporte



## ABSTRACT

The protected area Carijós Ecological Station is located in an urban area, the city of Florianópolis (SC, Brazil), located in an estuarine environment with island watersheds and have low sanitation index. We have evaluated the water quality of the rivers flowing into this protected area. Population density, lack of sanitation and the distinct influence of the waters of the adjacent sea between the different rivers are the main factors that influence the quality of water monitored, resulting in higher concentrations of nutrients, organic load and colimetric assays, exceeding the limits established by legal regulation CONAMA Resolution nº 357/2005. Despite the importance of expanding the collection systems and treatment of wastewater the launch site of the treated effluent may interfere in the estuarine dynamics. The quantity and quality of freshwater input in the estuary has great influence on the physical, chemical and biological parameters of these environments. Florianópolis city exhibits great touristic appeal, reaching triple of population in some river basins during the high season and considering that this growth will increase over the years, whether resident or floating population, we estimate the amount of effluent produced by these populations and impacts by the the release of this, by using a WWTP, the estuary of the river Papaquara. The results showed a progressive reduction of saltwater intrusion over the years with increasing anthropogenic discharge. The increase in anthropogenic flow (due to population growth) will promote reductions in the concentration of oxygen and increase of nutrients and organic matter in the estuary of the river Papaquara due to increased load and retraction of saline intrusion. Quantified anthropogenic flows outweigh the flow which the WWTP was designed, which will undermine the ETE treatment efficiency, further increasing the organic load released in the estuary. Resulting in changes in the structure of the estuarine biocoenosis, which can compromise one of the goals of the protected area Carijós.

**Keywords:** Water quality. Estuaries. Human impacts. Salinity in estuaries. Carijós Ecological Station. Carrying capacity



## LISTA DE FIGURAS

- Figura 1.1:** Urbanização no entorno da Estação Ecológica de Carijós ao longo dos anos. As imagens dos anos e 1938, 1957, 1977 e 1994 são mosaico de fotografias aéreas, escala do levantamento 1:35.000, fonte IPUF. Imagem de 2002, ortofoto, escala do levantamento 1:5.0000, fonte: IPUF. Imagem de 2012, ortofoto, escala do levantamento 1:10.000, fonte SDS/SC. .... 28
- Figura 1.2:** Relação entre a impermeabilização do solo e escoamento superficial (*runoff*). Fonte: *Federal Interagency Stream Resoration Working Group*, 2001..... 29
- Figura 1.3:** Qualidade do corpo hídrico em relação ao percentual impermeável da bacia hidrográfica. Fonte: SCHUELER et al. 2009 .... 30
- Figura 1.4:** Diagrama conceitual, da influência antrópica na qualidade da água da zona estuarina e costeira. Fonte: Paerl et al. 2006.....21
- Figura 2.1:** Localização da Estação Ecológica de Carijós, bacias contribuintes, áreas urbanizadas e a localização dos pontos amostrais dos rios: 1 – Papaquara, 2 – Ratonés, 3 – Veríssimo, 4 – Vadik e 5 – Pau do Barco. Áreas de drenagem baseada nos trabalhos de Fidelis (1998) e área urbanizada com base no trabalho de Silva (2005)..... 39
- Figura 2.2:** Modelo tridimensional das bacias hidrográficas do Ratonés e Saco Grande. Fonte: IBAMA (2003) ..... 40
- Figura 2.3:** Gráficos de caixa (*boxplot*), mediana, distância interquartílica nas caixas (*box*), percentis 5 e 95 nos bigodes (*whisker*) e dados discrepantes (asteriscos); para as variáveis físicas quantificadas entre os pontos, onde: A) disco de secchi em m; B) turbidez em NTU; C) seston em  $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ ; D) salinidade em psu. As letras a e b indicam diferenças significativas. .... 47
- Figura 2.4:** Gráficos de caixa (*boxplot*), mediana, distância interquartílica nas caixas (*box*), percentis 5 e 95 nos bigodes (*whisker*) e dados discrepantes (asteriscos); para as variáveis físicas quantificadas entre os pontos, onde: A) pH; B) percentual de saturação de oxigênio dissolvido em %; C) fósforo inorgânico dissolvido em  $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ ; D) fósforo total em  $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ ; E) silicato em  $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ ; F) nitrogênio amoniacal total em  $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ ;

G) nitrato em  $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ ; H) DBO em  $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ . As letras a e b indicam diferenças significativas..... 49

**Figura 2.5:** Razão N:P, das frações dissolvidas (NID/PID) e totais (PT/NT). Valores medianos, menores e maiores não discrepantes com exceção dos dados de Mar que são os valores médios mínimos e máximos extraídos de Simonassi et.al. (2010). Região hachurada região considerada adequada para o desenvolvimento fitoplanctônico. .... 54

**Figura 2.6:** Gráficos de caixa (*boxplot*), mediana, distância interquartílica nas caixas (*box*), percentis 5 e 95 nos bigodes (*whisker*) e dados discrepantes (asteriscos); para as variáveis físicas quantificadas entre os pontos, onde: A) clorofila-a em  $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ ; B) feoftina em  $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ ; C) coliformes totais em NMP/100 ml; D) coliformes termotolerantes em NMP/100 ml. As letras a e b indicam diferenças significativas..... 55

**Figura 2.7:** Análise multivariada, dendrograma, amalgamação *complete linkage* e distância euclidiana. Os rios Papaquara (P), Ratores (R), Veríssimo (V), Vadik (VK) e Pau do Barco (PB) em relação a todas as variáveis quantificadas no programa A (2005-2006)..... 57

**Figura 2.8:** Mediana, percentis 10% e 90% e valores absolutos (raw data, N = 130) dos parâmetros A) percentual de oxigênio dissolvido; B) DBO e C) salinidade; nos períodos amostrais A (2006) e B (2011) para os pontos. (\*) Diferenças significativas entre os períodos, teste Kruskal-Wallis com *post hoc* múltiplas comparações. .... 60

**Figura 2.9:** Chuva acumulada mensal nos anos 2006 (período A) e 2011 (período B), juntamente com a média dos dados históricos (1961-1990), fonte dos dados históricos: INMET (2010)..... 61

**Figura 2.10:** Gráfico de dispersão com os intervalos de confiança (média  $\pm 0,95$ ) para as variáveis que apresentaram diferença entre os períodos, sendo elas: A) seston; B) salinidade; C) percentual de oxigênio dissolvido e D) fósforo inorgânico dissolvido. Onde os dados rios Papaquara (P), Ratores (R), Veríssimo (V), Vadik (VK) e Pau do Barco (PB) são apresentados nos períodos de pré veraneio (PV), veraneio (V) e pós veraneio (VP). (\*) Diferenças significativas entre os períodos, teste Kruskal-Wallis com *post hoc* múltiplas comparações. .... 62



<b>Figura 3.1:</b> Bacia hidrográfica do rio Papaquara, distritos atendidos pela ETE e suas áreas urbanizadas, localização do ponto monitoramento da qualidade da água e pontos de obtenção dos dados do modelo de intrusão salina. ....	77
<b>Figura 3.2:</b> Curva de permanência do rio Papaquara. Os valores em destaque na curva são respectivamente: $Q_{25}$ , $Q_{50}$ , $Q_{75}$ . ....	87
<b>Figura 3.3:</b> Projeção das populações residente, flutuante e total. População fixa obtido dos censos do IBGE de 1991, 2000 e 2010; população flutuante extraído de Guarda (2012) para os mesmos anos.....	77
<b>Figura 3.4:</b> Razão entre a vazão antrópica ( $Q_A$ ) e a vazão percentual ( $Q_P$ ). Vazão antrópica para população total e fixa até o ano de 2030 e vazão fluvial para as vazões percentuais de $Q_{25}$ , $Q_{50}$ e $Q_{75}$ . ....	78
<b>Figura 3.5:</b> Gráfico de dispersão dos parâmetros DBO e fósforo total nas águas do rio Papaquara e no efluente tratado pela ETE. Pontos pretos concentração no efluentes final da ETE e pontos vazados concentração no rios Papaquara. ....	79
<b>Figura 3.6:</b> Box Plot, mediana, distância interquartílica e mínimo máximo dos parâmetros nas águas do rio Papaquara. A) salinidade e B) percentual de saturação de oxigênio dissolvido. ....	80
<b>Figura 3.7:</b> Box Plot, mediana distância interquartílica e valores mínimo máximo das cargas de fósforo total e DBO, na ETE e nos pontos montante e jusante do canal que recebe os efluentes da ETE no rio Papaquara. ..	82
<b>Figura 3.8:</b> Resultado da RMSE durante o processo de calibração do modelo. Em destaque os valores de RMSE com o $\alpha_0$ calculado e calibrado. ....	94
<b>Figura 3.9:</b> Modelo de distribuição de salinidade na condição de maré alta. A) Sensibilidade do modelo ao parâmetro K. B) Sensibilidade do modelo a variações na vazão. ....	96
<b>Figura 3.10:</b> Modelo de distribuição de salinidade nas condições de maré alta, média e baixa. Validação do modelo com dados de campo distintos do utilizado na calibração.....	97

**Figura 3.11:** Distribuição da salinidade com diferentes vazões antrópicas, sendo: A) maré alta; B) maré média; C) maré baixa..... 98

## LISTA DE TABELAS

<b>Tabela 2.1:</b> Características físicas e sanitárias das bacias hidrográficas que drenam para E.E. Carijós.....	41
<b>Tabela 2.2:</b> Características demográficas dos rios que drenam para E.E. Carijós .....	42
<b>Tabela 2.3:</b> Metodologia dos parâmetros avaliados durante os períodos amostrais, A 2005/2006 e B 2011/2012 .....	44
<b>Tabela 2.4:</b> Concentrações médias em $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ (com exceção de clorofila-a, em $\mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$ e coliformes termotolerantes em NMP/100 ml) determinadas nos rios e na Baía Norte, bem como os limite estabelecidos de acordo com a resolução CONAMA 357/05. Valores em destaque estão em desconformidade com a Resolução CONAMA 357/05. ....	58
<b>Tabela 3.1:</b> Parâmetros e valores utilizados no modelo .....	95
<b>Tabela 3.2:</b> Redução da intrusão salina em termos percentuais com o aumento da vazão antrópica. ....	100



## LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

<b>ABNT</b>	Associação Brasileira de Normas Técnicas
<b>ANA</b>	Agência Nacional de Águas
<b>BH</b>	Bacia Hidrográfica
<b>CIRAM</b>	Centro de Informações de Recursos Ambientais e de Hidrometeorologia de Santa Catarina
<b>CIRM</b>	Comissão Interministerial para os Recursos do Mar
<b>CONAMA</b>	Conselho Nacional de Meio Ambiente
<b>EE Carijós</b>	Estação Ecológica de Carijós
<b>EPAGRI</b>	Empresa de Pesquisa Agropecuária e de Extensão Rural de Santa Catarina
<b>ETE</b>	Estação de Tratamento de Efluentes
<b>IBGE</b>	Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística
<b>INMET</b>	Instituto Nacional de Meteorologia
<b>PV</b>	Pré veraneio
<b>UC</b>	Unidade de Conservação
<b>V</b>	Veraneio
<b>VP</b>	Pós veraneio
<b>ZC</b>	Zona Costeira
<b>ZM</b>	Zona de mistura estuarina
<b>ZR</b>	Zona de rio estuarina



## LISTA DE SÍMBOLOS

<b>A</b>	Área da secção molhada ( $m^2$ )
<b>A<sub>0</sub></b>	Área da secção molhada na boca do estuário (m)
<b>AD</b>	Área de drenagem ( $m^2$ )
<b>A<sub>urb</sub></b>	Área urbanizada ( $Km^2$ )
<b>B</b>	Largura do estuário (m)
<b>B<sub>0</sub></b>	Largura na boca do estuário (m)
<b>C</b>	Coefficiente de Chezy ( $m^{1/2} \cdot s^{-1}$ )
<b>[C]</b>	Concentração ( $g \cdot L^{-1}$ )
<b>D</b>	Coefficiente de dispersão longitudinal ( $m^2 \cdot s^{-1}$ )
<b>D<sub>0</sub></b>	Coefficiente de dispersão longitudinal na boca do estuário ( $m^2 \cdot s^{-1}$ )
<b>D<sub>0</sub><sup>MA</sup></b>	Coefficiente de dispersão longitudinal na boca do estuário na estofa de preamar ( $m^2 \cdot s^{-1}$ )
<b>D<sub>0</sub><sup>MB</sup></b>	Coefficiente de dispersão longitudinal na boca do estuário na estofa de baixamar ( $m^2 \cdot s^{-1}$ )
<b>D<sub>0</sub><sup>MM</sup></b>	Coefficiente de dispersão longitudinal na boca do estuário na média da maré ( $m^2 \cdot s^{-1}$ )
<b>DBO</b>	Demanda bioquímica de oxigênio
<b>D<sub>Pop.</sub></b>	Densidade populacional na área urbanizada ( $hab \cdot Km^{-2}$ )
<b>dr</b>	Índice de ajuste
<b>E</b>	Excursão de maré (m)
<b>g</b>	Aceleração da gravidade ( $m \cdot s^{-2}$ )
<b>H</b>	Amplitude de maré (m)
<b>h<sub>0</sub></b>	Profundidade na boca do estuário (m)
<b>K</b>	Coefficiente de Van der Burg
<b>K<sub>p</sub></b>	Coefficiente percentual da curva de permanência
<b>L</b>	Comprimento da intrusão salina (m)
<b>MEB</b>	Erro de tendência
<b>n</b>	Número de observações
<b>NAT</b>	Nitrogênio amoniacal total
<b>NI<sub>D</sub></b>	Nitrogênio inorgânico dissolvido
<b>NO<sub>3</sub></b>	Nitrato
<b>N<sub>s</sub></b>	População de saturação
<b>NT</b>	Nitrogênio Total
<b>N<sub>t</sub></b>	Número de habitantes no tempo “t”

<b>OD%</b>	Percentual de saturação de oxigênio dissolvido
<b>P</b>	Precipitação ( $\text{mm}\cdot\text{ano}^{-1}$ )
<b>pH</b>	Potencial do hidrogeniônico
<b>PID</b>	Fósforo inorgânico dissolvido
<b>Pop.</b>	População
<b>PT</b>	Fósforo total
<b>Q</b>	Vazão ( $\text{L}\cdot\text{s}^{-1}$ )
<b>Q<sub>A</sub></b>	Vazão antrópica
<b>qcp</b>	qcp – Vazão <i>per capita</i> ( $\text{L}\cdot\text{hab}^{-1}\cdot\text{dia}^{-1}$ )
<b>Q<sub>f</sub></b>	Q <sub>f</sub> – Vazão fluvial ( $\text{m}^3\cdot\text{s}^{-1}$ )
<b>Q<sub>P</sub></b>	Vazão percentual, Q <sub>25</sub> , Q <sub>50</sub> , Q <sub>75</sub> ( $\text{L}\cdot\text{s}^{-1}$ )
<b>r</b>	Taxa de crescimento
<b>RMSE</b>	Raiz média dos erros quadráticos
<b>S</b>	Salinidade (psu)
<b>S<sub>0</sub></b>	Salinidade na boca do estuário
<b>S<sub>f</sub></b>	Salinidade fluvial (psu)
<b>SiO<sub>4</sub></b>	Silicato
<b>T</b>	Período de maré (m)
<b>t</b>	Tempo em anos
<b>W</b>	Carga ( $\text{g}\cdot\text{s}^{-1}$ )
<b>W<sub>Difusa</sub></b>	Carga difusa ( $\text{g}\cdot\text{s}^{-1}$ )
<b>Yest</b>	Valor estimado pelo modelo
<b>Yest<sub>med</sub></b>	Valor médio estimado pelo modelo
<b>Yobs</b>	Valor observado em campo
<b>Yobs<sub>med</sub></b>	Valor médio observado em campo
<b><math>\alpha_0</math></b>	Coefficiente de mistura na boca do estuário
<b><math>\beta</math></b>	Taxa de redução do coeficiente de dispersão longitudinal
<b>v</b>	Amplitude da velocidade da maré ( $\text{m}\cdot\text{s}^{-1}$ )



## SUMÁRIO

<b>1. INTRODUÇÃO</b> .....	27
1.1 OBJETIVOS .....	34
1.1.1 Objetivo Geral .....	34
1.1.2 Objetivos Específicos.....	34
<b>2. A QUALIDADE DAS ÁGUAS DOS RIOS QUE DRENAM PARA A ESTAÇÃO ECOLÓGICA DE CARIJÓS E SUA RELAÇÃO COM A OCUPAÇÃO URBANA.</b> .....	35
2.1 INTRODUÇÃO .....	36
2.2 METODOLOGIA .....	37
2.2.1 Área de Estudo .....	37
2.2.2 Amostragem da água e análise laboratorial.....	43
2.2.3 Análise de Dados.....	43
2.2.4 Estimativa da contribuição antrópica na concentração de DBO nas águas.....	45
2.3 RESULTADOS .....	46
2.3.1 Variação espacial da qualidade da água dos pontos monitorados.....	46
2.3.2 Variação temporal da qualidade da água dos rios .....	59
2.3.2.1 Período A (2005-2006) em relação ao B (2011-2012) .....	59
2.3.2.2 Associada a flutuação da densidade populacional devido ao veraneio.....	62
2.3.3 Estimativa da contribuição antrópica na concentração de DBO nas águas.....	62
2.4 DISCUSSÃO.....	65
<b>3. AVALIAÇÃO DA INFLUÊNCIA DO LANÇAMENTO DE EFLUENTES SOBRE A INTRUSÃO SALINA E NA QUALIDADE DA ÁGUA DE UM ESTUÁRIO INSULAR.</b> .....	71
3.1 INTRODUÇÃO .....	72
3.2 MATERIAIS E MÉTODOS .....	75

<b>3.2.1 Área de estudo .....</b>	<b>75</b>
<b>3.2.2 Amostragem.....</b>	<b>76</b>
<b>3.2.3 Vazão .....</b>	<b>78</b>
<b>3.2.4 Cargas de nutrientes e matéria orgânica .....</b>	<b>80</b>
<b>3.2.5 Intrusão Salina .....</b>	<b>81</b>
3.2.5.1 Análise do modelo de intrusão salina.....	85
3.2.5.2 Cenários .....	87
<b>3.3 RESULTADOS.....</b>	<b>87</b>
<b>3.3.1 Vazão.....</b>	<b>87</b>
<b>3.3.2 Qualidade da água .....</b>	<b>89</b>
<b>3.3.3 Intrusão Salina .....</b>	<b>94</b>
<b>3.4 DISCUSSÃO .....</b>	<b>100</b>
<b>4. DISCUSSÃO GERAL.....</b>	<b>105</b>
<b>REFERÊNCIAS (CAP. 1) .....</b>	<b>109</b>
<b>REFERÊNCIAS (CAP. 2) .....</b>	<b>113</b>
<b>REFERÊNCIAS (CAP. 3) .....</b>	<b>119</b>
<b>REFERÊNCIAS (CAP. 4) .....</b>	<b>127</b>
<b>ANEXO A – Dados utilizados no capítulo 2 .....</b>	<b>129</b>
<b>ANEXO B – Dados utilizados no capítulo 3.....</b>	<b>151</b>

## 1. INTRODUÇÃO

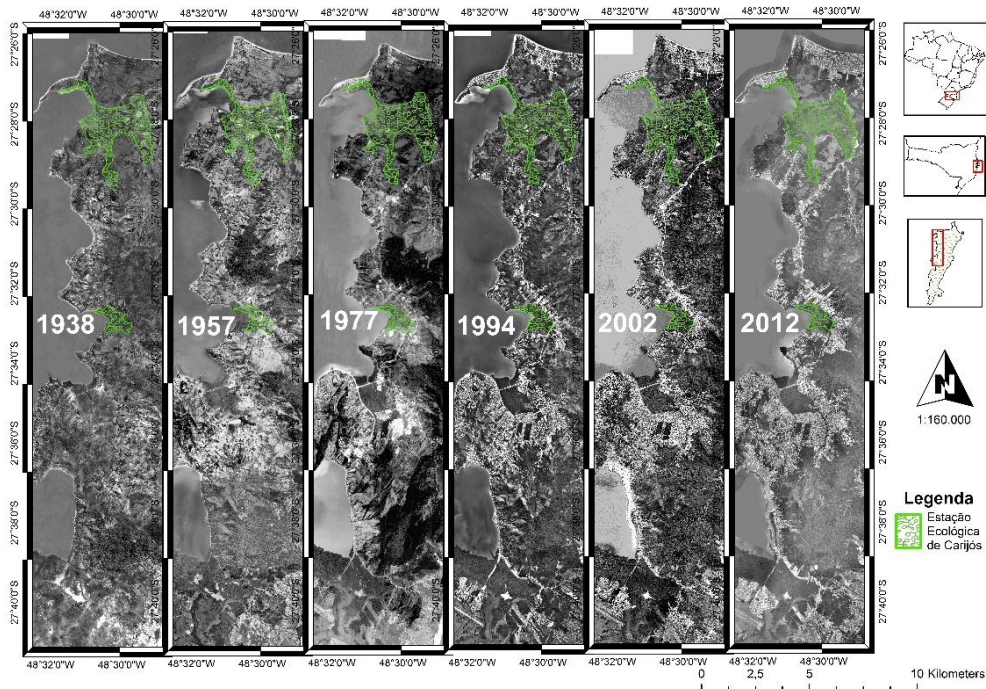
A zona costeira - ZC é a área de abrangência dos efeitos naturais resultantes das interações terra-mar-ar, leva em conta a paisagem físico-ambiental, em função dos acidentes topográficos situados ao longo do litoral como ilhas, estuários e baías, comporta em sua integridade os processos e interações características das unidades ecossistêmicas (Resolução CIRM nº 01/90). A ZC é o local de preferência cultural e historicamente usado nos assentamentos humanos, em um processo iniciado já durante o início da colonização do Brasil, a ocupação dessa região foi avançando, na grande maioria das vezes, de maneira desordenada e conflitiva, sem uma compreensão dos agentes forçantes naturais e da capacidade de suporte dos ecossistemas envolvidos e da dinâmica sócio-econômica dos usuários (LANA et.al. 2006). Diversos estudos têm evidenciado que as principais causas de contaminação na zona costeira estão relacionadas ao processo de adensamento populacional (BRAGA et. al., 2000; PAGLIOSA et.al. 2005, BRICKER et.al., 2008). Na Ilha de Santa Catarina esse quadro não é diferente, com um crescimento urbano desordenado que está comprometendo os ecossistemas e o patrimônio natural e paisagístico (CECCA, 1997).

Nesse sentido a instituição de espaços protegidos é uma das principais estratégias de conservação da biodiversidade, pois, em tese, faz cessar o processo de degradação ambiental. As unidades de conservação - UC são muito eficazes na proteção da zona costeira, independentemente de onde estejam localizadas, se na faixa terrestre ou marítima da ZC, pois atuam não só na preservação de ecossistemas, como também no uso destes, visando a proteção dos recursos existentes (MOURA, 2009).

A Estação Ecológica de Carijós (EE Carijós), instituída pelo Decreto Federal nº 94.656/1987, está inserida na capital do Estado, noroeste da Ilha de Santa Catarina, e tem como objetivo proteger remanescentes de manguezais em duas áreas. A maior área com 6,25 km<sup>2</sup>, localizada no exutório da bacia do Ratores e outra com 0,95 km<sup>2</sup> na bacia do Saco Grande (Figura 1.1).

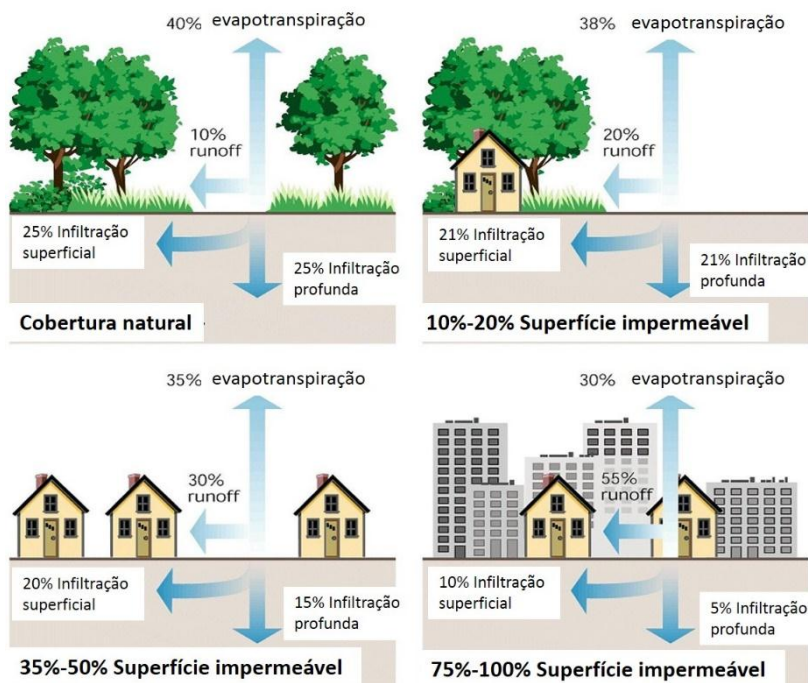
Em 1940 a população da cidade de Florianópolis era de 46.770 habitantes, em 70 anos população octuplicou, em 2010 a população era de 421.240 habitantes, o que representa uma taxa de crescimento anual de 3,2% ao ano. Ao longo dos anos o crescimento populacional e a urbanização vêm avançando ao redor da UC, conforme figura 1.

**Figura 1.1:** Urbanização no entorno da Estação Ecológica de Carijós ao longo dos anos. As imagens dos anos e 1938, 1957, 1977 e 1994 são mosaico de fotografias aéreas, escala do levantamento 1:35.000, fonte IPUF. Imagem de 2002, ortofoto, escala do levantamento 1:5.0000, fonte: IPUF. Imagem de 2012, ortofoto, escala do levantamento 1:10.000, fonte SDS/SC.



A urbanização aumenta o percentual de área impermeável em uma bacia hidrográfica, reduzindo a infiltração e o fluxo subterrâneo, (figura 1.2). Com consequência, reduz mais intensamente a vazão de corpos hídricos numa situação de estiagem (WALSH, 2005). Por outro lado nos eventos de chuva, a impermeabilização eleva os picos de inundações, aumentando a magnitude e a frequência do deflúvio superficial (*runoff*).

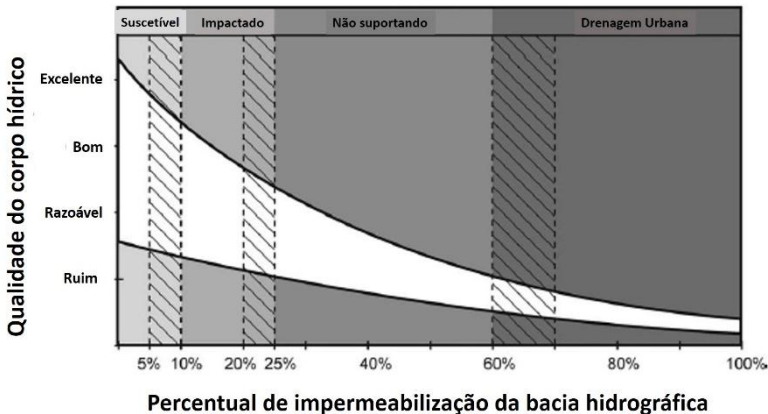
**Figura 1.2:** Relação entre a impermeabilização do solo e escoamento superficial (*runoff*). Fonte: *Federal Interagency Stream Restoration Working Group, 2001.*



Além de impactar o fluxo hidrológico, a urbanização afeta a qualidade da água (SCHUELER et al. 2009). A população da área urbanizada gera resíduos que se acumulam nas superfícies, tais como: resíduos de animais, lixo, resíduo de veículos (óleos, fragmentos de borracha, deposição de poluentes atmosféricos) que são carreados para os corpos hídricos pela ação do *runoff* (CHIN, 2013). Bacias hidrográficas com índices de impermeabilização entre 10 a 20%, são consideradas com impacto baixo sobre a hidrologia e qualidade da água, enquanto índices entre 30 a 50%, provocará inevitavelmente a degradação biológica dos

corpos hídricos dessas bacias, (SCHUELER et al. 2009), conforme figura 3.

**Figura 1.3:** Qualidade do corpo hídrico em relação ao percentual impermeável da bacia hidrográfica. Fonte: SCHUELER et al. 2009

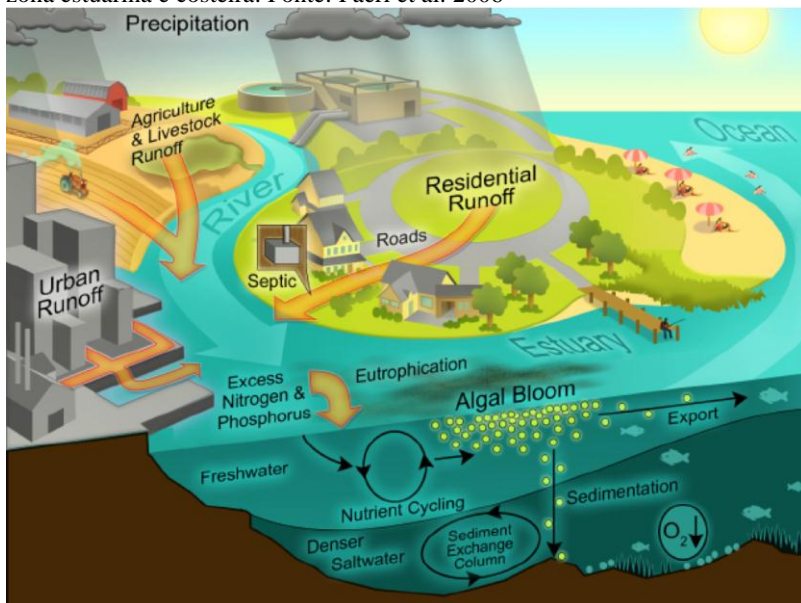


A qualidade das águas dos corpos hídricos urbanos são, também, fortemente influenciados pelo percentual de atendimento de serviço de coleta e tratamento de esgoto. No Brasil 91% da população é atendida por sistemas de abastecimento de água e 67% atendidos por sistemas de esgotamento sanitário (TUCCI, 2008). Da população atendida por sistemas de esgotamento sanitário, 46 % é coletado via rede de esgoto e desse percentual apenas 28 % é tratado, e 21 % da população conta com sistema individuais (fossas) para tratar seus efluentes domésticos (TUCCI, 2008). Em Florianópolis o índice de atendimento de serviço de água é de 99%, já o serviço de esgotamento sanitário atende 52% da população (CASAN, 2016), os 47% restante da população conta com sistemas individuais (fossa, filtro sumidouro) ou lançam seus efluentes irregularmente na rede pluvial ou diretamente nos corpos hídricos, impactando diretamente a qualidade da água dos corpos receptores.

O lançamento de efluentes domésticos *in natura*, seja diretamente nos corpos hídricos ou indiretamente via rede pluvial, assim como o lançamento de efluentes tratados inadequadamente, afeta a dinâmica dos ecossistemas aquáticos. O aporte de matéria orgânica e nutrientes oriunda dos efluentes, pode gerar redução na concentração de oxigênio dissolvido e quadros de eutrofização (BRAGA et.al., 2000; BRICKER et.al., 2008; CAREY & MIGLIACCIO, 2009), conforme ilustra o diagrama da figura

1.4. O uso inadequado dos corpos hídricos como destino final dos efluentes domésticos, também gera contaminação microbiológica (TOURON et.al. 2007) e por micropoluentes, como fármacos, trazendo efeitos deletérios a biota aquática de forma crônica (JONES et.al., 2005; NAKADA et.al. 2008).

**Figura 1.4:** Diagrama conceitual da influência antrópica na qualidade da água da zona estuarina e costeira. Fonte: Paerl et al. 2006



Portanto nossa capacidade de perceber os sinais bióticos e abióticos, das mudanças biogeoquímicas que ocorrem nos ecossistemas aquáticos de bacias hidrográficas urbanizadas é premissa fundamental para gestão desses ambientes (BIANCHI, 2007). Para atender esta premissa, além de outras atividades, a EE Carijós instalou um laboratório de análise da qualidade da água (ACP/MPF nº 96.0006712-0) que vem realizando o monitoramento das águas dessas bacias desde 2005. Ao longo desses 11 anos de atividade de monitoramento nunca houve uma análise do conjunto dos dados, somente análises parciais. É importante para a gestão da EE Carijós avaliar se houve alterações na qualidade da água e quais processos, naturais e antrópicos, são os responsáveis pela dinâmica observada nos rios/estuários que adentram a UC. Também é fundamental avaliar se a qualidade da água está em consonância com o

predito na Lei. Portanto, no Capítulo 2 desse trabalho buscou-se integrar os resultados de dois programas de monitoramento, com o intuito de avaliar possíveis alterações da qualidade da água num intervalo de 6 anos, bem como o efeito do aumento expressivo da população durante a época de veraneio. Este capítulo também descreve se as águas que adentram a EE Carijós encontram-se de acordo com o preconizado pela legislação vigente, referente a concentração de alguns dos descritores químicos e microbiológicos da qualidade de suas águas.

Além de problemas de ordem físico-química e microbiológicas, o aporte de efluentes tratados e não tratados, em sistemas estuarinos também pode impactar fisicamente os estuários. O aporte de águas doce oriunda dos efluentes, tem o potencial de modificar o gradiente salino no estuário e por consequência modificar os padrões de turbidez, a distribuição de sedimentos, a qualidade da água e afetar a distribuição e abundância de espécies estuarinas, (GILLSON, 2011).

No presente trabalho, entende-se por estuário a definição estabelecida na Lei Estadual nº 14.675/09, (art. 28, inc. XXIX) que diz:

*Estuário: corpo de água costeira semifechado que tem uma conexão com o mar aberto, influenciado pela ação das marés, sendo que no seu interior a água do mar é misturada com a água doce proveniente de drenagem terrestre produzindo um gradiente de salinidade;*

No entanto é difícil definir onde começa e termina um estuário, estes mudam de forma gradual, assim, a transição entre o rio, estuário, enseada, litoral e costa aberta é gradual e nem sempre óbvia (WOLANSKI, 2007). Apesar dessa limitação, podemos dividir o estuários em três zonas, conforme Kjerfve (1987):

*Zona de maré de rio (ZR) - parte fluvial com salinidade praticamente igual a zero, mas ainda sujeita a influência de maré;*

*Zona de mistura (ZM) - região onde ocorre a mistura da água doce da drenagem continental com a água do mar;*

*Zona Costeira (ZC) - região costeira adjacente que se estende até a frente da pluma estuarina que delimita a Camada Limite Costeira (CLC).*

A descarga de água doce e a entrada da água do mar, associados aos processos de mistura e transporte, na zona de mistura, propicia condições ideais para ocorrência dos processos físico-químicos (precipitação, adsorção e complexação) e aprisionamento de material em particulado em suspensão, elevando a produtividade desses ambientes (MIRANDA, 2002; KAISER, 2011).



Os processo de renovação e depuração das águas nos ambientes estuarinos dependem, fundamentalmente, das interações entre processos físicos, químicos, biológicos e geológicos (MIRANDA, 2002). Portanto a introdução direta ou indireta de substâncias pelo homem, podem causar contaminação das águas estuarinas com efeitos nocivos para a atividade biológica e a saúde humana (MIRANDA, 2002). Sendo de essencial importância conhecer e entender os mecanismos e os efeitos da influência antrópica sob tais processos.

Além de se conhecer o estado e os fatores que interferem na qualidade da água que adentra a UC, para a gestão adequada dessa área especialmente protegida é necessário resolver ou amenizar os conflitos identificados, sendo necessárias informações objetivas e integradas, com prazos e custos aceitáveis. Isto requer um aumento significativo da habilidade e da capacidade do gestor em detectar e prever mudanças que estão acontecendo na zona costeira (LANA et.al. 2006). Os modelos matemáticos podem ser utilizados para entender melhor o comportamento dos sistemas ambientais e antecipar os eventos, quantificando os impactos de um determinado distúrbio antes mesmo que ele ocorra, para que as medidas preventivas possam ser tomadas (FRAGOSO et al., 2009). Assim, no Capítulo 3 desta dissertação estimou-se o crescimento populacional até 2030 na bacia hidrográfica do rio Papaquara, a mais populosa do entorno da EE Carijós, com o objetivo de compreender os impactos do volume dos efluentes domésticos produzidos por essa população na dinâmica da salinidade do estuário. Fazendo projeções das alterações na intrusão salina no trecho estuarino do Papaquara. Nesse capítulo também foi discutido o papel que a ETE Canasvieiras desempenha na qualidade das águas do rio/estuário Papaquara e a capacidade suporte desse sistema.

## 1.1 OBJETIVOS

### 1.1.1 Objetivo Geral

Objetivo desse trabalho foi fornecer subsídios para a gestão das águas da EE Carijós, a partir de uma análise integradas de dados de monitoramento de qualidade da água e da compreensão do efeito do aumento da população na dinâmica física (salinidade) do estuário do rio Papaquara.

