



UNIVERSIDADE FEDERAL DO CEARÁ
CENTRO DE TECNOLOGIA
DEPARTAMENTO DE ENGENHARIA HIDRÁULICA E AMBIENTAL
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA CIVIL

GERMÁRIO MARCOS ARAÚJO

**ANÁLISE E MODELAGEM INTEGRADA DA QUALIDADE DA ÁGUA EM UM
SISTEMA URBANO CANAL-RESERVATÓRIO EUTROFIZADO, LOCALIZADO EM
FORTALEZA/CE**

FORTALEZA

2016

GERMÁRIO MARCOS ARAÚJO

**ANÁLISE E MODELAGEM INTEGRADA DA QUALIDADE DA ÁGUA EM UM
SISTEMA URBANO CANAL - RESERVATÓRIO EUTROFIZADO, LOCALIZADO EM
FORTALEZA/CE**

Tese submetida à Coordenação do Curso de Pós-Graduação em Engenharia Civil, da Universidade Federal do Ceará, como requisito parcial para a obtenção do grau de Doutor em Engenharia Civil.

Área de concentração: Saneamento Ambiental

Orientador: Prof. Dr. Iran Eduardo Lima Neto
Co-orientadora: Prof^a. Dra. Helena Becker

FORTALEZA

2016

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação
Universidade Federal do Ceará
Biblioteca Universitária

Gerada automaticamente pelo módulo Catalog, mediante os dados fornecidos pelo(a) autor(a)

A689a Araújo, Germário Marcos.

Análise e modelagem integrada da qualidade da água em um sistema urbano canal - reservatório eutrofizado, localizado em Fortaleza/CE / Germário Marcos Araújo. – 2016.
210 f. : il. color.

Tese (doutorado) – Universidade Federal do Ceará, Centro de Tecnologia, Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil: Saneamento Ambiental, Fortaleza, 2016.

Orientação: Prof. Dr. Iran Eduardo Lima Neto .

Coorientação: Profa. Dra. Helena Becker.

1. Modelagem da qualidade de água. 2. Cianobactérias. 3. Eutrofização. 4. Fósforo. 5. Canal de drenagem. I. Título.

CDD 628

GERMÁRIO MARCOS ARAÚJO

ANÁLISE E MODELAGEM INTEGRADA DA QUALIDADE DA ÁGUA EM UM SISTEMA URBANO CANAL-RESERVATÓRIO EUTROFIZADO, LOCALIZADO EM FORTALEZA/CE

Tese submetida à Coordenação do Curso de Pós-Graduação em Engenharia Civil, da Universidade Federal do Ceará, como requisito parcial para a obtenção do grau de Doutor em Engenharia Civil – Área de concentração: Saneamento Ambiental.

Tese defendida e aprovada em 17/06/2016

BANCA EXAMINADORA

Prof. Dr. Iran Eduardo Lima Neto (Orientador)
Universidade Federal do Ceará – UFC

Profa. Dra. Helena Becker (Co-orientadora)
Universidade Federal do Ceará – UFC

Prof. Dr. André Bezerra dos Santos (examinador interno)
Universidade Federal do Ceará – UFC

Prof. Dr. Suetônio Bastos Mota (examinador interno)
Universidade Federal do Ceará – UFC

Prof. Dr. Alexandre Cunha Costa (examinador externo)
Universidade da Integração Internacional da Lusofonia Afro Brasileira - UNILAB

Prof. Dra. Irla Vanessa Andrade de Sousa Ribeiro (examinador externo)
Instituto Federal do Ceará - IFCE Campus Quixadá

Dedico este trabalho:

À Deus, por ter guiado meus caminhos.

À minha família pelo amor, carinho e orações em todos os momentos de minha vida. Em especial minha mãe, meu pai, esposa e meus filhos.

AGRADECIMENTOS

Agradeço primeiramente a Deus, criador de todas as coisas, fonte de toda ciência e conhecimento humano.

À minha família pelo incentivo e apoio oferecidos ao longo de toda a minha vida, em especial aos meus pais Marcos e Genilda, minha esposa Lucivânia e meus filhos Yasmine e Luigi pela paciência, tolerância e força nos momentos difíceis.

Ao meu Orientador Professor Doutor Iran Eduardo Lima Neto pela orientação, incentivo, amizade, paciência e dedicação em todas as etapas desse trabalho. Sempre serei grato por todo aprendizado.

A professora e orientadora Helena Becker pelo incentivo, orientação, conhecimento e apoio no Laboratório de Química Ambiental e nas análises físico-químicas realizadas.

Aos professores Suetônio Mota e André Bezerra pelos ensinamentos transmitidos nas disciplinas e no dia a dia de convivência e pela participação como membros da banca examinadora.

Aos professores Alexandre Cunha Costa e Irla Vanessa Andrade de Sousa Ribeiro pela disponibilidade em participar como membros da banca examinadora.

Ao LABOSAN - Laboratório de Saneamento Ambiental da Universidade Federal do Ceará, na pessoa do Professor André Bezerra dos Santos, pela disponibilização e apoio nas análises laboratoriais.

Ao coordenador, professores, secretária e funcionários do Departamento de Engenharia Hidráulica e Ambiental da Universidade Federal do Ceará pela dedicação, incentivo e atenção com que sempre se dispuseram a me ajudar.

Ao IFCE - Instituto Federal do Ceará pelo total apoio para conclusão deste trabalho.

A todos do IFCE Campus Sobral que tive a felicidade de trabalhar e conviver, tempo de muito aprendizado compartilhado com: Marcos Erick, Michael, Danilo, Socorro, Aline, Sarah, Danielle, João Paulo, Chagas, Eliano, Jean, Francimara, Marcelo Teles, Glendo entre outros que dividiram as idas e vindas de Fortaleza para Sobral semanalmente.

A todos os meus amigos da Pró-reitoria de ensino do IFCE (PROEN), Reuber, Lucivânia, Armênia, Hobson, Jarbiane, Ana Cláudia, Ana Leila, Ricardo Liarth, Deividson, Érica, Etelvina, Kamilla, Nailton, Miriam Brasil, Daniel Alencar, Paulo Melo, Kléber.

A todos os amigos do DEHA, Márcia Química, Socorro Hortegal, Carlos Henrique, Arthur Jordan, Jeferson, Marcos, Gilmar, Wictor e muitos outros que partilharam momentos em disciplinas e pesquisas.

A Cristina pelo auxílio nas análises laboratoriais no LABOSAN.

Ao meu querido avô José Filgueiras de Araújo (in Memoriam). O seu exemplo de vida me proporcionou sonhos mais altos.

A todos os meus amigos que direta ou indiretamente me apoiaram nesta conquista.

“Menor que meu sonho não posso ser”

Lindolf Bell

RESUMO

Este trabalho apresenta uma análise integrada da qualidade da água em um sistema composto por um canal de drenagem e o açude Santo Anastácio - ASA, localizado em Fortaleza-CE. Para isso, foram realizadas campanhas de monitoramento que objetivaram caracterizar, espacialmente e sazonalmente, os parâmetros vazão, pH, temperatura, OD, DBO, DQO, PT, NT e Cl_a . Observou-se, mesmo durante os períodos secos, um acréscimo significativo da vazão ao longo do canal, em virtude de ligações clandestinas de esgotos. Verificou-se também um constante lançamento de resíduos sólidos no canal. Em consequência dessas cargas, pode-se verificar uma deterioração significativa da qualidade ao longo do canal, seguida de uma recuperação no ASA, que atuou de forma semelhante a uma lagoa de estabilização. No entanto, a recuperação não foi suficiente para que a qualidade da água retornasse à sua condição inicial, ou seja, na entrada do canal. Em seguida, foi calculado o Índice de Estado Trófico - IET para o ASA, sendo que em 100% do período monitorado o reservatório foi classificado como hipereutrófico ($IET > 63$), que é a classificação máxima para o nível de eutrofização. Comparando os resultados obtidos para o ASA com trabalhos anteriores, observou-se ao longo de 15 anos uma degradação progressiva da qualidade da água, destacando-se os parâmetros fósforo total e Cl_a que ficaram muito acima do que preconiza a Resolução CONAMA 357/05 para corpos hídricos de classe 2. Cabe salientar que toda a carga poluidora que sai do ASA segue para o rio Maranguapinho, um dos principais cursos de drenagem da Região Metropolitana de Fortaleza e que atualmente passa por processo de revitalização, mas somente nas margens do seu curso principal. Isso indica a necessidade de realização de ações integradas no que diz respeito à recuperação da qualidade da água em bacias urbanas. Visando obter uma ferramenta para avaliar diferentes cenários de qualidade da água no sistema integrado canal-ASA, foi desenvolvido um modelo matemático para o fósforo. O modelo para o canal de drenagem foi obtido considerando-se os processos de advecção e reação em regime permanente ao longo dos trechos, incluindo termos referentes à entrada lateral de esgoto via ligações clandestinas e a carga de fósforo presente nos resíduos sólidos. O modelo utilizado para o reservatório considerou as cargas de entrada e saída, assim como os processos de acumulação e reação com base no modelo de mistura completa. Através de ajuste do modelo aos dados de campo, foram obtidos coeficientes de reação para o canal (k_{canal}) e para o ASA ($k_{reservatório}$) com valores variáveis ao longo do período de monitoramento, apresentando inclusive valores negativos que indicam a presença de cargas internas nesses ambientes extremamente poluídos, provavelmente devido aos processos de ressuspensão e liberação do fósforo depositado no fundo do canal e do açude. Entretanto, no balanço geral, os valores médios obtidos para os coeficientes de reação no canal ($k_{canal} = 4,32 \text{ dia}^{-1}$) e no ASA ($k_{reservatório} = 22,84 \text{ ano}^{-1}$) foram significativamente superiores aos obtidos na literatura para regiões de clima temperado ou tropical. Isso pode estar relacionado a uma maior temperatura da água, que por sua vez resulta em um maior consumo de fósforo pelo fitoplâncton e em uma maior velocidade de sedimentação desse nutriente devido a uma menor viscosidade da água. De posse do modelo calibrado, foram realizadas doze simulações de cenários com proposições de melhorias para o canal e para o ASA. Somente foi possível atender ao padrão de lançamento da Resolução do CONAMA 357/05 quando foram combinadas

ações de diminuição da concentração de fósforo afluente ao canal e de remoção total das cargas de fósforo referentes aos esgotos/resíduos sólidos. Espera-se que a presente pesquisa possa auxiliar no gerenciamento das bacias urbanas, principalmente em regiões semiáridas do Brasil.