### 1.1.2 Objetivos Específicos

- Analisar os dados de qualidade da água, dos anos 2005-2006 e 2011-2012, em pontos limítrofes a EE Carijós nas bacia hidrográfica do Ratonés e do Saco Grande, relacionando – os aos estressores antrópicos oriundos da urbanização e aos processos naturais.
- Avaliar a adequabilidade dos parâmetros monitorados, ao estabelecido na resolução CONAMA 357/05.
- Avaliar a influência do crescimento populacional de 2006 a 2011 sobre os descritores da qualidade da água, considerando também a atividade de veraneio,
- Avaliar a influência da ETE Canasvieiras na qualidade da água do rio Papaquara.
- Avaliar o efeito do aumento da vazão antrópica oriunda da ETE Canasvieiras sobre a distribuição de salinidade no estuário do Papaquara.
- Relacionar as modificações da intrusão salina com os aspectos legais e ambientais do estuário do Papaquara

## **2. A QUALIDADE DAS ÁGUAS DOS RIOS QUE DRENAM PARA A ESTAÇÃO ECOLÓGICA DE CARIJÓS E SUA RELAÇÃO COM A OCUPAÇÃO URBANA**

**RESUMO:** A Estação Ecológica de Carijós (EE Carijós) está inserida numa região urbana, cidade de Florianópolis (SC), localizada num ambiente estuarino com bacias hidrográficas insulares, onde 25% da população residente nessas bacias são atendidas pelo serviço de coleta e tratamento de esgoto. Avaliou-se, a qualidade da água nos principais rios das bacias hidrográficas (BH) do Ratonés (Papaquara, Ratonés, Veríssimo) e Saco Grande (Vadik e Pau do Barco) em pontos limítrofes a EE Carijós. Com o intuito de identificar os efeitos da urbanização e do processo de crescimento populacional temporal (ao longo de seis anos) e sazonal (temporada de veraneio), sobre os parâmetros físicos, químicos e biológicos da água, bem como adequação dos parâmetros à legislação (resolução CONAMA 357/05). As variáveis: turbidez, salinidade, percentual de saturação de oxigênio, fósforo total e inorgânico, silicato, nitrogênio amoniacal, DBO e coliformes totais e termotolerantes; diferem significativamente entre os pontos monitorados nas duas BHs, em razão da influência distinta das águas continentais e da diferença no adensamento populacional. Esses fatores resultaram em maiores concentrações de nutrientes, carga orgânica e colimetria, ultrapassando os limites estabelecidos pela resolução CONAMA 357/05. Observou-se que as maiores diferenças nos parâmetros de qualidade da água não estiveram associadas a variação temporal ou sazonal da população mas sim às características físicas e de urbanização em cada uma das BH.

**Palavras-chave:** Qualidade da água. Estuários. Urbanização. Impactos antrópicos. Estação Ecológica de Carijós.

**ABSTRACT:** The protected area Carijós Ecological Station is located in an urban area, the city of Florianópolis (SC), in an estuarine environment with island watersheds and have low sanitation index. Was evaluated in the major rivers of the Ratonés basin (BH) (Papaquara, Ratonés, Veríssimo) and Saco Grande (Vadik and Pau do barco). We evaluated the effects of urbanization and temporal population growth processes (over six years ) and seasonality (summer season) on the physical, chemical and biological water quality parameters, and its adequacy to Brazilian law (CONAMA resolution 357/05). The variables: turbidity, salinity, oxygen saturation percentage, total inorganic phosphorus, silicate, ammonia nitrogen, BOD and total and fecal coliforms differed significantly

between rivers at the two BHs, because of the distinct influence of continental waters and difference in population density. These factors resulted in higher nutrient concentrations, organic load and colimetric assays, exceeding the limits established by CONAMA Resolution 357/05. It was observed that the greatest differences in water quality parameters were not associated with temporal or seasonal variation of the population but physical characteristics and urbanization in each of BH.

**Keywords:** Water quality. Estuaries. Urbanization. Human impacts. Carijós Ecological Station.

## 2.1 INTRODUÇÃO

A zona costeira (ZC), definida pelo Decreto Federal nº 5.300/2004, corresponde ao espaço geográfico de interação do ar, do mar e da terra, incluindo seus recursos renováveis ou não, abrangendo uma faixa marítima e uma faixa terrestre, ou seja, uma zona de transição entre o continente e o oceano. De acordo com Bianchi (2007), 61% da população mundial vive nessa região. Segundo IBGE (2011a) 24,6 % da população brasileira reside na zona costeira, que representa somente 4,1 % do território brasileiro. Em Santa Catarina o percentual, da população residente na ZC, é de 38 % (IBGE, 2012), principalmente nos Municípios da Grande Florianópolis e Joinville.

Estudos têm evidenciado que as principais causas de contaminação na zona costeira do Brasil estão relacionadas ao processo de adensamento populacional (BRAGA et. al., 2000; PAGLIOSA et.al. 2005). O aumento demográfico têm efeitos importantes sobre os ciclos biogeoquímicos nos estuários, alterando a dinâmica dos nutrientes e da matéria orgânica, pelo aumento de sua carga via efluente doméstico e industrial, resultando em inúmeros problemas como mudanças na biogeoquímica de macro e micronutrientes, alterações nas teias tróficas locais, eutrofização, possibilidade de crises anóxicas, bem como a disponibilização de substâncias tóxicas (ALLAN & CASTILLO, 2007).

Nos Estados Unidos, 65 % dos estuários avaliados no âmbito de um programa nacional, apresentaram níveis de eutrofização de moderados a altos, com um cenário de piora com crescimento populacional da ZC (BRICKER et. al., 2008). O mesmo estudo também aponta como os principais fatores que influenciam para essa condição são o tipo de uso de solo e a carga de nutrientes que chega aos estuários. Alguns estuários apesar do aporte excessivo de nutrientes não desenvolvem uma produtividade primária elevada, alterações na

abundância e na diversidade de espécies ou quadros de hipóxia e anóxia. Isso se deve a características físicas desses estuários tais como: o baixo tempo de residência da água no ambiente e a baixa disponibilidade de radiação, devido a turbidez elevada (YOSHIYAMA & SHARP, 2006; CLOERN, 1999; WOLANSKI, 2007; BRICKER et. al., 2008).

Portanto, é imprescindível avaliar o quanto a presença antrópica está interferindo na qualidade da água estuarina e tal esforço requer, além do levantamento de dados, sua sistematização e subsequente avaliação temporal. No Brasil, poucos esforços têm sido feitos para obter e sistematizar a informação de qualidade da água dos estuários ao longo da costa brasileira. As informações existentes, de maneira geral, são esparsas e levantadas em estudos acadêmicos pelas universidades.

Na região costeira catarinense, no âmbito governamental, o Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE) apresenta somente informações referente a balneabilidade (IBGE, 2012) e a Agência Nacional de Água (ANA) ao tratar da região hidrográfica Atlântico Sul, composta da ZC dos três estados do Sul do país, não apresenta dados de qualidade da água da costa catarinense, mesmo essa representando 20% dessa região hidrográfica. A Estação Ecológica de Carijós (EE Carijós) compreendendo a importância da qualidade da água para a gestão da Unidade de Conservação (UC) vêm monitorando as águas das bacias hidrográficas (BH) do entorno desde 2005 (Plano de Manejo, portaria IBAMA 49/03-N de 15/09/2003). A sistematização dessa informação é fundamental para compreender o funcionamento do sistema e sua relação com os estressores antrópicos.

Considerando como hipótese que a urbanização e o crescimento populacional, seja ele sazonal ou temporal, afetam negativamente a qualidade das águas que adentram a EE Carijós. Temos como objetivos desse estudo: 1) entender a influência exercida da população residente nas BH e os processos naturais, sobre a qualidade da água que adentra a UC; 2) testar a hipótese de que o crescimento populacional, seja ele sazonal (durante a atividade de veraneio) ou ao longo dos anos, interfere na qualidade das águas; 3) avaliar a conformidade de alguns parâmetros da qualidade das águas segundo a legislação vigente.

## 2.2 METODOLOGIA

### 2.2.1 Área de Estudo

A EE Carijós está localizada a noroeste da Ilha de Santa Catarina, capital do Estado, conforme figura 2.1. A região possui clima subtropical,

com precipitação bem distribuída ao longo do ano, com médias de 1.544 mm.ano<sup>-1</sup>, a temperatura média do mês mais quente, fevereiro, com 24,7 °C e o mês mais frio julho com temperatura média de 16,3 °C (INMET, 2010). Os ventos tem um papel importante no clima e na dinâmica das marés, sendo os mais frequentes os de quadrante nordeste e os mais intensos de quadrante sul (REIS, 2012). A diversidade geomorfológica e de tipos de solo propiciou o desenvolvimento de vários ambientes em diferentes ecossistemas, onde a Mata Atlântica desenvolveu-se junto as encostas dos morros, nas áreas planas de solo arenoso desenvolveu-se a vegetação de restinga e na foz dos principais rios, com a presença de solos argilosos e salinizados, desenvolveu-se o Manguezal (REIS, 2012).

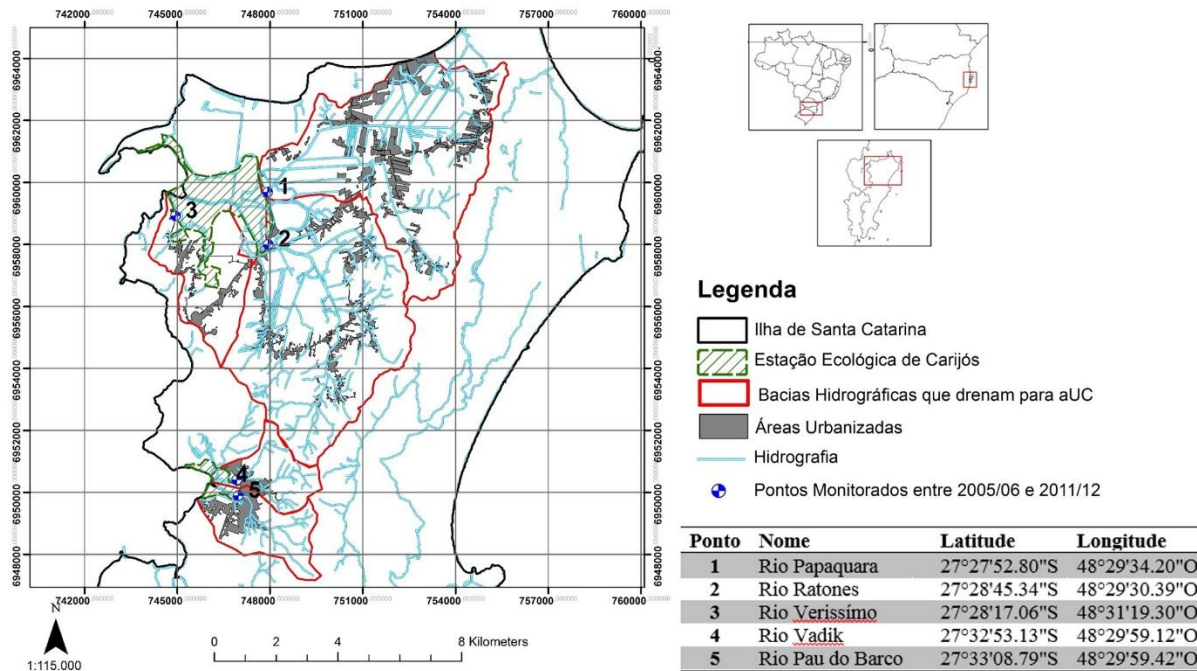
A EE Carijós é composta por duas áreas, uma inserida na BHs do Ratonos e a outra na BH do Saco Grande (Figura 2.1). A BH do Ratonos é a mais extensa da Ilha de Santa Catarina, cujo rio principal, de mesmo nome, tem como principais afluentes o rio Papaquara, na sua margem direita, e o rio Veríssimo na margem esquerda (Figura 2.1).

A BH do Ratonos sofreu grandes modificações em sua rede hidrográfica durante o período de 1949 a 1965, com retificação do seu canal, incorporação de outras bacias hidrográficas, construção de canais em área alagadas (manguezais) e implantação de comportas (FIDELIS, 1998). Essas intervenções reduziram a profundidade média e extensão deste rio (FIDELIS, 1998). Os rios dessa BH percorrem área de baixa declividade antes de adentrar a UC, conforme figura 2.2.

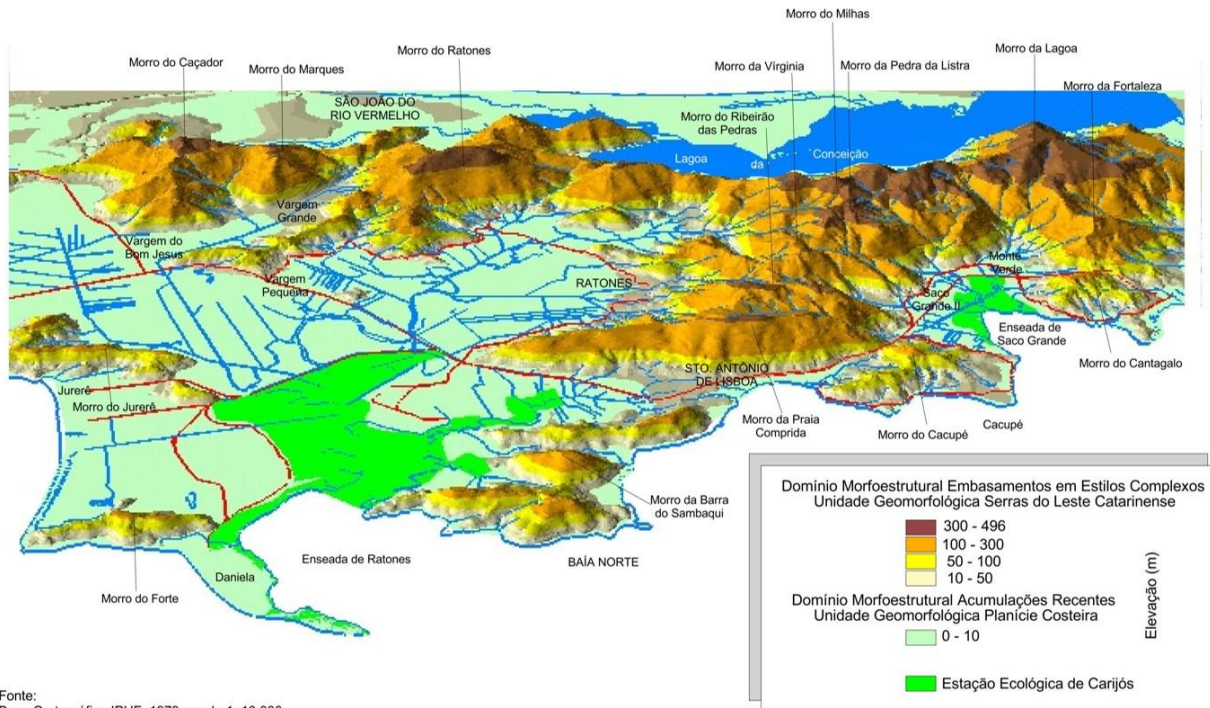
A bacia do Saco Grande possui área de 11,6 km<sup>2</sup>, composta principalmente pelos rios Vadik e Pau do Barco, sendo seus exutórios localizados na Baía Norte, após atravessarem a UC (Figura 2.1). Os rios dessa BH percorrem extensões menores e em áreas com declividade mais acentuada, em relação ao Ratonos, conforme figura 2.2.

Todos os rios monitorados apresentam baixas vazões e sub-bacias hidrográficas pequenas (Tabela 2.1). Em ambas as BHs os rios são influenciados pelo mar, seja pela entrada de água salina que se mistura a descarga fluvial criando a zona de mistura estuarina (ZM) ou pelo efeito da onda de maré sem que haja alteração da salinidade do sistema, caracterizando a zona de rio de estuário (ZR).

**Figura 2.1:** Localização da Estação Ecológica de Carijós, bacias contribuintes, áreas urbanizadas e a localização dos pontos amostrais dos rios: 1 – Papaquara, 2 – Ratores, 3 – Veríssimo, 4 – Vadik e 5 – Pau do Barco. Áreas de drenagem baseada nos trabalhos de Fidelis (1998) e área urbanizada com base no trabalho de Silva (2005).



**Figura 2.2:** Modelo tridimensional das bacias hidrográficas do Ratonés e Saco Grande. Fonte: IBAMA (2003)



Fonte:  
 Base Cartográfica IPUF, 1979 escala 1: 10 000



**Tabela 2.1:** Características físicas e sanitárias das bacias hidrográficas que drenam para E.E. Carijós.

<i>Bacia Hidrográfica</i>	<i>Rios</i>	<i>Área Bacia (Km<sup>2</sup>)</i>	<i>Vazão fluvial (m<sup>3</sup>.s<sup>-1</sup>)<sup>3</sup></i>	<i>% Urbanizado</i>	<i>Rede Esgoto (%)<sup>4</sup></i>
<i>Ratones</i>	<i>Papaquara</i>	32,3 <sup>1</sup>	0,59	18,8	38
	<i>Ratones</i>	35,2 <sup>1</sup>	0,65	8,4	-
	<i>Veríssimo</i>	10,6 <sup>1</sup>	0,17	11,2	-
<i>Saco Grande</i>	<i>Vadik</i>	4,9 <sup>2</sup>	0,07	13,8	10
	<i>Pau do Barco</i>	6,7 <sup>2</sup>	0,11	21,1	23

1. Dados extraído de Fidelis (1998).

2. Dados extraído de Silva (2005).

3. Vazão de longo termo, conforme Santa Catarina (2006).

4. PMF, (2011), dados do ano de 2008.

A área da BH do Ratones é, aproximadamente, sete vezes maior que a BH do Saco Grande, entretanto essa última apresenta um percentual de urbanização de sua bacia maior (17,9 %) que a bacia do Ratones (13,0 %). Consequentemente, a BH do Saco Grande possui uma densidade populacional 230% maior que a do Ratones. Na bacia do Ratones a taxa de crescimento da população fixa é 6,3 % ao ano, ao passo que na bacia do Saco Grande essa taxa é de 2,3 % ao ano, o mesmo valor da taxa de crescimento populacional do município de Florianópolis. Durante o período de veraneio (início segunda quinzena de dezembro ao término do Carnaval), a população da bacia do Ratones aumenta 191 %, enquanto na bacia do Saco Grande esse aumento é de 32,3 %.

Com o intuito de avaliar os efeitos da ocupação e do crescimento populacional, sobre a qualidade da água no entorno da UC, em 2005 foi instalado um laboratório de análise da qualidade da água (ACP/MPF nº 96.0006712-0). Desde sua criação foram realizados quatro programas de monitoramento, com objetivos específicos distintos, mas todos com um objetivo geral de avaliar a qualidade das águas que adentram a UC. Nesse trabalhos utilizamos os dados do primeiro programa (2005-2006) e do quarto programa (2011-2012), devido à localização dos pontos amostrais serem os mesmos, limítrofes a UC.

**Tabela 2.2:** Características demográficas dos rios que drenam para E.E. Carijós

<i>Bacia Hidrográfica</i>	<i>Rios</i>	<i>População Fixa 2006<sup>1</sup></i>	<i>População Fixa 2011<sup>1</sup></i>	<i>Crescimento população fixa por ano<sup>2</sup> (%)</i>	<i>Aumento da população no veraneio<sup>3</sup> (%)</i>	<i>Densidade Populacional (Hab./Km<sup>2</sup>)<sup>4</sup></i>
<i>Ratones</i>	<i>Papaquara</i>	13.231	17.707	6,0	245,1	2.176
	<i>Ratones</i>	1.585	1.716	1,6	43,5	539
	<i>Veríssimo</i>	2.394	2.643	2,0	44,2	2.011
<i>Saco Grande</i>	<i>Vadik</i>	3.219	3.974	4,3	31,1	4.804
	<i>Pau do Barco</i>	8.348	8.905	1,3	31,1	5.920

1. Estimado a partir dos dados do censo de 2000 e 2010 IBGE (2003 e 2011a).
2. Taxa de crescimento obtida a partir dos dados do censo de 2000 e 2010, IBGE (2003 e 2011a).
3. Estimado a partir dos dados de Guarda (2012), para o ano de 2006.
4. Baseado na população fixa de 2006 e a área urbanizada das bacias.

## 2.2.2 Amostragem da água e análise laboratorial

Os dados de qualidade de água dos pontos monitorados nas bacias hidrográficas do Ratonés e do Saco Grande foram coletados nos períodos de 22/08/2005 a 11/07/2006 (período amostral A) e de 02/2011 a 02/2012 (período amostral B). Os pontos amostrais em cada rio foram definidos em locais limítrofes com a Estação Ecológica de Carijós, totalizando 46 e 13 campanhas amostrais nos períodos A e B, respectivamente. Todos os dados encontram-se no anexo A.

Todas as coletas seguiram os preceitos estabelecidos na norma ABNT NBR 9898/1987, a água foi amostrada por garrafa de van Dorn nos locais onde o seu uso foi possível, tal como em pontes (rios Papaquara, Ratonés e Pau do Barco) e nos demais locais foi utilizado haste metálica com fixação de garrafa de polietileno de alta densidade pré-lavadas. As metodologias utilizadas para a determinação dos parâmetros estão indicadas na Tabela 2.3.

Os dados de pluviosidade foram fornecidos pela EPAGRI/CIRAM, da estação meteorológica localizada nas coordenadas: 27° 34' 52.437" S; 48° 30' 25.771" O. Os valores de referência (série histórica) para a média acumulada mensal foram extraídos de INMET (2010), a partir dos dados de pluviosidade coletados entre 1961 a 1990.

## 2.2.3 Análise de Dados

A correlação de postos de Sperman ( $\alpha = 0,05$ ) foi utilizada entre as variáveis analisadas. O teste Kruskal – Wallis ou teste H, foi aplicado aos dados para detectar diferenças ( $\alpha = 0,05$ ) com teste "*post hoc*" de múltiplas comparações entre os rios monitorados.

A mesma técnica estatística foi utilizada para avaliar as alterações temporais das variáveis (salinidade, percentual de saturação de OD e DBO) entre os períodos amostrais A e B. Como o esforço amostral do período A foi maior que o do B, utilizou-se da técnica de sorteio de dados mensais, ou seja, em cada mês do período A havia 4 campanhas amostrais e para o período B apenas uma. Sorteou-se uma campanha de cada mês do período A para que o número amostral fosse igual a treze por ponto.

A partir dos dados do período amostral A, testou-se o agrupamento dos pontos monitorados por meio da análise de agrupamento hierárquico (*cluster analysis*) e pela técnica k-médias (*k-means*).

**Tabela 2.3:** Metodologia dos parâmetros avaliados durante os períodos amostrais, A 2005/2006 e B 2011/2012

<i>Parâmetros</i>	<i>Temperatura</i>	<i>Disco de Secchi</i>	<i>Turbidez</i>	<i>Seston ou Sólidos em Suspensão</i>	<i>Salinidade</i>	<i>pH</i>	<i>Oxigênio Dissolvido (OD)</i>	<i>Fósforo Inorgânico Dissolvido (PID)</i>
<i>Unidade</i>	°C	m	UNT	mg·L <sup>-1</sup>	psu	---	mg·L <sup>-1</sup> e %	mg·L <sup>-1</sup>
<i>Método</i>	APHA (1995) Método 2550 B.	LANA et.al. 2006	Nefelometria, APHA (1995) Método 2130 B.	Gravimetria, NBR 10664/1989	Refratometria, Refratômetro ALFAKIT (mod.201/211)	Potenciometria, APHA (1995) Método 4500-H <sup>+</sup> B.	Winkler, ABNT NBR 10559/1988	Azul molibdênio, ABNT NBR 12772/1992
<i>Período amostral</i>	A e B	A	B	A	A e B	A e B	A e B	A

<i>Parâmetros</i>	<i>Fósforo Total (PT)</i>	<i>Silicato (SiO<sub>4</sub>)</i>	<i>Nitrogênio Amoniacal (NAT)</i>	<i>Nitrato (NO<sub>3</sub>)</i>	<i>Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO<sub>5</sub>)</i>	<i>Clorofila-a e Feofitina</i>	<i>Coliformes Totais e Coliformes Termotolerantes</i>
<i>Unidade</i>	mg·L <sup>-1</sup>	mg·L <sup>-1</sup>	mg·L <sup>-1</sup>	mg·L <sup>-1</sup>	mg·L <sup>-1</sup> de O <sub>2</sub>	µg ·L <sup>-1</sup>	NMP/100 ml
<i>Método</i>	Azul molibdênio, ABNT NBR 12772/1992, abertura para PT Valderrama (1981)	Molidosilicato, APHA (1995) Método 4500-SiO <sub>2</sub> C.	Azul de indofenol, APHA (1995) 4500-NH <sub>3</sub> , oxidação Grasshoff and Johannsen (1972)	APHA (1995) Método 4500-NO <sub>3</sub> E.	ABNT NBR 12614/1992	Espectrofométrico, APHA (1995) Método 10200 H	Fermentação em tubos múltiplos, APHA (1995) Métodos: 9221 C. e 9221 E.
<i>Período amostral</i>	B	A	A	A	A e B	A	B

Para avaliar o atendimento às concentrações máximas estabelecidas na resolução CONAMA 357/05, o teste de hipótese Wilcoxon foi aplicado visando testar a hipótese da mediana dos dados ser superior ao limite estabelecido na norma, num nível de significância de 5 %.

O efeito do aumento demográfico no período de veraneio sob a qualidade da água foi testado a partir dos dados gerados no período amostral A. Onde os dados foram divididos em três períodos amostrais de pré-veraneio (PV, de 19/09/05 a 12/12/05), veraneio (V, 21/12/05 a 27/02/06) e pós-veraneio (VP, de 06/03/06 a 16/05/06), resultando em 11 campanhas amostrais de cada período. Os período foram testados conforme a metodologia descrita anteriormente.

#### 2.2.4 Estimativa da contribuição antrópica na concentração de DBO nas águas.

Para avaliar o efeito da falta de saneamento nos ambientes aquáticos, estimou-se a concentração teórica esperada de DBO no corpo hídrico, o qual considera a DBO produzida pela população residente na BH e a mistura dos efluentes sanitários com a água do rio, no ponto de amostragem. Para este cálculo, utilizou-se as equações 1 e 2.

$$Q_A = \left[ \frac{Pop \times qc_p \times (1 - p_{Esgoto})}{86400} \right] \quad (1)$$

$$DBO_{Mistura} = DBO_{Esgoto} \times \left( \frac{Q_A}{Q_A + Q_f} \right) \quad (2)$$

Onde:  $Q_A$ : Vazão antrópica ( $L \cdot s^{-1}$ )

**Pop**: População contribuinte (habitantes)

**qc<sub>p</sub>**: Vazão *per capita* de esgoto ( $L \cdot hab^{-1} \cdot dia^{-1}$ )

**p<sub>Esgoto</sub>**: Percentual de atendimento da rede de esgoto

**DBO<sub>Mistura</sub>**: Concentração de DBO esperado da mistura ( $mg \cdot L^{-1}$ )

**DBO<sub>Esgoto</sub>**: Concentração de DBO no esgoto bruto ( $mg \cdot L^{-1}$ )

**Q<sub>f</sub>**: Vazão fluvial ( $L \cdot s^{-1}$ )

Essa abordagem não considera a capacidade de depuração dos corpos hídricos, que por meio de processos físicos (sedimentação) e bioquímicos (metabolismo aeróbio), reduzem a concentração de DBO ao longo do curso d'água. Nem considera a redução da carga de DBO pelos

sistema individuais de tratamento de esgoto. Porém, dará um estimativa da carga antrópica ao qual o curso d'água está submetido.

Os valores da população fixa do ano de 2011 foram utilizados para o cálculo, conforme tabela 2.2 e os percentuais de rede de esgoto da tabela 2.1. A vazão *per capita* utilizada nas estimativas da concessionária de serviços de saneamento da cidade de Florianópolis é de  $168 \text{ L}\cdot\text{hab}^{-1}\cdot\text{dia}^{-1}$  (FATMA, 2009).

A concentração de DBO do esgoto bruto utilizada foi de  $150 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ , que corresponde a mediana dos dados de monitoramento (maio de 2011 a dezembro de 2014,  $N = 96$ ), da concessionária de serviços de saneamento da cidade de Florianópolis para esgoto bruto. A vazão fluvial utilizada foi extraído da tabela 2.1.

Para a BH do Papaquara a equação 2 foi substituída pela equação 3. Nessa bacia há uma ETE que atende uma população dentro e fora da área de drenagem. Essa ETE tem uma vazão média na baixa temporada de  $77 \text{ L}\cdot\text{s}^{-1}$  e uma concentração mediana de DBO no efluente final de  $15 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$  (ICMBIO, 2011).

$$DBO_{Mistura} = \frac{(DBO_{Esgoto} \times Q_A) + (DBO_{ETE} \times Q_{ETE})}{Q_A + Q_{ETE} + Q_f} \quad (3)$$

Onde: **DBO<sub>Mistura</sub>**: Concentração de DBO esperado da mistura ( $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ )

**DBO<sub>Esgoto</sub>**: Concentração de DBO no esgoto bruto ( $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ )

**Q<sub>A</sub>**: Vazão antrópica ( $\text{L}\cdot\text{s}^{-1}$ )

**DBO<sub>ETE</sub>**: Concentração de DBO no efluente final da ETE ( $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ )

**Q<sub>ETE</sub>**: Vazão da ETE ( $\text{L}\cdot\text{s}^{-1}$ )

**Q<sub>f</sub>**: Vazão fluvial ( $\text{L}\cdot\text{s}^{-1}$ )

## 2.3 RESULTADOS

### 2.3.1 Variação espacial da qualidade da água dos pontos monitorados

Os pontos da BH do Saco Grande (Vadik e Pau do Barco) apresentam a profundidade do secchi, a salinidade, a OD% e as concentrações de PID, PT, NAT, coliformes totais e termotolerantes significativamente diferente dos valores obtidos nos pontos da bacia do Ratonos (Papaquara, Ratonos e Veríssimo) conforme figuras 2.3, 2.4 e 2.6. No ponto do rio Vadik a turbidez, o seston, o pH, a DBO e o nitrato se distinguiram dos demais rios.

**Figura 2.3:** Gráficos de caixa (*boxplot*), mediana, distância interquartílica nas caixas (*box*), percentis 5 e 95 nos bigodes (*whisker*) e dados discrepantes (asteriscos); para as variáveis físicas quantificadas entre os pontos, onde: A) disco de secchi em m; B) turbidez em NTU; C) seston em  $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ ; D) salinidade em psu. As letras a e b indicam diferenças significativas.

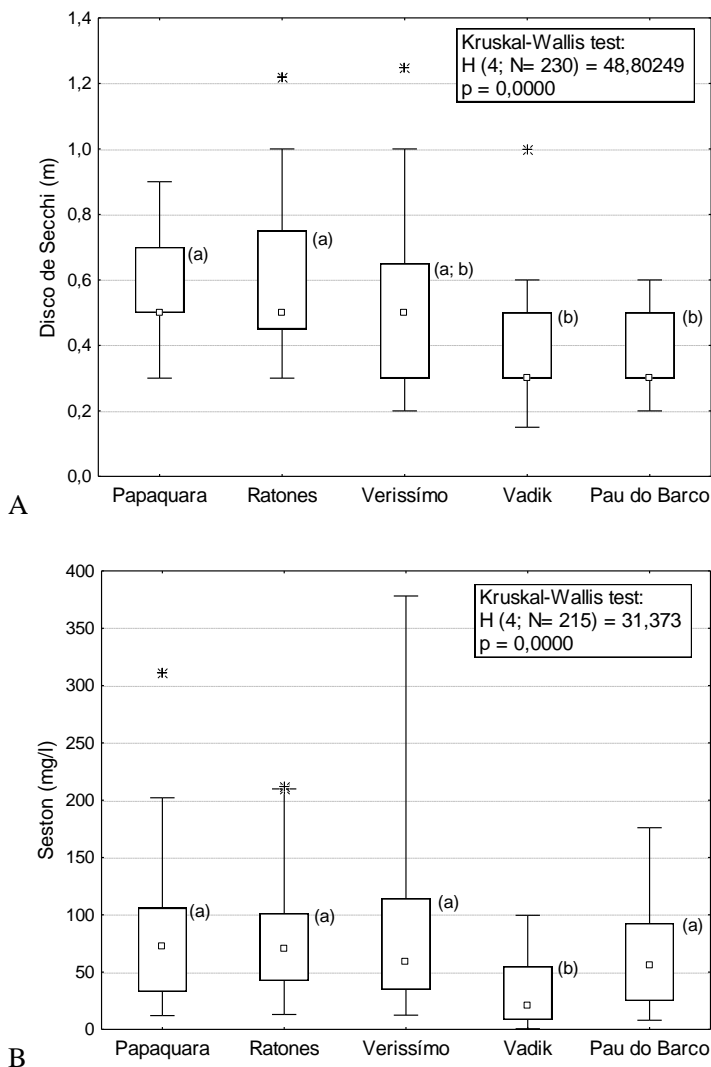
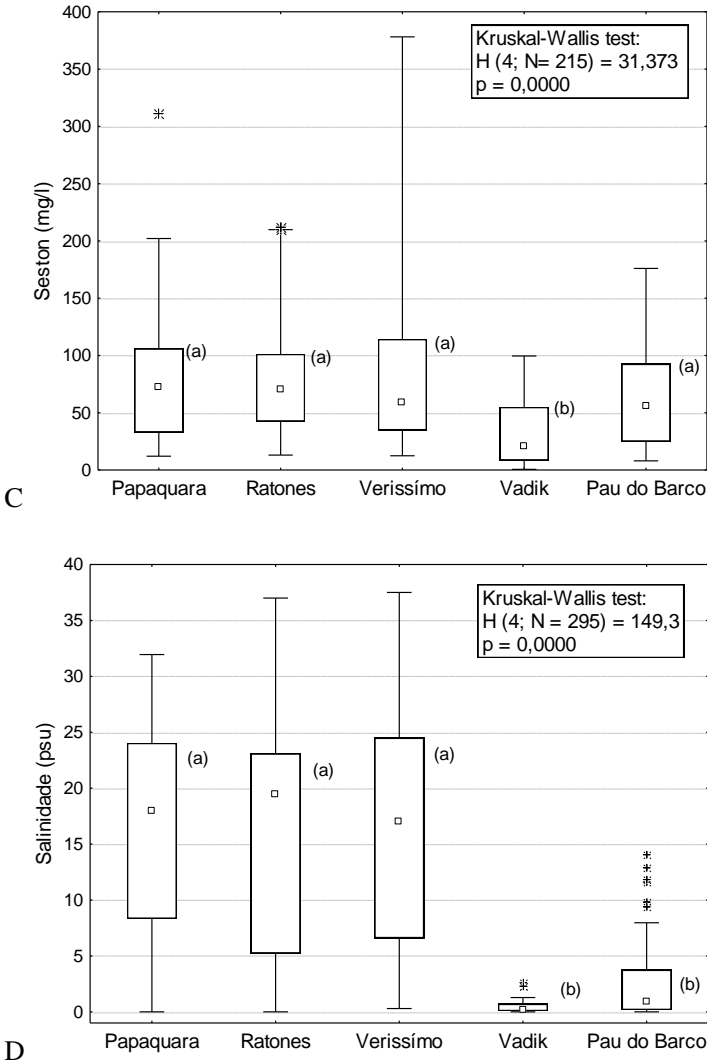


Figura 2.3: Continuação.



A salinidade refletiu a menor influência das águas da Baía Norte nos pontos da BH do Saco Grande. A salinidade, nessa bacia, correlacionou-se positivamente ( $p < 0,05$ ) com o seston ( $r_s = 0,48$ ) e negativamente com OD% e DBO ( $r_s = -0,47$ ). O OD apresentou



correlação negativa com as concentrações de PID e  $\text{SiO}_4$  ( $r_s = -0,42$  e  $-0,29$ , respectivamente) e positivamente com o DBO ( $r_s = 0,80$ ).

Na bacia do Ratores a salinidade correlacionou negativamente com a chuva ( $r_s = -0,32$ ) e com as formas nitrogenadas de nutrientes ( $r_s = \text{NAT}, -0,29$  e  $\text{NO}_3, -0,38$ ) e positivamente com OD ( $r_s = 0,46$ ) e seston ( $r_s = 0,45$ ). O PID correlacionou-se com o seston negativamente ( $r_s = -0,26$ ).

**Figura 2.4:** Gráficos de caixa (*boxplot*), mediana, distância interquartílica nas caixas (*box*), percentis 5 e 95 nos bigodes (*whisker*) e dados discrepantes (asteriscos); para as variáveis físicas quantificadas entre os pontos, onde: A) pH; B) percentual de saturação de oxigênio dissolvido em %; C) fósforo inorgânico dissolvido em  $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ ; D) fósforo total em  $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ ; E) silicato em  $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ ; F) nitrogênio amoniacal total em  $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ ; G) nitrato em  $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ ; H) DBO em  $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ . As letras a e b indicam diferenças significativas

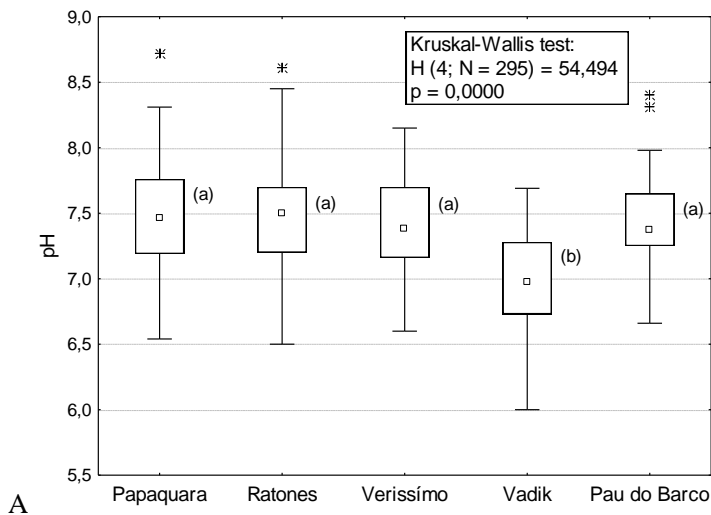
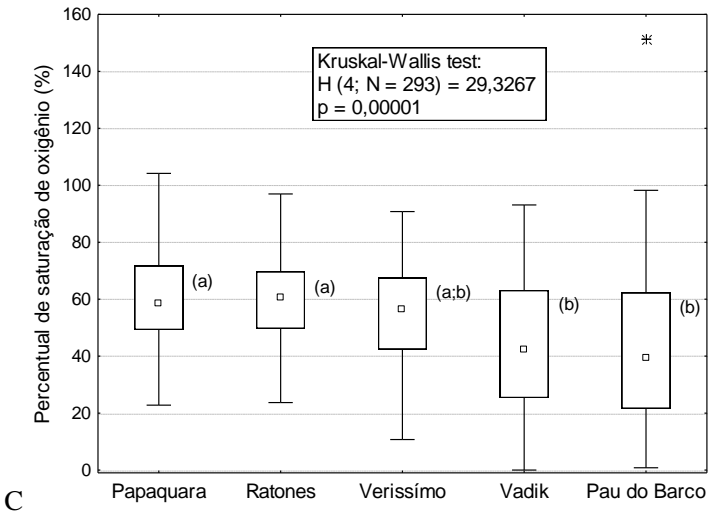
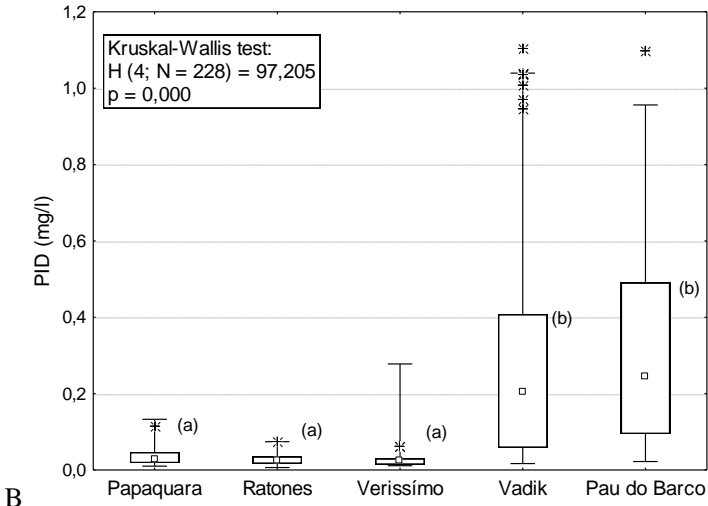
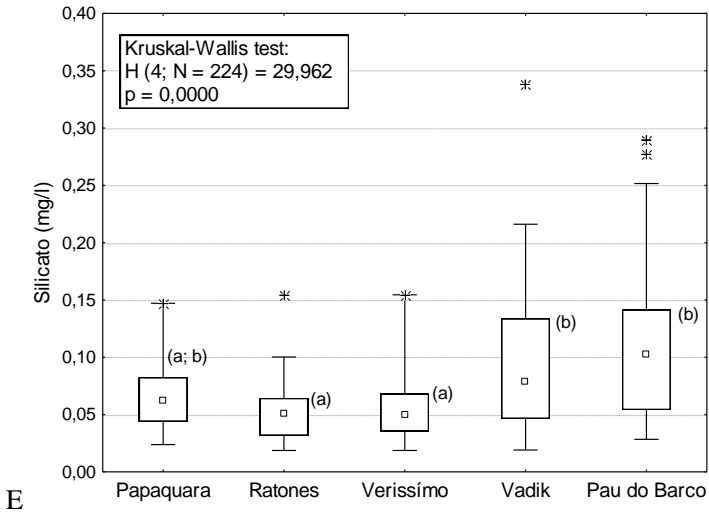
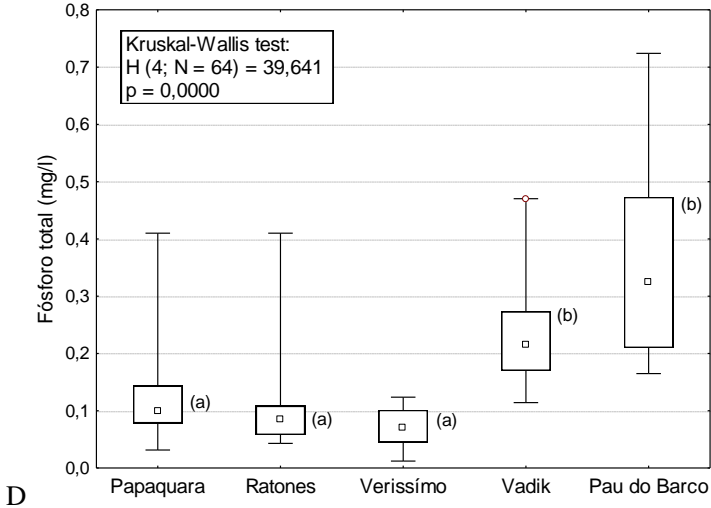


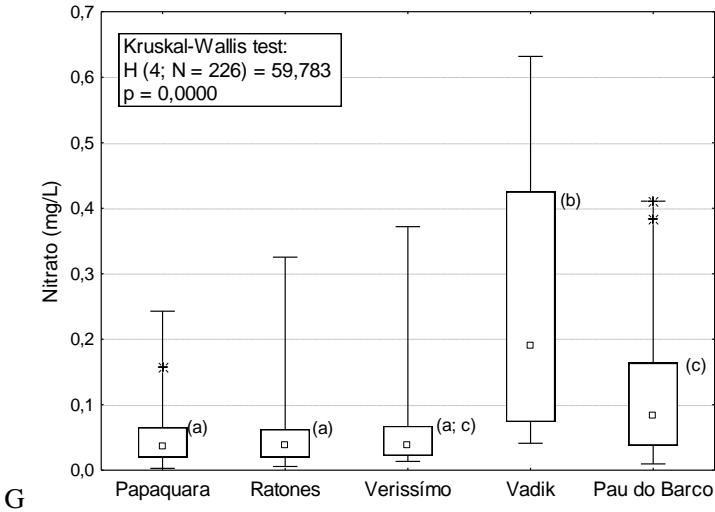
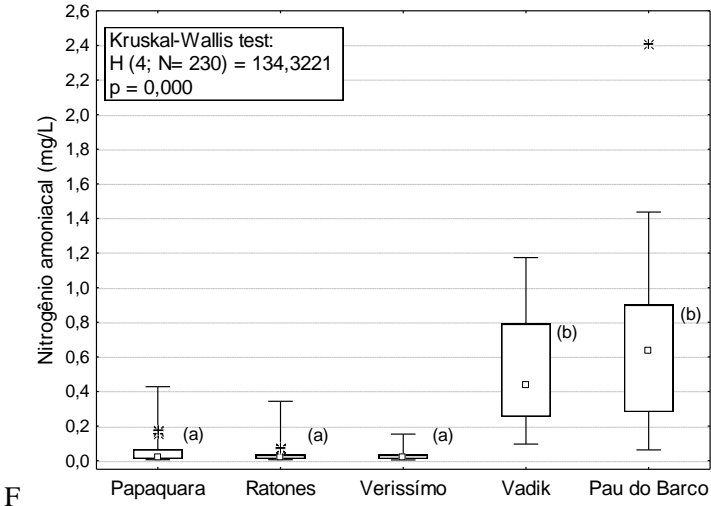
Figura 2.4: Continuação.



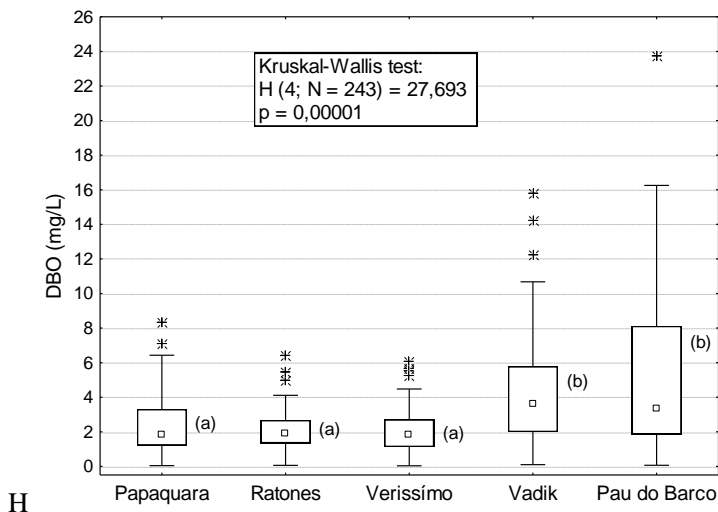
**Figura 2.4:** Continuação.



**Figura 2.4:** Continuação.

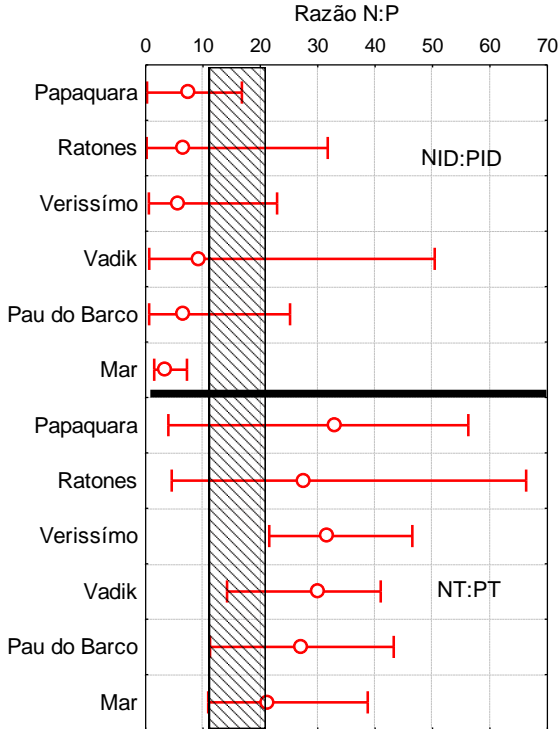


**Figura 2.4:** Continuação.



A relação molar de nitrogênio e fósforo (N:P) obtido para as frações dissolvidas (NAT,  $\text{NO}_3$  e PID) durante o período amostral A e para as frações totais de nitrogênio e fósforo no período amostral B, não apresentou diferença entre os pontos (Figura 2.5). Uma relação N:P menor que 10 indica limitação de nitrogênio e maior que 20 indica limitação por fósforo (JI, 2008). Dessa forma, os valores obtidos no período amostral A, indicaram uma limitação teórica de nitrogênio, enquanto que no período B houve uma potencial limitação por fósforo. Entretanto os dados devem ser avaliados com cautela, haja visto a diferença entre as formas de N e P, inorgânico *vs* total e a grande dispersão dessas relações em alguns rios.

**Figura 2.5:** Razão N:P, das frações dissolvidas (NID/PID) e totais (PT/NT). Valores medianos, menores e maiores não discrepantes com exceção dos dados de Mar que são os valores médios mínimos e máximos extraídos de Simonassi et.al. (2010). Região hachurada região considerada adequada para o desenvolvimento fitoplanctônico.



**Figura 2.6:** Gráficos de caixa (*boxplot*), mediana, distância interquartílica nas caixas (*box*), percentis 5 e 95 nos bigodes (*whisker*) e dados discrepantes (asteriscos); para as variáveis físicas quantificadas entre os pontos, onde: A) clorofila-a em  $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ ; B) feoftina em  $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ ; C) coliformes totais em NMP/100 ml; D) coliformes termotolerantes em NMP/100 ml. As letras a e b indicam diferenças significativas.

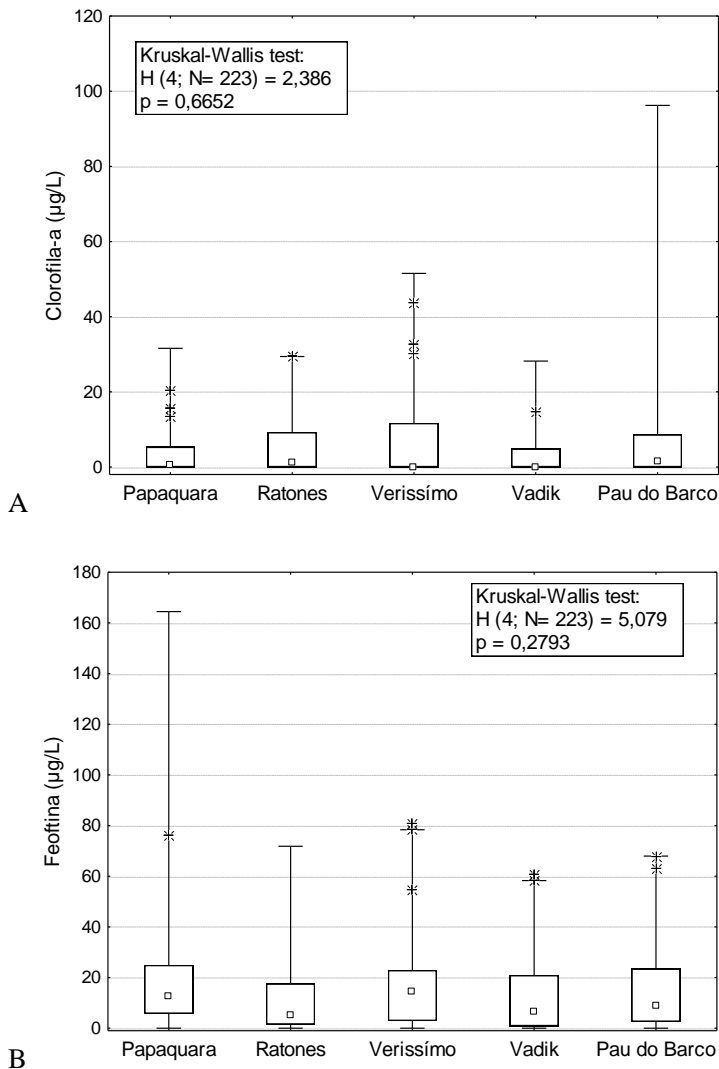
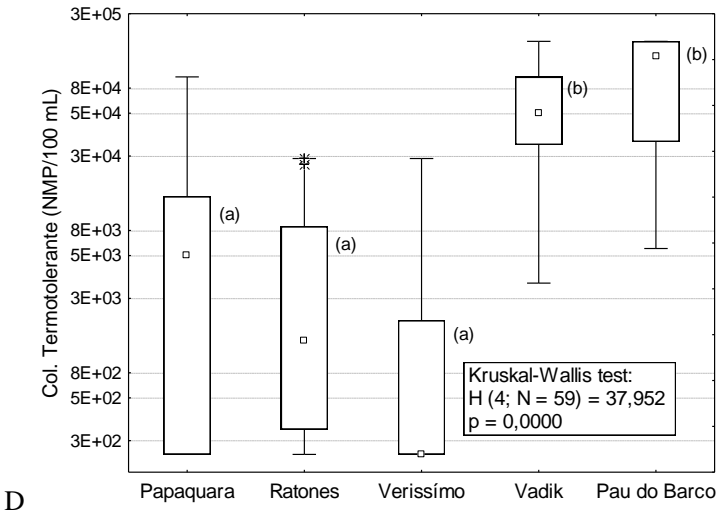
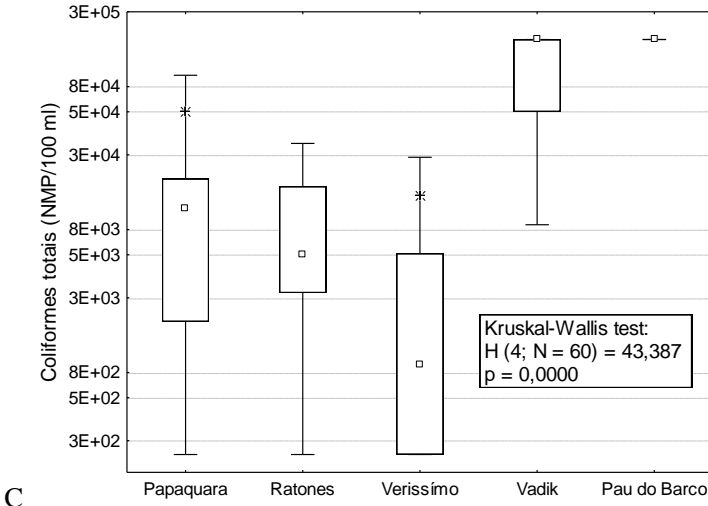


Figura 2.6: Continuação.



A diferença da qualidade da água entre os pontos permitiu distinguir as duas bacias hidrográficas pela análise de agrupamento hierárquico (*cluster analysis*) (Figura 2.6). Os pontos nos rios Vadik e Pau do Barco estão agrupados, caracterizando a bacia do Saco Grande, e se distinguem dos demais rios que fazem parte da bacia do Ratonés. Os





**Tabela 2.4:** Concentrações médias em  $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$  (com exceção de clorofila-a, em  $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$  e coliformes termotolerantes em  $\text{NMP}\cdot 100\text{ mL}^{-1}$ ) determinadas nos rios e na Baía Norte, bem como os limite estabelecidos de acordo com a resolução CONAMA 357/05. Valores em destaque estão em desconformidade com a Resolução CONAMA 357/05.

<i>Período amostral</i>	<b>Rios</b>	<b>Baía Norte<sup>1</sup></b>	<b>Papaquara</b>	<b>Ratones</b>	<b>Veríssimo</b>	<b>Vadik</b>	<b>Pau do Barco</b>	<b>Salobra Classe 1</b>
<i>A e B</i>	<i>Salinidade ‰</i>	32,9	16,9	15,7	16,5	1,0	3,5	$\leq 0,5$ a $\geq 30$
<i>A e B</i>	<i>pH</i>	8,1	7,5	7,5	7,5	7,0	7,5	6,5 a 8,5
<i>A e B</i>	<i>OD (<math>\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}</math>)</i>	8,9	<b>*4,6</b>	<b>*4,7</b>	<b>*4,5</b>	<b>*3,8</b>	<b>*3,9</b>	$> 5$
<i>A</i>	<i>PID (<math>\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}</math>)</i>	0,02	0,03	0,03	0,04	0,33	0,33	---
<i>B</i>	<i>PT (<math>\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}</math>)</i>	0,031	0,121	0,112	0,071	<b>*0,249</b>	<b>*0,357</b>	0,124
<i>A</i>	<i>NAT (<math>\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}</math>)</i>	0,02	0,05	0,02	0,05	<b>0,52</b>	<b>*0,68</b>	0,4
<i>A</i>	<i>NO<sub>3</sub> (<math>\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}</math>)</i>	0,01	0,04	0,05	0,08	0,27	0,11	0,4
<i>A</i>	<i>Clorofila-a (<math>\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}</math>)</i>	2,7	2,6	5,8	7,4	2,0	3,1	---
<i>B</i>	<i>Coliformes termotolerantes (NMP·100 mL<sup>-1</sup>)</i>	---	<b>*12.850</b>	<b>*5.750</b>	<b>*3.550</b>	<b>*68.900</b>	<b>*99.700</b>	1.000 <sup>2</sup>

1 Dados extraído de Simonassi et.al. (2010), local de amostragem 27°28'25,7"S; 48°33'33,9"W, Ilha de Ratones Grande, N = 15.

2 Para ser considerado acima do limite estabelecido pela da norma, o valor não poderá exceder o limite em mais de 20% das amostras analisadas, durante um ano com frequência amostral bimestral.

\* Teste Wilcoxon ( $p > 0,05$ )

Apesar de todos os rios apresentarem concentrações de OD ( $4,4 \pm 1,8$ ) em desconformidade com a resolução CONAMA 357/05 (Tab. 2.4), o percentual de saturação de oxigênio dissolvido (OD %) foram maiores nos rios com maior influência das águas da Baía Norte (Figura 2.4). Os pontos na bacia do Saco Grande apresentam condição de hipóxia (concentração de OD  $< 2 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ ) em 27 % das 92 amostras analisadas no período amostral A (2005-2006). Nenhuma amostra do Saco Grande apresentou hipóxia na amostragem do período B (de 2011-2012). Esta condição se inverteu na bacia do Ratoles, nenhuma amostra apresentou hipóxia no período amostral A, entretanto, no período amostral B, 27% (N = 39) das amostras foram caracterizadas como hipóxicas.

As concentrações de PT e NAT estiveram em desconformidade com a norma ambiental nas águas dos rios da bacia do Saco Grande, com exceção da concentração de NAT no rio Vadik, de acordo com o teste Wilcoxon.

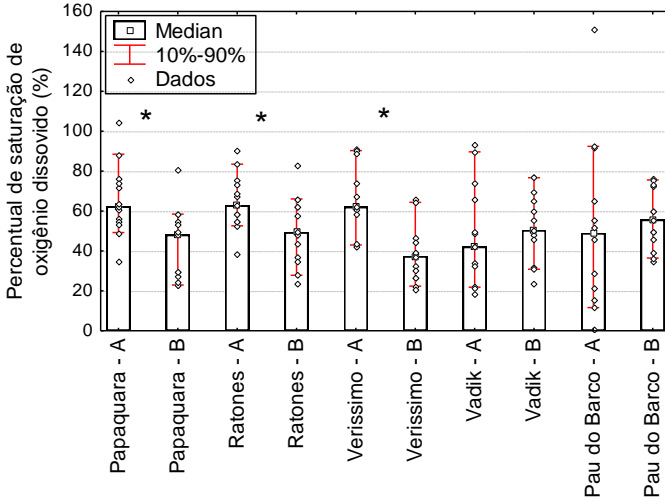
## **2.3.2 Variação temporal da qualidade da água dos rios**

### **2.3.2.1 Período A (2005-2006) em relação ao B (2011-2012)**

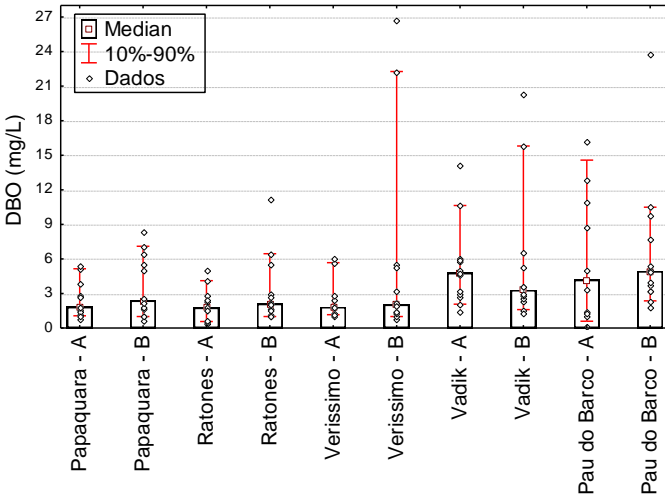
A salinidade e saturação de oxigênio dissolvido foram diferentes nos rios entre o período amostral A e B, enquanto a DBO não apresentou diferença (Figura 2.8). As salinidades no período B foram menores do que aquelas observadas no período A em todos os pontos, com exceção do Veríssimo. O OD % também foi menor nos pontos amostrados nos rios da BH do Ratoles em 2011-2012.

Houve diferenças significativas (teste de comparações múltiplas) entre os valores de chuva acumulada entre os anos 2006 (1230 mm) e 2011 (2470 mm) em relação à média histórica, cujo acumulado de chuva anual é de 1544 mm (INMET, 2010), conforme figura 2.9.

**Figura 2.8:** Mediana, percentis 10% e 90% e valores absolutos (raw data, N = 130) dos parâmetros A) percentual de oxigênio dissolvido; B) DBO e C) salinidade; nos períodos amostrais A (2006) e B (2011) para os pontos. (\*) Diferenças significativas entre os períodos, teste Kruskal-Wallis com *post hoc* múltiplas comparações.

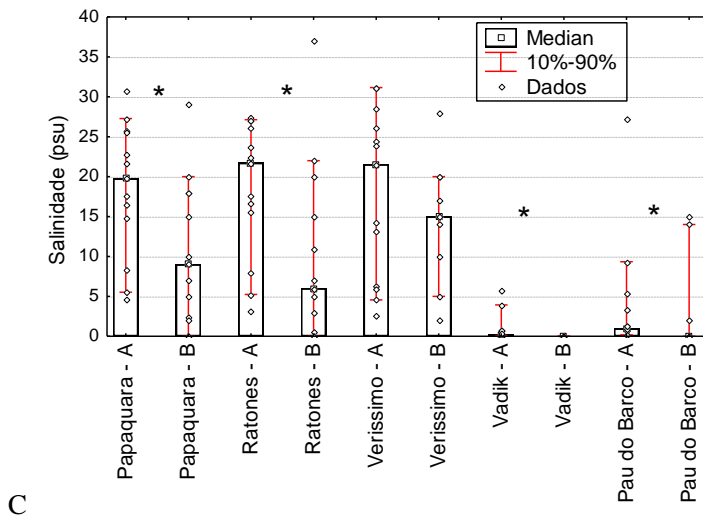


A

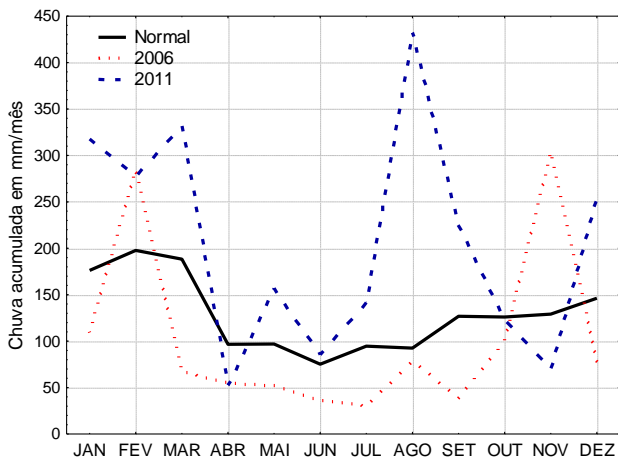


B

**Figura 2.8:** Continuação.



**Figura 2.9:** Chuva acumulada mensal nos anos 2006 (período A) e 2011 (período B), juntamente com a média dos dados históricos (1961-1990), fonte dos dados históricos: INMET (2010).



### 2.3.2.2 Associada a flutuação da densidade populacional devido ao veraneio

A salinidade e temperatura da água variaram entre os períodos amostrados ( $p < 0,05$ ). A temperatura da água foi maior no veraneio, correlacionado-se positivamente ( $p < 0,05$ ) com DBO para os pontos da BH do Ratonés (Papaquara  $r_s = 0,64$ ; Ratonés  $r_s = 0,52$  e Veríssimo  $r_s = 0,49$ ). Os valores de salinidade no pré-veraneio foi menor que no pós-veraneio (Figura 2.9), correlacionando-se positivamente ( $p < 0,05$ ) com seston nas BHs do Ratonés e Saco Grande ( $r_s =$  Papaquara 0,41; Ratonés 0,62; Veríssimo 0,41; Vadik 0,40; Pau do Barco 0,36). Nos rios Papaquara e Ratonés, a salinidade correlacionou-se inversamente ( $p < 0,05$ ) com NAT (Papaquara  $r_s = -0,53$ ; Ratonés  $r_s = -0,43$ ). O PID correlacionou-se inversamente com a salinidade nos rios Ratonés e Veríssimo (Ratonés  $r_s = -0,42$  e Veríssimo  $r_s = -0,49$ ). A relação entre OD% e a salinidade demonstrou um comportamento diferente entre as duas BHs. Nos pontos do Papaquara e Veríssimo a correlação foi positiva ( $r_s = 0,52$  e  $0,36$ ) e o inverso ocorreu nos pontos da BH do Saco Grande ( $r_s = -0,54$  e  $-0,61$ ).

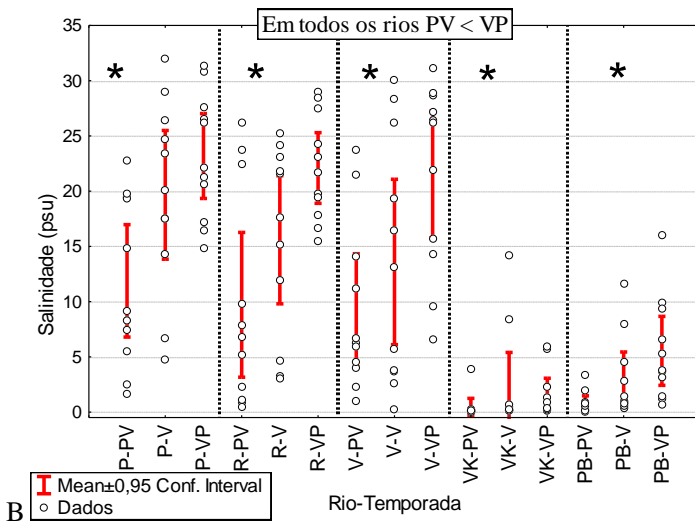
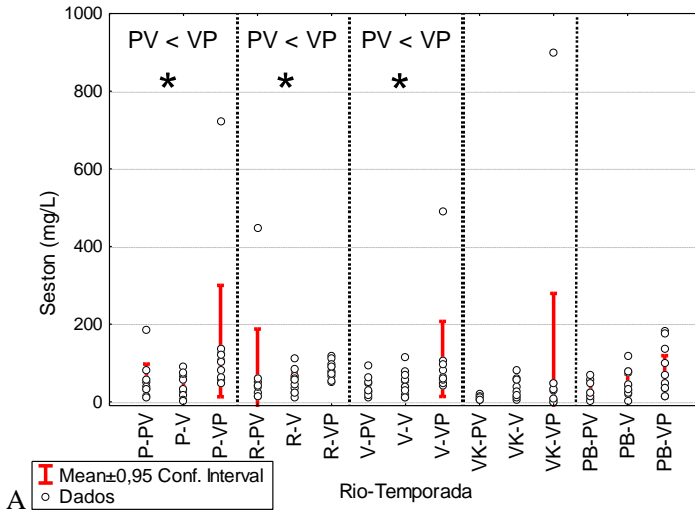
O PID apresentou diferença entre os períodos nos rios avaliados, com exceção do rio Vadik. Nos pontos da bacia do Ratonés, as concentrações de PID no período de pós veraneio foram inferiores em relação aos demais períodos. Já no ponto do rio Pau do Barco, esta tendência se inverteu, onde as maiores concentrações ocorreram no período de pós veraneio (figura 2.10).

Não foi detectada diferença na relação N:P (formas dissolvidas) entre os pontos, com exceção do rio Papaquara. Neste, o N:P de veraneio (2,7) foi menor do que a relação determinada no pós veraneio (8,2).

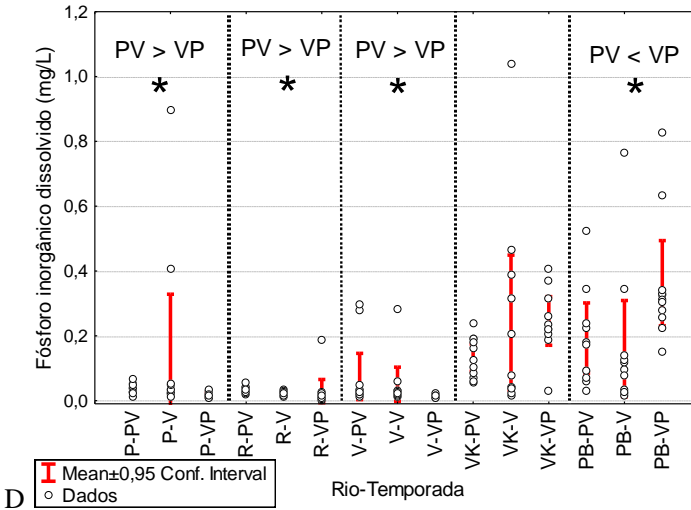
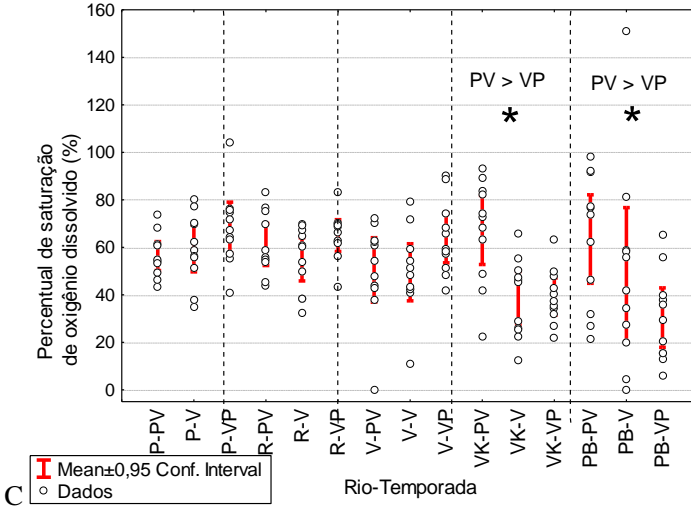
### **2.3.3 Estimativa da contribuição antrópica na concentração de DBO nas águas**

Os pontos da BH do Saco Grande foram os que apresentaram maiores concentrações teórica de DBO, estimada pela equação 2. Os rios Pau do Barco e Vadik com valores de 15,3 e 11,1  $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ , respectivamente. Os pontos da BH do Ratonés apresentaram as concentrações de DBO de mistura estimada para os pontos Papaquara, Veríssimo e Ratonés de 6,3; 4,0 e 0,7  $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$  respectivamente.

**Figura 2.10:** Gráfico de dispersão com os intervalos de confiança (média  $\pm 0,95$ ) para as variáveis que apresentaram diferença entre os períodos, sendo elas: A) seston; B) salinidade; C) percentual de oxigênio dissolvido e D) fósforo inorgânico dissolvido. Onde os dados rios Papaquara (P), Ratoles (R), Veríssimo (V), Vadik (VK) e Pau do Barco (PB) são apresentados nos períodos de pré veraneio (PV), veraneio (V) e pós veraneio (VP). (\*) Diferenças significativas entre os períodos, teste Kruskal-Wallis com *post hoc* múltiplas comparações.



**Figura 2.10:** Continuação





## 2.4 DISCUSSÃO

As maiores diferenças observadas na qualidade da água neste estudo não estiveram associadas à variação temporal da população (veraneio e crescimento entre anos) mas sim às características físicas e de urbanização em cada uma das bacias hidrográficas avaliadas.

A influência da água do mar, a densidade populacional, índices de saneamento e a vazão do rio são os principais fatores que influenciam na qualidade da água. A chuva também influenciou, de maneira distinta os pontos amostrados nas BHs, reduzindo (BH Ratonos) e aumentando (BH Saco Grande) a concentração de OD %, dificultando a identificação dos efeitos negativos oriundos dos processos de crescimento populacional ao longo dos anos.

O percentual de impermeabilização/urbanização, a densidade populacional das bacias hidrográficas (YIN et.al., 2005) e o acesso aos serviços de saneamento, tem forte influência na qualidade da água. As taxas de impermeabilização/urbanização das BHs Ratonos e Saco Grande são de 13 e 18%, respectivamente, sendo consideradas bacias impactadas, conforme Schueler et al. (2009). A BH do Ratonos possui uma população fixa 49% maior (dados de 2006) que a do Saco Grande, com os índices de atendimento ao saneamento básico semelhante. No entanto, a densidade populacional da área urbanizada do Saco Grande (de 5.560 pessoas·km<sup>-2</sup>) é 230 % maior que a da bacia do Ratonos. Além da densidade populacional, é visível a proximidade do adensamento urbano aos limites da UC na bacia do Saco Grande (Figura 2.1), enquanto há uma área úmida marinha 3,86 km<sup>2</sup> (SILVA, 2005) entre a urbanização e o ponto de coleta nos rios Papaquara e Ratonos, agindo na melhora da qualidade da água.

A capacidade do rio/estuário em diluir e metabolizar, por processos biogeoquímicos, o efluente lançado neles, guarda uma relação direta com a vazão e a velocidade de suas águas (STREETER & PHELPS, 1958; CHAPRA, 1997). Os rios da BH do Saco Grande além de possuir uma densidade populacional mais elevada, em relação ao Ratonos, também possui uma vazão menor, refletindo em uma capacidade menor em diluir e metabolizar os efluentes antrópicos. Resultando em concentrações teóricas de mistura uma ordem de grandeza maior que o Ratonos e corroborando com os dados de campo, que se distinguem significativamente entre os pontos das duas BH (Figura 2.4).

A presença da água do mar atua de maneira diferente nos pontos monitorados. Nos pontos da BH do Ratonos (Papquara, Ratonos e Veríssimo), as águas salinas adentram no estuário de forma mais significativa que nos pontos da BH do Saco Grande, resultando em maior

salinidade (Figura. 2.2). A concentração de nutrientes nos pontos da BH do Ratonés é da mesma ordem de grandeza do mar adjacente, já nos pontos da BH do Saco Grande essa concentração é uma ordem de grandeza superior (Tabela 2.4).

Nos pontos da BH do Ratonés são encontradas correlações negativas entre nutrientes (NAT e  $\text{NO}_3$ ) e positiva com OD% em relação à salinidade, demonstrando que a entrada da água do mar promove melhora na qualidade da água na zona de mistura estuarina. Nos pontos BH do Saco Grande, a menor presença da água do mar afeta de forma diferente a qualidade da água. Nessa BH, a salinidade apresentou correlação negativa com o OD%. O aumento da salinidade nessa BH implica numa maior pressão hidráulica do mar adjacente reduzindo a velocidade fluvial, aumentando o tempo de residência da água, gerando zonas de estagnação e, conseqüentemente, a degradação da qualidade da água.

As diferenças observadas nos parâmetros entre os períodos amostrais A (2006) e B (2011) nas BH guarda relação com a diferença de precipitação entre os períodos, apesar do aumento populacional na BHs dos Ratonés e Saco Grande durante o intervalo de cinco anos ter sido de 28 % e 11 %, respectivamente. As bacias apresentaram distintas respostas frente a precipitação. O maior volume de chuva quantificado durante o período B (60 % maior que os dados históricos), trouxe reduções nos níveis de OD% (com valores de hipóxia, o que não ocorre no período A) na BH do Ratonés, devido aumento da vazão fluvial e redução da presença das águas do mar adjacente saturada desse gás (SIMONASSI et.al., 2010). O oposto ocorre na BH do Saco Grande, onde no período A, com volume de chuva 20 % menor que os dados históricos, são registrados dados com hipóxia, o que não ocorre no período B. A topografia mais acentuada da BH do Saco Grande aliada a precipitação mais elevada do período B, elevando a vazão, proporcionou uma maior turbulência da água, favorecendo a reoxigenação dos corpos hídricos da BH do Saco Grande.