Palavras-Chave: Canal de drenagem, Cianobactérias, Eutrofização, Fósforo, Modelagem da qualidade de água, Reservatório.

ABSTRACT

This work presents an integrated analysis of water quality in a system composed of a drainage channel and the reservoir Santo Anastácio - ASA, located in Fortaleza-CE. Field surveys were conducted to characterize spatially and seasonally the flowrate, pH, temperature, DO, BOD, COD, TP, TN and Cl_a. A significant increase in the flowrate along the channel was observed, even during dry periods, due to the existence of clandestine sewerage connections. There was also a constant discharge of solid residues in the channel. As a consequence of these loads, a significant deterioration in the water quality along the channel was observed, followed by a recovery in the ASA, who acted similarly to a stabilization pond. However, the recovery was not sufficient for the water quality return to its initial condition, i.e. at the channel inlet. Then we calculated the Trophic State Index - TSI for the ASA, and in 100% of the monitored period the reservoir was classified as hypertrophic (TSI > 63), which is the maximum level of eutrophication. Comparing the results for the ASA with previous studies, a progressive degradation of water quality was observed over 15 years, especially with respect to the parameters phosphorus and Cl_a, which were far above the water quality standards (CONAMA 357/05 for water bodies of class 2). It is important to note that the pollution loads that leave the ASA go to the Maranguapinho river, a major drainage course in the metropolitan region of Fortaleza, which is currently undergoing a revitalization process, but only on the banks of its main course. This indicates the need to carry out integrated actions with regard to the recovery of water quality in urban basins. In order to obtain a tool to evaluate different water quality scenarios in the integrated channel-ASA system, we have developed a mathematical model for the phosphorus. The model for the drainage channel was obtained by considering the advection and reaction processes in steady state, including terms relating to the side-entry sewer via illegal connections and the phosphorus present in the solid waste load. The model used for the reservoir considered the input and output loads, as well as the accumulation and reaction processes based on a complete mixing model. Through adjustment of the model to field data, we obtained reaction coefficients for the drainage channel (k_{channel}) and the ASA ($k_{\text{reservoir}}$) with varying values along the monitoring period, even with negative values indicating the presence of internal loads in these extremely polluted environments, probably due to the resuspension processes and release of phosphorus deposited on the bottom of the channel and reservoir. However, the overall balance gave average values for the reaction coefficients of the channel (k_{channel} of 4.32 day^{-1}) and the ASA ($k_{\text{reservoir}}$ of 22.84 years^{-1}), which were significantly higher than those obtained in the literature for regions of temperate or tropical climate. This may be related to increased water temperature, which in turn results in a higher phosphorus intake by phytoplankton and a higher sedimentation rate of this nutrient due to the lower viscosity of the water. With the calibrated model, we simulated twelve scenarios with proposals for improvements to the channel and the ASA. The water quality standards (CONAMA 357/05 for water bodies of class 2) were only met when actions such as reduction of phosphorus concentration at the system inlet and total removal of phosphorus loads related to wastewater/solid waste were carried out. This research will potentially improve the management of urban basins, especially in semi-arid regions of Brazil.

Keywords: storm water channel, cyanobacteria, eutrophication, phosphorus, water quality modeling, reservoir.

LISTA DE FIGURAS

Figura 3-1 – Consequências da urbanização sobre o ciclo hidrológico.....	31
Figura 3-2 – Evolução do processo de eutrofização em um lago ou represa.....	36
Figura 4-1 – Fluxograma da pesquisa.....	69
Figura 4-2 – Mapa indicando o sistema integrado canal-reservatório eutrofizado, e os bairros que circundam, localizado na cidade de Fortaleza/CE.....	70
Figura 4-3 – Área de drenagem do canal entre a lagoa da parangaba e o reservatório santo Anastácio, localizado na cidade de Fortaleza/CE.....	71
Figura 4-4 – Vista do canal que deságua no reservatório Santo Anastácio em Fortaleza CE	72
Figura 4-5 – Vista do Reservatório Santo Anastácio, Localizado no Campus do Pici da Universidade Federal do Ceará – UFC em Fortaleza – CE	72
Figura 4-6 – Mapa batimétrico do reservatório Santo Anastácio, Fortaleza/CE Fonte: Relatório do mapeamento batimétrico – Prefeitura de Fortaleza (2007).	73
Figura 4-7 – Embarcação utilizada nas coletas no açude	75
Figura 4-8 – Sonda multiparamétrica utilizada nas coletas	76
Figura 4-9 – Anemômetro eletromagnético utilizado nas medições de velocidade da água	79
Figura 4-10 – Medição da altura da lâmina d’água no canal.....	79
Figura 4-11 – Desenho esquemático representando um trecho do canal.....	84
Figura 4-12 – Equipamentos de medição de velocidade e altura do nível da água no canal.....	85
Figura 5-1 – Crescimento populacional em Fortaleza - CE.....	91
Figura 5-2 – Precipitação no município de Fortaleza – CE nos anos 2000 a 2015.	93
Figura 5-3 – Precipitação em Fortaleza – CE no período de maio de 2013 a março de 2014.	94
Figura 5-4 – Velocidade dos ventos em Fortaleza – CE no período de maio de 2013 a março de 2014	95
Figura 5-5 – Diagrama de caixa das medidas de vazão nos pontos amostrais.	96
Figura 5-6 – Comportamento espaço temporal da vazão.	97
Figura 5-7– Lançamento de esgotos no canal.	98
Figura 5-8 – Ajuste dos dados de vazão com relação aos dados de chuva.....	99
Figura 5-9 – Diagrama de caixa das medidas de DBO nos pontos amostrais.	100
Figura 5-10 – Comportamento espaço temporal da DBO.	101
Figura 5-11 – Comparação entre pesquisas realizadas no ASA para o parâmetro DBO, para medições em amostras coletadas na saída do reservatório.....	102
Figura 5-12 – Diagrama de caixa das medidas de DQO nos pontos amostrais.....	104

Figura 5-13 – Comportamento espaço temporal da DQO.....	105
Figura 5-14 – Comparação entre pesquisas realizadas no ASA para o parâmetro DQO, para medições em amostras coletadas na saída do reservatório.	106
Figura 5-15 – Diagrama de caixa das medidas de OD nos pontos amostrais.....	107
Figura 5-16 – Comportamento espaço temporal do OD.....	110
Figura 5-17– Visualização de lixo e esgoto no canal nos pontos P2 (a) e P3 (b), respectivamente.	110
Figura 5-18 – Diagrama de caixa das medidas de Nitrogênio Total nos pontos amostrais.....	112
Figura 5-19 – Comparação entre pesquisas realizadas no ASA para o parâmetro nitrogênio total, para medições em amostras coletadas na saída do reservatório.	113
Figura 5-20 – Comportamento espaço temporal do Nitrogênio Total – NT.....	114
Figura 5-21 – Diagrama de caixa das medidas de Fósforo Total nos pontos amostrais.	117
Figura 5-22 – Comparação entre pesquisas realizadas no ASA para o parâmetro fósforo total, para medições em amostras coletadas na saída do reservatório.....	118
Figura 5-23 – Comportamento espaço temporal do fósforo total – PT.....	119
Figura 5-24 – Diagrama de caixa das medidas de ortofosfato nos pontos amostrais.	122
Figura 5-25 – Comportamento espaço temporal do ortofosfato.	123
Figura 5-26 – Comparação entre pesquisas realizadas no ASA para o parâmetro ortofosfato, para medições em amostras coletadas na saída do reservatório.	124
Figura 5-27 – Diagrama de caixa das medidas de clorofila a nos pontos amostrais.	125
Figura 5-28 – Comportamento espaço temporal da clorofila a.....	126
Figura 5-29 – Comparação entre pesquisas realizadas no ASA para o parâmetro clorofila a, para medições em amostras coletadas na saída do reservatório.	127
Figura 5-30 – Diagrama de caixa das medidas de temperatura nos pontos amostrais.	129
Figura 5-31 – Comportamento espaço temporal da temperatura.....	129
Figura 5-32 – Diagrama de caixa das medidas de pH nos pontos amostrais.	131
Figura 5-33 – Comportamento espaço temporal do pH.	132
Figura 5-34 – Variação dos parâmetros no ciclo diário.	134
Figura 5-35 – IET calculado para o Açude Santo Anastácio.	136
Figura 5-36 – Comportamento do coeficiente de reação k para o fósforo total no canal ao longo do tempo.....	142
Figura 5-37 – Comparação do k_{canal} com os valores de k da literatura	144