Apesar do aumento populacional que as BHs sofrem durante o veraneio, principalmente a subacia do Papaquara (Tabela 2.2), a qualidade da água nos pontos monitorados não refletiram uma redução da qualidade de suas águas de forma tão marcante, como esperada. Apesar da DBO não apresentar diferença entre período (PV, V e VP) esse parâmetro apresentou correção positiva com a temperatura.

Os resultados indicam a grande importância da presença das águas do mar adjacente melhorando os níveis de OD e reduzindo a concentração de nutrientes, nos pontos monitorados da BH do Ratonés, fenômeno esse

também observado por Silva et.al. (2016), ao estudar toda a extensão do estuário do Papaquara.

A redução de nutrientes observada nos pontos da BH do Ratoles nos períodos de pré-veraneio, veraneio e pós-veraneio, está relacionado aos processos de diluição e floculação que ocorre na zona de mistura estuarina.

A salinidade tem um papel importante no processo de floculação, reduzindo a repulsão eletroestática entre as partículas de argila em suspensão que se aglutinam, servindo de pontos de nucleação para a adesão de materiais de origem biológicas. Durante esse processo aumentam o tamanho dos flocos, possibilitando a coalescência da partícula, formando a lama característica de sistemas estuarinos (WOLANSKI, 2007). Durante esse processo os íons que compõe o PID ( $\text{PO}_4^{3-}$ ,  $\text{H}_2\text{PO}_4^-$  e  $\text{HPO}_4^{2-}$ ) aderem aos flocos em suspensão, por mecanismos de adsorção, representando um processo eficiente de retirada do PID da coluna d'água, principalmente em águas muito turvas onde a atividade fotossintética pode ser inibida (JICKELLS, 1998).

Na BH do Saco Grande observou-se maior concentração de fósforo no período de pós veraneio, quando a maior influência do mar (maior salinidade) aumentou o tempo de residência da água, favorecendo os processos de decomposição aeróbia, reduzindo o OD%. Os processos adsorção e dessorção do PID aos argilominerais e óxidos metálicos estão fortemente ligados as condições redox do meio. Em condições de hipóxia e anóxia na coluna d'água, ocorre a redução do ferro e do manganês na camada superficial do sedimento, promovendo a liberação abrupta de grande quantidade de fósforo acumulado no sedimento para a coluna d'água (TESTA & KEMP, 2011).

Portanto, o aumento do PID no pós veraneio nos pontos BH do Saco Grande está relacionado à densidade populacional elevada aliada ao baixo atendimento de saneamento, gerando um enriquecimento de nutrientes tanto no sedimento como na coluna d'água. Contudo a elevação significativa da concentração de PID no período de pós veraneio nessa BH pode estar relacionado a dinâmica entre o sedimento e a coluna d'água, agindo como uma fonte secundária de nutrientes importante. Essa afirmativa pode ser corroborada pelo fato que não se observar um aumento significativo da concentração de outros nutrientes e da matéria orgânica (NAT,  $\text{NO}_3$ ,  $\text{SiO}_4$  e DBO) no período de pós veraneio nessa BH.

A relação N:P nas águas estuarinas é variável, sendo influenciada pelos processos de mistura, entre a drenagem fluvial e o mar adjacente, processos biogeoquímicos como sorção e dessorção de nutrientes do sedimento e a atividade biológica (USEPA, 2001; JI, 2008). As frações

inorgânicas dissolvidas dos nutrientes são particularmente mais sensíveis aos processos biogeoquímicos que modificam sua estequiometria (DOWING, 1997; BIANCHI, 2007; TESTA & KEMP, 2011).

Autores recomendam a utilização das frações totais em vez da dissolvidas, por essa ser mais representativa da disponibilidade de nutrientes no ambiente (DOWING, 1997; JI, 2008; STENSTRÖM-KHALILI & HÅKANSON, 2009), apesar de algumas frações de nutrientes exigir um gasto maior de energia para ser assimilado por estes produtores primários (ESTEVES, 1998).

Os pontos monitorados nos rios das duas BHs possuem relação NT/PT acima de 20 indicando que esses ambientes possuem uma limitação teórica de fósforo, para a produtividade primária. Os rios da BH do Saco Grande possuem uma distribuição da relação NT/PT muito próximo da encontrada no mar adjacente por Simonassi et.al. (2010). Apesar das concentrações de nutrientes elevada e OD em níveis de hipóxia, as concentrações de clorofila-a nas BHs são baixas.

Algumas características físicas dos estuários como: tempo de detenção hidráulica; energia das marés e a disponibilidade de radiação fotossinteticamente ativa, atuam como funções filtros em estuários de acordo com Cloern, (2001). Essas funções filtros podem tornar os estuários mais resistentes as respostas primárias da eutrofização, ou seja, a elevação da biomassa fitoplanctônica (CLOERN, 2001). O tempo de detenção hidráulica do estuário Papaquara foi estimado em 56 horas (ICMBIO, 2011) considerado um valor baixo. Para os demais rios não há informações, mas devido as suas características físicas, (vazão, área de drenagem e profundidade baixa) os demais rios também devem possuir baixos tempos de detenção hidráulica.

Estuários com baixos tempo de detenção hidráulica, implica numa maior taxa de exportação de nutrientes para o mar adjacente e renovação mais rápida das água, interferindo no desenvolvimento fitoplanctônico (CLOERN, 2001; BRICKER et. al., 2008).

Os valores de turbidez, disco de Secchi e seston nos pontos monitorados, em especial na do Saco Grande, refletem a baixa disponibilidade de radiação fotossinteticamente ativa, o que interfere diretamente na produtividade primária (YOSHIYAMA & SHARP, 2006; CLOERN, 1999).

Esse cenário não significa que esses ambientes estão imunes aos impactos da atividade antrópica, pois 75% da população residente nessas bacias (considerando a população total das duas BH) lançam seus efluentes sanitários *in natura* nos rios e na rede pluvial ou contam com

tratamentos individuais simplificados (fossa seguido de sumidouro), explicando os valores elevados de colimetria quantificados.

A estimativa da concentração da mistura teórica, em termo de DBO, ilustra o efeito da ausência de sistema de coleta e tratamento adequado do esgoto, em rios/estuários com vazão baixa. A menor influência das águas do mar adjacente (BH Saco Grande), resulta em menor capacidade de diluir as concentrações elevadas de nutrientes e matéria orgânica, como consequência observamos baixas concentrações de OD nos limites da EE Carijós, elucidando o fato do não atendimento a legislação vigente referente a qualidade da água (Tabela 2.4).

Portanto a depleção do OD observada está relacionada aos processos de decomposição aeróbia da matéria orgânica de origem antrópica (efluentes sanitários). O adensamento populacional e o acesso limitado ao saneamento, somado a baixa vazão dos rios levam a contaminação bacteriana, a carga de nutrientes e poluentes elevada, e baixas concentrações de OD, que pode resultar em alterações na estrutura da comunidade, perda de biodiversidade e modificações no metabolismo do ambiente (DIAZ & ROSEMBERG, 2008; DAY et al, 2013, SCHERNER et al, 2013).

Concluimos que a densidade populacional elevada, baixos índices de saneamento e a baixa vazão dos rios/estuários, exercem um influência negativa sobre a qualidade da água, ao passo que a maior presença da água do mar atua de maneira positiva, diluindo e favorecendo a floculação salina, reduzindo a concentração da matéria orgânica e de nutrientes.

Apesar de não ter sido observado uma diferença significativa entre os períodos temporal ou sazonal, fica claro nesse estudo o efeito da precipitação e a influência do mar, afetando significativamente e de forma distinta a qualidade da água nos pontos monitorados entre esses períodos.

Os baixos níveis de OD e elevado de coliformes e nutrientes, acima do máximo estabelecido em normativa legal, representa uma ameaça a homeostasia da EE Carijós, podendo afetar os serviços ambientais prestados pela área de preservação, seja na produção de pescado (pela disponibilidade de abrigo, alimento e condições para reprodução, crescimento e desenvolvimento das espécies) seja na contribuição para a melhoria da qualidade da água, por meio de seus processos biogeoquímicos.



### 3. AVALIAÇÃO DA INFLUÊNCIA DO LANÇAMENTO DE EFLUENTES SOBRE A INTRUSÃO SALINA E NA QUALIDADE DA ÁGUA DE UM ESTUÁRIO INSULAR.

**RESUMO:** A quantidade e a qualidade de água doce que adentra num estuário exerce grande influência nos aspectos físicos, químicos e biológicos desses ecossistemas. A partir de um modelo de crescimento populacional (modelo logístico) e de um modelo analítico de intrusão salina, este estudo avaliou o efeito do aumento da vazão antrópica –  $Q_A$  sobre a distribuição longitudinal da salinidade em um estuário insular. Além disso, avaliou-se o efeito das cargas de nutrientes e matéria orgânica de uma estação de tratamento de esgoto (ETE), sobre a qualidade da água do sistema. A  $Q_A$  da população residente atual eleva a vazão fluvial ( $Q_{50}$ ) em 15% e a  $Q_A$  estimada para 2027 com a contribuição da população residente e flutuante elevará a vazão fluvial em 50%. Foram aplicados três cenários ao modelo de intrusão salina: 1) sem contribuição da vazão antrópica; 2) vazão antrópica igual a vazão de projeto da ETE ( $156 \text{ L}\cdot\text{s}^{-1}$ ) e 3) vazão antrópica da população residente e flutuante em 2027 ( $255 \text{ L}\cdot\text{s}^{-1}$ ). O primeiro cenário demonstra que a vazão antrópica atual trouxe redução na intrusão salina de 9% (maré baixa). No cenário crítico, período de veraneio em 2027, quando a densidade demográfica é extrema, a vazão antrópica reduzirá a intrusão salina no estuário em 26% (maré baixa) e elevará a carga de nutrientes e matéria orgânica em 40 e 80%, respectivamente. Considerando a influência atual da ETE na qualidade da água do estuário, o aumento da carga proveniente ETE em 2027 ampliará as zonas hipóxicas e anóxicas, com consequências negativa para a biodiversidade local do estuário do Papaquara. Tais modificações poderão afetar a homeostasia dos ambientes protegidos, os manguezais, da Estação Ecológica de Carijós.

**Palavras-chave:** Estuário, Intrusão Salina, Capacidade suporte, Vazão antrópica.

**ABSTRACT:** The quantity and quality of freshwater that enters an estuary has great influence on the physical, chemical and biological aspects of these ecosystems. This study evaluated the effect of increasing anthropogenic flow -  $Q_A$  on the longitudinal distribution of salinity in an island estuary based on a population growth model (logistic model) and an analytical model of salinity intrusion. In addition, we evaluated the effect of nutrients and organic matter load from a sewage treatment plant (WWTP) over the water quality.  $Q_A$  of the current resident population

raises the river flow ( $Q_{50}$ ) by 15%,  $Q_A$  estimated for 2027 with the contribution of resident plus floating population will increase the river flow by 50%. Three scenarios were applied to salinity intrusion model: 1) no contribution of anthropic flow; 2) anthropic flow equal to ETE project flow ( $156 \text{ L}\cdot\text{s}^{-1}$ ) and 3) anthropic flow of resident and floating population by 2027 ( $255 \text{ L}\cdot\text{s}^{-1}$ ). The first scenario showed that the current anthropic flow reduced saline intrusion by 9% (low tide). At the critical scenario, summer time in 2027, when the population density is extreme, the anthropic flow will reduce the salinity intrusion in the estuary by 26% (low tide) and raise the load of nutrients and organic matter in 40 and 80%, respectively. Considering the current influence of ETE in the water quality of the estuary, increased from ETE load in 2027 will increase the hypoxic and anoxic zones, with negative consequences for local biodiversity in Papaqura estuary. Such changes may affect the homeostasis of the protected environment, the mangroves, the Ecological Station Carijós.

**Keywords:** Estuary, Salt Intrusion, Carrying capacity, Anthropic flow.

### 3.1 INTRODUÇÃO

Os ambientes aquáticos das zonas costeiras (ZC) estão submetidos à forte pressão das atividades antrópicas, devido a elevada densidade populacional nessas áreas (PINTO-COELHO & HAVENS, 2015). Estima-se que 61% da população mundial vive na ZC (BIANCHI, 2007). No Brasil, a ZC corresponde a 4,1% do território e abriga 24,6% da população (IBGE, 2011a). No Estado de Santa Catarina, 38% da população, de 2,37 milhões de habitantes, residem na zona costeira, principalmente, nos Municípios da Grande Florianópolis e Joinville (IBGE, 2012).

Os baixos índices de saneamento na ZC representam um dos principais fatores de impacto ao meio hídrico nessa região. Dessa forma, as estações de tratamento de efluentes sanitários – ETE são instalações essenciais para a mitigação dos impactos causados pelos assentamentos humanos (CLOERN et. al., 2016).

Entretanto dependendo das características de projeto da ETE e da capacidade de suporte do meio hídrico, os efluentes tratados das ETE podem trazer impactos significativos aos seus corpos receptores (HAGGARD et. al. 2005, NAKADA et.al. 2008).



Pela legislação ambiental brasileira (resolução CONAMA 430/11 em seu art. 4º, inc. I) entende-se como capacidade suporte o valor máximo de determinada substância que o corpo hídrico pode receber sem comprometer a sua qualidade da água. Esta qualidade é definida por parâmetros de diversos componentes químicos e biológicos presentes na água e varia de acordo com a influência da água do mar (medida pela salinidade) e dos usos do recurso hídrico (Resolução CONAMA 357/2005).

Os efluentes domésticos favorecem o aumento da concentração de nutrientes (fósforo e nitrogênio), gerando eutrofização (BRAGA et.al., 2000; HAGGARD et. al. 2005; BRICKER et.al., 2008; CAREY & MIGLIACCIO, 2009; VAN DRECHT et.al., 2009), contaminação microbiológica (GÓMEZ-COUSO, et.al., 2005; GARCIA-ARMISEN et.al., 2005; TOURON et.al. 2007) e contaminação por micropoluentes, como fármacos, que podem trazer efeitos deletérios a biota aquática de forma crônica (KOLPIN et.al. 2002; BIRKETT; LEASTER, 2003; JONES et.al., 2005; NAKADA et.al. 2008).

Os estuários são, comumente, o destino final dos efluentes tratados e não tratados gerados pela atividade humana na ZC. As variações naturais de entrada de água doce nos estuários dependem de fatores naturais, como ciclos climáticos com inundações e secas. Os fatores antrópicos também são importantes para aumentar, via impermeabilização do solo e aumento do escoamento superficial, ou para diminuir o volume de água doce, pelo represamento e consumo da água de regiões a montante do estuário (KENNISH, 2000; CHAN et.al., 2002; FLANNERY et.al., 2002; KIMMERER, 2002; MONTAGNA et.al., 2003; DIAS et.al., 2004).

As mudanças associadas às atividades antrópicas têm, geralmente, efeitos mais dramáticos e de longo prazo (KENNISH, 2000). Alterações na entrada de água doce tem impulsionado mudanças na hidrodinâmica dos ecossistemas costeiros, no transporte de nutrientes e sedimentos, nos regimes de salinidade, resultando em perdas de habitats, biodiversidade e produtividade (MONTAGNA et. al., 2003). Uma das formas de impulsionar a entrada de água doce em um sistema é a partir das ETE, que apesar de serem estruturas importantes para o saneamento básico, concentram e lançam o efluente tratado em um único ponto no corpo hídrico.

Destaca-se que muitas ETE servem como transposições de bacias hidrográficas, já que a água de abastecimento pode ser proveniente de uma bacia hidrográfica diferente daquela em que o efluente tratado está sendo lançado. Dependendo da relação entre vazão do rio e a vazão e

concentração dos constituintes do efluente tratado, esse último pode aumentar da concentração e matéria orgânica e nutrientes no corpo hídrico. O aumento de matéria orgânica pode gerar quadros de hipóxia (percentual de saturação de oxigênio menor que 30%) ou até mesmo anóxia, devido processos de decomposição aeróbia.

O enriquecimento de nutrientes pode provocar mudanças na biomassa das comunidades de algas, tais como macroalgas e microfitoros, mudanças na composição das comunidades de fitoplâncton e proliferação de algas nocivas (CLOERN, 2001)

Soluções analíticas preditivas derivadas de modelos teóricos simples podem ser utilizadas para avaliar os efeitos da variação de parâmetros físicos, como a descarga de água doce e dos níveis de marés, na intrusão salina em estuários (XU et.al., 2015).

A utilização de modelos analíticos para avaliar a modificação de descritores físicos do sistema estuarino (vazão e salinidade) são ferramentas úteis para estimar os efeitos da modificação antrópica na descarga fluvial e suas consequências sobre o ambiente.

O modelo utilizado nesse estudo foi descrito por Savenije (1986 e 2005), tendo sido aplicado em 33 estuários em quatro continentes, entretanto essa é a primeira vez que esse modelo é utilizado no Brasil e num estuário insular com uma vazão fluvial baixa (SAVENIJE, 2016). As aplicações, ao qual o modelo foi submetido, se destina em descrever o gradiente salino e o aumento da intrusão salina, devido ao consumo da água em bacias hidrográficas.

Nesse estudo, temos como hipótese que o aporte de água doce proveniente de outra bacia hidrográfica, lançado de forma pontual por uma ETE promoverá a retração da intrusão salina o que implicará em redução na qualidade da água do estuário. Os valores de vazão da ETE avaliados consideram a situação atual, a de projeto e a estimada para um cenário crítico (populações residente e flutuante), obtido por meio de um modelo de crescimento logístico da população. Para avaliar a modificação da intrusão salina utilizamos um modelo analítico unidimensional do estado estacionário, e o balanço de cargas foi utilizado para estimar os impactos na qualidade da água devido o lançamento de efluentes de uma ETE num estuário insular (Ilha de Santa Catarina) com baixa vazão fluvial.

## 3.2 MATERIAIS E MÉTODOS

### 3.2.1 Área de estudo

A bacia hidrográfica (BH) do rio Papaquara, localizada no Norte da Ilha de Santa Catarina no município de Florianópolis – SC (Figura 3.1), tem seu exutório no rio Ratoles no interior da Estação Ecológica de Carijós – EE Carijós, unidade de conservação de proteção integral.

O clima da região é caracterizado como subtropical com chuvas bem distribuídas durante todo o ano, com o mês de fevereiro apresentando os maiores volumes de precipitação acumulada (198 mm) e junho os menores valores (75 mm), baseado em dados de 1961 a 1990 (INMET, 2010). A região possui um regime de maré astronômica semidurna com amplitude de micromaré (média de 0,52 m) (SORIANO-SIERRA; SIERRA DE LEDO, 1998). Os ventos exercem grande influência nas condições oceanográficas, produzindo marés meteorológicas. Os ventos do quadrante Norte produzem subelevação e os ventos do quadrante Sul sobrelevação dos níveis do mar, tendo sido registrado diferenças de 0,60 m da maré medida com a maré astronômica prevista (VANZ et al., 2015).

Entre as décadas de 1940 e 1950 foram construídos sessenta e três canais na BH do Paraquara com o objetivo de drenar as áreas úmidas e os cursos d'água foram retelinizados (FIDELIS, 1998). No rio Papaquara são lançados efluentes sanitários tratados e não tratados, o que reflete na baixa qualidade de suas águas, principalmente na porção superior do estuário (SILVA et al., 2016). As águas do rio Papaquara são classificadas como salobras de classe 1, no trecho onde a salinidade está entre 0,5 psu a 30 psu, de acordo com a resolução CONAMA 357/05.

A população fixa estimada em 2015 para a bacia do Papaquara é de aproximadamente 22.000 habitantes, mas essa população triplica durante a temporada de veraneio, que se inicia na segunda quinzena de dezembro e vai até o término do carnaval.

Em 1995, foi inaugurada a ETE de Canasvieiras, projetada para atender 24.600 habitantes com vazão média de  $42 \text{ L}\cdot\text{s}^{-1}$ , recebendo os efluentes somente da região denominada balneário de Canasvieiras. No ano de 2011, a ETE passou por ampliações com o objetivo de atender, no final do projeto em 2027, 80.213 habitantes com uma vazão média de  $156 \text{ L}\cdot\text{s}^{-1}$  (FATMA, 2009), recebendo os efluentes dos distritos de Canasvieiras e Cachoeira do Bom Jesus (Figura 3.1).

Os efluentes da ETE são lançados em um canal de drenagem, que percorre 1.600 metros até desaguar no rio Papaquara (Figura 3.1). A

população dos distritos de Canasvieiras e Cachoeira do Bom Jesus recebe água tratada advinda do aquífero dos Ingleses, localizado em outra bacia hidrográfica.

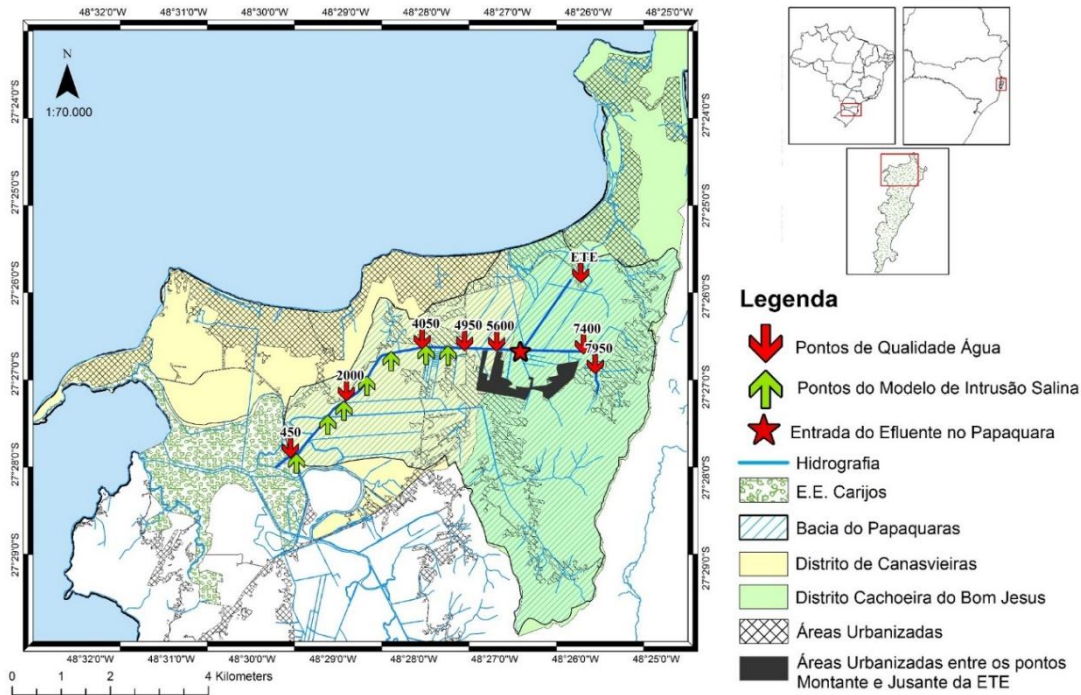
### **3.2.2 Amostragem**

Nesse estudo foram utilizadas duas estratégias de levantamentos de dados em campo. A primeira delas para ser aplicado no modelo analítico de intrusão salina, onde foram coletados dados de salinidade (refratômetro manual, Alfakit, modelo 201bp), largura (medida com trena), profundidade (ecobatímetro portátil, Laylin Associates, modelo SM5) e velocidade da água (fluxômetro, OTT Hydromet, modelo OTT MF pro) em oito pontos no rio Papaquara (Figura 3.1) a bordo de uma embarcação, no dia 24/08/2015, na condição de maré alta associada a ventos do quadrante Sul (velocidade do vento, máxima de 10,9 e média de  $1,9 \text{ m}\cdot\text{s}^{-1}$ ). Para a validação do modelo foram utilizados dados de salinidade de cinco campanhas realizadas entre outubro de 2013 a abril de 2014, nas condições de maré baixa, média e alta, em cinco pontos distintos do utilizado na calibração do modelo.

A segunda estratégia foi utilizada para avaliar a qualidade da água do rio Papaquara e do efluente final da ETE Canasvieiras, onde foram amostrados sete pontos no rio Papaquara mais o efluente final da ETE, durante o período de agosto de 2014 a fevereiro de 2015 (N = 9).

Os descritores de qualidade de água determinados foram: salinidade (refratômetro manual, Alfakit, modelo 201bp), percentual de saturação do oxigênio dissolvido – OD% (ABNT NBR 10559/1988 e CHAPRA, 1997) nas águas do rio Papaquara e demanda bioquímica de oxigênio – DBO (ABNT NBR 12614/1992), fósforo total - PT (ABNT NBR 12772/1992 e VALDERRAMA, 1981) foram determinados no efluente da ETE e nas águas do Papaquara. Todos os dados encontram-se no anexo B desse trabalho.

**Figura 3.1:** Bacia hidrográfica do rio Papaquara, distritos atendidos pela ETE e suas áreas urbanizadas, localização do ponto monitoramento da qualidade da água e pontos de obtenção dos dados do modelo de intrusão salina. Os valores em cima das setas vermelhas representam a distância da boca do estuário em metros.



### 3.2.3 Vazão

Por não haver estações limétricas na BH do Papaquara, a vazão fluvial foi estimada utilizando as equações descritas no estudo de regionalização de vazões do Estado de Santa Catarina (SANTA CATARINA, 2006).

A metodologia de regionalização de vazões tem como premissa que os parâmetros hidrológicos-estatísticos de bacias hidrográficas em uma região semelhante podem ser relacionados com suas características hidrometeorológicas e fisiografias (TUCCI, 2002). Através dessa metodologia obtêm-se regressões entre esses parâmetros hidrometeorológicos e fisiográficos com as diferentes formas de expressar a vazão fluvial, tais como: vazão média de longo termo, vazão específica, distribuição sazonal da vazão e curva de permanência.

A curva de permanência representa as relações entre as vazões de um rio com a probabilidade de que sua ocorrência se iguale ou supere a este valor de vazão (TUCCI, 2002). A curva de permanência é obtida pelo cálculo da vazão média de longo termo multiplicado pelo coeficiente percentual, conforme equação. 1, (SANTA CATARINA, 2006).

$$Q_P = [(9,393 \times 10^{-4} \cdot P^{0,362} \cdot AD^{1,092}) \cdot Kp] \cdot 1000 \quad (1)$$

Onde: **Q<sub>P</sub>**: Vazão percentual (L·s<sup>-1</sup>);

**P**: Precipitação/chuva (mm·ano<sup>-1</sup>);

**AD**: Área de Drenagem (km<sup>2</sup>);

**Kp**: Coeficiente percentuais da curva de permanência.

Os valores de *Kp* para Q<sub>25</sub>, Q<sub>50</sub> e Q<sub>75</sub>, são respectivamente: 1,24; 0,87 e 0,60 (SANTA CATARINA, 2006). Os valores de referência para a precipitação média anual utilizado foi de 1.543,9 mm·ano<sup>-1</sup>; volume obtido a partir da média de dados acumulados coletados entre 1961 e 1990 (INMET, 2010). A área da BH utilizada é de 32,28 km<sup>2</sup> (FIDELIS, 1998).

A vazão antrópica foi estimada a partir do modelo que descreve o crescimento populacional e a vazão per capita de produção de esgoto, considerando a relação:

$$Q_A = \frac{qpc \cdot Pop}{86400} \quad (2)$$

Onde: **Q<sub>A</sub>**: Vazão antrópica (L·s<sup>-1</sup>);

**qpc**: Vazão per capita de esgoto (L·hab<sup>-1</sup>·dia<sup>-1</sup>);

**Pop**: População.

A vazão *per capita* utilizada nas estimativas da concessionária de serviços de saneamento da cidade de Florianópolis, é de 168 L·hab<sup>-1</sup>·dia<sup>-1</sup> (FATMA, 2009).

Para descrever o crescimento populacional utilizou-se o modelo de crescimento logístico, proposto por Verhulst em 1838. O modelo estabelece taxas de crescimento de forma exponencial para baixas densidades populacionais e em altas densidades a taxa de crescimento diminui assintoticamente a um valor de saturação, definida como capacidade de suporte do local, que representa o aumento da resistência do meio impedindo o crescimento contínuo e desenfreado da população (BACAËR, 2011; IANNELLI & PUGLIESE, 2015).

$$N_t = N_s \frac{N_0}{N_0 + (N_s - N_0) \cdot e^{-r \cdot t}} \quad (3)$$

Onde: **N<sub>t</sub>**: Número de habitantes no tempo *t*;  
**N<sub>0</sub>**: número de habitantes inicial, tempo *t*<sub>0</sub>;  
**N<sub>s</sub>**: número de habitantes de saturação, capacidade de suporte;  
**t**: tempo em anos;  
**r**: taxa de crescimento.

Os parâmetros do modelo, taxa de crescimento e capacidade suporte, podem ser estimados a partir da população de três diferentes anos igualmente espaçados (BACAËR, 2011)

$$N_s = N_1 \cdot \left[ \frac{(N_0 \cdot N_1) + (N_1 \cdot N_2) - (2 \cdot N_0 \cdot N_2)}{(N_1)^2 - (N_0 \cdot N_2)} \right] \quad (4)$$

$$r = \frac{1}{t_2 - t_1} \cdot \ln \left[ \frac{(1/N_0) - (1/N_s)}{(1/N_1) - (1/N_s)} \right] \quad (5)$$

Onde: **N<sub>s</sub>**: número de habitantes de saturação, capacidade de suporte;  
**N<sub>0</sub>**, **N<sub>1</sub>** e **N<sub>2</sub>**: número de habitantes nos tempos “*t*<sub>0</sub>”, “*t*<sub>1</sub>” e “*t*<sub>2</sub>”.  
**t**: tempo em anos;  
**r**: taxa de crescimento

A partir dos dados da população residente dos anos 1991 (*t*<sub>0</sub>), 2000 (*t*<sub>1</sub>) e 2010 (*t*<sub>2</sub>) (censos IBGE, 1991, 2000 e 2010) e da população flutuante para os mesmos anos (GUARDA, 2012), nos distritos de Canasvieiras e Cachoeira do Bom Jesus, estimou-se o crescimento populacional total (população residente mais flutuante) até o ano de 2030.

### 3.2.4 Cargas de nutrientes e matéria orgânica

Para avaliar a influência do efluente da ETE sobre a qualidade da água do rio Papaquara, foi determinada a carga de nutriente, baseada nas concentrações de PT, e de matéria orgânica, em função da DBO, da ETE e do rio Papaquara conforme equação 6.

$$W = [C] \cdot Q \quad (6)$$

Onde: **W**: Carga ( $\text{g} \cdot \text{s}^{-1}$ );  
**[C]**: Concentração ( $\text{g} \cdot \text{L}^{-1}$ );  
**Q**: Vazão ( $\text{L} \cdot \text{s}^{-1}$ ).

A vazão da ETE foi obtida no momento da amostragem por um medidor de nível ultrassônico instalado na entrada do efluente bruto na ETE (marca Nivelco, modelo Ecotrek). A vazão fluvial ( $Q_{50}$ ) no rio Papaquara foi estimada a partir da equação 1, considerando uma área de drenagem de  $6,1 \text{ km}^2$  para o ponto a montante (7.400 metros da boca do estuário) e de  $10,6 \text{ km}^2$  para o ponto jusante da ETE (5.600 metros da boca do estuário). O ponto onde os efluentes entram no Papaquara encontra-se a 6.100 m de distância da boca do estuário, conforme Fig. 1.

No ponto a jusante do lançamento da ETE há uma área urbanizada de  $0,75 \text{ km}^2$  que não é atendida pelo serviço público de coleta e tratamento de efluentes, contanto com sistemas individuais de tratamento e disposição, normalmente sistema fossa séptica e sumidouro. Para avaliar a influência dessa carga difusa, utilizou-se a equação 7.

$$W_{Difusa} = [C] \cdot \left( \frac{A_{urb} \cdot D_{pop} \cdot qcp}{86400} \right) \quad (7)$$

Onde: **W<sub>Difusa</sub>**: Carga difusa ( $\text{g} \cdot \text{s}^{-1}$ );  
**[C]**: Concentração no esgoto bruto ( $\text{g} \cdot \text{L}^{-1}$ );  
**A<sub>urb</sub>**: Área urbanizada ( $\text{km}^2$ );  
**D<sub>pop</sub>**: Densidade populacional da área urbanizada ( $\text{hab} \cdot \text{km}^{-2}$ );  
**qcp**: Contribuição per capita ( $\text{L} \cdot \text{hab}^{-1} \cdot \text{dia}^{-1}$ ).

A densidade populacional da área urbanizada da BH é de  $2.170 \text{ hab} \cdot \text{km}^2$ . A partir dos dados de monitoramento do efluente de entrada (esgoto bruto) da ETE, quantificados durante o período de maio de 2011 a dezembro de 2014 ( $N = 96$ ) pela concessionária, foram definidos os valores de concentração de DBO de  $150 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$  e de PT igual a  $4,1 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$  (ICMBIO, 2011). Não foram consideradas reduções na concentração de matéria orgânica ou nutrientes pelos sistemas individuais de tratamento.



### 3.2.5 Intrusão Salina

O modelo analítico unidimensional de salinidade desenvolvido por Savenije (2005) estima os perfis longitudinais de salinidade em estuários aluvionares. Numa situação de estado estacionário, a derivada parcial em função do tempo, na equação de balanço de sal é igual a zero. Savenije (2005), considerando como constante a vazão fluvial ( $Q_f$ ) e a área da secção molhada ( $A$ ), define a equação de balanço de sal como:

$$S - S_f = - \frac{A}{|Q_f|} D \frac{dS}{dx} \quad (8)$$

Onde: **S**: Salinidade;  
**S<sub>f</sub>**: Salinidade fluvial;  
**A**: Área da secção molhada;  
**Q<sub>f</sub>**: Vazão fluvial;  
**D**: Coeficiente de dispersão longitudinal.

A vazão fluvial tem valor negativo desde que a orientação do eixo longitudinal da boca do estuário em direção a montante seja positivo. Considerando a relação entre a salinidade e o coeficiente de dispersão, baseado no trabalho de Van der Burg (1972), definido por:

$$\frac{dD}{dx} = -K \frac{|Q_f|}{A} \quad (9)$$

Onde: **D**: Coeficiente de dispersão longitudinal;  
**K**: Coeficiente de Van der Burgh;  
**A**: Área da secção molhada;  
**Q<sub>f</sub>**: Vazão fluvial.

A distribuição longitudinal da salinidade pode ser expressa, substituindo a equação 8 na 9:

$$\frac{dS}{S-S_f} = \frac{1}{K} \frac{dD}{D} \quad (10)$$

Integrando a equação 10 e considerando a salinidade fluvial igual a zero, temos:

$$S_x = S_0 \cdot \left(\frac{D_x}{D_0}\right)^{1/K} \quad (11)$$

Onde: **S<sub>x</sub>**: Salinidade num ponto do estuário (psu);

**S<sub>0</sub>**: salinidade, na boca do estuário (psu);

**D<sub>x</sub>**: coeficiente de dispersão longitudinal, num ponto do estuário (m<sup>2</sup>·s<sup>-1</sup>);

**D<sub>0</sub>**: coeficiente de dispersão longitudinal na boca do estuário (m<sup>2</sup>·s<sup>-1</sup>);

**K**: coeficiente de Van der Burgh's, adimensional;

Em estuários de planícies aluviais a área da secção transversal e a largura, podem ser em descritas por funções exponenciais ao longo do eixo longitudinal do estuário (SANENIJE, 2005), conforme equações a seguir:

$$A = A_0 \cdot e^{(-x/a)} \quad (12)$$

$$B = B_0 \cdot e^{(-x/b)} \quad (13)$$

Onde: **A**: área da secção transversal no ponto “x” (m<sup>2</sup>);

**A<sub>0</sub>**: área da secção transversal na boca do estuário (m<sup>2</sup>);

**x**: distância em da boca do estuário (m), onde x < 0 no sentido a montante;

**a**: comprimento de convergência da área da secção transversal (m);

**B**: largura do estuário no ponto “x” (m);

**B<sub>0</sub>**: largura da boca do estuário (m);

**b**: comprimento de convergência da largura (m).

Substituindo a relação exponencial da equação 12 na equação 9 e integrando temos:

$$D_x = D_0 \cdot \{1 - \beta [e^{(x/a)} - 1]\} \quad (14)$$

$$\text{Sendo: } \beta = \frac{K \cdot a}{\alpha_0 \cdot A_0} \quad (15)$$

$$\alpha_0 = -\frac{D_0}{Q_f} \quad (16)$$

Onde: **D<sub>x</sub>**: coeficiente de dispersão longitudinal, num ponto do estuário (m<sup>2</sup>·s<sup>-1</sup>);

- $D_0$ : coeficiente de dispersão longitudinal na boca do estuário ( $m^2 \cdot s^{-1}$ );
- $K$ : coeficiente de Van der Burgh's, adimensional;
- $\beta$ : taxa de redução do coeficiente de dispersão, adimensional;
- $x$ : distância em da boca do estuário, onde  $x > 0$  a montante (m);
- $a$ : comprimento de convergência da área da secção transversal (m);
- $Q$ : vazão fluvial ( $m^3 \cdot s^{-1}$ );
- $A_0$ : área da secção transversal na boca do estuário ( $m^2$ );
- $\alpha_0$ : coeficiente de mistura na boca do estuário em ( $m^{-1}$ ).

Quando a salinidade de um determinado ponto do estuário ( $S_x$ ) for igual a salinidade fluvial ( $S_f$ ), o coeficiente de dispersão longitudinal será igual a zero ( $D_x = 0$ ), rearranjando a equação 14, podemos estimar o comprimento da intrusão salina ( $L$ ).

$$L = a \cdot \ln\left(\frac{1}{\beta} + 1\right) \quad (17)$$

- Onde:  $L$ : comprimento da intrusão salina (m)
- $a$ : comprimento de convergência da área da secção transversal (m);
- $\beta$ : taxa de redução do coeficiente de dispersão, adimensional.

No processo de calibração os parâmetros que podem ser ajustados são o coeficiente de Van der Burgh ( $K$ ) e o parâmetro  $\alpha_0$ , na condição de estufa de preamar. O coeficiente de Van der Burgh, varia de zero a um, e é conhecido como o “fator de forma” da curva da salinidade ao longo do eixo longitudinal, estando fortemente relacionado com os parâmetros de forma do estuário (GISEN et.al., 2015). O coeficiente de Van der Burgh foi determinado a partir da equação descrita por Gisen et.al. (2015) obtida a partir da regressão dos dados de 30 estuários ao redor do planeta, conforme equação 18.

$$K = 8,03 \times 10^{-6} \cdot \left(\frac{B}{B_0}\right)^{0,3} \cdot \left(\frac{g}{C^2}\right)^{0,09} \cdot \left(\frac{E}{H}\right)^{0,97} \cdot \left(\frac{h_0}{b}\right)^{0,11} \cdot \left(\frac{H_0}{h_0}\right)^{1,1} \cdot \left(\frac{\lambda}{E}\right)^{1,68} \quad (18)$$

$$\lambda = T \sqrt{g \cdot h / r_s} \quad (19)$$

- Onde:  $B$ : largura do estuário no limite da intrusão salina (m);
- $B_0$ : largura na boca do estuário (m);
- $g$ : aceleração da gravidade ( $9,8 m \cdot s^{-2}$ );

**C**: coeficiente de Chezy, ( $m^{1/2}\cdot s^{-1}$ )  
**E**: excursão de maré (m);  
**H**: amplitude da maré na boca do estuário (m);  
**h<sub>0</sub>**: profundidade do estuário na boca do estuário (m);  
**b**: comprimento de convergência da largura em (m);  
**T**: período de maré, (maré semi-diurna 43082 s);  
**rs**: Razão entre largura de armazenamento e largura do rio.

A excursão de maré (E) descreve a distância longitudinal que uma partícula percorre no estuário entre o máximo e mínimo da maré, entre a estofa de preamar e de baixamar, o valor desse parâmetro foi obtido com base em Miranda (2002).

$$E = \frac{v \cdot T}{\pi} \quad (20)$$

Onde: **E**: excursão de maré (m);  
**v**: amplitude de velocidade da maré ( $m \cdot s^{-1}$ );  
**T**: período de maré;  
 **$\pi$** : 3,14.

O coeficiente de dispersão longitudinal representa a mistura de solução salina e a água doce num estuário, como resultado da circulação residual induzida por gradientes de densidade (circulação gravitacional) e movimento das marés (GISEN et.al., 2015). O coeficiente de dispersão longitudinal na boca do estuário ( $D_0$ ) é um parâmetro essencial para o modelo e não há forma de medi-lo diretamente. Deynoot, (2011), através da aplicação dos modelos de Savenije (2005) e de Kuijper & Van Rijn (2011), apresenta uma equação para estimar a  $D_0$  para a condição de estofa de preamar.

$$D_0^{MA} = 1400 \cdot \frac{h_0 \cdot E^{0,5}}{a} \cdot \sqrt{\frac{\Delta\rho}{\rho} \cdot g \cdot \frac{Q_f \cdot T}{B_0}} \quad (21)$$

Onde:  **$D_0^{MA}$** : Coeficiente de dispersão longitudinal na boca do estuário na estofa de preamar ( $m^2 \cdot s^{-1}$ );  
**h<sub>0</sub>**: Profundidade na boca do estuário (m);  
**E**: Excursão de maré na boca do estuário (m);  
**a**: Comprimento de convergência da área da secção transversal (m);  
 **$\rho$** : Densidade [ $\rho(S, T^\circ) = 1.028,106 + (8,68243 \times 10^{-3} \cdot T) + (3,819566 \times 10^{-2} \cdot T^2) + (0,8036307 - 1,7117 \times 10^{-3} \cdot T) \cdot (S - 35)$ ] ( $kg \cdot m^{-3}$ );  
 **$\Delta\rho$** : Diferença de densidade;

- g**: Aceleração da gravidade ( $9,8 \text{ m}\cdot\text{s}^{-2}$ );  
**Q**: Vazão fluvial ( $\text{m}^3\cdot\text{s}^{-1}$ );  
**T**: Período de maré (43082 s);  
**B**: largura do rio/estuário na boca do estuário (m).

Após a calibração do modelo na condição de estofa de preamar, estima-se os  $D_0$  para as condições de maré média e de estofa de baixamar, utilizando as equações 11 e 14, usando  $x = E/2$ , para maré média e de forma similar para maré baixa (SAVENIJE, 2005), conforme segue:

$$D_0^{MM} = D^{MA} \left( \frac{E}{2} \right) \cdot e^{\left( \frac{-E}{2 \cdot a} \right)} \quad (22)$$

$$D_0^{MB} = D^{MA}(E) \cdot e^{\left( \frac{-E}{a} \right)} \quad (23)$$

Onde:  $D_0^{MA}$ : Coeficiente de dispersão longitudinal na boca do estuário na estofa de preamar ( $\text{m}^2\cdot\text{s}^{-1}$ );

$D_0^{MM}$ : Coeficiente de dispersão longitudinal na boca do estuário na maré média ( $\text{m}^2\cdot\text{s}^{-1}$ );

$D_0^{MB}$ : Coeficiente de dispersão longitudinal na boca do estuário na estofa da baixamar ( $\text{m}^2\cdot\text{s}^{-1}$ );

**E**: Excursão de maré na boca do estuário (m);

**a**: Comprimento de convergência da área da seção transversal (m).

### 3.2.5.1 Análise do modelo de intrusão salina

Os resultados de um modelo estão intimamente ligados à quantidade, qualidade e representatividade dos dados utilizados (TUCCI, 1998). As etapas de calibração, verificação, análise de sensibilidade e validação do modelo são fundamentais para que exista consistência entre os resultados preditos pelo modelo e os valores reais do sistema estudado (FLECK et. al. 2013). Entende-se por calibração a variação de parâmetros do modelo a fim de obter o melhor ajuste entre os valores predito pelo modelo e os dados de obtidos em campo.

Optamos pelo ajuste do parâmetro  $\alpha_0$  do modelo (equação 16), com o objetivo de reduzir ao máximo a raiz média dos erros quadráticos (RMSE), calculado conforme equação 24. O RMSE mede o erro em termos absolutos, quantificando o erro na unidade da variável (CHIN, 2013). Na etapa de verificação avalia-se a qualidade da calibração, por meio de análises da distribuição dos erros e a utilização de índices.

A normalidade da distribuição dos erros e sua homocedasticidade são pressupostos que devem ser observados em um modelo que tenha boa capacidade de explicar os dados de campo, sendo assim foi avaliada a normalidade pelo teste de Shapiro-Wilk ( $p > 0,05$ ) e sua homocedasticidade pelo teste de Breusch-Pagan ( $p > 0,05$ ).

Utilizamos os índices erro de tendência (MBE) equação 25 e o índice de ajuste ( $dr$ ) proposto por Willmott et.al. (2011) equação 26. O MBE que descreve a direção de polarização do erro, onde seu valor está relacionado com a magnitude dos valores investigados e o  $dr$  indica a soma das amplitudes dos erros com os desvios dos dados de campo em relação a sua média, valores próximos de 1 indicam concordância entres os valores médios previstos e os observados.

Na análise da sensibilidade é avaliado se a resposta do modelo é pouco ou muito influenciada pelo valor de um determinado parâmetro, permitindo concluir sobre a necessidade de menores ou maiores esforços na obtenção mais precisa do valor do parâmetro. Nessa etapa testamos a resposta do modelo utilizando vazões fluviais diferentes ( $Q_{25}$  e  $Q_{75}$ ) da utilizada na calibração ( $Q_{50}$ ) e pela variação de 20% no coeficiente de Van der Burgh (K). Na validação examina-se a capacidade do modelo explicar dados independentes do utilizado na etapa de calibração. Utilizamos para essa etapa os dados de salinidade de cinco campanhas amostrais realizadas durante outubro de 2013 a abril de 2014, nas condições de marés baixa, média e alta.

$$RMSE = \sqrt{\frac{\sum(Y_{est}-Y_{obs})^2}{n}} \quad (24)$$

$$MBE = \frac{Y_{est\text{médio}}-Y_{obs\text{médio}}}{n} \quad (25)$$

$$dr = 1 - \frac{\sum|Y_{est}-Y_{obs}|}{2.\sum|Y_{obs}-Y_{obs\text{médio}}|} \quad (26)$$

Onde: **RMSE**: Raiz média dos erros quadráticos;

**Yest**: Valores estimados pelo modelo;

**Yobs**: Valores observados em campo;

**n**: Número de observações;

**MBE**: Erro de tendência;

**Yest<sub>méd</sub>**: Média dos valores estimados pelo modelo;

**Yobs<sub>méd</sub>**: Média dos valores observados em campo;

**dr**: Índice de ajuste.

### 3.2.5.2 Cenários

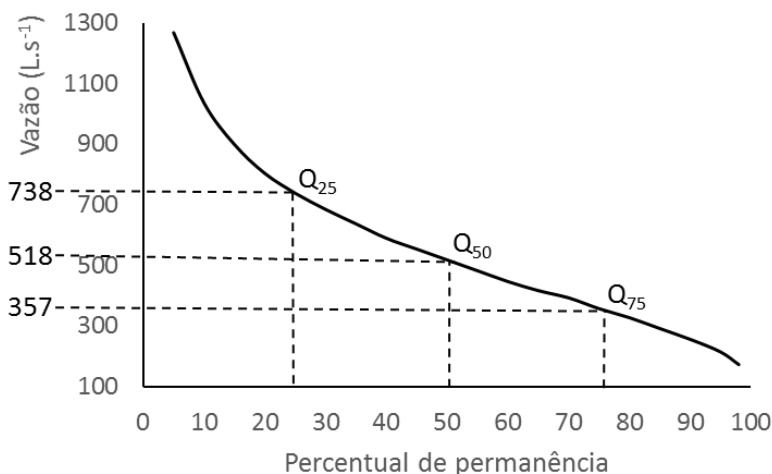
Três cenários foram aplicados ao modelo calibrado: I) distribuição da salinidade no estuário do Papaquara sem a contribuição da vazão antrópica; II) distribuição da salinidade com a vazão para a qual a ETE foi projetada, ou seja,  $156 \text{ L}\cdot\text{s}^{-1}$ ; III) distribuição da salinidade com a ETE sob uma vazão crítica em 2027, horizonte de projeto, considerando a população residente mais a flutuante.

## 3.3 RESULTADOS

### 3.3.1 Vazão

A curva de permanência (figura 3.2) apresenta a vazões percentuais entre 5 a 98%. A vazão mediana estimada ( $Q_{50}$ ) é de  $518 \text{ L}\cdot\text{s}^{-1}$  e a probabilidade de encontramos vazões iguais ou superiores a  $738 \text{ L}\cdot\text{s}^{-1}$ , assim como menores que  $357 \text{ L}\cdot\text{s}^{-1}$ , é de 25%.

**Figura 3.2:** Curva de permanência do rio Papaquara. Os valores em destaque na curva são respectivamente:  $Q_{25}$ ,  $Q_{50}$ ,  $Q_{75}$ .

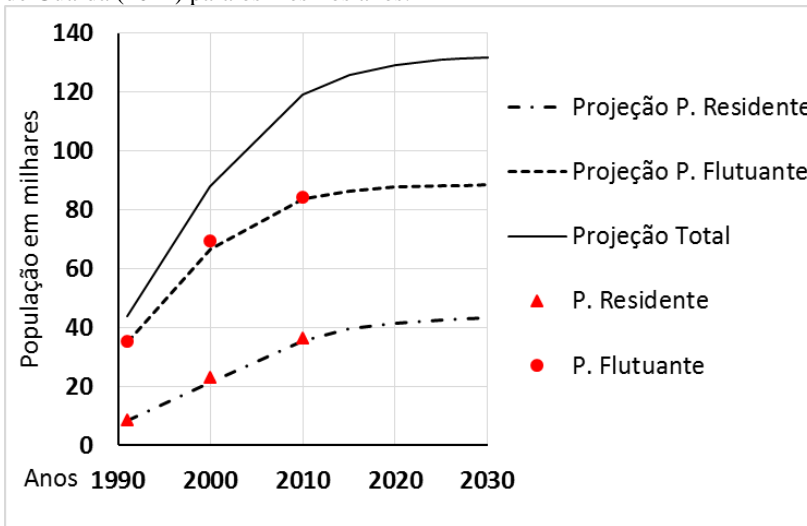


O número limitado de dados do censo por distritos, apenas três, inviabilizou a validação do modelo de crescimento populacional. Entretanto o IBGE fez duas contagens gerais da população da cidade de

Florianópolis nos anos de 1996 e 2007. Ao aplicar o modelo logístico para a cidade de Florianópolis observamos boa aderência da estimativa com os dados de 1996 e 2007, apresentando um erro percentual de 11,3 e -1,3% respectivamente.

Aplicando o modelo logístico nos distritos de Canasvieiras e Cachoeira do Bom Jesus, para as populações residente e flutuante, observa-se que os valores se encontram muito próximo do número de habitantes de saturação, estimado pela equação 4 (Figura 3.3). A população residente e flutuante estimada será de 131.250 habitantes para 2030 e o valor da população de saturação estimada é de 132.300 habitantes.

**Figura 3.3:** Projeção das populações residente, flutuante e total. População fixa obtido dos censos do IBGE de 1991, 2000 e 2010; população flutuante extraído de Guarda (2012) para os mesmos anos.



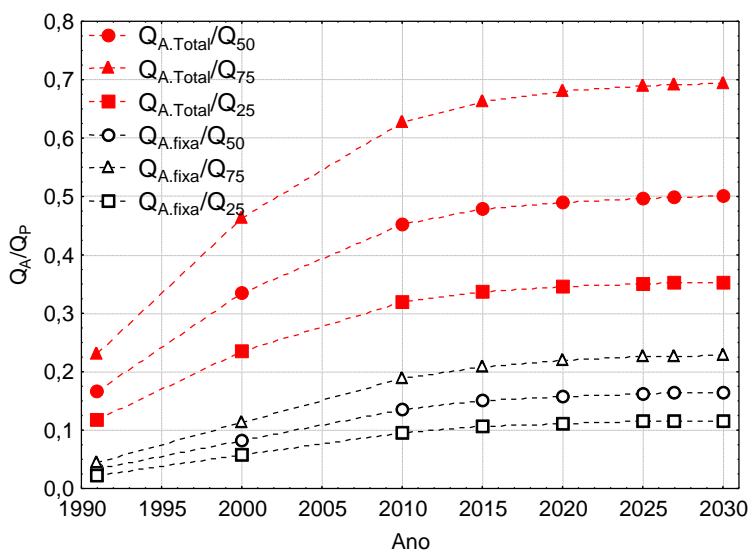
A vazão antrópica, estimada pela equação 2, para a população residente em 2015 foi de  $77 \text{ L}\cdot\text{s}^{-1}$ , (valor utilizado na calibração do modelo de intrusão salina) já a vazão antrópica para um cenário crítico com a contribuição das populações residente e flutuante em 2027 será de  $255 \text{ L}\cdot\text{s}^{-1}$ .

A relação entre a vazão antrópica -  $Q_A$  (equação 2) e a vazão percentual -  $Q_P$  (equação 1), aumentará gradativamente com o passar dos anos. Analisando a  $Q_A$  da população total em 2027 e a  $Q_{75}$ , haverá um aumento de 70% no aporte de água doce no sistema, entretanto, se



considerarmos somente a  $Q_A$  da população fixa e o  $Q_{25}$  esse aumento será de apenas 12% (Figura 3.4). Utilizando como base a  $Q_{50}$ , em 2027 a vazão antrópica da população residente elevará a vazão fluvial do estuário em 16%, entretanto se considerar a contribuição antrópica da população residente e flutuante para o mesmo ano o aumento será de 50%.

**Figura 3.4:** Razão entre a vazão antrópica ( $Q_A$ ) e a vazão percentual ( $Q_P$ ). Vazão antrópica para população total e fixa até o ano de 2030 e vazão fluvial para as vazões percentuais de  $Q_{25}$ ,  $Q_{50}$  e  $Q_{75}$ .

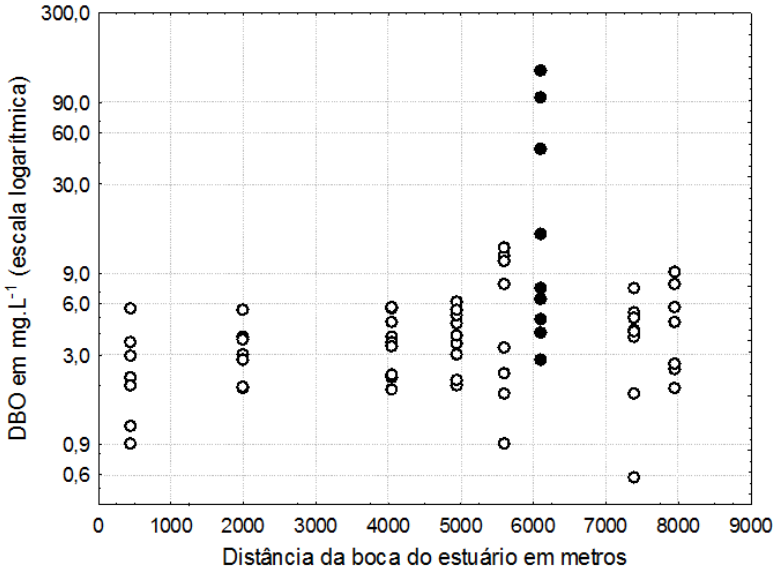


### 3.3.2 Qualidade da água

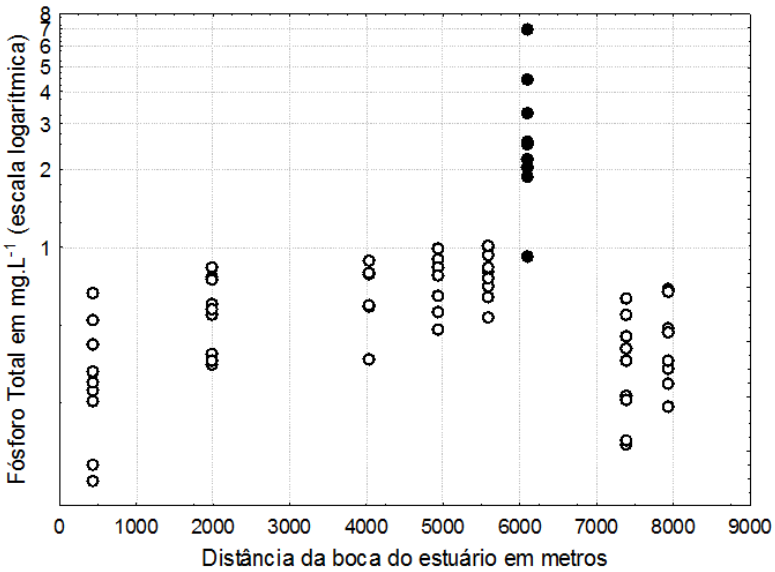
A concentração mediana da DBO observada na saída da ETE foi de  $7,3 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ , com um coeficiente de variação de 1,37, apresentando variações mínimo e máximo de  $2,8$  e  $137 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ , respectivamente. A concentração de fósforo total no efluente da ETE foi de  $2,5 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ , variando entre  $0,9$  e  $6,9 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$  com coeficiente de variação de 0,60 (Figura 3.5).

As concentrações de PT e DBO no rio Papaquara apresentam os máximos de  $1,0$  e  $12,7 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$  respectivamente, em 5.600 m de distância do boca do estuário (jusante da ETE), onde foram observados os menores valores de OD% (Figura 3.6).

**Figura 3.5:** Gráfico de dispersão dos parâmetros DBO e fósforo total nas águas do rio Papaquara e no efluente tratado pela ETE. Pontos pretos concentração no efluentes final da ETE e pontos vazados concentração no rios Papaquara.



A



B

Baixos níveis de OD foram quantificados em todo o estuário, sendo 55 % das amostras caracterizada como hipóxia ( $OD < 30\%$ ) e 20 % delas com anóxica ( $N = 63$ ). As concentrações de PT e OD% apresentaram correlação linear significativa com a salinidade, entretanto para o PT a correlações foi negativa ( $r = -0,33$  e  $p = 0,0086$ ) e para OD% positiva ( $r = 0,79$  e  $p = 0,0000$ ). Contudo se considerarmos somente os dados entre os pontos 450 a 5600 a correlação entre salinidade e PT se torna mais significativa ( $r = -0,60$  e  $p = 0,0000$ ), já o mesmo não acontece com o OD% que muda pouco ( $r = 0,82$  e  $p = 0,0000$ ).

**Figura 3.6:** Box Plot, mediana, distância interquartílica e mínimo máximo dos parâmetros nas águas do rio Papaquara. A) salinidade e B) percentual de saturação de oxigênio dissolvido.

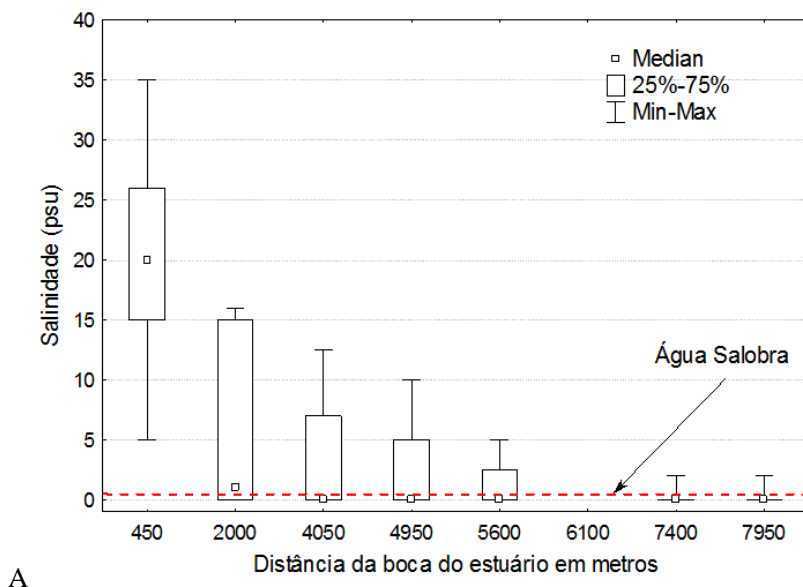
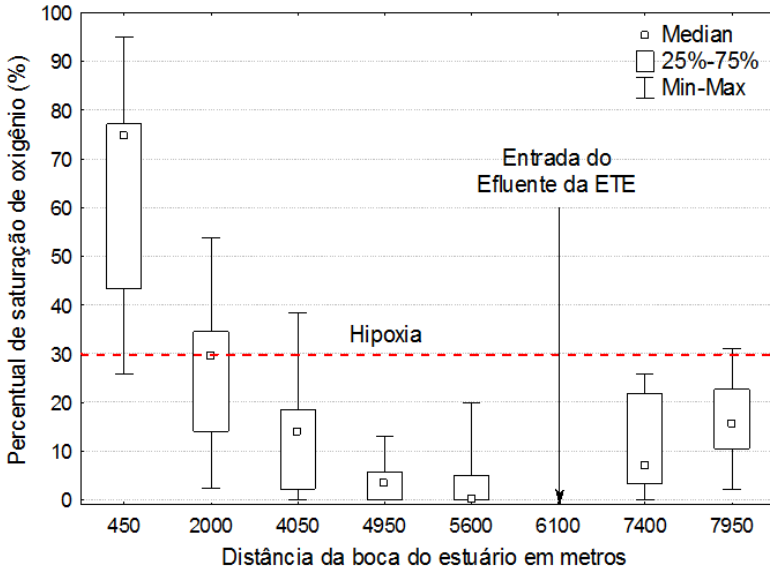


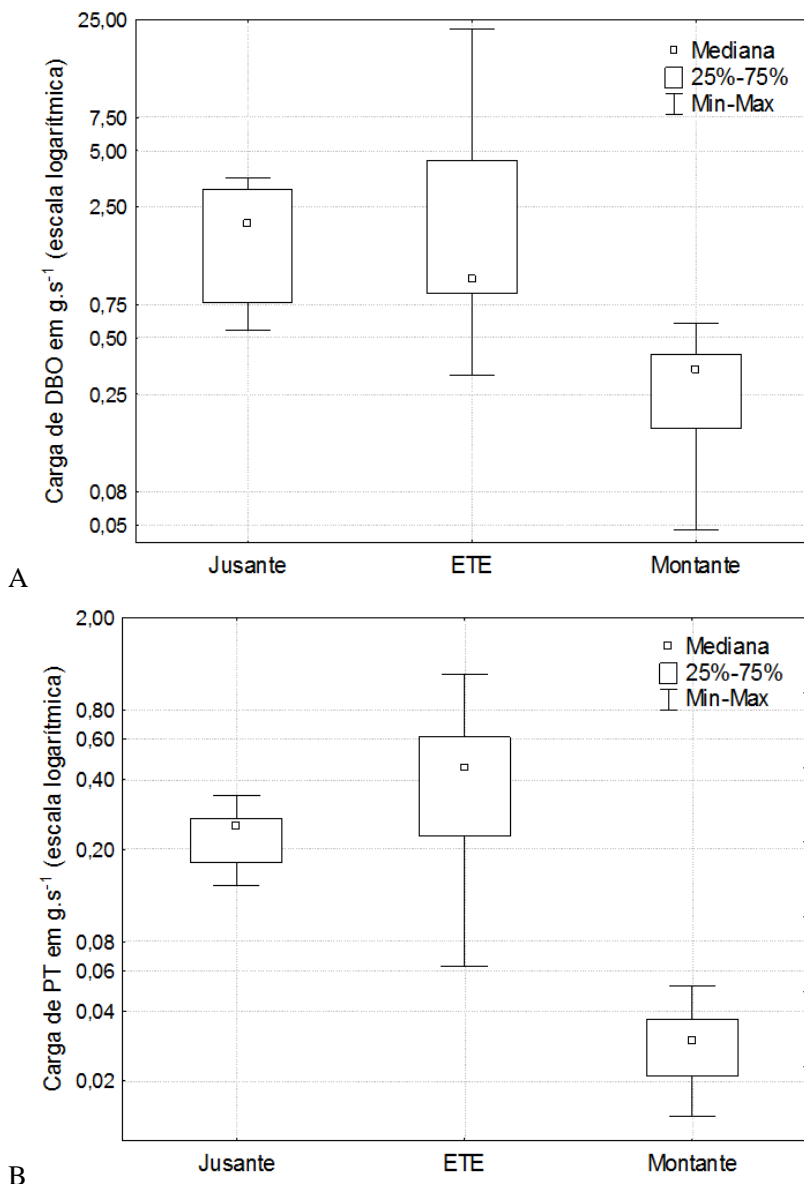
Figura 3.6: Continuação



B

A carga de DBO sextuplicou entre os pontos montante e jusante passando de  $0,3$  para  $2,0 \text{ g}\cdot\text{s}^{-1}$ . A carga de DBO da ETE, em termos medianos, foi de  $1,03 \text{ g}\cdot\text{s}^{-1}$ , menor que a carga do ponto jusante ( $2,03 \text{ g}\cdot\text{s}^{-1}$ ), entretanto, durante as campanhas amostrais, 55 % ( $N = 9$ ) dos valores de carga da ETE foram superiores a carga do ponto jusante (Figura 3.7), fato relacionado as oscilações da vazão e da concentração no efluente final da ETE (Figura 3.5). A carga de fósforo total octuplicou, passando de  $0,03$  a montante para  $0,25 \text{ g}\cdot\text{s}^{-1}$  a jusante (Figura 3.7). A carga difusa calculada entre o trecho montante e jusante foi de uma ordem de grandeza menor que a carga da ETE, sendo de  $0,47 \text{ g}\cdot\text{s}^{-1}$  de DBO e  $0,013 \text{ g}\cdot\text{s}^{-1}$  de PT.

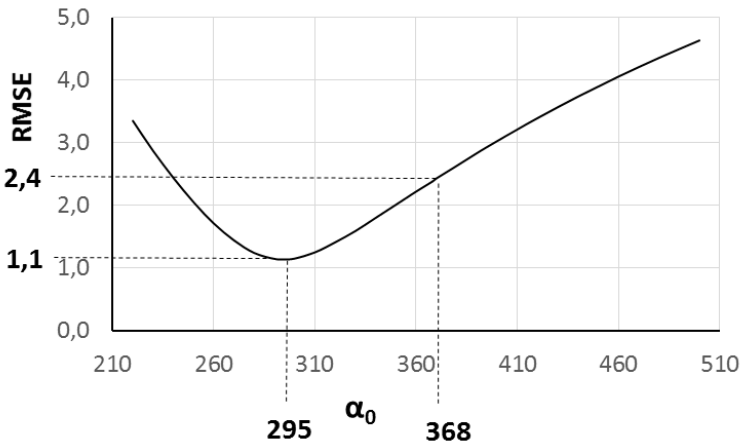
**Figura 3.7:** Box Plot, mediana distância interquartílica e valores mínimo máximo das cargas de fósforo total e DBO, na ETE e nos pontos montante e jusante do canal que recebe os efluentes da ETE no rio Papaquara.



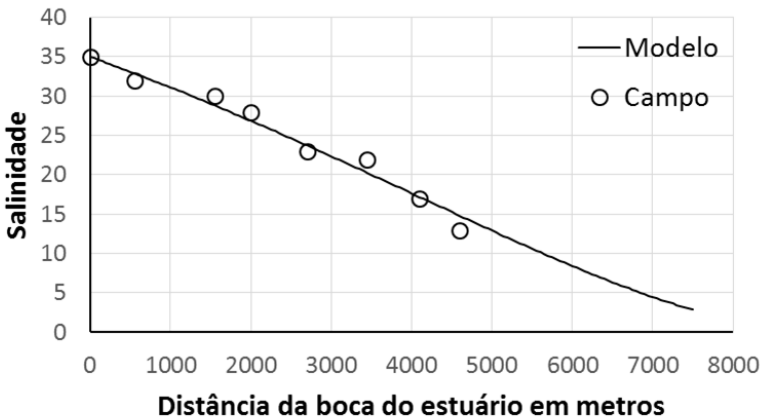
### 3.3.3 Intrusão Salina

O modelo de intrusão salina se mostrou adequado após a calibração. O valor inicial para o parâmetro  $\alpha_0$  foi de  $368 \text{ m}^{-1}$  (equação 12), resultando num RMSE de 2,4. Durante o processo de calibração testou-se valores de  $\alpha_0$  220 a  $500 \text{ m}^{-1}$ , em intervalos de  $20 \text{ m}^{-1}$ , obtendo-se o menor valor de RMSE (1,1) com  $\alpha_0$  para 295, conforme Figura 3.8.

**Figura 3.8:** Resultado da RMSE durante o processo de calibração do modelo. Em destaque os valores de RMSE com o  $\alpha_0$  calculado e calibrado.



A



B

Os residuais do modelo calibrado apresentou distribuição normal e homocedasticidade ( $p > 0,05$ ). As boas performance do modelo são demonstradas pelo baixo valor do MBE (0,96) e pelo elevado índice de ajuste ( $dr$ ) (0,92). Os valores dos parâmetros utilizado no modelo são apresentados na tabela 3.1.

O teste de sensibilidade mostrou que o modelo é mais sensível a vazão fluvial e menos ao coeficiente K (Figura 3.9). O modelo se mostrou consistente durante a validação, conforme figura 3.10. Obteve-se elevados índices de ajuste ( $dr$ ) para os dados utilizados na validação, que variaram entre 0,84 a 0,92.

**Tabela 3.1:** Parâmetros e valores utilizados no modelo

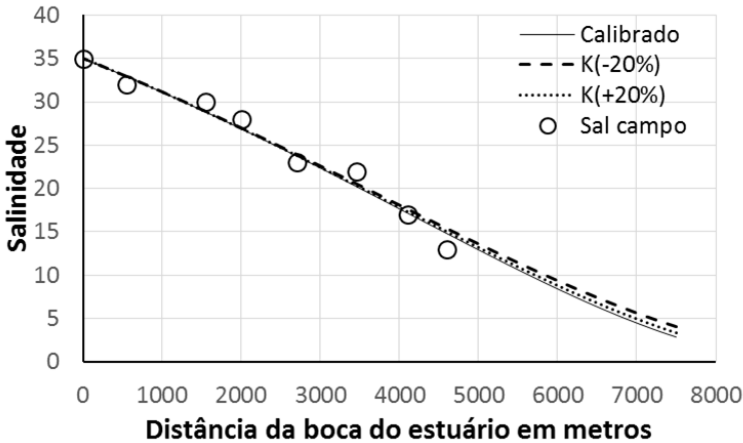
<u>Símbolo</u>	<u>Definição</u>	<u>Valor</u>	<u>Unidade</u>
$B_0$	Largura na boca do estuário	<b>30</b>	m
$B_f$	Largura do estuário no limite da intrusão salina	<b>12,8</b>	m
$h_0$	Profundidade do estuário na boca do estuário	<b>1,6</b>	m
$A_0$	Área da secção transversal na boca do estuário	MA	<b>32</b>
		MM	<b>23,3</b>
		MB	<b>10,6</b>
$a$	Comprimento de convergência da área da secção transversal	<b>6.267,30</b>	m
$R_H$	Raio Hidráulico	<b>1,45</b>	m
$Q_f$	Vazão Fluvial ( $Q_{50} + Q_A$ )	<b>589</b>	L.s <sup>-1</sup>
$T$	Período de maré	<b>43.082</b>	s
$E$	Excursão de maré	<b>2.742,70</b>	m
$H_0$	Amplitude de maré na boca do estuário	<b>1</b>	m
$D_0^{MA}$	Coefficiente de dispersão longitudinal na boca do estuário na estufa de preamar	<b>173</b>	m <sup>2</sup> .s <sup>-1</sup>
$D_0^{MB}$	Coefficiente de dispersão longitudinal na boca do estuário na estufa de baixamar	<b>111,6</b>	m <sup>2</sup> .s <sup>-1</sup>
$D_0^{MM}$	Coefficiente de dispersão longitudinal na boca do estuário na maré média	<b>134,7</b>	m <sup>2</sup> .s <sup>-1</sup>

**Tabela 3.2:** Continuação

$S_0$	Salinidade na boca do estuário	MA	35	psu
		MM	18	
		MB	10	
$K$	Coeficiente de Van der Burgh		0,43	-
$n$	Número de Manning		0,025	s.m <sup>-1/3</sup>
$\alpha_0$	Coeficiente de mistura na boca do estuário	MA	295	m <sup>-1</sup>
		MM	228	
		MB	189	
$\beta$	Taxa de redução do coeficiente de dispersão	MA	0,29	-
		MM	0,51	
		MB	1,35	

Onde: MA – maré alta; MM – maré média; MB – maré baixa.

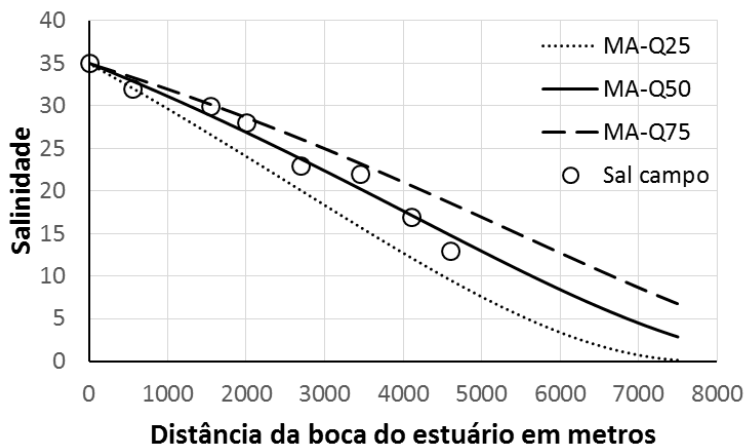
**Figura 3.9:** Modelo de distribuição de salinidade na condição de maré alta. A) Sensibilidade do modelo ao parâmetro K. B) Sensibilidade do modelo a variações na vazão.



A

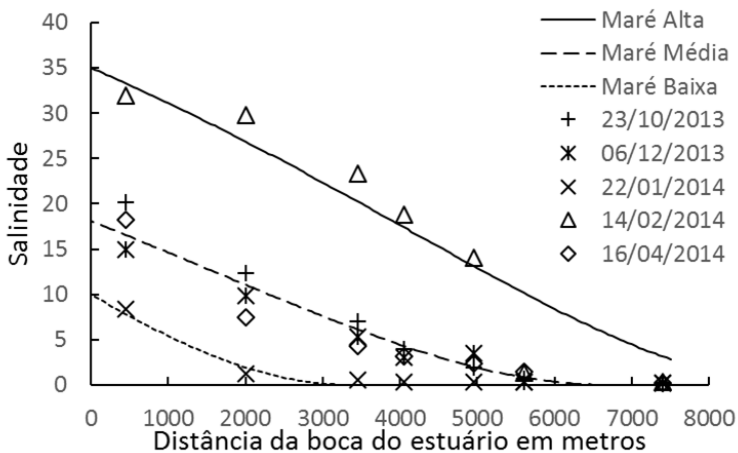


**Figura 3.9:** Continuação.



**B**

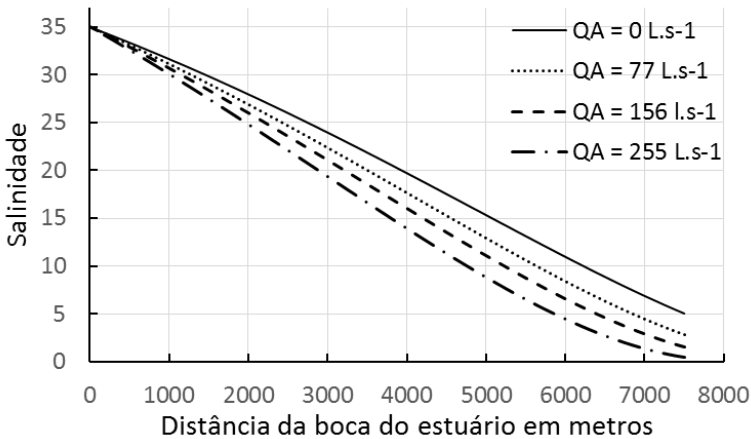
**Figura 3.10:** Modelo de distribuição de salinidade nas condições de maré alta, média e baixa. Validação do modelo com dados de campo distintos do utilizado na calibração.