Figura 5-38 – Influência dos ventos no coeficiente de reação k para o fósforo total no ASA.	149
Figura 5-39 – Comparação entre modelos de predição do coeficiente de sedimentação médio.	150
Figura 5-40 – Comportamento do coeficiente de reação k _{canal} e k _{reservatório}	155
Figura 5-41 – Panorama atual para o sistema integrado canal-reservatório, sem proposições de melhorias no canal.	157
Figura 5-42 – Panorama atual para o sistema integrado canal-reservatório, sem proposições de melhorias no ASA.	158
Figura 5-43 – Simulação de cenário considerando a remoção total da concentração de PT afluente ao canal.	159
Figura 5-44 – Simulação de cenário considerando a remoção total da concentração de PT afluente ao canal e suas implicações no ASA.....	160
Figura 5-45 – Simulação de cenário considerando a redução da vazão inicial e o impacto no canal.	161
Figura 5-46 – Simulação de cenário considerando a redução da vazão inicial e o impacto no ASA.....	161
Figura 5-47 – Simulação de cenário considerando a dragagem do açude Santo Anastácio.....	162
Figura 5-48 – Simulação de cenário considerando o assoreamento do ASA por 20 anos.	163
Figura 5-49 – Simulação de cenário considerando a eliminação da vazão incremental linear no canal e o impacto no canal.	164
Figura 5-50 – Simulação de cenário considerando a eliminação da vazão incremental linear no canal e o impacto no ASA.	165
Figura 5-51 – Simulação de cenário considerando remoção total das cargas de fósforo presente nos esgotos e o impacto no canal.	166
Figura 5-52 – Simulação de cenário considerando remoção total da carga de fósforo presente nos esgotos e o impacto no ASA.	167
Figura 5-53 – Simulação de cenário considerando remoção da carga de fósforo total dos resíduos sólidos no canal e o impacto no canal.	168
Figura 5-54 – Simulação de cenário considerando remoção da carga de fósforo total dos resíduos sólidos no canal e o impacto no ASA.....	169
Figura 5-55 – Simulação de cenário considerando remoção total das cargas de fósforo total presente nos esgotos e nos resíduos sólidos no canal (impacto no canal).....	170
Figura 5-56 – Simulação de cenário considerando a remoção total das cargas de fósforo presentes nos esgotos e nos resíduos sólidos no canal e o impacto no ASA	171

Figura 5-57 – Simulação de cenário considerando remoção total das cargas de fósforo presente nos esgotos e nos resíduos sólidos no canal, aliado a redução da concentração afluyente de fósforo (no canal).	172
Figura 5-58 – Simulação de cenário considerando remoção total das cargas de fósforo presente nos esgotos e nos resíduos sólidos no canal, aliada a redução da concentração afluyente de fósforo e o impacto no ASA.....	173
Figura 5-59 – Simulação de cenário considerando remoção total das cargas de fósforo presente nos esgotos e nos resíduos sólidos no canal, aliada à redução total da concentração afluyente ao canal (impacto no canal).	174
Figura 5-60 – Simulação de cenário considerando remoção total das cargas de fósforo presente nos esgotos e nos resíduos sólidos no canal, aliada a redução total da concentração afluyente ao canal e o impacto no ASA.	175
Figura 5-61 – Simulação de cenário considerando o aumento da vazão inicial lançada no canal (impacto no canal).	176
Figura 5-62 – Simulação de cenário considerando o aumento da vazão inicial lançada no canal e o impacto no ASA.	177
Figura 5-63 – Simulação de cenário considerando a remoção total das cargas de fósforo presentes nos esgotos e nos resíduos sólidos no canal e o impacto no ASA.	178
Figura 5-64 – Compilação do panorama atual e dos cenários no canal de drenagem.	180
Figura 5-65 – Comparação entre os cenários 1 ao 6 no canal de drenagem e verificação do atendimento à Resolução do CONAMA 357/05.	181
Figura 5-66 – Comparação entre o panorama atual e os cenários 7 a 12 no canal de drenagem e verificação do atendimento à Resolução do CONAMA 357/05.	181
Figura 5-67 – Compilação do panorama atual e dos cenários no ASA.	182
Figura 5-68 – Concentrações de PT no ASA e tempo para chegada no regime permanente.	183
Figura 5-69 – Concentrações de PT na saída do ASA e percentuais de remoção. ...	184
Figura 5-70 – Comparação entre o panorama atual e os cenários 1 a 6 no ASA e verificação do atendimento à Resolução do CONAMA 357/05.	186
Figura 5-71 – Comparação entre os cenários 7 a 12 no ASA e verificação do atendimento à Resolução do CONAMA 357/05.	187
Figura 5-72 – Bacia hidrográfica do rio Maranguapinho – destaque da área impactada pela descarga do ASA no referido rio.....	189

LISTA DE TABELAS

Tabela 3-1 – Contribuições unitárias de fósforo típicas.....	41
Tabela 3-2 Caracterização trófica de lagos e reservatórios	44
Tabela 3-3 Modelos utilizados na modelagem da qualidade da água.....	68
Tabela 4-1 Dados dos bairros que margeiam o canal em Fortaleza – CE	71
Tabela 4-2 Parâmetros e metodologias utilizados na pesquisa	77
Tabela 4-3 Estado Trófico (Índice de Carlson Modificado).....	78
Tabela 5-1 Tabela de correlação dos valores de vazão entre os pontos amostrais....	98
Tabela 5-2 Tabela de correlação dos valores de DBO entre os pontos amostrais....	103
Tabela 5-3 Tabela de correlação dos valores de DQO entre os pontos.....	106
Tabela 5-4 Tabela de correlação dos valores de OD entre os pontos	111
Tabela 5-5 Tabela de correlação dos valores de NT entre os pontos.....	115
Tabela 5-6 Tabela de correlação dos valores de Fósforo Total entre os pontos.....	119
Tabela 5-7 Tabela de correlação dos valores de ortofosfato entre os pontos amostrais.	123
Tabela 5-8 Tabela de correlação dos valores de clorofila a entre os pontos amostrais.	128
Tabela 5-9 Tabela de correlação dos valores de temperatura entre os pontos amostrais.....	130
Tabela 5-10 Tabela de correlação dos valores de pH entre os pontos amostrais.....	132
Tabela 5-11 Valores obtidos no perfil diário.	133
Tabela 5-12 Valores do IET calculado para o ASA.	134
Tabela 5-13 Valores dos parâmetros operacionais nos pontos P1, P2 e P3	137
Tabela 5-14 Valores obtidos nas amostras do bueiro localizado na lateral do canal Ponto Bueiro - (PB).	138
Tabela 5-15 Valores dos dados calculados e adotados com base na literatura para resíduos sólidos	141
Tabela 5-16 Valores da carga mássica de fósforo nos resíduos sólidos (Rs expresso em mg/L.s)	141
Tabela 5-17 Carga afluyente de fósforo do açude Santo Anastácio.	145
Tabela 5-18 Vazão de entrada do ASA.....	146
Tabela 5-19 Concentrações de fósforo no início (P0) e final (P) do período de modelagem. Açude Santo Anastácio, Fortaleza, Ceará.....	147
Tabela 5-20 Modelagem para açude Santo Anastácio.....	148

Tabela 5-21 Valores médios de kreservatório e comparação com os valores que seriam obtidos para o ASA pelas equações propostas por (Vollenweider, 1976) e (Salas e Martino, 1991)	150
Tabela 5-22 Descrição do panorama atual e dos doze cenários utilizados na pesquisa	156

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

ABRELPE Especiais	Associação Brasileira de Empresas de Limpeza Pública e Resíduos
APHA	American Public Health Association
ASA	Açude Santo Anastácio
ATP	Adenosina Trifosfato
CE	Ceará
COGERH	Companhia de Gestão dos Recursos Hídricos
CONAMA	Conselho Nacional de Meio Ambiente
CV	Coeficiente de Variação
CWQM	Center for Water Quality Modeling
DBO	Demanda química de oxigênio
DEHA	Departamento de Engenharia Hidráulica e Ambiental
DNOCS	Departamento Nacional de Obras Contra as Secas
DQO	Demanda Química de Oxigênio
EPA	Environmental Protection Agency
ETE	Estação de Tratamento de Esgotos
EUA	Estados Unidos da América
HAA	Ácidos Haloacéticos
IBGE	Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística
IET	Índice de Estado Trófico
IETC	<i>International Environmental Technology Centre</i>
IFCE	Instituto Federal do Ceará
IPECE	Instituto de Pesquisa e Estratégia Econômica do Ceará
IPH	Instituto de Pesquisas Hidráulicas
LABOMAR	Instituto de Ciências do Mar
LABOSAN	Laboratório de Saneamento
LAQUIM	Laboratório de Análises Químicas
MGBq	Modelo de Qualidade de Água em Grandes Bacias
MQA	Modelo de Qualidade da Água
NCASI	National Council for Air and Stream Improvement
OD	Oxigênio Dissolvido

OECD	Organização para a Cooperação e Desenvolvimento Econômico
OMS	Organização Mundial da Saúde
ONU	Organização das Nações Unidas
OS	Ortofosfato Solúvel
PALOMARE	Planning and Management of Lakes and Reservoirs focusing on Eutrophication
PNAD	Pesquisa Nacional de Amostras por Domicílios
PNRS	Política Nacional de Resíduos Sólidos
P	Concentração de Fósforo
PT	Fósforo Total
PVC	Policloreto de Polivinila
QUAL2E	Enhanced Stream Water Quality Model
RSU	Resíduos Sólidos Urbanos
SisBaHiA®	Sistema Base de Hidrodinâmica Ambiental
SNIS	Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento
STELLA	Structural Thinking, Experiential Learning Laboratory with Animation
SWAT	<i>Soil and Water Assessment Tool</i>
THM	Trialometanos
TISAT	Tide Salinity Temperature and Suspended Sediment
TSI _{tsr}	Trophic State Index for tropical/subtropical reservoirs
UFC	Universidade Federal do Ceará
UFRGS	Universidade Federal do Rio Grande do Sul
UNEP	United Nations Environment Programme
USA	United States of American
USEPA	United States Environmental Protection Agency
WASP4	A Hydrodynamic and Water Quality Model