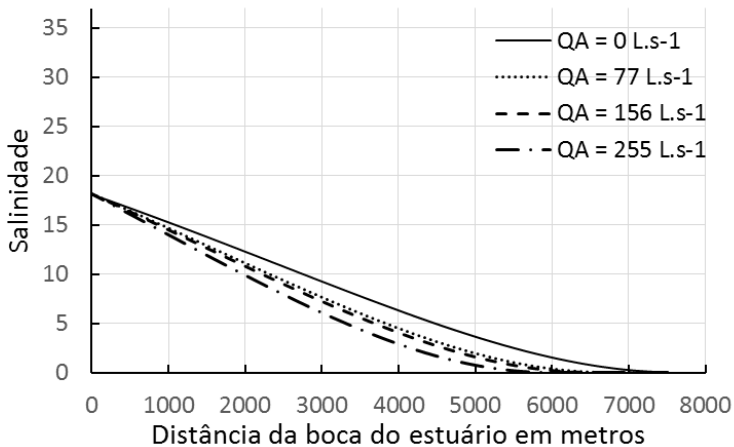
### 3.3.3.1 Cenários

A partir dos cenários propostos, observou-se uma redução progressiva do gradiente salino com o aumento da vazão da antrópica (Fig. 3.11). A vazão antrópica na baixa temporada, considerando apenas a população fixa, trouxe reduções na intrusão salina de 8%, na condição de maré média. Quando a ETE alcançar a vazão de projeto essa redução será na média de 15% e para a vazão da ETE numa situação crítica (população fixa mais flutuante em 2027) a redução será de 22%, conforme tabela 3.2.

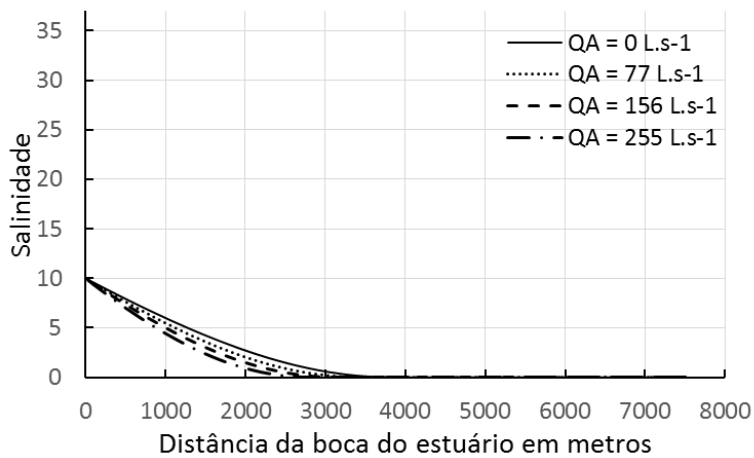
**Figura 3.11:** Distribuição da salinidade com diferentes vazões antrópicas, sendo: A) maré alta; B) maré média; C) maré baixa.



**Figura 3.11:** Continuação.



B



C

**Tabela 3.2:** Redução da intrusão salina em termos percentuais com o aumento da vazão antrópica.

Condição	Intrusão salina (m)	Redução na intrusão salina		
		$Q_A = 0 \text{ L.s}^{-1}$	$Q_A = 77 \text{ L.s}^{-1}$	$Q_A = 156 \text{ L.s}^{-1}$
<i>Maré Alta</i>	10.000 m	- 6%	- 12%	- 18%
<i>Maré Média</i>	7.400 m	- 8%	- 15%	- 22%
<i>Maré Baixa</i>	3.800 m	- 9%	- 17%	- 26%

### 3.4 DISCUSSÃO

O aumento da vazão antrópica no rio Papaquara implicará na redução da intrusão salina e no aumento da carga de poluentes. A intrusão salina tem sido apontada como fator importante para a diluição e para a melhora da qualidade da água ao longo do rio Papaquara, favorecendo o aumento da concentração de OD (Silva et al., 2016; Simonassi et al., 2010).

Considerando a elevada frequência de condições de hipóxia e anoxia neste rio, principalmente na área próxima a ETE, espera-se que a retração da intrusão salina no sistema amplie as zonas hipóxica e anóxica, com consequências para a biota e a biogeoquímica local. A vazão antrópicas estimada nesse estudo, para um cenário crítico, supera a vazão para a qual a ETE foi projetada, o que pode comprometer a eficiência do tratamento. Com o aumento da vazão de entrada na ETE, haverá redução no tempo de detenção hidráulica dos equipamentos do sistema de tratamento (reator UASB), afetando a eficiência na remoção dos constituintes do efluente sanitário. Aumentando a carga de matéria orgânica e nutrientes no estuário. Essas modificações poderão afetar a distribuição das espécies e a qualidade da água do estuário, trazendo impactos a EE Carijós.

A legislação brasileira classifica as águas em função de seus usos e as tipifica em função da salinidade, estabelecendo concentrações máximas permitidas de vários parâmetros para cada classe e tipo. A modificação da salinidade no estuário prevista nesse estudo trará repercussões legais sobre a concentração máxima permitida dos parâmetros de qualidade da água.

Atualmente, as águas do rio Papaquara são classificadas como salobra classe 1 e águas doce classe 2 (resoluções CERH N° 001/2008 e CONAMA 357/05 art. 42). De acordo com o modelo, atualmente, o limite

entre esses tipos de águas ocorre a 8.200 m a montante da boca do estuário. Com o incremento da vazão antrópica, de 77 para 255 L·s<sup>-1</sup>, prevista em condição de maré alta esse limite reduzirá para 7.400 m (figura 3.11 A), ou seja, haverá mudança na classificação desse trecho do rio, de salobra classe 1 para doce classe 2. Nas águas doce classe 2, as concentrações máximas permitidas para compostos nitrogenados (nitrito, nitrato, amônia) são maiores que as permitidas na salobra classe 1 (resolução CONAMA 357/05 art<sup>os</sup>. 15 e 22).

Silva (2015) encontrou no Paraquara concentrações média de nitrogênio amoniacal de 1,8 mg·L<sup>-1</sup> em águas salobras a 7.400 m da boca do estuário, sendo o valor máximo permitido pela legislação de 0,4 mg·L<sup>-1</sup>, configurando o desrespeito a norma. Entretanto se esse trecho for reclassificado como doce classe 2, o valor máximo permitido passaria para 3,7 mg·L<sup>-1</sup>. Esta mudança fragilizará ainda mais a gestão desse corpo hídrico, pois entendemos que a classificação ora vigente já se encontra equivocada, por tratar de rio que drena para unidade de conservação de proteção integral.

Nesta condição, as águas da bacia do rio Papaquara deveriam ser classificadas como água salobra e doce de classe especial, em consonância com CONAMA 357/05 (art 4º inc. I, alínea c; art 6º inc. I, alínea a), pois a preservação dos ambientes aquáticos em unidades de conservação exige o uso mais restritivo. Nesse sentido se as águas fossem classificadas como especial não poderiam receber efluentes de qualquer natureza, ainda que tratado (resolução CONAMA 430/11 art. 11).

A legislação ambiental brasileira proíbe que a entrada de efluentes num curso de água altere suas características de qualidade estabelecida para sua classe (CONAMA 430/11, Art. 5º). Apesar da proibição, a realidade dos rios ao longo da costa brasileira demonstra que a carga de matéria, principalmente proveniente dos esgotos domésticos, é elevada e está promovendo a degradação dos estuários (AGUIAR et. al. 2011) e, por consequência, o descumprimento da norma.

A situação no rio Papaquara não é diferente, as concentrações elevadas de matéria orgânica e nutrientes, aliados a baixas concentrações de OD estão em desacordo com os parâmetros estabelecidos para sua classe. Entretanto é notório o papel das ETE em impedir e até mesmo reverter quadros de poluição em diversos sistemas costeiros (CLOERN et al, 2016).

Durante esse estudo, 80% das amostras do efluente da ETE apresentaram concentrações de DBO e PT abaixo do limite máximo de emissão estabelecido pela Lei Estadual nº 14.675/09 (art. 177, inc. V e

XI). Esse quadro paradoxal pode ser explicado pela reduzida capacidade de suporte do rio Papaquara, entendida como a capacidade do corpo hídrico em receber uma carga poluidora sem comprometer a qualidade de suas águas, conforme seu enquadramento (CONAMA 430/11 art. 4º, inc. I).

Portanto, ainda que as concentrações dos parâmetros quantificados no efluente estejam abaixo do limite máximo estabelecido, o volume de efluente lançado é de tal ordem que a carga resultante supera a capacidade de autodepuração do estuário, via processos biogeoquímicos (assimilação e adsorção) e físicos (diluição).

Além da limitação do rio em receber estas cargas, vale destacar que as vazões da ETE, quantificada durante esse estudo, já apresentaram valores acima do estabelecido para o projeto técnico desta unidade de tratamento (mediana de  $164 \text{ L}\cdot\text{s}^{-1}$ ).

A vazão antrópica estimada para as populações fixa e flutuante em 2027 elevará os níveis atuais da carga de DBO em 80 % ( $1,86 \text{ g}\cdot\text{s}^{-1}$ ) e de PT em 40 % ( $0,63 \text{ g}\cdot\text{s}^{-1}$ ). Considerando a vazão fluvial de  $518 \text{ L}\cdot\text{s}^{-1}$  ( $Q_{50}$ ), a vazão antrópica de  $255 \text{ L}\cdot\text{s}^{-1}$  e desconsiderando os processos de autodepuração (biogeoquímicos e físicos), essa elevação na carga resultará no aumento da concentração no limite da UC de 2,0 e  $0,34 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$  (Figura 3.5) para 2,4 e  $0,81 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$  de DBO e PT, respectivamente. Em termos de PT, a estimativa aponta para uma concentração 550% acima do estabelecido na norma, que é de  $0,124 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$  (resolução CONAMA 357/05, art 21, inc. II). Como resultado espera-se um cenário mais crítico de degradação do recurso hídrico na região.

Além dos problemas mencionados acima, destaca-se o indicio de subdimensionamento da ETE, onde a vazão antrópica estimada para 2027 será 63% maior do que a de projeto, que deveria ser de  $156 \text{ L}\cdot\text{s}^{-1}$  (FATMA, 2009). Das vazões registradas na ETE ao longo deste estudo em 2015, 55% já superavam a vazão de projeto, chegando a valores de  $187 \text{ L}\cdot\text{s}^{-1}$ . Esta tendência foi observada também pela própria agência responsável pela ETE, a CASAN (2016) relatou vazões médias da ETE de  $240 \text{ L}\cdot\text{s}^{-1}$ , durante o período de 20 de janeiro a 07 de fevereiro de 2016, ou seja, 53% maior que a vazão de projeto. Este valor apresentado pela CASAN foi muito próximo ao valor da vazão antrópica estimado no presente estudo, que é de  $246 \text{ L}\cdot\text{s}^{-1}$ , para este mesmo período, demonstrando que o modelo aqui utilizado apresentou uma boa estimativa.

A entrada de efluentes na ETE com vazões acima da capacidade projetada tem implicações hidráulicas e por consequência na eficiência de

tratamento (MAHMOUD et al., 2003). O reator UASB, um dos principais equipamentos da ETE em análise, possui um volume total de  $4.520 \text{ m}^3$  (STEINWANDTER, 2016), considerando a vazão de projeto ( $156 \text{ L}\cdot\text{s}^{-1}$ ) o tempo de detenção hidráulica – TDH é de 8 horas, com o vazão estimada para uma situação crítica em 2027 ( $255 \text{ L}\cdot\text{s}^{-1}$ ), o TDH reduzirá para 5 horas.

O TDH atua no desempenho do reator UASB de diferentes maneiras, no tempo de contato entre o esgoto e o lodo, na velocidade ascensional do líquido, na carga orgânica aplicada e no tempo de permanência dos sólidos no reator (MAHMOUD et al., 2003), sendo indicado TDH de 6 a 9 horas para temperatura acima de  $20 \text{ }^\circ\text{C}$  (PEÑA et al., 2006). Ou seja, a redução do TDH afetará a eficiência do equipamento na remoção da carga orgânica do esgoto, elevando a concentração dos constituintes no efluente final, aumentando, ainda mais, a carga poluidora sobre o Papaquara.

A vazão antrópica estimada para o cenário crítico (de  $255 \text{ L}\cdot\text{s}^{-1}$ ) elevará a vazão fluvial do estuário em 50%, chegando a  $765 \text{ L}\cdot\text{s}^{-1}$  ( $Q_A + Q_{50}$ ). Esta vazão também pode ser esperada em condições naturais, contudo com baixa probabilidade de ocorrência (22%, figura 3.2), sendo esperado após eventos de fortes chuvas. Enquanto que a entrada de água pela contribuição antrópica tem como principal característica a frequência elevada, ou seja, irá produzir um efeito crônico no rio. Com isso haverá uma redução na intrusão salina por um tempo mais prolongado do que as reduções naturais relacionadas às fortes chuvas. A vazão antrópica atual da população residente eleva a vazão fluvial ( $Q_{50}$ ) em 15%, alterando o gradiente de salinidade e reduzindo a intrusão salina em 8% (maré média). Para o cenário crítico, vazão antrópica da população residente e flutuante em 2027, a intrusão salina reduzirá 22%. Modificações no aporte de água doce tem efeito sobre a distribuição e abundância das espécies em sistemas estuarinos e costeiros, devido às mudanças no gradiente de salinidade, na turbidez e na distribuição de sedimentos (GILLSON, 2011). Peixes estuarinos têm seus padrões de ocorrência e distribuição influenciados pela dinâmica da salinidade e turbidez do sistema (BLABER & BLABER, 1997; WHITFIELD, 1999; BLABER, 2000), evidenciando assim a importância desses parâmetros na biogeografia das espécies nesses ecótono. A redução da salinidade também afeta a saúde dos organismos estuarinos, modificando parâmetros metabólicos e fisiológicos em mexilhões (BUSSEL et al., 2008), reduzindo o desenvolvimento de larvas de poliquetas (RICHMOND & WOODIN, 1996), a atividade de naupílios de crustáceos (ROSENBERG, 1972;

CAWTHORNE, 1978), taxa fotossintética e crescimento de macroalgas estuarinas (KAMER & FONG, 2000) e aumentando a mortalidade de larvas (fase zoea) de caranguejo – uça (SMITH & DIELE, 2008).

O aumento da carga de matéria orgânica e nutrientes lançada pela ETE, (devido ao crescimento populacional e pela redução da eficiência de remoção da ETE), somado a retração da intrusão salina, ampliará as atuais áreas do estuários que já sofrem com hipóxia e anóxia. Gray (1992) sugere uma sequência de respostas da biota para ao desenvolvimento de hipóxia, que inclui: a fuga de peixes quando as concentrações de oxigênio caem para 40 a 25% de saturação (dependendo da espécie); fuga de peixes bentônicos mais resistentes quando a saturação cai para 15%; mortalidade dos bivalves, equinodermes e crustáceos na saturação de 10%; e extrema perda de diversidade bentônica em saturação de oxigênio de menor que 5%, quando apenas as espécies mais resistentes de invertebrados persistem. Portanto redução dos níveis de OD somado a reduções na salinidade ao longo do estuário podem afetar diretamente a biocenose do ecossistema estuarino, um dos objetivos da EE Carijós.

O cenário descrito nesse estudo pode ser considerado conservador, devido a algumas limitações dos modelos utilizados, principalmente ao tratar do modelo de salinidade e de projeção populacional. A salinidade na boca do estuário é a condição de contorno estabelecida no modelo de intrusão salina, onde os valores possuem elevada variabilidade entre as fases de maré baixa e alta. Esta condição faz com as projeções do modelo na região da condição de contorno (boca do estuário) não variem como em áreas mais afastadas. Assim, sugere-se que estudos futuros estabeleçam uma condição de contorno com valores mais estáveis de salinidade, como a boca do rios Ratonés, local a jusante da área de estudo. O modelo de crescimento populacional ora aplicado não considera a real capacidade física do local (locais para a expansão da malha urbana), a dinâmica de migração, as taxas de mortalidade/natalidade muito menos fatores culturais, os quais podem exercer mudanças significativas em relação a curva projetada. Esta questão foi discutida por MEYER & AUSUBEL (1999) que consideraram a população de saturação um parâmetro importante no modelo logístico e de difícil determinação, devido às incertezas nas dinâmicas de populações humanas, suscetíveis a fatores culturais e tecnológicos. Pelo modelo, a área de estudo já apresenta uma população muito próxima do nível de saturação estabelecido, o que pode estar subestimando os incrementos futuros na vazão antrópica.



#### 4. DISCUSSÃO GERAL

A EE Carijós, assim como outras unidades de conservação localizadas em áreas urbanas, sofre os múltiplos impactos oriundos da atividade antrópica. No entanto destaca-se que um dos objetivos dessa UC é a proteção dos ecossistemas de manguezais, ambientes esses que guardam uma íntima relação com a quantidade e a qualidade das águas que recebem. A redução gradual e crônica da qualidade das águas desses ambientes representa uma ameaça silenciosa, pois em muitos casos, os reflexos visíveis sobre a biota só são percebidos quando a situação é catastrófica.

Ficou demonstrado nesse trabalho que a qualidade da água que adentra a EE Carijós não atende aos padrões estabelecido pela resolução CONAMA 357/05. A elevada densidade populacional aliada a falta de saneamento e a baixa vazão dos rios (capacidade suporte), nas águas da BH do Saco Grande, resulta em elevados valores de nutrientes, colimetria e hipóxia, o que representa uma ameaça crônica aos serviços ambientais prestados pela UC. As águas dos pontos amostrados na BH do Ratoles tem uma situação menos crítica devido aos processos de mistura das águas da baía norte com a drenagem fluvial, promovendo uma melhora significativa na qualidade da água que adentra a UC, elevando os níveis de OD e reduzindo a concentração de nutrientes.

O processo de mistura influencia na qualidade das águas pelo efeito de diluição, elevando a concentração de OD e reduzindo a de nutrientes e matéria orgânica, e pelo processo de floculação salina, com a remoção de nutrientes na coluna d'água. Tais processos nos limites da UC são essenciais para que a qualidade da água na BH do Ratoles não seja tão ruim quanto a BH do Saco Grande. Portanto garantir que a intrusão salina no estuário não seja alterada é fundamental para a gestão das águas da EE Carijós.

Entretanto, o crescimento populacional, seja da população residente ou flutuante, promoverá um aumento da vazão antrópica no rio Papaquara, reduzindo a presença das águas da baía norte, pela retração da intrusão salina, e elevando a carga de nutrientes e matérias orgânica para o rio, devido ao lançamento dos efluentes tratados pela ETE Canasvieiras. Considerando o papel das águas salinas no estuário do rio Papaquara, como indicado anteriormente, a retração da intrusão salina e o aumento da carga antrópica ampliará o trecho com hipóxia e anóxia. É fato que os ambientes estuarinos, principalmente os que possuem manguezais associados, possuem baixos níveis de OD naturalmente (ROBERTSON & ALONGI, 1992). Entretanto, o prolongamento de condições de

hipóxia/anóxia pode afetar a distribuição dos peixes ao longo do estuário, perda de biodiversidade, impactos na comunidade bentônica e modificações na biogeoquímica local (GRAY, 1992; DIAZ & ROSEMBERG, 2008).

Logo tais condições tem o potencial de modificar a estrutura da comunidade, afetando diretamente um dos objetivos da UC. A redução da salinidade, por si só também pode afetar os organismos estuarinos adaptados às reduções cíclicas e de curto período na salinidade, o que historicamente caracterizam os estuários (KAMER & FONG, 2000). Alterações da salinidade têm o potencial para impulsionar modificações ecológicas nas comunidades, uma vez que diferentes níveis de salinidade são conhecidos por influenciar a presença e distribuição das espécies (SCHERNER et.al., 2013).

A expansão da rede de coleta e de tratamento de efluentes domésticos das bacias contribuintes da UC é essencial para que haja uma melhora significativa da qualidade da água. Entretanto, o sistema de tratamento deve considerar a real demanda da população atendida (atual e futura) e a capacidade suporte do corpo receptor dos efluentes tratados. Sem o atendimento desses requisitos geram-se problemas típicos de ambientes sem sistema de saneamento, com baixas concentrações de oxigênio e elevadas de nutrientes e matéria orgânica.

Deve-se considerar o agravante de que o esgoto doméstico, além de ser importante fonte de nutrientes e matéria orgânica, carregam micropoluentes, como os fármacos, afetando a fisiologia da biota local. Os medicamentos excretados pelo ser humano, tanto em formas metabolizadas ou não metabolizadas, são introduzidos no sistema de águas residuárias doméstica, (ANDREOZZI et al., 2003). Estudos tem demonstrado que fármacos são parcialmente removidos no sistema de tratamento de efluentes, sendo encontrado no efluente final e introduzindo nas águas naturais (TERNES, 1998; FENT et al., 2003; METCALFE et. al., 2003). A concentração de fármacos em ambientes naturais tem apresentado correlação com a densidade populacional e alguns compostos se comportam de maneira conservativa ao logo do estuário (NAKATA et al., 2008). No ambiente a interação da biota com o fármaco, pode trazer inúmeros impactos como genotoxicidade, desregulação endócrina, supressão do sistema imune e outros problemas de efeito crônico que muitas vezes torna-se difícil sua detecção.

Entendemos que o projeto da ETE Canasvieiras deve ser reavaliado, sendo previsto ampliações e a realocação dos efluentes tratados para outro corpo receptor com capacidade para recebê-los, para assim trazer a melhoria ambiental esperada. Diante da escassez de cursos

d'águas com capacidade suporte para receber tal volume de efluentes tratados, sugere-se que seja avaliado a possibilidade de que tais efluentes sejam lançados no mar por meio de emissário adequadamente localizado e projetado, permitindo maximizar a diluição reduzindo os impactos. Consideramos como essencial para a proteção dos ambientes aquáticos protegidos pela EE Carijós que todas as bacias hidrográficas contribuinte sejam classificadas como especial. Dessa forma haveria um respaldo legal vetando todo e qualquer lançamento de efluentes, mesmo que tratados.

Enquanto isso não ocorre, é necessário ampliarmos o conhecimento dos efeitos agudos e crônicos do lançamentos de efluentes sobre a biota em seus vários níveis tróficos. Conhecer os efeitos da ampliação da zona hipóxia/anóxica, modificações no gradiente de salinidade do estuário ou pela introdução de fármacos. Compreender a relação desses impactos com a conservação dos ambientes protegidos é essencial para alcançarmos a efetividade da UC.

Não por acaso Odum (1970) chamou os efeitos da atividade humana de "alteração insidiosa do ambiente estuarino". Nesse contexto a atividade humana vêm modificando os ecossistemas aquáticos da EE Carijós e seu entorno com uma rapidez maior que a velocidade com a qual compreendemos a dinâmica desses ambientes e seus efeitos sobre a conservação. O sinergismo dos impactos antrópicos pode comprometer a homeostasia da EE Carijós, afetando os serviços ambientais prestados pela área de preservação.



## REFERÊNCIAS (CAP. 1)

- BIANCHI, T. S. **Biogeochemistry of estuaries**. New York, Oxford. 2007. 706 p.
- BRAGA, E. S.; BONETTI, C.; BURONE, L., BONETTI, J. Eutrophication and bacterial pollution caused by industrial and domestic wastes at the Baixada Santista Estuarine System – Brazil. **Marine Pollution Bulletin**, 40(2):165-173., 2000
- BRICKER, S.B.; LONGSTAFF, B.; DENNISON, W.; JONES, A.; BOICOURT, K.; WICKS, C.; WOERNER, J. Effects of nutrient enrichment in the nation's estuaries: A decade of change. **Harmful Algae**, v. 8, n. 1, p. 21-32, 2008.
- CAREY, R. O.; MIGLIACCIO, K. W. Contribution of Wastewater Treatment Plant Effluents to Nutrient Dynamics in Aquatic Systems: A Review. **Environmental Management**, v. 44, p. 205-217, 2009.
- CASAN, 2016 <http://www.casan.com.br/menu-conteudo/index/url/indices-de-atendimento-urbano-esgoto#0> (acessado 21/08/16)
- CECCA. **Unidades de Conservação e áreas protegidas da Ilha de Santa Catarina: caracterização e legislação**. Editora Insular, 1997. 160p.
- CHIN, D. A. **Water-quality engineering in natural systems: Fate and transport processes in the water environment**. Wiley, 2013. 2ªed 454p.
- FEDERAL INTERAGENCY STREAM RESORATION WORKING GROUP et al. **Stream corridor restoration: principles, processes, and practices**. 2001. (acessado em 20/07/2016, disponível em: [http://www.nrcs.usda.gov/Internet/FSE\\_DOCUMENTS/stelprdb1044574.pdf](http://www.nrcs.usda.gov/Internet/FSE_DOCUMENTS/stelprdb1044574.pdf))
- FRAGOSOS, C. R.; FERREIRA, T. F.; MARQUES, D. de M. **Modelagem ecológica em ecossistemas aquáticos**. Oficina de Textos. 2009. 304p.

GILLSON, J.. Freshwater flow and fisheries production in estuarine and coastal systems: Where a drop of rain is not lost. **Reviews in Fisheries Science**, v. 19, n. 3, p. 168-186, 2011.

JONES, O. A. H.; VOULVOULIS, N.; LESTER, J. N.. Human pharmaceuticals in wastewater treatment processes. **Environmental Science and Technology**, v. 35, p. 401-427, 2005.

Kaiser, M.J.; ATTRILL, M.; THOMAS, D. N.; BARNES, D. K. A.. **Marine Ecology: processes, systems and impacts**. Oxford University Press, 528p: 2011.

KJERFVE, B. 1987. Estuarine Geomorphology and Physical Oceanography. *In*: DAY Jr.; HALL, C.H.A.S.; KEMP, W.M.; YÁNEZ-ARANCIBA, A. (eds.). **Estuarine Ecology**. New York, Wiley, p. 47-78.

LANA, P. C.; BIANCHINI, A.; RIBEIRO C. A. O.; NIENCHESKI, L. F. H.; FILLMANN, G.; SANTOS, C. S. G. **Avaliação ambiental de estuários brasileiros: diretrizes metodológicas**. Rio de Janeiro, Museu Nacional, 2006, 156p.

MIRANDA, L. B, B. M. CASTRO, B. M., B. KJERFVE. **Princípios de oceanografia física de estuários**. São Paulo, SP, Editora da Universidade de São Paulo. 2002.424 p.

MOURA, D. V. (2009). <http://www.conjur.com.br/2009-jun-24/protecao-legal-instrumentos-prevencao-danos-zona-costeira> (acessado em 29/05/16).

NAKADA, N.; KIRI, K.; SHINOHARA, H.; HARADA, A.; KURODA, K.; TAKIZAWA, S.; TAKADA, H.. Evaluation of Pharmaceuticals and Personal Care Products as Water-soluble Molecular Markers of Sewage. **Environmental Science & Technology**, v. 42, n. 17, p. 6347-6353, 2008.

PAGLIOSA, P. R.; FONSECA, A.; BOSQUILHA, G. E.; BRAGA, E. S.; BARBOSA, F. A. R. Phosphorus dynamics in water and sediments in urbanized and non-urbanized rivers in Southern Brazil. **Marine Pollution Bulletin**, v. 50, n. 9, p. 965-974, 2005.

PAERL, Hans W.; VALDES, Lexia M.; PEIERLS, Benjamin L.; ADOLF, Jason E.; HARDING JR, Lawrence W. Anthropogenic and

climatic influences on the eutrophication of large estuarine ecosystems. **Limnology Oceanography**, v. 51, n. 1 part 2, p. 448-462, 2006.

SCHUELER, T. R.; FRALEY-MCNEAL, L.; CAPPIELLA, K.. Is impervious cover still important? Review of recent research. **Journal of Hydrologic Engineering**, v. 14, n. 4, p. 309-315, 2009

TOURON, A.; BERTHE, T.; GARGALA, G.; FOURNIER, M.; RATAJCZAK, M.; SERVAIS, P.; PETIT, F.. Assessment of faecal contamination and the relationship between pathogens and faecal bacterial indicators in an estuarine environment (Seine, France). **Marine Pollution Bulletin**, v. 54, p. 1441-1450, 2007.

TUCCI, C. E. M. Águas urbanas. **Estudos avançados**, v. 22, n. 63, p. 97-112, 2008.

WALSH, C. J.; ROY, A. H.; FEMINELLA, J. W.; COTTINGHAM, P. D.; GROFFMAN, P. M.; MORGAN, R.P.. The urban stream syndrome: current knowledge and the search for a cure. **Journal of the North American Benthological Society**, v. 24, n. 3, p. 706-723, 2005.

WOLANSKI, E.. **Estuarine ecohydrology**. Netherlands, Elsevier .2007. 157p.





## REFERÊNCIAS (CAP. 2)

- ABNT – Associação Brasileira de Normas Técnicas. **NBR 10559. Águas - Determinação de oxigênio dissolvido - Método iodométrico de Winkler e suas modificações.** Rio de Janeiro, 1988. 11 p.
- ABNT – Associação Brasileira de Normas Técnicas. **NBR 10664. Águas - Determinação de resíduos (sólidos) – Método gravimétrico.** Rio de Janeiro, 1989. 7 p.
- ABNT – Associação Brasileira de Normas Técnicas. **NBR 12614. Águas - Determinação da demanda bioquímica de oxigênio (DBO) - Método de Incubação (20°C, cinco dias).** Rio de Janeiro, 1992. 5 p.
- ABNT – Associação Brasileira de Normas Técnicas. **NBR 12772. Águas - Determinação de fósforo – Método de ensaio.** Rio de Janeiro, 1992. 9 p.
- ABNT – Associação Brasileira de Normas Técnicas. **NBR 9898. Preservação e técnicas de amostragem de efluentes líquidos e corpos receptores.** Rio de Janeiro, 1987. 22 p.
- ALLAN, David J.; CASTILLO, María M. **Stream Ecology: Structure and function of running waters.** Netherlands, Springer, 2ed 2007. 436 p.
- APHA - American Public Health Association; AWWA - American Water Works Association; WEF - Water Environmental Federation. **Standard methods for the examination of water and wastewater.** 19ª ed. Washington, 1995. 1.223 p.
- BIANCHI, Thomas S. **Biogeochemistry of estuaries.** New York, Oxford. 2007. 706 p.
- BRAGA, E. S.; BONETTI, C.; BURONE, L., BONETTI, J. Eutrophication and bacterial pollution caused by industrial and domestic wastes at the Baixada Santista Estuarine System – Brazil. **Marine Pollution Bulletin**, v. 40, n. 2, p. 165-173, 2000.
- BRICKER, S.B.; LONGSTAFF, B.; DENNISON, W.; JONES, A.; BOICOURT, K.; WICKS, C.; WOERNER, J.. Effects of nutrient

enrichment in the nation's estuaries: A decade of change. **Harmful Algae**, v. 8, n. 1, p. 21-32, 2008.

CHAPRA, Steven C. **Surface water quality modeling**. Boston, EUA, Mac Graw-Hill, 844 p.1997

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

CLOERN, James E. The relative importance of light and nutrient limitation of phytoplankton growth: a simple index of coastal ecosystem sensitivity to nutrient enrichment. **Aquatic Ecology**, v. 33, p. 3 – 16, 1999.

DAY, John W.; CRUMP, Byron C.; KEMP, W. Michael; YÁÑEZ-ARANCIBIA, Aejandro. **Estuarine Ecology**. 2º Edição, Wiley-Blackwell. 2013. 550 p.

DIAZ, Robert J.; ROSENBERG, Rutger. Spreading dead zones and consequences for marine ecosystems. **Science**, v. 321, n. 5891, p. 926-929, 2008.

DOWING, John A. Marine nitrogen: Phosphorus stoichiometry and the global N:P cycle. **Biogeochemistry**, v. 37, p. 237-252, 1997.

FATMA - Fundação do Meio Ambiente do Estado de Santa Catarina. Licença Ambiental de Operação - LAI nº 175/09 - GELUR, 2009, *In*: Processo Administrativo ICMBio nº 02078.000040/2011-44.

FIDÉLIS, Filho Nelson Luiz. **Uma abordagem sobre as profundas modificações na morfometria fluvial da bacia hidrográfica do Rio Ratonés - Florianópolis/SC, em um período de quarenta anos e suas consequências**. Florianópolis/SC,1998. 255 p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) - Universidade Federal de Santa Catarina.

GESAMP. **A sea of troubles**. GESAMP Reports and Studies, nº 70, p 1-35, 2001.

GUARDA, Antonio. **Gestão urbana: projeção da população flutuante.** Cobrac 2012 Congresso Brasileiro de Cadastro Técnico Multifinalitário, UFSC, Florianópolis, 7 à 11 de outubro 2012

IBAMA – Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis. **Plano de Manejo da ESEC Carijós.** Meio Digital. 2003. 290p. Disponível em: [http://www.icmbio.gov.br/portal/images/stories/imgs-unidades-coservacao/esec\\_carijos.pdf](http://www.icmbio.gov.br/portal/images/stories/imgs-unidades-coservacao/esec_carijos.pdf) (acessado em 30/08/2015).

IBGE. **Atlas geográfico das zonas costeiras e oceânicas do Brasil.** IBGE, Diretoria de Geociências. - Rio de Janeiro: IBGE, 2011a, 179 p.

IBGE. **Censo Demográfico 1991.** Disponível em: [http://www.ibge.gov.br/home/estatistica/populacao/censodem/default\\_censo1991.shtm](http://www.ibge.gov.br/home/estatistica/populacao/censodem/default_censo1991.shtm). Acessado em 12/06/2015.

IBGE. **Censo Demográfico 2000.** Disponível em: <http://www.ibge.gov.br/home/estatistica/populacao/censo2000/>. Acesso em: 12/06/2015.

IBGE. **Indicadores de Desenvolvimento Sustentável: Brasil 2012.** IBGE, 2012 393 p.

IBGE. **Resultados do Censo Demográfico 2010.** Rio de Janeiro, RJ. IBGE. 2011b

ICMBIO. Documento Técnico nº 088/2014- ESEC Carijós/ICMBio. In: **Processo administrativo nº 02078.000040/2011-44**, Assunto: Avaliação; Interessado: CASAN. 2011.

INMET. **Normais Climatológicas do Brasil 1961-1990 versão revista e ampliada.** INMET. 2010. 465 p.

Ji, Zhen-Gang. **Hydrodynamics and water quality: modeling rivers, lakes, and estuaries.** John Wiley & Sons, Inc. 2008. 676p.

JICKELLS, T. D. Nutrient biogeochemistry of the coastal zone. **Science**, v. 281, n. 5374, p. 217-222, 1998.

LANA, Paulo da C.; BIANCHINI, Adalto; RIBEIRO, Ciro A. de O.; NIENCHESKI, Luis F. H.; FILLMANN, Gilberto; SANTOS, Cinthya S. G.. **Avaliação ambiental de estuários brasileiros: diretrizes metodológicas**. Rio de Janeiro, Museu Nacional, 2006, 156p.

LUCOTTE, Marc; D'ANGLEJAN, Bruno. Forms of phosphorus and phosphorus-iron relationships in the suspended matter of the St. Lawrence Estuary. **Canadian Journal of Earth Sciences**, v. 20, n. 12, p. 1880-1890, 1983

PAGLIOSA, Paulo R.; FONSECA, Alessandra; BOSQUILHA, Gláucia E.; BRAGA, Elisabete S.; BARBOSA, Francisco A. R.. Phosphorus dynamics in water and sediments in urbanized and non-urbanized rivers in Southern Brazil. **Marine Pollution Bulletin**, v. 50, n. 9, p. 965-974, 2005.

PMF - Prefeitura Municipal de Florianópolis. **Plano Municipal Integrado de Saneamento Básico - PMISB, Produto 11 - Versão Consolidada**. MPB Engenharia. Florianópolis. 2011. 299 p.

REIS, Almir Francisco. **Ilha de Santa Catarina: permanências e transformações**. Editora UFSC. 2012. 281p.

SANTA CATARINA. **Regionalização de vazões das bacias hidrográficas estaduais do estado de Santa Catarina, volume 1 – texto**. 2006. 141p. Disponível em: <http://www.aguas.sc.gov.br/>. Acessado em: 10 de jul. de 2014

SCHERNER, Fernando; HORTA, Paulo Antunes; OLIVEIRA, Eurico Cabral de; SIMONASSI, José Carlos; HALL-SPENCER, Jason M.; CHOW, Fungyi; NUNES, José Marcos C.; PEREIRA, Sonia Maria Barreto. Coastal urbanization leads to remarkable seaweed species loss and community shifts along the SW Atlantic. **Marine Pollution Bulletin**, v 76, p. 106 – 115, 2013.

SCHUELER, T. R.; FRALEY-MCNEAL, L.; CAPPIELLA, K.. Is impervious cover still important? Review of recent research. **Journal of Hydrologic Engineering**, v. 14, n. 4, p. 309-315, 2009

SILVA, Aichely Rodrigues; FONSECA, Alessandra Larissa D'Oliveira; RODRIGUES, Claudinei José. Aplicação de indicadores ecológicos em

bacia costeira sob elevada pressão da atividade de veraneio. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**. v. 21, n 3, 2016

SILVA, Ricardo Brochado da. **Instrumental para definição de zonas de amortecimento de unidades de conservação: O caso da Estação Ecológica de Carijós - IBAMA, Florianópolis/SC**. 2005.140 p. Dissertação (Mestrado em Geografia), Universidade Federal de Santa Catarina.

SIMONASSI, José Carlos; HENNEMANN, Mariana Coutinho; TALGATTI, Dávia; MARQUES JUNIOR, Aguinaldo Nepomuceno. Nutrient variatin and coastal water quality of Santa Catarina island, Brazil. **Biotemas**, v. 23, p. 211 - 223, 2010.

STENSTRÖM-KHALILI, Maria; HÅKANSON, Lars. Variations and Spurious Correlations Related to DIN, DIP, TN, TP, DIN/DIP and TN/TP in Lakes, Rivers, and Marine Systems. **The Open Marine Biology Journal**, v. 3, p. 21-28, 2009.

STREETER, H. W.; PHELPS, E. B. **A study of the pollution and natural purification of the Ohio River**. US Department of Health, Education, & Welfare, 75p. 1958.

TESTA, J.M.; KEMP, W.M. Oxygen – Dynamics and Biogeochemical Consequences. *In*: WOLANSKI, Eric, McLUSKY, Donald (Editores chefes). **Treatise on estuarine and coastal science**. vol. 5, Elsevier, 2011

USEPA. **Ambient aquatic life water quality criteria for dissolved oxygen (saltwater)**: Cape Cod to Cape Hatteras. 2000. 49 p.

USEPA. **Nutrient criteria technical guidance manual: estuarine and coastal marine waters**. EPA - 822 - B - 01 - 003, Washington, DC, 2001. 362 p.

WOLANSKI, Eric. **Estuarine ecohydrology**. Netherlands, Elsevier .2007. 157 p.

YIN, Zhi-Yong; WALCOTT, Susan; KAPLAN, Brian; CAO, Jian; LIN, Weiqing; CHEN, Minjian; LIU, Dongsheng; NING, Yuemin. An analysis of the relationship between spatial patterns of water quality and urban

development in Shanghai, China. **Computers, Environment and Urban Systems**, v. 29, p. 197-221, 2005.

YOSHIYAMA, Kohei; SHARP, Honathan H. Phytoplankton response to nutrient enrichment in an urbanized estuary: Apparent inhibition of primary production by overeutrophication. **Limnol. Oceanogr.**, v. 51, n 1, p. 424 - 434, 2006.

### REFERÊNCIAS (CAP. 3)

- AGUIAR, V.M.C.; NETO, J.A.B.; RANGEL, C.M. Eutrophication and hypoxia in four streams discharging in Guanabara Bay, RJ, Brazil, a case study. **Marine Pollution Bulletin**, v. 62, p.1915–1919, 2011.
- BACAËR, Nicolas. **A Short History of Mathematical Population Dynamics**. Springer. 2011, 160 p.
- BIANCHI, Thomas S. **Biogeochemistry of estuaries**. USA, Oxford University Press, 2007, 706p.
- BIRKETT, Jason W.; LESTER, John N. **Endocrine disrupters in wastewater and sludge treatment processes**. Lewis Publishers, IWA Publishing. 2003, 295p.
- BLABER, S.J.M. & BLABER, T.G. Factors affecting the distribution of juvenile estuarine and inshore fish. **Journal of Fish Biology**, v.17, p. 143–162, 1997.
- BLABER, S.J.M. **Tropical Estuarine Fishes: Ecology, Exploration and Conservation**. Fish and Aquatic Resources Series 7. Blackwell Science, Oxford, 2000. 372p.
- BRAGA, E. S.; BONETTI, C.; BURONE, L., BONETTI, J. Eutrophication and bacterial pollution caused by industrial and domestic wastes at the Baixada Santista Estuarine System – Brazil. **Marine Pollution Bulletin**, v. 40, n 2, p. 165-173, 2000.
- BRICKER, S.B.; LONGSTAFF, B.; DENNISON, W.; JONES, A.; BOICOURT, K.; WICKS, C.; WOERNER, J. Effects of nutrient enrichment in the nation's estuaries: A decade of change. **Harmful Algae** v. 8, p. 21–32, 2008.
- BUSSEL, James A.; GIDMAN, Eleanor A.; CAUSTON, David R.; GWYNN-JONES, Dylan; MALHAM, Shelagh K.; JONES, Laurence M.; REYNOLDS, Brian; SEED Ray. Changes in the immune response and metabolic fingerprint of the mussel, *Mytilus edulis* (Linnaeus) in response to lowered salinity and physical stress. **Journal of Experimental Marine Biology and Ecology**, v. 358, p. 78–85, 2008.

CASAN - Companhia Catarinense de Água e Saneamento. CI 003/2015 - Diretoria de Operações e Meio Ambiente. Fevereiro de 2016, 32p. *In: Ação Civil Pública: 5026969-58.2014.4.04.7200*, 7ª Vara Federal de Florianópolis.

CAREY, Richard O.; MIGLIACCIO, Kati W. Contribution of Wastewater Treatment Plant Effluents to Nutrient Dynamics in Aquatic Systems: **A Review. Environmental Management**, v. 44, p. 205-217, 2009.

CAWTHORNE, D.F. Tolerance of some *cirripede nauplii* to fluctuating salinities. **Marine Biology**, v. 46, p. 321–325, 1978.

CHAN, T.U.; HAMILTON, D.P.; ROBSON, B.J.; HODGES, B.R.; DALLIMORE, C.J. Impacts of hydrological changes on phytoplankton succession in the Swan River, Western Australia. **Estuaries**, v. 25, p.1405–1415, 2002.

CHAPRA, Steven C. **Surface water quality modeling**. Boston, EUA, Mac Graw-Hill, 1997, 844p.

CHIN, David A. **Water-quality engineering in natural systems: Fate and transport processes in the water environment**. Wiley, 2013. 2ªed 454p.

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

CLOERN, James; ABREU, Paulo C.; CARSTENSEN, Jacob; CHAUVAUD, Laurent; ELMGREN, Ragnar; GRALL, Jacques; GREENING, Holly; JOHANSSON, John O. R.; KAHRU, Mati; SHERWOOD, Edward T.; XU, Jie; YIN, Kedong. Human activities and climate variability drive fast-paced change across the world's estuarine-coastal ecosystems. **Global Change Biology** v.22, p. 513–529, 2016.

DEYNOOT, F.J.C.G. **Analytical modeling of salt intrusion in the Kapuas Estuary**. 2011, 55f. (Master of Science) Faculty of Civil Engineering and Geosciences, Delft University of Technology. 2011.

DIAS, J.M.A.; GONZALEZ R.; FERREIRA, Ó. Natural versus anthropic causes in variations of sand export from river basins: an example from the



Guadiana River mouth (Southwestern Iberia). **Polish Geological Institute Special Papers**, v. 11, p. 95–102, 2004.

FATMA - Fundação do Meio Ambiente do Estado de Santa Catarina. Licença Ambiental de Operação - LAI nº 175/09 - GELUR, 2009, *In: Processo Administrativo ICMBio nº 02078.000040/2011-44*.

FIDELIS, Filho Nelson Luiz. **Uma abordagem sobre as profundas modificações na morfometria fluvial da bacia hidrográfica do Rio Ratonés - Florianópolis/SC, em um período de quarenta anos e suas consequências**. Florianópolis/SC, 1998. 255 p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) - Universidade Federal de Santa Catarina.

FLANNERY, M.S.; PEEBLES, E.B.; MONTGOMERY, R.T. A percent-of-flow approach for managing reductions of freshwater inflows from unimpounded rivers to southwest Florida estuaries. **Estuaries**, v. 25, p. 1318–1332, 2002.

FLECK, L.; TAVARES, M. H. F.; EYNG, E. Principais modelos matemáticos de qualidade da água e suas aplicações: uma revisão. **Revista eletrônica científica inovação e tecnologia**. v. 1, n. 7, p. 46-61, 2013.

GARCIA-ARMISEN, T.; TOURON, A.; PETIT, F.; SERVAIS, P. Sources of faecal contamination in the Seine estuary (France). **Estuaries**, v. 28, p. 627-633, 2005.

GILLSON, Jonathan. Freshwater Flow and Fisheries Production in Estuarine and Coastal Systems: Where a Drop of Rain Is Not Lost. **Reviews in Fisheries Science**, v. 19, n. 3, p. 168-186, 2011.

GISEN, J. I. A.; SAVENIJE, H. H. G.; NIJZINK, R. C. Revised predictive equations for salt intrusion modelling in estuaries. **Hydrology and Earth System Sciences**, v. 19, n. 6, p. 2791-2803, 2015.

GÓMEZ-COUSO, Hipólito; MÉNDEZ-HERMIDA, Fernando; CASTRO-HERMIDA, José Antonio; ARES-MAZÁS, Elvira. Giardia in shellfish-farming areas: Detection in mussels, river water and wastewaters. **Veterinary Parasitology**, v. 133, p. 13-18, 2005.

GRAY, John S. Eutrophication in the sea. *In*: Colombo G, Ferrari I, Ceccherelli VU, Rossi R (eds) **Marine eutrophication and population dynamics**. Proc 25th Eur Mar Biol Symp. Olsen & Olsen, Fredensborg, 1992, p 3–15

GUARDA, Antônio. **Gestão urbana: projeção da população flutuante**. Cobrac 2012 Congresso Brasileiro de Cadastro Técnico Multifinalitário, UFSC, Florianópolis, 7 à 11 de outubro 2012

HAGGARD, Brian E.; STANLEY, Emily H.; STORM, Daniel E. Nutrient retention in a point-source-enriched stream. **Journal of the North American Benthological Society**, v. 24, n. 1, p. 29-47, 2005.

IBGE. **Atlas geográfico das zonas costeiras e oceânicas do Brasil**. IBGE, Diretoria de Geociências. - Rio de Janeiro: IBGE, 2011a, 179 p.

IBGE. **Indicadores de Desenvolvimento Sustentável: Brasil 2012**. IBGE, 2012, 393-350 p.

IBGE. **Resultados do Censo Demográfico 2010**. Rio de Janeiro, RJ. IBGE. 2011b

IBGE. **Censo Demográfico 1991**. Disponível em: [http://www.ibge.gov.br/home/estatistica/populacao/censodem/default\\_censo1991.shtm](http://www.ibge.gov.br/home/estatistica/populacao/censodem/default_censo1991.shtm). (Acessado em 12/06/2015).

IBGE. **Censo Demográfico 2000**. Disponível em: <http://www.ibge.gov.br/home/estatistica/populacao/censo2000/> (Acesso em: 12/06/2015).

ICMBio – Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade. **Processo Administrativo nº 02078.000040/2011-44. 2011**.

INMET. **Normais Climatológicas do Brasil 1961-1990 versão revista e ampliada**. INMET.2010.

IANNELLI, Mimmo; PUGLIESE, Andrea. **An Introduction to Mathematical Population Dynamics: Along the Trail of Volterra and Lotka**. Springer, 2015, 338p.

JONES, O.A.H.; VOULVOULIS, N.; LESTER, J.N. Human pharmaceuticals in wastewater treatment processes. **Environmental Science and Technology**, v. 35, p. 401-427, 2005.

KAMER, Krista; FONG, Peggy. A fluctuating salinity regime mitigates the negative effects of reduced salinity on the estuarine macroalga, *Enteromorpha intestinalis* (L.). **Journal of Experimental Marine Biology and Ecology**. v. 254, p. 53–69, 2000.

KENNISH, Michael J. **Estuary Restoration and Maintenance: The National Estuary Program**. Boca Raton New York. CRC. 2000. 359p.

KIMMERER, W.J. Physical, biological, and management responses to variable freshwater inflow into San Francisco Estuary. **Estuaries**, v. 25, p. 1275–1290, 2002.

KOLPIN, Dana W.; FURLOG, Edward T.; MEYER, Michael T. THURMAN, E. M.; ZAUGG, Steven D.; BARBER, Larry B.; BUXTON, Herbert T. Pharmaceuticals, Hormones, and Other Organic Wastewater Contaminants in U.S. Streams, 1999-2000: A National Reconnaissance. **Environmental science & technology**, v. 36, n. 6, p. 1202-1211, 2002.  
KUIJPER, Kees; VAN RIJN, Leo C. Analytical and numerical analysis of tides and salinities in estuaries; part II: salinity distributions in prismatic and convergent tidal channels. **Ocean Dynamics**, v. 61, p. 1743-1765, 2011.

MAHMOUD, Nidal; ZEEMAN, Grietie; GIZEN, Huub; LETTINGA, Gatze. Solids removal in upflow anaerobic reactors, a review. **Bioresource Technology**, v. 90, n. 1, p. 1-9, 2003.

MEYER, Perrin S.; AUSUBEL, Jesse H. Carrying Capacity: A Model with Logistically Varying Limits. **Technological Forecasting and Social Change**, v. 61, n. 3, p. 209-214, 1999.

MIRANDA, L. B, B. M. CASTRO, B. M., B. KJERFVE. **Princípios de oceanografia física de estuários**. São Paulo, SP, Editora da Universidade de São Paulo. 2002. p. 424.

MONTAGNA, Paul A.; PALMER, Terence A.; POLLACK, Jennifer B. **Hydrological change and estuarine dynamics**. Springer 2003. 94p.

NAKADA, Norihide; KIRI, Kentaro; SHINOHARA, Hiroyuki; HARADA, Arata; KURODA, Keisuke; TAKIZAWA, Satoshi; TAKADA, Hideshige. Evaluation of Pharmaceuticals and Personal Care Products as Water-soluble Molecular Markers of Sewage. **Environmental Science & Technology**, v. 42, n. 17, p. 6347-6353, 2008.

PEÑA, M. R., MARA, D. D.; AVELLA, G. P. (2006). Dispersion and performance analysis of an UASB reactor under different hydraulic loading rates. **Water Research**, v. 40, p. 445-452, 2006.

PINTO-COELHO, Ricardo Motta; HAVENS, Karl. **Crise nas Águas**. Editora Recóleo 2015, 162p.

RICHMOND, C.E., WOODIN, S.A. Short-term fluctuations in salinity: Effects on planktonic invertebrate larvae. **Marine Ecology Progress Series**, v. 133, p. 167-177, 1996.

ROSENBERG, R.. Salinity tolerance of larvae of *Balanus balanoides* (L.). **Ophelia**, v. 10, n. 1, p. 11-15, 1972

SANTA CATARINA. **Regionalização de vazões das bacias hidrográficas estaduais do estado de Santa Catarina**, volume 1 – texto. 2006. 141p. Disponível em: <http://www.aguas.sc.gov.br/>. Acessado em: 10 de jul. de 2014

SAVENIJE, H.H.G.. **Salinity and tides in alluvial estuaries**. Elsevier Amsterdam, 2005. 194p.

SAVENIJE H.H.G.. A one-dimensional model for salinity intrusion in alluvial estuaries. **Journal of Hydrology**, v. 85, p. 87–109, 1986.

SAVENIJE H.H.G.. Prediction in ungauged estuaries: An integrated theory. **Water Resources Reserch**. v. 51, n. 4, p. 2464-2476, 2015.

SAVENIJE, H. H. G. Salinity and Tides in Alluvial Estuaries: Applications. Disponível em: [<https://salinityandtides.com/applications/>](https://salinityandtides.com/applications/). Acesso em 01 de maio de 2016.

SHAHA, D.C., CHO, Y.K.. Determination of spatially varying Van der Burgh's coefficient from estuarine parameter to describe salt transport in

an estuary. **Hydrology and Earth System Sciences**, v. 15, p. 1369-1377, 2011.

SILVA, Aichely R.; FONSECA, Alessandra L. D'Oliveira; RODRIGUES, Claudinei J. Aplicação de indicadores ecológicos em bacia costeira sob elevada pressão da atividade de veraneio. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v. 21, n. 3, p. 537-548, 2016.

SILVA, Aichely R. **Avaliação da eutrofização e previsão de cenários futuros na bacia hidrográfica rio do Papaquara, Ilha de Santa Catarina, SC**. 2015. 117 p. Dissertação (Mestrado em Geografia) - Universidade Federal de Santa Catarina.

SIMITH, Darlan de J. B; DIELE, Karen. O efeito da salinidade no desenvolvimento larval do caranguejo - uçá, *Ucides cordatus* (Linnaeus, 1763) (Decapoda: Ocypodidae) no Norte do Brasil. **Acta Amazonica**, v. 38, n. 2, p. 345 – 350, 2008.

SIMONASSI, José Carlos; HENNEMANN, Mariana Coutinho; TALGATTI, Dávia; MARQUES JUNIOR, Aguinaldo Nepomuceno. Nutrient variatin and coastal water quality of Santa Catarina island, Brazil. **Biotemas**, v. 23, n. 1, p. 211-223, 2010.

SOBRINHO, Pedro Alem; TSUTIYA, Milton Tomoyuki. **Coleta e transporte de esgoto sanitário**. São Paulo; Universidade de São Paulo; 1999, 547 p.

SORIANO-SIERRA, E.; SIERRA DE LEDO B. (Eds.) **Ecologia e gerenciamento do manguezal de Itacorubí**. Fepema, Florianópolis, Brasil. 1998, 408p.

STEINWANDTER, Bernadete R. Laudo Pericial. Junho de 2016, 128p. *In: Ação Civil Pública: 5026969-58.2014.4.04.7200*, 7ª Vara Federal de Florianópolis.

TOURON, Aurélie; BERTHE, Thierry; GARGALA, Gilles; FOURNIER, Matthieu; RATAJCZAK, Mehdy; SERVAIS, Pierre; PETIT, Fabienne. Assessment of faecal contamination and the relationship between pathogens and faecal bacterial indicators in an estuarine environment (Seine, France). **Marine Pollution Bulletin**, v. 54, p. 1441–1450, 2007.

TUCCI, C. E. M. **Modelos hidrológicos**. ABRH Editora da UFRGS. Porto Alegre. 1998, 669 p.

TUCCI, C. E. M. (Org). **Hidrologia: ciência e aplicação**. ABRH Editora da UFRGS. Porto Alegre. 2002, 943 p.

VAN DER BURGH, P. Ontwikkeling van een methode voor het voorspellen van zoutverdelingen in estuaria, kanalen en zeeën. **Rijkswaterstaat Rapport**, p. 10–72, 1972.

VAN DRECHT, G.; BOUWMAN A. F.; HARRISON J.; KNOOP J. M.. Global nitrogen and phosphate in urban wastewater between 1970 and 2050. **Global Biogeochemical Cycles**, v. 23, n.3, p. 1-19, 2009.

VANZ, Argeu; GARBOSSA, Luiz H. P.; FERNANDES, Laís G.; BOLL, Matias; DE SOUZA, Robson V.; VIANNA, Luís F.; RUPP, Guilherme S. **Efeitos de variáveis meteorológicas sobre o comportamento do nível do mar na costa catarinense, Brasil**. In: VIII Congresso sobre Planeamento e Gestão das Zonas Costeiras dos Países de Expressão Portuguesa. Universidade de Aveiro de 14 a 16 de outubro de 2015, Aveiro, Portugal.

VON SPERLING, M.: **Introdução à Qualidade das Águas e ao Tratamento de Esgotos**. 3ª edição – Belo Horizonte. Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental. UFMG. 2005, 452p.

WILLMOTT, Cort J.; ROBESON, Scott M.; MATSUURA, Kenji. A refined index of model performance. **International Journal of Climatology**, v. 32, n. 13, p. 2088-2094, 2011.

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

XU, Yanwen; ZHANG, Wei; CHEN, Xiuhua; ZHENG, Jinhai; CHEN, Xiaowen; WU, Hongxu. Comparison of Analytical Solutions for Salt Intrusion Applied to the Modaomen Estuary. **Journal of Coastal Research**, v. 31, n. 3, p. 735-741, 2015.

## REFERÊNCIAS (CAP. 4)

ANDREOZZI, R., RAFFAELE, M., NICKLAS, P.. Pharmaceuticals in STP effluents and their solar photodegradation in aquatic environment. **Chemosphere** 50, 1319–1330, 2003.

DIAZ, Robert J.; ROSENBERG, Rutger. Spreading dead zones and consequences for marine ecosystems. **Science**, v. 321, n. 5891, p. 926-929, 2008.

FENT, K.; WESTON, A.A.; CAMINADA, D.. Ecotoxicology of human pharmaceuticals. **Aquatic Toxicology** v.76 p. 122-159, 2006.

GRAY, John S. Eutrophication in the sea. *In*: Colombo G, Ferrari I, Ceccherelli VU, Rossi R (eds) **Marine eutrophication and population dynamics**. Proc 25th Eur Mar Biol Symp. Olsen & Olsen, Fredensborg, 1992, p 3–15

KAMER, Krista; FONG, Peggy. A fluctuating salinity regime mitigates the negative effects of reduced salinity on the estuarine macroalga, *Enteromorpha intestinalis* (L.). **Journal of Experimental Marine Biology and Ecology**, v. 254, p. 53 –69, 2000.

METCALFE, C.D., KOENIG, B.G., BENNIE, D.T., SERVOS, M., TERNES, T.A., and HIRSCH, R. Occurrence of neutral and acidic drugs in the effluents of Canadian sewage treatment plants, **Environ. Toxicol. Chem.** 22, p. 2872–2880, 2003.

NAKADA, Norihide; KIRI, Kentaro; SHINOHARA, Hiroyuki; HARADA, Arata; KURODA, Keisuke; TAKIZAWA, Satoshi; TAKADA, Hideshige. Evaluation of Pharmaceuticals and Personal Care Products as Water-soluble Molecular Markers of Sewage. **Environ. Sci. Technol.** V. 42 (17), p. 6347–6353, 2008.

ODUM, William E. Insidious alteration of the estuarine environment. **Transactions of the American Fisheries Society**, v. 99, n. 4, p. 836-847, 1970.

ROBERTSON, A. I.; ALONGI, D. M. **Coastal and Estuarine Studies: Tropical Mangrove Ecosystems**. American Geophysical Union, 1992, 329p.

SCHERNER, Fernando; VENTURA, Robson; BARUFI, José Bonomi; HORTA, Paulo Antunes. Salinity critical threshold values for photosynthesis of two cosmopolitan seaweed species: Providing baselines for potential shifts on seaweed assemblages. **Marine Environmental Research**, v. 91, p. 14 – 25, 2013.

TERNES, T.A. Occurrence of drugs in German sewage treatment plants and rivers. **Water Research**, v.32, p.3245-3260, 1998.



## **ANEXO A – Dados utilizados no capítulo 2**

**Tabela A.1 – Dados de qualidade da água do ponto no rio Papaquara durante o período amostral A**

Data	Disco Secchi (m)	pH	T°C	NAT (mg.l <sup>-1</sup> )	Sal	OD (mg.l <sup>-1</sup> )	DBO <sub>5</sub> (mg.l <sup>-1</sup> )	PID (mg.l <sup>-1</sup> )	NO <sub>3</sub> (mg.l <sup>-1</sup> )	Clorofila-a (µg.l <sup>-1</sup> )	Seston (mg.l <sup>-1</sup> )	SiO <sub>4</sub> (µg.l <sup>-1</sup> )
22/08/05	0,75	7,19	23,1	0,10	25,8	4,2	1,5	0,03	0,07	0,00	164,48	91,16
29/08/05	0,5	7,57	20,25	0,43	30,5	5,7	1,5	0,08	0,00	0,00	5,47	100,50
05/09/05	0,45	6,83	15,8	0,10	3,2	4,5	1,7	0,05	0,10	0,00	6,13	28,04
12/09/05	0,75	8,09	18	0,02	25,6	7,2	1,2	0,11	0,03	0,53	0,34	75,00
19/09/05	0,4	7,42	17,7	0,10	1,7	5,8	1,5	0,01	0,12	0,76	0,00	51,52
03/10/05	0,75	7,4	22,3	0,01	22,8	4,2	0,8	0,03	0,09	0,00	12,08	
10/10/05	0,5	7,56	22	0,01	19,4	5,3	1,9	0,04	0,04	0,00	6,99	38,05
17/10/05	0,3	7,15	17,6	0,03	5,5	4,5	1,2	0,04	0,13	0,00	11,07	15,00
24/10/05	0,65	7,3	23,3	0,03	9,2	3,5	0,0	0,05	0,07	0,00	16,89	32,80
31/10/05	0,6	7,1	20,8	0,02	7,4	4,0	1,7	0,04	0,08	0,00	24,91	32,14
07/11/05	0,6	7,36	23,3	0,03	2,5	4,5	1,6	0,03	0,06	4,81	6,79	186,67
14/11/05	0,3	7,46	25,3	0,51	8,3	4,8	2,8	0,03	0,33	35,64	0,00	12,09
28/11/05	0,5	7,23	24,3	0,00	14,8	4,2	2,4	0,05	0,00	33,53	0,00	56,00
05/12/05	0,5	7,66	24,4	0,17	19,3	5,5	1,3	0,07	0,04	0,00	178,36	
12/12/05	0,5	7,6	24,4	0,02	19,8	4,0	1,4	0,02	0,02	0,00	76,01	81,43
21/12/05	0,5	7,81	25,4	0,01	32,0	4,8	0,5	0,03	0,02	0,00	15,21	90,87
26/12/05	0,5	7,56	26,2	0,01	20,1	4,3	2,6	0,02	0,02	0,97	21,14	65,99
02/01/06	0,75	7,44	26,2	0,01	26,4	3,6	1,9	0,02	0,02	1,46	7,73	56,11
09/01/06	0,6	7,46	28,8	0,02	14,3	4,0	6,3	0,02	0,02	2,43	8,80	31,67
16/01/06	0,45	7,63	28,5	0,16	17,5	4,4	3,8	0,03	0,02	5,35	0,00	72,45

**Tabela A.1 – Continuação**

Data	Disco Secchi (m)	pH	T°C	NAT (mg.l <sup>-1</sup> )	Sal	OD (mg.l <sup>-1</sup> )	DBO <sub>5</sub> (mg.l <sup>-1</sup> )	PID (mg.l <sup>-1</sup> )	NO <sub>3</sub> (mg.l <sup>-1</sup> )	Clorofila- <i>a</i> (µg.l <sup>-1</sup> )	Seston (mg.l <sup>-1</sup> )	SiO <sub>4</sub> (µg.l <sup>-1</sup> )
23/01/06	1	8,24	28,6	0,01	23,4	5,5	3,1	0,03	0,02	13,61	12,59	25,83
31/01/06	0,5	8,23	28,6	0,01	24,7	4,7	3,3	0,01	0,01	13,12	3,60	74,46
07/02/06	0,75	8,72	28	0,01	29,0	5,2		0,41	0,04	20,41	5,78	33,00
13/02/06	0,45	7,05	25,3	0,17	4,7	2,8	1,8	0,90	0,24	31,59	44,52	16,07
20/02/06	0,3	7,05	26,3	0,43	6,7	2,9		0,05	0,03	1,46	15,75	6,40
27/02/06	0,5	7,34	24,6	0,01	17,5	4,2	3,6	0,05	0,01			1,47
06/03/06	0,7	7,18	27,5	0,01	26,5	3,8	3,6	0,01	0,07	0,00	31,15	124,36
13/03/06	0,6	6,79	24,9	0,13	22,2	3,0		0,03	0,00	15,55	12,68	81,60
20/03/06	0,9	7,72	27,8	0,02	30,8	6,9	5,1	0,02	0,01	26,73	47,09	720,85
27/03/06	0,9	7,25	24,2	0,02	26,2	4,6		0,01	0,02	0,00	28,43	105,99
03/04/06	0,5	7,42	24,2	0,04	31,4	5,3		0,01	0,02	29,65	4,71	58,60
10/04/06		7,41	24,2	0,08	14,8	5,5	5,4	0,03	0,04	0,00	40,24	102,64
18/04/06	0,6	7,51	20,2	0,01	17,2	4,7		0,02	0,05	0,00	24,54	63,27
24/04/06	0,65	7,77	20	0,01	27,6	4,9	0,5	0,02	0,04	0,00	9,89	48,24
02/05/06	1	7,89	20	0,01	21,3	5,4	0,3	0,02	0,03	0,97	11,28	136,43
09/05/06	0,3	6,58	18,8	0,04	16,4	6,4	2,7	0,01	0,16	0,49	14,14	121,74
16/05/06	0,4	6,9	17,9	0,00	20,6	6,4	1,2	0,02	1,08	7,68	21,78	
08/06/06	0,6	7,24	20,8	0,02	23,5	6,1	1,2	0,03		0,00	17,84	197,33
13/06/06	0,75	7,15	19,1	0,06	27,3	5,0	1,1	0,02	0,03	0,00	43,35	202,13
20/06/06	0,5	7,13	19,1	0,02	22,4	6,4	3,8	0,03	0,06	6,80	13,95	135,27

**Tabela A.1 – Continuação**

Data	Disco Secchi (m)	pH	T°C	NAT (mg.l <sup>-1</sup> )	Sal	OD (mg.l <sup>-1</sup> )	DBO <sub>5</sub> (mg.l <sup>-1</sup> )	PID (mg.l <sup>-1</sup> )	NO <sub>3</sub> (mg.l <sup>-1</sup> )	Clorofila- a (µg.l <sup>-1</sup> )	Seston (mg.l <sup>-1</sup> )	SiO <sub>4</sub> (µg.l <sup>-1</sup> )
26/06/06	0,5	7,58	19,8	0,06	16,8	5,5	3,2	0,02	0,02	0,00	212,58	311,00
03/07/06	0,3	7,91	19,1	0,06	16,5	7,7	2,1	0,01	0,06	0,00	37,76	101,41
11/07/06	0,9	7,43	19,8	0,06	0,4	4,4	0,4	0,05	0,04	1,07	5,29	62,17
18/07/06	0,5	7,81	17,6	0,06	21,7	6,2	1,9	0,02	0,04	0,00	9,48	59,15
24/07/06	0,5	7,86	16,3	0,01	21,7	5,1	1,6	0,13	0,04	2,43	0,00	152,85
31/07/06	0,5	6,54	11,8	0,01	24,0	6,1	1,0	0,02	0,03	2,92	1,85	99,31

**Tabela A.2 – Dados de qualidade da água do rio Papaquara durante o período amostral B**

Data	pH	T°C	Sal	OD (mg.L <sup>-1</sup> )	DBO <sub>5</sub> (mg.L <sup>-1</sup> )	Fosforo total (mg.L <sup>-1</sup> )	Turbidez (NTU)	Sólidos Totais (mg/l)	Col. Total (NMP/100 mL)	Col. Termotolerante (NMP/100 mL)
01/02/11	7,42	26,80	7,00	2,13	5,03	0,15	20	10828		
14/03/11	7,30	23,10	0,00	1,95	< LD	0,41	39,78	238,5	8.000	5.000
18/04/11	7,49	22,70	18,00	1,78	5,48	0,15	11,7	17895,5	3.000	1.700
16/05/11	7,47	17,50	2,50	2,79	6,43	0,14	20,1	3561	13.000	13.000
27/06/11	7,76	15,00	18,00	5,27	2,63	0,08	15,72	21700	90.000	90.000
02/08/11	7,02	17,00	2,00	5,27	1,62	0,12	21,78	4921,5	17.000	7.000
05/09/11	7,48	17,00	0,00	4,64	1,82	0,08	15,54	2617	13.000	13.000
19/09/11	8,00	21,00	10,00	4,91	0,60	0,04	12,15	15024	400	
18/10/11	7,83	22,00	15,00	3,95	< LD	0,04	10,56	26593	17000	200
08/11/11	8,31	27,00	29,00	5,45	7,10	0,03	19,56	54276,5	200	< 200
05/12/11	7,49	26,00	20,00	3,84	8,30	0,13	7,44	21632	200	< 200
23/01/12	7,80	27,00	9,00	2,23	2,14	0,10	16,02	9691	8000	8000
13/02/12	7,02	25,00	5,00	1,96		0,10	19,32	7736	50000	3000

**Tabela A.3 – Dados de qualidade da água do ponto no rio Ratoles durante o período amostral A**

Data	Disco Secchi (m)	pH	T°C	NAT (mg.l <sup>-1</sup> )	Sal	OD (mg.l <sup>-1</sup> )	DBO <sub>5</sub> (mg.l <sup>-1</sup> )	PID (mg.l <sup>-1</sup> )	NO <sub>3</sub> (mg.l <sup>-1</sup> )	Clorofila-a (µg.l <sup>-1</sup> )	Seston (mg.l <sup>-1</sup> )	SiO <sub>4</sub> (µg.l <sup>-1</sup> )
22/08/05	1	7,7	25	0,03	23,7	3,80	2,9	0,28	0,03	0,00	78,70	81,70
29/08/05	0,75	7,61	20,1	0,43	30,4	5,81	1,3	0,07	0,00	0,00	102,42	62,20
05/09/05	0,45	6,74	15,4	0,03	1,8	5,29	2,2	0,01	0,10	0,00	27,10	13,41
12/09/05	0,6	8,11	17,8	0,01	27,0	7,33	0,3	0,04	0,03	0,00	100,00	46,52
19/09/05	0,4	7,51	17,8	0,04	0,9	6,59	1,7	0,04	0,10	0,00	40,91	31,53
03/10/05	0,5	7,3	22,2	0,01	22,4	4,20	0,6	0,02	0,05	1,43		29,65
10/10/05	0,5	7,56	22	0,01	23,7	5,86	1,2	0,03	0,03	1,78	50,48	41,50
17/10/05	0,3	7,12	18,9	0,01	7,9	5,21	1,5	0,02	0,12	4,28	13,06	53,06
24/10/05	0,9	7,27	24	0,02	6,8	3,56	0,1	0,03	0,05	0,00	23,02	83,82
31/10/05	0,4	7,02	20,8	0,02	1,1	4,03	2,2	0,03	0,39	29,40	38,62	258,47
07/11/05	0,6	7,32	22,7	0,02	2,3	4,74	1,6	0,03	0,06	0,00	59,00	58,66
14/11/05	0,3	7,15	25,2	0,68	5,2	4,38	1,8	0,03	0,03	89,10	13,02	154,12
28/11/05	0,5	7,17	25,1	0,00	9,8	4,20	2,7	0,04	0,01	0,00	40,45	40,61
05/12/05	0,5	8,45	28,6	0,11	0,5	6,45	2,3	0,06	0,06	0,00		60,24
12/12/05	0,5	8,15	28,1	0,01	26,2	5,08	1,8	0,04	0,02	177,88	448,29	95,73
21/12/05	0,5	7,45	24,4	0,02	25,3	4,39	1,1	0,03	0,01	0,00	86,01	58,85
26/12/05	0,5	7,55	23,4	0,01	15,1	4,19	2,6	0,02	0,06	0,00	25,11	78,83

**Tabela A.3 – Continuação**

Data	Disco Secchi (m)	pH	T°C	NAT (mg.l <sup>-1</sup> )	Sal	OD (mg.l <sup>-1</sup> )	DBO <sub>5</sub> (mg.l <sup>-1</sup> )	PID (mg.l <sup>-1</sup> )	NO <sub>3</sub> (mg.l <sup>-1</sup> )	Clorofila-a (µg.l <sup>-1</sup> )	Seston (mg.l <sup>-1</sup> )	SiO <sub>4</sub> (µg.l <sup>-1</sup> )
02/01/06	0,8	7,75	26,2	0,01	24,1	2,27	3,7	0,04	0,01	0,49	56,58	29,99
09/01/06	0,45	7,52	29,2	0,02	12,0	4,64	1,0	0,02	0,01	2,43	36,39	30,02
16/01/06	0,4	7,56	28,8	0,13	17,6	4,71	4,1	0,03	0,02	0,00	67,68	48,28
23/01/06	0,7	8,2	28,5	0,34	21,6	4,82	2,7	0,03	0,02	2,92	11,32	46,30
31/01/06	0,8	8,1	28,4	0,01	23,1	4,12	3,4	0,01	0,06	14,58	61,73	45,96
07/02/06	0,9	8,61	28,1	0,01	4,7	5,27		0,02	0,11	1,46	24,00	63,11
13/02/06	0,5	6,55	22,7	0,07	3,2	3,24	1,5	0,03	0,04	17,01	44,14	52,81
20/02/06	0,5	6,99	24,5	0,07	3,0	3,15	3,2	0,02	0,05	1,46	57,08	86,97
27/02/06	0,6	8,08	24,5	0,01	21,8	3,65	2,1	0,02	0,01	0,97	111,19	55,51
06/03/06	0,6	7,43	28	0,02	23,1	4,56	2,1	0,02	0,11	13,12	117,24	31,74
13/03/06	0,65	6,56	23,6	0,03	19,7	4,28		0,01	0,01	13,12	74,80	78,13
20/03/06	0,8	7,37	28,9	0,02	27,5	5,52	5,0	0,01	0,34	0,00	91,09	64,39
27/03/06	0,7	7,51	23,7	0,01	29,0	4,94		0,00	0,02	17,01	112,08	43,90
03/04/06	0,5	7,16	26,3	0,02	28,4	4,28		0,01	0,04	19,44	66,38	65,78
10/04/06	0,75	7,28	24	0,01	16,6	4,80	2,3	0,03	0,05	9,23	50,69	39,80
18/04/06	0,3	7,53	21,5	0,01	19,4	4,86		0,19	0,04	12,15	77,65	59,82
24/04/06	1	7,15	19,9	0,01	24,3	5,54	1,0	0,02	0,02	1,07	54,90	30,83

**Tabela A.3 – Continuação**

Data	Disco Secchi (m)	pH	T°C	NAT (mg.l <sup>-1</sup> )	Sal	OD (mg.l <sup>-1</sup> )	DBO <sub>5</sub> (mg.l <sup>-1</sup> )	PID (mg.l <sup>-1</sup> )	NO <sub>3</sub> (mg.l <sup>-1</sup> )	Clorofila- a (µg.l <sup>-1</sup> )	Seston (mg.l <sup>-1</sup> )	SiO <sub>4</sub> (µg.l <sup>-1</sup> )
02/05/06	0,75	7,99	18,3	0,01	21,7	5,77	1,9	0,02	0,11	8,26	97,14	20,11
09/05/06	0,7	7,4	18,7	0,02	15,5	5,89	1,5	0,01	0,33	1,94	90,69	30,40
16/05/06	0,45	6,5	16,3	0,00	17,8	3,82		0,02		0,00	73,47	19,08
08/06/06	0,6	7,45	20,7	0,03	21,5	5,67	1,7	0,06	0,06	0,00	209,84	18,68
13/06/06	1	7,12	19,4	0,03	27,1	4,58	0,6	0,04	0,05	0,00	211,72	
20/06/06	0,5	7,09	20	0,04	20,1	6,24		0,02	0,06	0,00	175,00	18,68
26/06/06	0,5	7,52	19,7	0,03	17,2	4,67	2,0	0,03	0,00	10,21	127,00	36,15
03/07/06	0,3	7,93	19,1	0,08	22,3	7,86	1,8	0,01	0,01	0,00	113,68	53,92
11/07/06	1,22	7,34	19	0,02	21,4	3,77	0,4	0,03	0,04	0,00	80,09	71,58
18/07/06	0,3	7,62	16,7	0,06	21,7	6,26	2,5	0,04	0,04	0,00	61,68	51,05
24/07/06	0,3	7,62	16,1	0,01	20,1	4,44	0,9	0,03	0,02	0,00	94,94	100,26
31/07/06	0,5	7,5	12	0,03	24,0	6,41	1,1	0,03	0,03	8,26	130,66	33,59