LISTA DE SÍMBOLOS

A_s	Área superficial
A	Área molhada do canal
A_1	Área do lago de superfície
A_2	Área de superfície do sedimento
B	Largura do canal
C	Concentração do reagente
C_3	Concentração de fósforo afluente ao açude Santo Anastácio
C_b	Concentração de fósforo total do bueiro
C_d	Fluxo de massa referente ao fósforo total presente no esgoto
CL, Cl_a	Clorofila a
CR	Coefficiente de retenção de fósforo
$E. Coli$	Escherichia coli
ε	Difusividade do nutriente no canal
e	Exponencial
h	Altura da lâmina d'água
H	Profundidade do curso d'água ou do lago
HPO_4^{2-}	Hidrogenofosfato
$H_2PO_4^-$	Dihidrogenofosfato
H_3PO_4	Ácido fosfórico
hm^3	Hectômetro cúbico
k	Coefficiente de reação para fósforo total; constante da reação
k_a	Fluxo total de fósforo na atmosfera com água
k_b	Fração de sedimentação de fósforo que não está disponível para a liberação de coluna de água
k_{canal}	Coefficiente de reação para o fósforo total no canal
$k_{reservatório}$	Coefficiente de reação para o fósforo total no reservatório
$K_{f,20}$	Taxa de crescimento de fitoplâncton à 20°C
$K_{f,T}$	Taxa de crescimento de fitoplâncton devido à temperatura
k_{oi}	Coefficiente de conversão de fósforo orgânico a fósforo inorgânico
k_{phos}	Coefficiente de Sedimentação do fósforo
k_r	Fluxo de difusão de sedimentos de fósforo da água nos poros

$K_{\text{reservatório}}$	Coeficiente de reação para o ASA
k_s	Coeficiente de Sedimentação
k_{spo}	Coeficiente de sedimentação do fósforo orgânico
l	Comprimento do trecho do canal
\ln	Logaritmo natural
$mors$	Matéria orgânica presente nos resíduos sólidos.
N	Concentração de Nitrogênio
n	Ordem de reação
NH_3	Amônia na forma livre
NH_4^+	Amônia forma ionizada (íon amônio)
NT	Nitrogênio Total
P	Concentração de Fósforo
P_0	Concentração inicial fósforo total no lago
P_1	Concentração total de fósforo na coluna de água
$P1$	Ponto amostral localizado próximo ao vertedouro de saída da lagoa da Parangaba
P_2	Concentração total de fósforo nos sedimentos
$P2$	Ponto amostral localizado próximo ao cruzamento das ruas Acre e Amazonas
$P3$	Ponto amostral localizado próximo a entrada do açude Santo Anastácio
$P4$	Ponto amostral localizado próximo ao vertedouro de saída do ASA
PB	Ponto amostral localizado no bueiro entre o Ponto 1 e Ponto 2.
$pcrs$	Per capita de resíduos sólidos;
pH	Potencial Hidrogeniônico
$phcrs$	Percentual de habitantes que contribuem com resíduos sólidos;
P_{in}	Concentração de fósforo total no escoamento das águas pluviais
P_{inorg}	Concentração de fósforo inorgânico
pop_t	População do trecho;
P_{org}	Concentração de fósforo orgânico
$pprs$	Percentual de fósforo nos resíduos sólidos;
PO_4^{3-}	Fosfato
PT	Fósforo Total
q	Fluxo volumétrico de entrada lateral ou vazão incremental linear

Q	Vazão
Q_0	Vazão no início do trecho
Q_3	Vazão afluyente ao açude Santo Anastácio
$Q_{7,10}$	Vazão mínima com período de retorno de 10 anos e período de duração de 7 dias consecutivos
Q_{direct}	Precipitação direta no lago
Q_{evap}	Evaporação a partir da superfície do lago
Q_f	Vazão final
Q_i	Vazão inicial
Q_{in}	Fluxo de escoamento da bacia hidrográfica
q_s	Carga anual de água por unidade de área
Q_s	Vazão de saída do lago
R	Taxa de reação
R_s	Fluxo de massa referente ao nutriente presente nos resíduos sólidos
S_{Pinorg}	Coeficiente de liberação de fósforo inorgânico pelo sedimento de fundo
t	Tempo
T	Temperatura
TR	Tempo de residência hidráulica
U	Velocidade média no canal
U_1	Velocidade no trecho 1
U_2	Velocidade no trecho 2
V	Volume do lago
V_1	Volume do lago
V_2	Volume de sedimentos
W	Carga afluyente de fósforo
W'	Carga afluyente anual de fósforo por unidade de superfície de área
W_{rs}	Carga de fósforo total presente nos resíduos sólidos
x	Coordenada no longitudinal do fluxo
v	Velocidade de sedimentação do fósforo em lagos tropicais
v_s	Velocidade de sedimentação aparente
θ	Constante oriunda de vários estudos envolvendo diversas espécies de fitoplâncton
μ	Viscosidade cinemática da água

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO	24
2	OBJETIVOS	29
2.1	<i>Objetivo geral</i>	29
2.2	<i>Objetivos específicos</i>	29
3	REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	30
3.1	<i>Urbanização e poluição das águas</i>	30
3.2	<i>Esgoto doméstico</i>	32
3.2.1	<i>Esgoto doméstico no sistema de drenagem urbana</i>	32
3.3.	<i>Resíduos Sólidos</i>	33
3.3.1.	<i>Resíduos sólidos no sistema de drenagem urbana</i>	33
3.4.	<i>Eutrofização</i>	34
3.5.	<i>Formas de Fósforo</i>	39
3.6.	<i>Estado Trófico de Lagos e Reservatórios</i>	42
3.7.	<i>Mecanismos de remoção de fósforo</i>	44
3.8.	<i>Modelagem Matemática</i>	46
3.8.1.	<i>Modelagem da qualidade da água em rios e córregos</i>	50
3.8.2.	<i>Modelagem da qualidade da água em lagos e reservatórios</i>	58
3.8.3.	<i>Modelagem integrada da qualidade da água</i>	67
4.	MATERIAL E MÉTODOS	69
4.1.	<i>Estudo experimental (área de estudo)</i>	69
4.2.	<i>Dados populacionais e climáticos</i>	74
4.3.	<i>Pontos amostrais</i>	74
4.4.	<i>Monitoramento</i>	74
4.5.	<i>Técnicas de amostragem e preservação da amostra</i>	75
4.6.	<i>Parâmetros Analisados</i>	76
4.7.	<i>Índice de estado trófico – IET</i>	77
4.8.	<i>Medições de vazão</i>	78
4.9.	<i>Análises dos dados</i>	80
4.9.1.	<i>Correlações entre os pontos</i>	80
4.10.	<i>Modelagem matemática</i>	81
4.10.1.	<i>Modelagem matemática no canal</i>	81
4.10.1.1.	<i>Descrição dos aspectos da calibração do canal</i>	83

4.10.1.2.	Vazão incremental linear (q).....	83
4.10.1.3.	Velocidade média (U).....	84
4.10.1.4.	Altura média - h (m).....	85
4.10.1.5.	t - tempo de translado (s)	85
4.10.1.6.	C_d – Vazão mássica do esgoto – $mg/(L.s)$	86
4.10.1.7.	R_s – Carga dos resíduos sólidos – $mg/(L.s)$	86
4.10.1.8.	Ajuste do coeficiente de reação k para fósforo total no canal	87
4.10.2.	Modelagem matemática do açude.....	87
4.10.2.1.	Processamento de dados para modelagem	89
4.10.2.2.	Descrição dos aspectos da calibração no açude	89
5.	RESULTADOS E DISCUSSÃO	91
5.1.	Dados populacionais e climáticos	91
5.1.1.	Crescimento populacional de Fortaleza – CE.....	91
5.1.2.	Precipitação pluviométrica em Fortaleza-CE.....	92
5.1.3.	Precipitação no período estudado (maio 2013 a março 2014).....	93
5.1.4.	Velocidade do vento (m/s).....	94
5.2.	Estudo Experimental.....	95
5.2.1.	Vazão.....	95
5.2.1.1.	Transformação chuva-vazão	98
5.2.2.	Avaliação da matéria orgânica nas águas.....	99
5.2.2.1.	Demanda Bioquímica de Oxigênio	99
5.2.2.2.	Demanda Química de Oxigênio	103
5.2.2.3.	Oxigênio Dissolvido	107
5.2.3.	Avaliação do teor de nutrientes e clorofila a.....	111
5.2.3.1.	Nitrogênio total	111
5.2.3.2.	Fósforo total	116
5.2.3.3.	Ortofosfato.....	122
5.2.3.4.	Clorofila a	124
5.2.4.	Parâmetros complementares ao estudo.....	128
5.2.4.1.	Temperatura.....	128
5.2.4.2.	pH.....	130
5.2.5.	Perfil diário	132
5.3.	Modelagem Matemática	136
5.3.1.	Modelagem no canal.....	136