**Tabela A.4 – Dados de qualidade da água do ponto no rio Ratoles durante o período amostral B.**

Data	pH	T°C	Sal	OD (mg.l <sup>-1</sup> )	DBO <sub>5</sub> (mg.l <sup>-1</sup> )	Fosforo total (mg.L <sup>-1</sup> )	Turbidez (NTU)	Sólidos Totais (mg/l)	Col. Total (NMP/100 mL)	Col. Termotolerante (NMP/100 mL)
01/02/11	7,51	27,4	5	2,8	6,5	0,11	19	7740		
14/03/11	7,2	23	0	3,0	3,0	0,41	40,2	324,5	8.000	830
18/04/11	7,4	23,1	15	1,9	5,5	0,10	24,54	15903,5	400	200
16/05/11	7,2	17,9	3	4,5	2,1	0,11	24,84	4649	13.000	13.000
27/06/11	7,72	14	22	5,6	1,6	0,08	17,16	36934,5	30.000	22.000
02/08/11	7,3	17	0,5	6,0	1,1	0,09	29,7	1532	5.000	3.000
05/09/11	7,67	18	0	6,3	< LD	0,08	11,94	2408,5	24.000	24.000
19/09/11	7,74	21	0	5,9	2,1	0,04	23,5	3546,5	5.000	1.200
18/10/11	7,81	24	11	4,6	< LD	0,06	10,8	20726	200	200
08/11/11	8,3	26	37	5,4	11,2	0,05	17,52	56211	5000	400
05/12/11	7,35	26	20	3,6	2,7	0,10	2,28	18246,5	200	< 200
23/01/12	7,63	27	6	2,1	1,6	0,11	16,32	7154	17000	2600
13/02/12	7,02	26	7	3,4		0,05	21,18	10840	5000	1300

**Tabela A.5 – Dados de qualidade da água do ponto no rio Veríssimo durante o período amostral A.**

Data	Disco Secchi (m)	pH	T°C	NAT (mg.l <sup>-1</sup> )	Sal	OD (mg.l <sup>-1</sup> )	DBO <sub>5</sub> (mg.l <sup>-1</sup> )	PID (mg.l <sup>-1</sup> )	NO <sub>3</sub> (mg.l <sup>-1</sup> )	Clorofila-a (µg.l <sup>-1</sup> )	Seston (mg.l <sup>-1</sup> )	SiO <sub>4</sub> (µg.l <sup>-1</sup> )
22/08/05	0,5	7,01	22,4	0,03	31,2	4,48	1,8	0,06	0,04	0,00	51,16	92,90
29/08/05	0,4	10,54	20,4	0,00	37,5	6,48	0,2	0,03	0,01	0,00	123,11	25,27
05/09/05	0,5	6,93	15,1	0,03	0,9	6,25	2,1	0,04	0,08	0,00	31,02	32,25
12/09/05	0,6	8,1	16,8	0,02	28,6	7,41	1,3	0,01	0,03	0,75	155,28	17,45
19/09/05	0,75	7,59	19,2	0,03	1,0	6,44	2,1	0,03	0,04	0,92	47,00	52,22
03/10/05	0,5	7,25	22,6	0,01	21,5	4,65	1,0	0,01	0,07	0,00		18,61
10/10/05	0,55	7,26	22	0,01	23,8	5,49	0,8	0,03	0,07	0,18	51,96	32,93
17/10/05	1	7,23	19,1	0,01	6,3	5,55	1,2	0,28	0,11	0,00	11,79	41,93
24/10/05	0,9	7,27	22,1	0,02	2,2	3,25	0,0	0,30	0,06	43,84	25,85	321,70
31/10/05	0,8	7,05	20,2	0,02	6,7	4,73	3,2	0,02	0,37	26,28	26,54	203,45
07/11/05	0,4	7,7	17,9	0,02	14,1	3,83	1,2	0,02	0,05	114,05	62,00	73,66
14/11/05	0,5	7,1	25,5	0,85	5,9	3,40	5,7	0,04	0,03	71,28	17,62	154,51
28/11/05	0,3	7,3	25,1	0,00	11,2	3,70	2,1	0,05	0,06	0,00	30,72	30,57
05/12/05	0,5	8,14	24,2	0,15	4,0	5,16	2,5	0,02	0,05	0,00		92,66
12/12/05	0,3	8	24,2	0,01	4,6			0,03	0,12	0,00	94,86	60,97
21/12/05	0,15	7,66	22,9	0,34	0,3	3,63		0,03	0,70	0,00	11,35	45,53
26/12/05	0,3	7,88	23,5	0,01	26,2	0,78		0,03	0,02	0,00	52,78	52,26
02/01/06	0,8	7,42	25,8	0,01	3,7	4,10	2,7	0,03	0,02	0,00	79,91	51,97
09/01/06	0,55	7,43	29,4	0,06	16,5	2,86	1,2	0,03	0,02	0,00	39,03	56,07
16/01/06	0,4	7,22	28,3	0,14	13,1	3,06	2,4	0,28	0,02	0,00	58,27	116,57

**Tabela A.5 –Continuação.**

Data	Disco Secchi (m)	pH	T°C	NAT (mg.l <sup>-1</sup> )	Sal	OD (mg.l <sup>-1</sup> )	DBO <sub>5</sub> (mg.l <sup>-1</sup> )	PID (mg.l <sup>-1</sup> )	NO <sub>3</sub> (mg.l <sup>-1</sup> )	Clorofila- <i>a</i> (µg.l <sup>-1</sup> )	Seston (mg.l <sup>-1</sup> )	SiO <sub>4</sub> (µg.l <sup>-1</sup> )
23/01/06	1,1	8,12	28,5	0,02	28,3	4,75	2,6	0,03	0,02	0,00	17,00	51,29
31/01/06	0,75	8,15	28,7	0,02	30,0	3,88	2,0	0,01	0,03	14,09	70,31	47,12
07/02/06	1,25	7,65	28,2	0,01	3,7	4,15		0,01	0,02	4,28	38,22	37,68
13/02/06	0,45	6,6	24,2	0,03	2,6	3,59	1,2	0,06	0,46	30,13	30,69	18,68
20/02/06	0,3	7,06	25,4	0,05	5,7	6,28	8,1	0,02	0,02	21,87	12,45	76,91
27/02/06	0,6	7,58	23,8	0,02	19,4	3,67	1,6	0,02	0,01	32,56	114,24	35,53
06/03/06	0,8	6,76	27,2	0,01	15,7	3,05	1,1	0,02	0,09	27,22	43,00	28,68
13/03/06	0,6	6,93	25,3	0,02	26,4	5,25		0,02		11,66	83,00	60,71
20/03/06	0,65	7,35	28,8	0,01	31,2	5,86	6,1	0,01	0,02	13,12	106,03	68,11
27/03/06	0,6	6,99	23,9	0,01	6,6	4,83		0,01	0,01	0,00	97,67	27,07
03/04/06	0,3	7,18	23,5	0,04	28,7	3,47		0,01	0,03	0,00	54,18	39,41
10/04/06	0,6	8,1	24,6	0,01	26,2	6,37	1,8	0,02	0,04	5,35	48,07	29,44
18/04/06	0,8	7,36	18,6	0,02	27,1	4,55		0,01	0,04	0,00	58,71	40,35
24/04/06	0,3	6,9	19,6	0,01	28,9	5,07	0,4	0,01	0,03	0,00	62,81	50,17
02/05/06	0,75	7,62	18,6	0,01	21,9	5,59	0,3	0,01	0,12	51,52		39,70
09/05/06	0,3	6,85	16,8	0,05	14,2	5,19	1,8	0,01	0,05	0,00	59,57	51,43
16/05/06	0,6	7,23	18,1	0,00	9,6	4,56	0,2	0,01	0,07	0,97	490,17	38,82
08/06/06	0,45	7,62	20,6	0,02	24,5	5,75	0,8	0,03	0,05	0,00	201,58	52,81
13/06/06	0,3	7,04	17,4	0,02	24,5	5,57	2,8	0,02		6,32	378,18	
20/06/06	0,6	7,16	17,6	0,01	18,4	6,61	4,5	0,02	0,04	0,00	182,00	43,33

**Tabela A.5 –Continuação.**

Data	Disco Secchi (m)	pH	T°C	NAT (mg.l <sup>-1</sup> )	Sal	OD (mg.l <sup>-1</sup> )	DBO <sub>5</sub> (mg.l <sup>-1</sup> )	PID (mg.l <sup>-1</sup> )	NO <sub>3</sub> (mg.l <sup>-1</sup> )	Clorofila- a (µg.l <sup>-1</sup> )	Seston (mg.l <sup>-1</sup> )	SiO <sub>4</sub> (µg.l <sup>-1</sup> )
26/06/06	0,2	7,45	19,8	0,04	20,1	4,53	0,1	0,02	0,02	1,94	163,50	51,43
03/07/06	0,3	7,68	19,6	0,01	17,6	6,67	1,8	0,02	0,00	0,00	118,50	68,91
11/07/06	0,25	7,7	19	0,02	21,7	4,98	3,1	0,03	0,06	0,00	73,06	68,56
18/07/06	0,3	6,71	20,5	0,04	23,9	5,82	1,8	0,03	0,04	0,00	34,83	40,86
24/07/06	0,2	7,6	16,2	0,01	20,9	4,71	0,3	0,02	0,03	0,00	126,67	72,93
31/07/06	0,3	7,11	11	0,02	24,0	6,39	0,5	0,02	0,07	0,00	398,85	30,34

**Tabela A.6 – Dados de qualidade da água do ponto no rio Veríssimo durante o período amostral B.**

Data	pH	T°C	Sal	OD (mg.l <sup>-1</sup> )	DBO <sub>5</sub> (mg.l <sup>-1</sup> )	Fosforo total (mg.L <sup>-1</sup> )	Turbidez (NTU)	Sólidos Totais (mg/l)	Col. Total (NMP/100 mL)	Col. Termotolerante (NMP/100 mL)
09/02/11	7,48	26,8	17	2,0	5,6	0,03	14,9	4546		
21/03/11	7,22	21,6	15	3,1	0,8	0,07	9,72	18119	200	< 200
26/04/11	7,98	22,6	28	2,9	26,7		12,54	29255,5	400	<200
24/05/11	7,88	21,7	20	3,7	< LD	0,11	9,3	30510	2.200	200
04/07/11	7,75	11,5	20	6,3	1,5	0,01	7,1	52409,5	13.000	13.000
15/08/11	7,73	17	5	4,2	1,3	0,07	15,24	6190,5	24.000	24.000
06/09/11	8	17	14	5,7	1,4	0,12	47,76	17550,5	2.200	700
26/09/11	7,58	19	2	3,4	2,2	0,10	14,59	4156,5	8.000	2.200
07/11/11	7,98	22	15	2,1	5,3	0,03	3,54	22849	1300	1300
21/11/11	7,38	22	10	2,7	22,3	0,11	18,72	11871,5	200	< 200
12/12/11	7,33	23	15	2,4	3,2	0,06	13,46	21130	200	< 200
30/01/12	7,35	25	15	1,7	1,9	0,07	12,06	18143,5	200	200
27/02/12	7,33	26	20	1,5		0,06	22,92	42034	200	< 200

**Tabela A.7 – Dados de qualidade da água do ponto no rio Vadik durante o período amostral A.**

Data	Disco Secchi (m)	pH	T°C	NAT (mg.l <sup>-1</sup> )	Sal	OD (mg.l <sup>-1</sup> )	DBO <sub>5</sub> (mg.l <sup>-1</sup> )	PID (mg.l <sup>-1</sup> )	NO <sub>3</sub> (mg.l <sup>-1</sup> )	Clorofila-a (µg.l <sup>-1</sup> )	Seston (mg.l <sup>-1</sup> )	SiO <sub>4</sub> (µg.l <sup>-1</sup> )
22/08/05	0,15	6,27	21,7	1,12	0,80	3,67	6,1	0,05	0,03	0,00	32,24	54,71
29/08/05	0,15	6,48	20,5	0,81	0,75	2,71	4,5	0,41	0,39	0,00	14,90	57,99
05/09/05	0,5	6,5	17,5	0,30	0,10	0,00		0,02	0,39	1,96	12,56	23,05
12/09/05	0,6	6,98	17,8	0,55	0,08	8,52	14,2	0,02	0,73	0,00		54,75
19/09/05	0,5	6,68	18,4	0,17	0,07	8,35	4,6	0,07	0,05	0,00	17,65	16,33
03/10/05	0,6	6,68	19	0,20	3,93	4,43	5,8	0,08	0,14	0,00		19,09
10/10/05	0,3	6,7	22	0,26	0,08	7,30	10,7	0,19	0,06	2,85	10,50	36,64
17/10/05	0,5	6,8	23,3	0,10	0,09	7,93	5,9	0,06	0,62	0,00	8,54	18,75
24/10/05	0,5	6,61	22	0,47	0,10	5,52	0,1	0,12	0,47	197,80	4,76	80,54
31/10/05	0,5	7,46	21	0,29	0,08	7,33	12,2	0,10	0,45	6,59	5,81	63,46
07/11/05	0,3	6,92	19,5	0,46	0,21	6,69	6,2	0,06	0,16		21,50	40,86
14/11/05	0,3	6,3	23	3,08	0,09	6,38	10,6	0,16	0,57	23,17	13,81	46,46
28/11/05	0,3	6,97	22,5	0,32	0,11	5,93	9,9	0,24	0,53	0,00	12,31	76,91
05/12/05	0,3	7,05	28,9	0,79	0,19	1,74	2,7	0,19	0,15	0,00		216,10
12/12/05	0,3	7,09	28,8	0,34	0,17	3,24	2,7	0,18	0,63	85,54	5,14	29,31
21/12/05	1	7,39	24	0,01	0,17	3,91	5,4	0,04	0,06		55,77	29,48
26/12/05	0,5	7,48	25,6	0,17	8,40	2,03	3,4	0,08	0,32	28,19	39,52	48,84

**Tabela A.7 – Continuação.**

Data	Disco Secchi (m)	pH	T°C	NAT (mg.l <sup>-1</sup> )	Sal	OD (mg.l <sup>-1</sup> )	DBO <sub>5</sub> (mg.l <sup>-1</sup> )	PID (mg.l <sup>-1</sup> )	NO <sub>3</sub> (mg.l <sup>-1</sup> )	Clorofila-a (µg.l <sup>-1</sup> )	Seston (mg.l <sup>-1</sup> )	SiO <sub>4</sub> (µg.l <sup>-1</sup> )
02/01/06	0,3	6,95	23,6	0,19	0,44	2,14	3,6	0,21	0,08	0,00		70,18
09/01/06	0,15	6,83	23,8	0,69	0,16	1,04	1,7	0,31	0,18	0,00	13,86	54,62
16/01/06	0,2	6,9	27,5	0,46	0,66	1,75	2,9	0,46	0,07	0,00	4,67	114,82
23/01/06	0,3	7,39	24,2	0,67	0,15	2,43	4,1	0,39	0,19		25,93	123,32
31/01/06	0,3	7,37	24,1	0,36	14,21	3,52	4,3	0,04	0,08	14,58	61,49	98,75
07/02/06	0,6	6	23,2	0,24	0,13	4,03		0,02	0,53	5,35	11,00	75,41
13/02/06	0,6	7,23	27,5	0,34	0,13	5,19	5,0	0,02	0,19	5,35	17,42	40,29
20/02/06	0,3	6,81	26,8	1,04	0,24	4,03		0,04	0,38	9,72	57,37	135,67
27/02/06	0,3	6,98	23,8	0,17	0,27	4,69	6,0	1,04	0,35		81,34	78,19
06/03/06	0,3	6,73	22,4	1,17	0,11	3,52	4,1		0,04	4,37	6,07	107,86
13/03/06	0,6	6,72	22,6	1,34	0,19	5,48		0,22	0,06	0,00	33,60	99,14
20/03/06	0,3	7,36	28,9	0,41	0,27	2,63	4,6	0,32	0,06	0,00	28,67	186,25
27/03/06	0,5	7,07	23,7	0,38	1,28	4,03		0,03	0,17	0,00	47,60	133,72
03/04/06	0,3	6,94	23,5	1,00	0,40	2,99		0,19	0,26	0,00	5,00	139,34
10/04/06	0,4	7,55	23,2	0,71	5,73	4,13	4,8	0,24	0,43	6,80	33,33	95,56
18/04/06	0,3	7,26	20	1,09	5,89	2,78		0,21	0,30	0,00	0,00	114,93
24/04/06	0,3	6,36	19,6	0,22	0,89	3,42		0,22	0,18	0,00	0,61	55,75

**Tabela A.7 – Continuação.**

Data	Disco Secchi (m)	pH	T°C	NAT (mg.l <sup>-1</sup> )	Sal	OD (mg.l <sup>-1</sup> )	DBO <sub>5</sub> (mg.l <sup>-1</sup> )	PID (mg.l <sup>-1</sup> )	NO <sub>3</sub> (mg.l <sup>-1</sup> )	Clorofila- a (µg.l <sup>-1</sup> )	Seston (mg.l <sup>-1</sup> )	SiO <sub>4</sub> (µg.l <sup>-1</sup> )
02/05/06	0,3	6,94	18,3	0,91	2,30	2,48	1,1	0,26	0,38	4,86	48,50	27,50
09/05/06	0,3	7	17	0,66	0,21	2,11	3,2	0,37	0,56	3,40	6,81	338,06
16/05/06	0,3	6,97	20,3	0,09	0,33	3,88	1,9	0,41	0,70	0,97	899,57	147,75
08/06/06	0,45	7,03	20,4	0,38	0,89	0,63	0,6	0,90	0,04	0,00	74,03	221,56
13/06/06	0,3	6,26	22	0,55	0,71	2,82	1,4	0,05	0,42	0,00	99,56	
20/06/06	0,3	6,02	21	0,50	2,56	0,44	0,7	1,04	0,46	0,00	104,50	155,39
26/06/06	0,3	7,34	19	1,11	0,40	2,19	2,0	0,69	0,05	0,00	75,38	20,11
03/07/06	0,3	7,28	18,3	0,86	0,24	1,98	1,7	1,01	0,03	0,00	54,91	145,89
11/07/06	0,3	6,92	19,4	0,49	0,83	0,31		0,97	0,06	2,14	35,00	184,62
18/07/06	0,3	7,31	16,5	0,40	0,31	1,78	2,1	1,10	0,19	3,89	0,00	157,76
24/07/06	0,2	7,2	15,4	0,17	0,42	1,34	1,6	0,95	0,10	0,00	19,57	129,93
31/07/06	0,3	6,8	12,9	0,29	2,33	0,22	0,2	1,04	0,16	2,92	62,12	114,17



**Tabela A.8 – Dados de qualidade da água do ponto no rio Vadik durante o período amostral B.**

Data	pH	T°C	Sal	OD (mg.l <sup>-1</sup> )	DBO <sub>5</sub> (mg.l <sup>-1</sup> )	Fosforo total (mg.L <sup>-1</sup> )	Turbidez (NTU)	Sólidos Totais (mg/l)	Col. Total (NMP/100 mL)	Col. Termotolerante (NMP/100 mL)
09/02/11	7,52	23,7	0	4,1	6,5	0,17	5,0	40		
21/03/11	7,58	21,7	0	5,7	1,6	0,15	6,92	61	30.000	30.000
26/04/11	7,44	19,5	0	3,0	5,3	0,26	0,31	236	50.000	30.000
24/05/11	6,83	19,3	0	4,6	1,3	0,27	5,64	196,5	160.000	90.000
04/07/11	6,69	13	0	5,9	3,6	0,20	6,66	621,5	50.000	50.000
15/08/11	7,12	17	0	7,4	2,4	0,11	7,44	837	>160.000	160.000
06/09/11	7,69	15	0	7,8	2,5	0,14	35,88	6234,5	90.000	50.000
26/09/11	7,28	16	0	6,8	2,9	0,23	4,62	50	8.100	3.200
07/11/11	7,43	19	0	2,9	3,6	0,39	3,12	20	>160.000	160000
21/11/11	7,19	19	0	2,9	20,3	0,47	10,8	21	160000	24000
12/12/11	6,84	20,5	0	2,1	15,8	0,42	8,56	443	>160.000	50000
30/01/12	6,76	20	0	5,4	3,0	0,17	8,22	80,5	160000	90000
27/02/12	7	23	0	3,9		0,22	10,86	35	>160.000	90000

**Tabela A.9 – Dados de qualidade da água do ponto no rio Pau do Barco durante o período amostral A.**

Data	Disco Secchi (m)	pH	T°C	NAT (mg.l <sup>-1</sup> )	Sal	OD (mg.l <sup>-1</sup> )	DBO <sub>5</sub> (mg.l <sup>-1</sup> )	PID (mg.l <sup>-1</sup> )	NO <sub>3</sub> (mg.l <sup>-1</sup> )	Clorofila- <i>a</i> (µg.l <sup>-1</sup> )	Seston (mg.l <sup>-1</sup> )	SiO <sub>4</sub> (µg.l <sup>-1</sup> )
22/08/05	0,15	6,66	24,6	0,76	0,7	0,07	0,1	0,02	0,01	0,00	66,19	27,20
29/08/05	0,5	7,15	20,9	0,63	0,7	0,91	1,5	0,24	0,05	0,89	95,50	73,78
05/09/05	0,45	7,25	20,8	0,58	0,2	8,04	13,2	0,25	0,35	2,14	7,98	89,63
12/09/05	0,5	7,46	17,8	0,36	0,3	4,90	3,3	0,00	0,02	1,53	64,00	30,58
19/09/05	0,45	7,27	20,1	0,28	0,1	8,91	8,1	0,06	0,38	0,00	9,27	113,49
03/10/05	0,6	7,27	20	0,17	0,2	4,19		0,07	0,12	0,00		28,41
10/10/05	0,3	7,28	22	0,21	0,3	2,33	3,3	0,09	0,03	2,32	58,10	72,67
17/10/05	0,4	7,67	20,3	0,31	0,1	8,27	12,9	0,18	0,06	124,03	1,84	27,98
24/10/05	0,5	7	22,1	0,17	0,9	5,41	0,1	0,03	0,08	0,00	25,00	277,55
31/10/05	0,5	11,23	22	0,56	2,0	6,36	10,6	0,22	0,05	0,00	15,24	251,59
07/11/05	0,4	7,7	17,9	0,89	0,1	7,26	11,2	0,24	0,00	0,00	47,00	70,13
14/11/05	0,3	7,36	32,5	2,41	0,2	6,68	10,9	0,34	0,41	96,23	25,00	99,72
28/11/05	0,3	7,72	25	0,30	0,6	6,37	10,4	0,53	0,34	180,94		64,96
05/12/05	0,3	7,59	25,3	0,72	0,8	2,62			0,82	0,00		115,45
12/12/05	0,3	7,5	25,2	0,31	3,4	1,74	1,5	0,17	0,08	6,80	68,53	102,62
21/12/05	0,2	7,51	25,1	0,19	0,4	4,84	2,9	0,02	0,02	0,49	75,48	75,97
26/12/05	0,3	7,13	25,3	0,06	0,8	3,42		0,09	0,88	43,74	78,78	52,94
02/01/06	0,6	7,28	25,2	0,00	2,8	1,60	2,6	0,12	0,18	6,80	19,91	81,58
09/01/06	0,2	7,26	28	0,82	8,0	0,32	0,5	0,08	0,03	0,00	30,34	103,49

**Tabela A.9 – Continuação.**

Data	Disco Secchi (m)	pH	T°C	NAT (mg.l <sup>-1</sup> )	Sal	OD (mg.l <sup>-1</sup> )	DBO <sub>5</sub> (mg.l <sup>-1</sup> )	PID (mg.l <sup>-1</sup> )	NO <sub>3</sub> (mg.l <sup>-1</sup> )	Clorofila- <i>a</i> (µg.l <sup>-1</sup> )	Seston (mg.l <sup>-1</sup> )	SiO <sub>4</sub> (µg.l <sup>-1</sup> )
16/01/06	0,3	8,31	31,6	0,18	1,0	11,05	16,3	0,13	0,05	0,00	78,40	39,98
23/01/06	0,6	7,68	26,8	0,64	0,6	2,73	4,5	0,35	0,09	6,80	22,55	147,63
31/01/06	0,6	7,70	26,9	0,74	11,6	2,06	3,4	0,14	0,15	14,58	40,38	130,86
07/02/06	0,5	7,73	25,7	0,36	4,6	4,65		0,03	0,26	2,52	45,33	136,16
13/02/06	0,45	6,78	24,6	1,33	0,9			0,02	0,02	38,39	32,36	112,38
20/02/06	0,3	7,09	23,9	1,26	1,5	4,65		0,03	0,15	0,97	2,61	216,10
27/02/06	0,3	7,98	27,7	1,57	0,8	6,38		0,76	0,18	20,41	117,03	47,76
06/03/06	0,5	7,14	25,7	1,44	3,7	3,02	3,5	0,15	0,11	58,32	35,07	35,51
13/03/06	0,55	8,4	27,3	1,30	3,8	2,80		0,28	0,04	2,92	98,80	109,16
20/03/06	0,5	7,3	28,7	0,44	1,2	5,00	8,7	0,63	0,06	0,00	137,65	233,19
27/03/06	0,8	7,21	26,6	0,50	6,6	2,28		0,33	0,01	9,72	49,24	128,81
03/04/06	0,3	7,66	22,2	1,14	0,6	3,44		0,33	0,09	0,00	13,29	140,67
10/04/06	0,3	7,68	26,1	0,88	5,3	4,38	5,1	0,26	0,16	12,64	13,00	44,56
18/04/06	0,6	7,25	20,2	1,18	3,1	1,39		0,22	0,09	1,46	36,00	97,57
24/04/06	0,3	7,20	19,7	0,15	16,0	0,48	0,2	0,31	0,08	6,80	36,33	
02/05/06	0,75	7,27	19,3	0,90	9,8	1,11	0,5	0,34	0,24		182,00	142,69
09/05/06	0,3	7,37	20,4	1,09	9,3	1,34		0,30	0,14	0,00	68,00	122,24
16/05/06	0,35	7,41	19,6	0,06	1,5	1,88	0,9	0,83	0,17	7,55	176,00	55,40
08/06/06	0,45	7,02	20,7	0,68	14,5	0,75	0,7	0,49	0,05	0,00	153,67	43,33
13/06/06	0,3	7,04	21,2	0,68	27,3	2,16	1,1	0,56	0,05	1,46	186,67	

**Tabela A.9 – Continuação.**

Data	Disco Secchi (m)	pH	T°C	NAT (mg.l <sup>-1</sup> )	Sal	OD (mg.l <sup>-1</sup> )	DBO <sub>5</sub> (mg.l <sup>-1</sup> )	PID (mg.l <sup>-1</sup> )	NO <sub>3</sub> (mg.l <sup>-1</sup> )	Clorofila- <i>a</i> (µg.l <sup>-1</sup> )	Seston (mg.l <sup>-1</sup> )	SiO <sub>4</sub> (µg.l <sup>-1</sup> )
20/06/06	0,3	7,03	20	0,89	11,8	1,32	2,2	0,76	0,05	0,00	141,50	40,29
26/06/06	0,2	7,53	19,5	1,36	0,3	2,53	2,0	0,96	0,03		55,67	156,50
03/07/06	0,3	7,34	19,4	1,22	1,9	3,04	2,7	0,68	0,01	0,00	92,63	101,82
11/07/06	0,3	7,37	25	0,53	1,2	0,88		1,00	0,02	0,00	79,50	288,94
18/07/06	0,3	7,65	17,7	0,26	1,3	1,10	1,3	1,10	0,05	0,49	27,00	234,70
24/07/06	0,25	7,52	16,2	0,19	1,2	2,07	2,4	0,90	0,08	0,00	60,88	198,50
31/07/06	0,3	7,37	11,6	0,67	12,9	2,57	2,2	0,32	0,12	10,21	122,49	142,24

**Tabela A.10 – Dados de qualidade da água do ponto no rio Pau do Barco durante o período amostral B.**

Data	pH	T°C	Sal	OD (mg.l <sup>-1</sup> )	DBO <sub>5</sub> (mg.l <sup>-1</sup> )	Fosforo total (mg.L <sup>-1</sup> )	Turbidez (NTU)	Sólidos Totais (mg/l)	Col. Total (NMP/100 mL)	Col. Termotolerante (NMP/100 mL)
09/02/11	7,67	25,1	0	5,0	10,5	0,21	9,7	1003		
21/03/11	7,48	21,4	0	4,9	2,4	0,19	9,6	563,5	160.000	160.000
26/04/11	7,74	21,5	15	2,8	9,7	0,47	11,04	6394	>160.000	>160.000
24/05/11	7,31	20,1	2	5,4	1,9	0,29	5,22	2922	>160.000	28.000
04/07/11	7,51	13	14	4,8	3,8	0,23	27,42	17513	160.000	50.000
15/08/11	7,3	17,5	0	7,3	5,0	0,16	10,86	779	>160000	35.000
06/09/11	7,57	16	0	7,1	4,9	0,18	34,92	335,5	160.000	160.000
26/09/11	7,43	19	0	7,0	3,2	0,32	9,18	305	160.000	5.600
07/11/11	7,65	21	0	3,5	5,4	0,59	4,38	2016,5	>160.000	160000
21/11/11	6,83	21	0	4,1	23,8	0,59	3,48	366,5	>160.000	90000
12/12/11	7,44	23	0	3,1	7,8	0,72	23,12	6107	>160.000	>160.000
30/01/12	7,24	24	0	6,2	4,0	0,33	8,34	388	160000	28000
27/02/12	7,39	25	0	4,1	3,27	0,37	12,36	6166	>160.000	>160.000



## ANEXO B – Dados utilizados no capítulo 3

**Tabela B.1 – Dados de qualidade da água utilizado no capítulo 3.**

Data	Ponto	Hora	Sal	OD (%)	DBO (mg.l <sup>-1</sup> )	PT (mg.l <sup>-1</sup> )
19/08/14	7950	10:37	0	31,04	4,7	0,34
19/08/14	7400	11:00	0	5,74	3,8	0,17
19/08/14	5600	11:50	0	19,92	0,9	0,64
19/08/14	4950	12:30	0	8,00	< 2,0	0,56
19/08/14	4050	13:30	0	18,61	3,8	0,59
19/08/14	2000	14:00	0	29,27	1,9	0,55
19/08/14	450	14:30	18	89,66	0,9	0,12
19/08/14	ETE	15:00	0	22,43	7,3	1,87
08/10/14	7950	10:25	0	22,71	5,7	0,24
08/10/14	7400	10:52	0	19,54	4,2	0,18
08/10/14	5600	11:26	0	0,00	7,7	0,53
08/10/14	4950	12:00	0	3,64	6,1	0,48
08/10/14	4050	12:45	0	16,31	2,2	0,37
08/10/14	2000	13:13	1	32,25	3	0,39
08/10/14	450	13:47	22	94,98	< 2,0	0,25
08/10/14	ETE	14:38	0	35,87	2,8	2,18
06/11/14	7950	10:45	0	15,72	7,7	0,36
06/11/14	7400	11:15	0	24,24	4,1	0,45
06/11/14	5600	11:56	1	0,00	12,7	0,70
06/11/14	4950	12:46	1	3,34	4,6	0,65
06/11/14	4050	13:30	3	12,30	3,6	0,59
06/11/14	2000	13:57	16	34,54	5,5	0,35
06/11/14	450	15:02	28	75,45	5,6	0,14
06/11/14	ETE	15:45	0	32,99	15,1	0,92
25/11/14	7950	10:30	0	2,19	2,5	0,69
25/11/14	7400	10:54	0	21,92	0,6	0,40
25/11/14	5600	11:20	2,5	0,00	11,3	1,00
25/11/14	4950	12:10	5	0,00	3,5	0,89
25/11/14	4050	12:50	7	2,27	5,6	0,88
25/11/14	2000	13:40	16	37,30	2,0	0,60
25/11/14	450	14:40	26	43,31	3,6	0,33
25/11/14	ETE	15:00	0	0,00	137,2	6,93
11/12/14	7950	10:26	0	27,53	9,2	0,48
11/12/14	7400	10:42	0	25,77	7,3	0,26
11/12/14	5600	11:10	5	5,00	12,7	0,92
11/12/14	4950	12:00	10	13,01	5,1	0,83
11/12/14	4050	12:40	12,5	38,52	4,6	0,79
11/12/14	2000	13:20	15	53,78	3,8	0,36
11/12/14	450	14:20	35	77,17	2,2	0,28
11/12/14	ETE	15:10	0	0,00	47,9	2,02

**Tabela B.1 – Continuação.**

<b>Data</b>	<b>Ponto</b>	<b>Hora</b>	<b>Sal</b>	<b>OD (%)</b>	<b>DBO (mg.l<sup>-1</sup>)</b>	<b>PT (mg.l<sup>-1</sup>)</b>
30/12/14	7950	10:20	0	13,79	5,66	0,30
30/12/14	7400	10:40	0	3,39	5,26	0,26
30/12/14	5600	11:00	0	7,04	3,29	0,80
30/12/14	4950	11:30	0	5,76	5,44	0,77
30/12/14	4050	12:15	0	31,48	5,70	0,78
30/12/14	2000	12:45	0	14,14	3,68	0,77
30/12/14	450	13:45	10	34,55	< 1,0	0,52
30/12/14	ETE	14:10	0	0,00	94,74	4,45
12/1/15	7950	10:15	2	10,55	< 2,0	0,69
12/1/15	7400	10:30	2	7,01	< 2,0	0,55
12/1/15	5600	11:00	2,5	0,00	1,8	1,01
12/1/15	4950	11:20	5	0,00	3,9	0,99
12/1/15	4050	12:00	7,5	14,04	1,9	0,88
12/1/15	2000	12:30	15	29,63	< 2,0	0,57
12/1/15	450	13:25	20	51,37	< 2,0	0,42
12/1/15	ETE	14:00	0	19,57	6,3	3,27
26/1/15	7950	10:20	0	17,21	1,9	0,67
26/1/15	7400	10:40	0	3,40	5,0	0,36
26/1/15	5600	11:00	0	0,00	10,6	0,83
26/1/15	4950	11:30	0	0,00	2,1	0,84
26/1/15	4050	12:11	0	0,00	3,4	0,78
26/1/15	2000	12:40	0	10,72	3,0	0,83
26/1/15	450	13:35	15	74,63	3,0	0,30
26/1/15	ETE	14:00	0	15,75	4,8	2,54
10/2/15	7950	09:45	0	4,78	2,7	0,47
10/2/15	7400	10:20	0	0,00	1,8	0,63
10/2/15	5600	10:50	0	0,00	2,3	0,76
10/2/15	4950	11:30	0	0,00	3,0	0,78
10/2/15	4050	12:00	0	0,00	2,3	0,80
10/2/15	2000	12:30	0	2,46	2,8	0,75
10/2/15	450	13:35	5	25,84	1,2	0,66
10/2/15	ETE	13:50	0	23,68	4	2,48



**Tabela B.2 – Vazão de entrada da ETE Canasvieiras quantificadas durante as campanhas.**

<b>Data</b>	<b>Q (L·s<sup>-1</sup>)</b>
18/08/2014	122
08/10/2014	113
06/11/2014	68
25/11/2014	164
11/12/2014	93
30/12/2014	178
12/01/2015	187
26/01/2015	179
10/02/2015	182

**Tabela B.3 – Geometria do canal e salinidade na maré alta do dia 24/08/2015**

<b>Data</b>	<b>Horário</b>	<b>Latitude</b>	<b>Longitude</b>	<b>Sal</b>	<b>Largura (m)</b>	<b>Área (m<sup>2</sup>)</b>
24/08/15	10:30	27°27'51,07"	48°29'29,83"	32	22,7	21,15
24/08/15	11:00	27°27'24,93"	48°29'07,30"	30	16,6	20,51
24/08/15	11:40	27°27'15,47"	48°28'55,65"	28	17	22,05
24/08/15	12:10	27°26'58,32"	48°28'39,01"	23	17	21,25
24/08/15	12:40	27°26'43,35"	48°28'21,19"	22	22	16,55
24/08/15	13:30	27°26'39,14"	48°27'58,03"	17	15	16,50
24/08/15	14:00	27°26'39,15	48°27'39,37"	13	12,8	15,36

**Tabela B.4 – Dados de salinidade utilizados na etapa de validação do modelo de intrusão salina.**

<b>Distância da boca do estuário (m)</b>	<b>7400</b>	<b>5600</b>	<b>4950</b>	<b>4050</b>	<b>3450</b>	<b>2000</b>	<b>450</b>
<b>Modelo Maré Média</b>	0,0	0,9	2,0	4,3	6,2	11,1	16,6
16/04/2014	0,2	1,5	2,4	3,2	4,3	7,5	18,2
06/12/2013	0,2	0,4	3,5	3,1	5,3	9,9	15
23/10/2013	0,2	0,7	1,9	4	7	12,4	20,2
<b>Modelo Maré Baixa</b>	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	2,0	7,8
22/01/2014	0,2	0,3	0,4	0,4	0,6	1,3	8,4
<b>Modelo Maré Alta</b>	3,2	10,2	13,2	17,4	20,3	26,9	33,3
14/02/2014	0,3	1,4	14,1	18,8	23,3	29,8	31,9