5.3.1.1.	<i>Vazão incremental linear – (q)</i>	138
5.3.1.2.	<i>Velocidade média – (u)</i>	138
5.3.1.3.	<i>Altura média – h (m)</i>	139
5.3.1.4.	<i>t – tempo de translado (s)</i>	139
5.3.1.5.	<i>C_d – Vazão mássica no esgoto – mg/(L.s)</i>	139
5.3.1.6.	<i>R_s – Carga dos resíduos sólidos – mg/(L.s)</i>	139
5.3.1.7.	<i>Coeficiente de reação k para fósforo total no canal (k_{canal})</i>	141
5.3.2.	<i>Modelagem no Açude Santo Anastácio</i>	144
5.3.2.1.	<i>Dados do Reservatório (ASA)</i>	145
5.2.2.1.1.	<i>Carga de Fósforo</i>	145
5.2.2.1.2.	<i>Vazão de entrada do ASA</i>	146
5.2.2.1.3.	<i>Volume, tempo de residência hidráulica e período de modelagem do reservatório</i>	146
5.2.2.1.4.	<i>Concentração de fósforo total no ASA</i>	146
5.3.2.2.	<i>Coeficiente de reação de fósforo para o ASA</i>	147
5.3.2.2.1.	<i>Modelagem da concentração de fósforo no ASA</i>	147
5.3.3.	<i>Análise Integrada da modelagem canal reservatório</i>	154
5.3.4.	<i>Simulação Integrada de Cenários (Canal – ASA)</i>	156
5.3.4.1.	<i>Panorama atual</i>	157
5.3.4.2.	<i>Cenário 1</i>	158
5.3.4.3.	<i>Cenário 2</i>	160
5.3.4.4.	<i>Cenário 3</i>	162
5.3.4.5.	<i>Cenário 4</i>	163
5.3.4.6.	<i>Cenário 5</i>	164
5.3.4.7.	<i>Cenário 6</i>	165
5.3.4.8.	<i>Cenário 7</i>	167
5.3.4.9.	<i>Cenário 8</i>	169
5.3.4.10.	<i>Cenário 9</i>	171
5.3.4.11.	<i>Cenário 10</i>	173
5.3.4.12.	<i>Cenário 11</i>	175
5.3.4.13.	<i>Cenário 12</i>	177
5.3.5.	<i>Considerações Sobre os Cenários</i>	178
5.3.5.1.	<i>Cenários no Canal</i>	179
5.3.5.2.	<i>Cenários no Açude Santo Anastácio</i>	182

5.3.5.3.	<i>Sistema Integrado (canal – ASA)</i>	187
6.	CONCLUSÕES	190
	CONSIDERAÇÕES FINAIS	193
	RECOMENDAÇÕES PARA FUTURAS PESQUISAS	194
	REFERÊNCIAS	195

1. INTRODUÇÃO

Os problemas ambientais, sociais e econômicos que o mundo enfrenta hoje estão na sua grande maioria localizados nas grandes cidades. A urbanização e intensificação da agricultura nas últimas décadas resultaram em aumento de cargas de nutrientes e rápida deterioração da qualidade da água em mananciais ao redor do mundo (SALAS e MARTINO, 1991; LUNG e LARSON, 1995; RULEY e RUSCH, 2004; ARAÚJO *et al.* 2015).

É notória a falta de infraestrutura do saneamento no Brasil, principalmente no que diz respeito à coleta e tratamento de esgotos domésticos, resíduos sólidos e drenagem urbana (CANHOLI, 2005; BRITES, 2005; MORIHAMA *et al.*, 2012). Isso tem repercutido diretamente na qualidade da água das cidades, que muitas vezes é utilizada como fonte de abastecimento humano.

Morihama *et al.* (2012) relatam que o governo brasileiro em 1912 decidiu que o sistema separador deveria ser adotado em todas as cidades do país, separando assim, águas pluviais e esgotos. Infelizmente, as cidades cresceram muito mais rápido que a capacidade de investimento em infraestrutura adequada de saneamento. O resultado é que, até hoje, apenas 48,6% da população brasileira tem acesso à coleta de esgoto e apenas 39% do esgoto é tratado. No estado do Ceará a cobertura de rede de esgoto é menor que o percentual médio do Brasil, com 47,6%, estando a capital cearense em 66º lugar no ranking do saneamento básico considerando as 100 maiores cidades brasileiras avaliadas em saneamento básico (Instituto Trata Brasil, 2015).

Sancionada em 5 de janeiro de 2007, a Lei Federal 11.445 vem preencher uma lacuna na legislação específica para o setor, estabelecendo as diretrizes nacionais para o saneamento básico e para a política federal no setor. Mesmo com a regulamentação da referida lei, o saneamento não é encarado como prioridade nos municípios brasileiros. Apesar de existir um avanço do saneamento no Brasil, a velocidade com o qual se processa fica aquém da necessidade da população.

Sem rede coletora de esgoto a comunidade procura alternativas para dispor os esgotos domésticos, seja em fossas sépticas, canais de drenagem ou rios, o que deteriora a qualidade da água e limita os seus usos.

A drenagem pluvial, principalmente em áreas urbanas (com produtos químicos contendo fósforo) e, sobretudo, as cargas veiculadas pelos esgotos (atividades fisiológicas e detergentes), podem contribuir para elevação dos teores de fósforo no meio aquático (MAGNO e OLIVEIRA, 2008).

Sistemas de drenagem, como canais, são comumente utilizados em cidades para conter as cheias, interligadas geralmente a um reservatório. No entanto, é observado que devido ao mau uso da população, atuam também como receptores de esgoto doméstico e resíduos sólidos, comprometendo a qualidade da água, principalmente em relação à matéria orgânica e aos nutrientes (nitrogênio e fósforo).

Para os resíduos sólidos a situação não é diferente, mesmo com o advento da Lei 12.305 de 02 de agosto de 2010 onde foi estabelecida a Política Nacional de Resíduos Sólidos – PNRS, e regulamentada pelo Decreto 7.404 de 23 de dezembro de 2010, a situação não evoluiu a patamares desejados. Estas legislações não foram suficientes para melhorar a condição dos resíduos sólidos nas cidades brasileiras.

Segundo o Panorama dos Resíduos Sólidos no Brasil 2013, na 11ª edição do relatório anual da Abrelpe (Associação Brasileira de Empresas de Limpeza Pública e Resíduos Especiais), o Brasil registra a presença de lixões em todos os estados e cerca de 60% dos municípios brasileiros ainda encaminham seus resíduos para locais inadequados (ABRELPE, 2013). Em Fortaleza, segundo os dados do censo demográfico realizado pelo IBGE (2011), 98,8% das residências possuem coleta de resíduos sólidos. No entanto, a falta de cooperação por parte da comunidade usuária, origina pontos de lixo espalhados pela cidade. O mau uso da comunidade compromete todo o planejamento, e ocasiona acúmulo de lixo em locais inadequados, que muitas vezes são carregados para o sistema de drenagem ou rios e córregos urbanos.

Fontes pontuais e difusas de poluição são grandes problemas em áreas urbanas, principalmente em razão da excessiva carga de nutrientes. O nitrogênio (N) e o fósforo (P) são os dois nutrientes mais comuns que têm impacto direto sobre a qualidade da água. Enquanto N e P são essenciais para a vida aquática, uma superabundância no sistema de água pode levar à eutrofização (CARPENTER *et al.*, 1998; DANIEL *et al.*, 1998 e O'NEILL *et al.*, 2013), ou seja, o desenvolvimento de fitoplâncton e macrófitas aquáticas em níveis acima do crescimento natural (BEM *et al.*, 2013). Tal fenômeno

ocorre principalmente em ambientes lênticos, ou seja, aqueles de águas paradas como lagos, lagoas, açudes, etc.

No Estado do Ceará, o problema da eutrofização tem sido atribuído a fatores como a erosão intensa e aumento do assoreamento dos reservatórios, altas cargas poluidoras e baixas profundidades dos lagos e reservatórios (FIGUEIREDO *et al.*, 2007). Um levantamento realizado pela Companhia de Gestão dos Recursos Hídricos do Estado do Ceará (COGERH, 2015) mostrou que cerca de 80% dos 153 reservatórios monitorados por ela, os quais possuem volumes variando entre aproximadamente 1,0 e 6700 hm³, já apresentavam estado eutrófico ou hipereutrófico. Estima-se que a eutrofização também atinja uma parcela significativa de reservatórios com volumes inferiores a 1,0 hm³, os quais apresentam, em geral, baixas profundidades e condições precárias de proteção ambiental, sendo, portanto, mais susceptíveis ao problema. O problema da eutrofização tem se demonstrado ainda mais grave em lagoas e reservatórios localizados em áreas urbanas da cidade de Fortaleza/CE, por exemplo, os quais recebem, muitas vezes, contribuições significativas de esgoto bruto e de resíduos sólidos carregados durante a estação chuvosa (BECKER *et al.*, 2010).

O aquecimento global pode agravar este panorama. Apesar de não haver consenso sobre a relação entre o aumento das secas e o aquecimento global, é notório que temperaturas mais quentes maximizam os efeitos das secas. Temperaturas mais altas tendem a evaporar rapidamente a umidade do ar, este, mais seco, impede a formação de chuvas, afetando a recarga dos reservatórios e a agricultura. Secas prolongadas tendem a agravar o problema pelo aumento da concentração de nutrientes nos reservatórios, devido a evaporação, assim como, o problema da impermeabilização do solo tende a facilitar o aporte de nutrientes para os reservatórios.

A eutrofização eleva os níveis de toxicidade, reduz a transparência da água e, conseqüentemente, altera a biodiversidade, podendo ser utilizado como indicador de qualidade de água (MONTOVANI e POLETTI, 2013).

O lançamento de poluentes, dentre eles o fósforo, tem gerado a degradação constante na qualidade da água, mostrando a necessidade de se entender melhor estes sistemas aquáticos, o que é feito, muitas vezes, utilizando-se as simulações matemáticas.

O uso da modelagem matemática da qualidade de água remonta ao ano de 1925, quando Streeter e Phelps desenvolveram esse modelo, para o rio Ohio/EUA, constituindo um importante fato na história da engenharia sanitária e ambiental (CHAPRA, 1997; SABÓIA, 2011; SALLA *et al.*, 2013).

Muitos estudos de simulação matemática foram desenvolvidos nas décadas de 1970 e 1980. Contudo, a utilização desses modelos, restringiu-se, principalmente, à lagos estratificados de regiões temperadas. Na década de 1990 as pesquisas visaram adaptação aos reservatórios tropicais, onde esquemas mais complexos foram desenvolvidos, porém detendo-se a lagos profundos, onde se observa a estratificação vertical (OLIVEIRA 2001).

A partir de diversas pesquisas, modelos matemáticos para análise do grau de trofia dos corpos d'água surgiram, entre os quais, o Índice de Estado Trófico – IET criado por Carlson (1977), o qual foi modificado para clima tropical por Lamparelli (2004), Cunha *et al.* (2013), o desenvolvido por Vollenweider (1976), adaptado para ambiente tropical por Salas e Martino (1991).

A modelagem matemática para previsão da eutrofização constitui importante ferramenta para compreensão e previsão dos impactos de tal fenômeno. Além disso, favorece: o gerenciamento adequado dos recursos hídricos, o controle em tempo real dos processos em desenvolvimento no reservatório e a gestão de cargas poluidoras no entorno da região em estudo (SMAHA e GOBBI, 2003).

Vários outros modelos mais complexos são utilizados por considerarem um maior número de variáveis modeladas, entre os quais podem-se destacar: QUAL2E (PALMIERI e CARVALHO, 2006; VON SPERLING 2007; SABOIA 2011; PORTO *et al.* 2011), QUAL-UFMG (VON SPERLING 2007; MOURÃO JR 2010; SALLA *et al.* 2013; MENDES, 2014; OLIVEIRA FILHO, 2014) e CE-QUAL-W2 (KURUP 2000; DE LUCA 2003; SOUZA 2006; LIPORINI 2012).

Como citado, diversos estudos de modelagem da qualidade de águas foram desenvolvidos nas últimas décadas, buscando o aperfeiçoamento dos modelos existentes e o desenvolvimento de novas metodologias de estudos de qualidade de água. Hoje, é possível se construir distintos modelos, representando um mesmo fenômeno. No entanto, os estudos são voltados para modelagem de grandes bacias, de um modo geral. Além disso, utilizam-se de modelos mais complexos que necessitam

de um maior número de dados de entrada. A particularidade de regiões urbanas e bacias no Nordeste do Brasil, somada à falta de dados, inviabiliza a validação desses modelos.

Existe assim, a lacuna para o desenvolvimento de estudos que utilizem modelos simples, com menor necessidade de parâmetros e dados de entrada para a modelagem dessas bacias. Soma-se a isso a ausência de estudos detalhados de campo e modelagem considerando sistemas urbanos integrados (canais – reservatórios).

Além disso, não foram encontrados estudos para regiões equatoriais, que apresentam considerável sazonalidade (período seco/chuvoso). Estudos em ambiente com elevado grau de poluição são escassos na literatura, já que a maioria é realizada em países desenvolvidos, que geralmente não apresentam esse problema.

Neste contexto, a presente pesquisa tem foco na análise integrada de um canal-reservatório urbano poluído localizado na cidade de Fortaleza/CE, tendo-se, para isso, realizado um estudo, verificando a qualidade da água do sistema integrado e comparando com a Resolução 357/05 do CONAMA (alterada pela Resolução 430/11). O modelo desenvolvido nesta pesquisa realiza uma análise integrada, sendo incluído a carga de fósforo referente aos esgotos e resíduos sólidos no canal, além de sua simplificação no tocante aos dados de entrada, reduzindo a necessidade de grande quantidade de dados e abordando questões pertinentes relacionadas a ambientes urbanos e hipereutróficos.

Um outro aspecto importante é que o sistema integrado (canal-reservatório) encontra-se inserido dentro da bacia hidrográfica do rio Maranguapinho, sendo esta uma das principais bacias de drenagem de Fortaleza. Presentemente encontra-se em execução o projeto de revitalização do referido rio, orçada em quase 700 milhões de reais. Entretanto, tais ações estão planejadas somente nas margens do seu curso principal, não sendo consideradas as cargas afluentes nesta revitalização, como o caso do açude Santo Anastácio e outras áreas de drenagem de Fortaleza.

As informações obtidas no modelo desenvolvido nesta pesquisa poderão contribuir para uma gestão efetiva da qualidade da água dos recursos hídricos em questão e da bacia hidrográfica do Rio Maranguapinho.

2. OBJETIVOS

2.1. Objetivo geral

Avaliar, em escala de campo, a qualidade da água de um sistema urbano canal-reservatório eutrofizado (açude Santo Anastácio), localizado em Fortaleza/CE, e desenvolver modelos matemáticos para a sua análise e previsão de cenários.

2.2. Objetivos específicos

- Avaliar a qualidade da água no canal e no reservatório através de estudos de campo;
- Analisar o comportamento do sistema integrado (canal-reservatório) ao longo do tempo considerando a sazonalidade;
- Analisar o efeito do canal/açude a jusante, comparando a qualidade da água a montante e jusante;
- Calcular e avaliar o Índice de Estado Trófico – IET para o açude Santo Anastácio;
- Investigar se o efluente do ASA tem potencial para impactar na qualidade da água do Rio Maranguapinho;
- Realizar modelagem matemática da qualidade da água no canal (carga de esgoto e de resíduos sólidos) e no açude, para avaliar o impacto das cargas afluentes;
- Comparar os resultados da modelagem com os dados disponíveis na literatura;
- Analisar o efeito do sistema integrado (canal-reservatório) na bacia urbana em questão;
- Estudar diferentes cenários a partir da modelagem integrada canal-reservatório para propor medidas para restauração da qualidade da água dos corpos hídricos em questão.

3. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

3.1. Urbanização e Poluição das Águas

O processo de urbanização intensificado a partir da segunda metade do século XX, pôde-se perceber uma grande tendência da população mundial em se mudar para as cidades, à procura de um melhor padrão de vida. O homem foge do campo, pois sem assistência, não consegue produzir e procura alternativas de sobrevivência. Como consequência, geralmente ocupam regiões desprovidas de infraestrutura de saneamento. Segundo dados do censo demográfico realizado pelo IBGE (2011) estima-se que a população urbana brasileira corresponda a cerca de 84,4% do total.

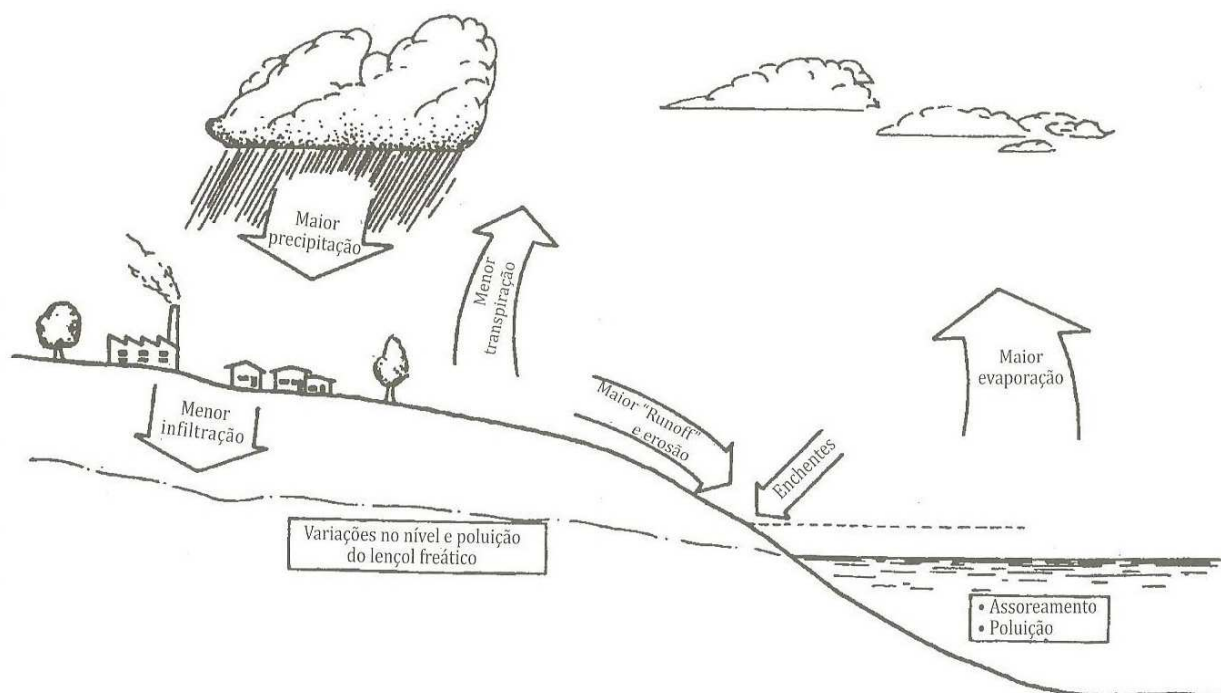
Em decorrência disso, várias transformações são realizadas no tocante à área ambiental, como exemplo: aumento na geração de resíduos sólidos e esgotos sanitários; aumento no consumo de água, provocando mudanças no ciclo hidrológico, relacionadas à quantidade, qualidade e regime dos cursos de água, entre outros.

De acordo com Mota (2011), o processo de urbanização pode provocar alterações sensíveis no ciclo hidrológico, principalmente nos seguintes aspectos (ver Figura 3-1):

- aumento da precipitação;
- diminuição da evapotranspiração, como consequência da redução da vegetação;
- aumento da quantidade de líquido escoado;
- diminuição da infiltração da água devido à impermeabilização e compactação do solo;
- consumo de água superficial e subterrânea, para abastecimento público, usos industriais e outros;
- mudanças do nível do lençol freático, podendo ocorrer redução ou esgotamento do mesmo;
- maior erosão do solo e consequente aumento do processo de assoreamento das coleções superficiais de água;
- aumento de ocorrências de enchentes;

- poluição das águas superficiais e subterrâneas.

Figura 3-1 Consequências da urbanização sobre o ciclo hidrológico



Fonte: Mota, (2011)

O consumo exacerbado de água, aliado a elevadas densidades populacionais, têm gerado um alto crescimento na demanda por água doce em todo o mundo, seja para abastecimento, para irrigação, geração de energia ou outro uso. Para atender a essa demanda no Brasil, que possui uma distribuição de água discrepante, inúmeras barragens foram construídas. De acordo com Von Sperling (2005), as cinquenta maiores barragens do Brasil ocupam uma área total de aproximadamente 0,36% do território brasileiro. Os reservatórios são de extrema importância para a política de abastecimento do país, assim como para geração de energia elétrica. Entretanto, a urbanização e a ocupação desordenada da bacia e do entorno desses ecossistemas artificiais têm gerado diversos e intensos problemas ambientais, uma vez que os sistemas aquáticos sofrem grande influência do uso da sua bacia de drenagem (WETZEL, 1983).

No tocante aos aspectos quantitativos da água no meio urbano, um dos impactos é a impermeabilização do solo, ocasionando a redução da recarga dos aquíferos e aumento do escoamento superficial, que geralmente provoca danos,

resultando em inundações de áreas urbanas com seus impactos sociais, econômicos e ambientais.

Sob o aspecto da qualidade da água, os impactos da urbanização são também significativos, uma vez que a carga poluidora presente nas galerias de águas pluviais, são clandestinamente utilizadas para transportar esgotos domésticos, os quais são encaminhados para os rios sem tratamento. Ou o próprio esgoto doméstico da cidade, que, pelo déficit do saneamento, ou outros fatores, não tem um tratamento e uma disposição final adequada.

3.2. Esgoto Doméstico

A partir da utilização da água pela população é gerado o esgoto doméstico. Este, deveria ser coletado e tratado adequadamente antes da sua destinação final. De acordo com o Instituto Trata Brasil (2015) no Brasil apenas 48,6% da população têm acesso à coleta de esgoto, sendo que, na região Nordeste apenas 28,8% do esgoto é tratado. Mais de 100 milhões de brasileiros não tem acesso a este serviço e mesmo nas localidades dotadas de redes coletoras mais de 3,5 milhões de brasileiros nas 100 maiores cidades do país, despejam esgoto irregularmente (Instituto Trata Brasil, 2015).

A disposição inadequada dos esgotos domésticos ocasiona severas implicações ambientais, como exemplo, o consumo de oxigênio dissolvido nos corpos hídricos comprometendo os diversos usos, a contaminação da água superficial e subterrânea, mortandade de peixes, problemas de saúde na população, causados por ingestão de alimentos provenientes das águas contaminadas ou pelo contato direto com esta água, que pode veicular agentes nocivos químicos ou biológicos, eutrofização devido ao excesso de nutrientes, entre outros.

3.2.1. Esgoto doméstico no sistema de drenagem urbana

Uma vez que os lançamentos de esgotos domésticos ainda não foram suficientemente solucionados, a população procura alternativa para dispor os seus resíduos líquidos. É comum o uso clandestino de sistemas de drenagem como alternativa para recepcionar as águas residuárias sem tratamento. Tal prática é prejudicial, já que a rede não é dimensionada para tal ação e não possui unidades de tratamento. Assim sendo, toda a carga orgânica comprometerá a

qualidade da água no sistema de drenagem, como também nos recursos hídricos a estes interligados.

Águas pluviais urbanas poderiam ser usadas para aumentar o abastecimento de água não potável e potável dentro das cidades e outras áreas urbanas (SIDHU *et al.* 2012). Entretanto, as águas pluviais pode também conter uma variedade de produtos químicos, metais e material fecal de origem humana e animal além de nutrientes (N e P). Existem vários impedimentos para a reutilização de águas pluviais para fins potáveis e não potáveis em áreas residenciais urbanas. O problema mais significativo parece estar associado à presença de agentes patogênicos em águas pluviais, potencialmente por contaminação de esgoto humano (CIZEK *et al.* 2008, SERCU *et al.* 2009 e SAUER *et al.* 2011).

3.3. Resíduos Sólidos

O crescimento populacional e a urbanização também influenciam no aumento da produção de resíduos sólidos, originando danos ao meio ambiente urbano quando não gerenciados adequadamente. Este aumento na produção de resíduo sólido não seria prejudicial para o ambiente se não houvesse tanta deficiência nos serviços de saneamento e falta de conscientização da população (NEVES e TUCCI, 2003; BRITES, 2005).

A disposição inadequada dos Resíduos Sólidos Urbanos - RSU promove consequências graves, como exemplo o assoreamento de rios e canais devido o lançamento de detritos nesses locais, a contaminação de lençóis de água comprometendo o seu uso domiciliar, contribuem para eutrofização, contaminação do solo por intermédio da infiltração dos líquidos percolados gerados a partir do processo de decomposição e degradação da fração orgânica.

3.3.1. Resíduos sólidos no sistema de drenagem urbana

Resíduos sólidos em corpos aquáticos urbanos, promovem estética desagradável, perturbam o habitat natural, deterioram a qualidade da água, possibilitam a propagação de doenças, podem causar a morte do fitoplâncton e zooplâncton, além de impedirem o funcionamento hidráulico dos sistemas de drenagem. Uma maior preocupação sobre a quantidade de resíduos que

atingem os corpos aquáticos vem sendo dada. Embora, estes impactos estejam recebendo maiores atenções, poucos estudos foram realizados nesta área (ALLISON *et al.*, 1998; BRITES, 2005).

Tucci (2004), ao avaliar o material sólido no sistema de drenagem urbana, mostra que são observados estágios diferentes na produção de resíduo, sendo que, em regiões urbanizadas há uma alta produção de lixo, com tendência a disposição inadequada. Ainda nesse enfoque, o autor relata que os resíduos são conduzidos até a rede de drenagem em consequência de diversos fatores, entre eles pode-se citar: frequência e cobertura da coleta de lixo, frequência da limpeza das ruas, forma de disposição do lixo pela população e frequência de precipitação.

Armitage e Rooseboom, (2000) sugeriram que as principais fontes de resíduos no sistema de drenagem podem ser: (1) comportamento antissocial dos indivíduos lançando lixo em locais inadequados, manuseio do lixo doméstico; (2) excesso de embalagens; (3) deficiência dos serviços de limpeza urbana; (4) inadequadas instalações de disposição; (5) falta de penalidades aos transgressores.

De acordo com Allison *et al.* (1998) e Brites (2005), a redução das cargas de resíduos, pode ser obtida de duas maneiras, sejam elas através de medidas estruturais ou medidas não-estruturais. As estruturais são coletores construídos ou instalados nas entradas de bocas-de-lobo e sarjetas ou ainda dentro dos canais de drenagem, separando e retendo os poluentes mais grosseiros. Já as medidas não-estruturais envolvem ações de mudanças nas atitudes das comunidades, através de conscientização da gravidade do problema, tanto em áreas comerciais, industriais, quanto residenciais.

3.4. Eutrofização

A palavra eutrofização provém do grego e significa bem-nutrido, não equivalendo a poluição. Constitui o processo de aporte natural ou artificial de nutrientes aos corpos d'água e os efeitos resultantes dessa adição. O crescimento demasiado de organismos aquáticos autotróficos (fitoplâncton e macrófitas) devido à grande oferta de nutrientes é uma das principais características do fenômeno eutrofização (PORTO *et al.*, 1991).

Nutrientes (nitrogênio e fósforo) são elementos essenciais aos ecossistemas aquáticos, contudo o seu aporte excessivo pode promover a eutrofização de corpos d'água receptores. Eutrofização se distingue pelo crescimento desordenado de microrganismos e pode tornar as águas inadequadas para usos mais nobres, assim como promover mudança na composição biótica de ecossistemas aquáticos, em razão da morte de animais superiores, provocada pela redução de oxigênio dissolvido nas águas. Nitrogênio e fósforo podem entrar nos corpos hídricos dissolvidos em águas de escoamento superficial, aderidos aos sedimentos ou dissolvidos em águas de percolação (CAIADO, 2005; TRINDADE, 2011).

O processo de eutrofização advém de causas naturais ou dos efeitos de atividades antrópicas. Quando de causas naturais, se caracterizam pela ação bastante lenta e podem ser, por exemplo, devido à diminuição da bacia hidráulica por consequência do assoreamento, ao decréscimo das vazões afluentes, aporte de nutrientes levados pela chuva, entre outros, é o que corresponde ao “envelhecimento” natural do lago. Quando advinda dos efeitos de atividades antrópicas, a evolução do processo de degradação é mais intensa e acelerada. Essas atividades podem ser, por exemplo, a supressão vegetal, a urbanização e lançamentos de efluentes domésticos, a industrialização e intensificação da agricultura (THOMANN e MUELLER, 1987; ESTEVES, 1998).

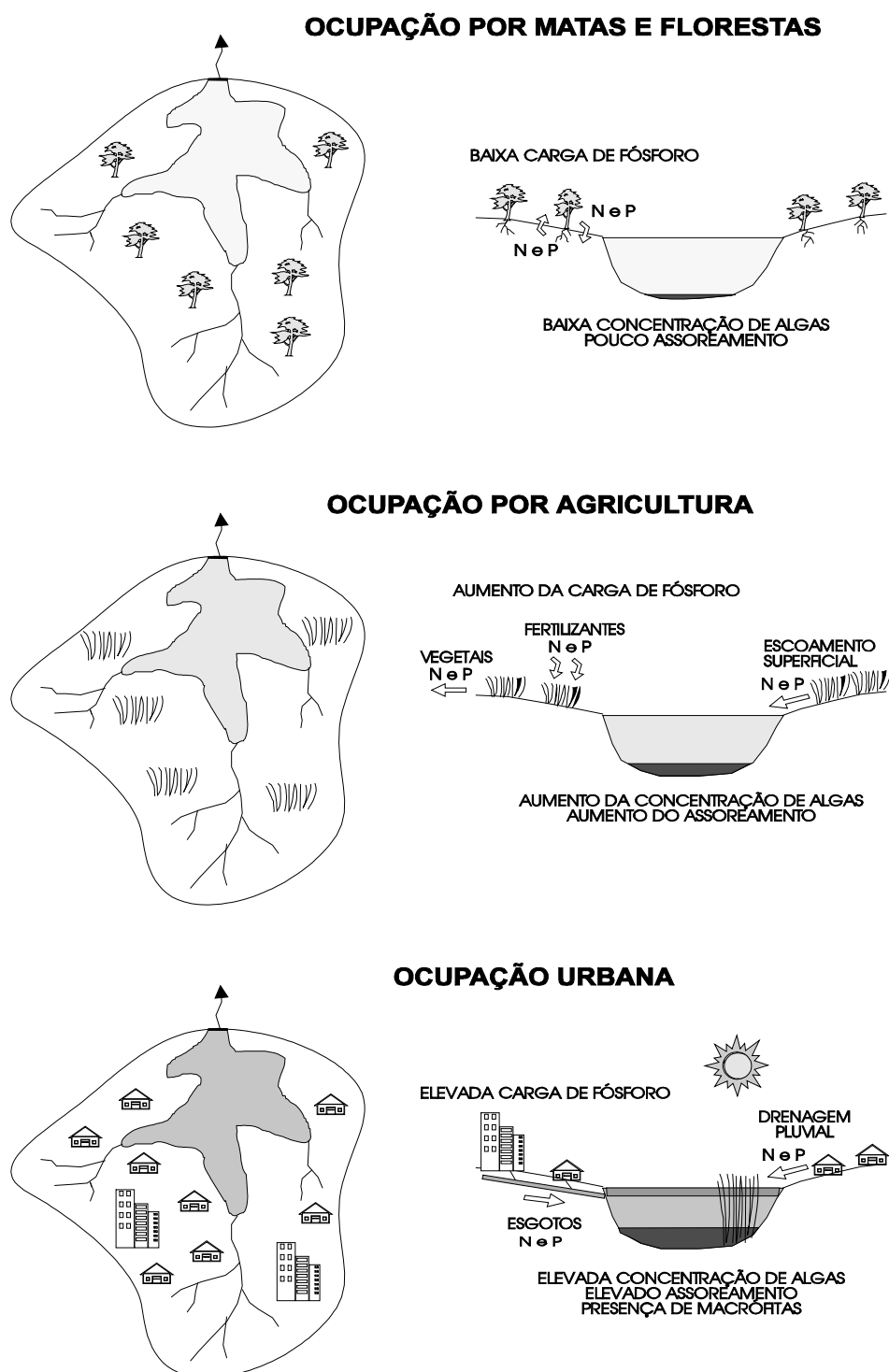
Além dos esgotos, são fontes de fósforo e nitrogênio: águas de drenagem provenientes de solos com excesso de fertilizante, águas da chuva em virtude da poluição atmosférica, piscicultura intensiva e sedimentos do lago em sua camada lodosa mais profunda (JORGENSEN, 2002).

Os nutrientes em excesso produzem mudanças em lagos e reservatórios que são consideradas prejudiciais para a função ou o uso do corpo de água. Os principais efeitos da eutrofização são anaerobiose no corpo d'água, mortandade da fauna, toxicidade de algas, dificuldade e altos custos para o tratamento da água e redução da navegação e da capacidade de transporte (VON SPERLING, 2005).

O processo de eutrofização ocorre em lagos e represas, mas pode ocorrer também em rios, embora seja menos frequente, graças às condições ambientais serem mais desfavoráveis para o crescimento de algas e outras plantas, como turbidez e velocidades elevadas.

Von Sperling (2005) relata que o nível de eutrofização está usualmente associado ao uso e ocupação do solo predominante na bacia hidrográfica. A descrição a seguir ilustra a possível sequência da evolução do processo de eutrofização em um corpo d'água, como um lago ou represa (ver Figura 3-2).

Figura 3-2 Evolução do processo de eutrofização em um lago ou represa



Fonte: Von Sperling (2005).

Na Figura 3-2 é notória a aceleração da eutrofização em ambientes com ocupação urbana. Segundo Porto *et al.* (1991), a urbanização sem estrutura e planejamento, e o uso intensivo de insumos agrícolas contribuem para o aporte de nutrientes e agrotóxicos aos corpos d'água, deste modo, acelerando o processo natural de eutrofização e afetando a qualidade da água. As principais consequências são:

- Problemas com o abastecimento de água, como odor, sabor desagradável e toxicidade das algas, além do entupimento dos filtros por algas.
- Interferências com a utilização recreacional do lago ou reservatório, com o aparecimento de tapetes de algas e turbidez elevada das águas.
- Variações substanciais, ao longo do dia, da concentração de oxigênio dissolvido, podendo resultar em anoxia noturna, com a consequente morte de peixes.
- Deposição de algas mortas no fundo do corpo d'água, que irá ocasionar condições anaeróbias.
- Crescimento excessivo de macrófitas aquáticas, causando interferências diversas, como prejuízos a navegação e à aeração.

A questão da eutrofização nos mananciais brasileiros é crescente e preocupante. Tal problemática influenciou na legislação referente ao consumo humano do país. Na última atualização da portaria do Ministério da Saúde, Portaria 2914/11, foi contemplado a questão dos ácidos haloacéticos (HAA), isto motivado pelo crescente número de compostos orgânicos sintéticos que atingem os corpos d'água e da carga orgânica ali presente, em decorrência do processo de eutrofização dos corpos d'água. Estes compostos podem reagir com o cloro no processo de tratamento, gerando compostos organoclorados potencialmente prejudiciais à saúde, entre os quais a legislação brasileira explicita os trialometanos (THM) e os ácidos haloacéticos (HAA).

Von Sperling (2005) define nutriente limitante como sendo aquele, que por ser essencial para uma determinada população, limita seu crescimento. Em baixas concentrações do nutriente limitante, o crescimento populacional é baixo.

Com a elevação da concentração do nutriente limitante, o crescimento populacional também aumenta.

De forma geral, os ambientes aquáticos continentais são mais sensíveis às entradas de fósforo enquanto o nitrogênio frequentemente limita a produção primária em sistemas estuarinos e marinhos (WETZEL, 1983). O fósforo é considerado o fator que limita a produção primária na maioria dos lagos da América Latina (SALAS e MARTINO, 1991). Outro aspecto a ser considerado é que, mesmo que seja controlado o aporte externo de nitrogênio, as cianobactérias apresentam a capacidade de fixar o nitrogênio atmosférico, portanto, suas populações não são reduzidas apenas pelo controle deste nutriente (CARMICHAEL, 1992; VON SPERLING, 2005).

De acordo com Tundisi (2003), o fósforo proveniente das fontes antropogênicas proporciona o crescimento do fitoplâncton e plantas aquáticas. O excesso de fósforo comparado com a quantidade disponível de nitrogênio pode tornar esse nutriente limitante.

O controle das fontes de fósforo, contudo, sendo tal nutriente o limitante na maioria dos lagos, é o mais indicado para um efetivo controle do processo de eutrofização dos corpos hídricos (RECKHOW *et al.*, 1980; SALAS e MARTINO, 1991; VON SPERLING, 2005). Corrobora para isso o fato de o fósforo ser mais facilmente controlado pelas atuais tecnologias - quando comparado ao carbono e ao nitrogênio - devido a tal nutriente acumular-se nos corpos d'água, por não tomar parte em processos bioquímicos e, assim, não passar ao estado gasoso (LIMA, 2007).

Wang *et al.* (2008) e Wang e Wang (2009) em pesquisas realizadas na China expuseram que o fósforo é o principal fator limitante do crescimento da biomassa do fitoplâncton e não o nitrogênio.

Páez *et al.* (2001), estudando o reservatório Tulé, localizado na Venezuela, relataram a razão N:P igual a 12:8, indicando como nutriente limitante o fósforo.

Fernández *et al.* (2011), em uma pesquisa feita no reservatório Paso de las Piedras, localizado na Argentina, mostraram que os parâmetros mais importantes associados a florações das algas foram temperatura da água e concentração de fósforo.

Silva (1998) descreve que em ambientes aquáticos de clima quente, a elevada taxa de assimilação de nutrientes, associada à alta taxa de reciclagem, provoca a ocorrência de um intenso grau de produtividade. Dessa forma, em regiões de clima permanentemente quente e iluminado, lagos e reservatórios têm capacidade de metabolizar quantidades de nutrientes muito maiores do que aqueles de clima frio, originando assim, populações de pico muito menos numerosas e frequentes. Esta maior capacidade de metabolizar quantidades de nutrientes permite que os valores limites para cada categoria trófica sejam mais elevados, em relação a corpos d'água de clima frio.

3.5. Formas de Fósforo

Há muito é conhecida a importância do fósforo nos sistemas biológicos. Esta importância deve-se à participação deste elemento em processos fundamentais do metabolismo dos seres vivos, tais como: armazenamento de energia (forma uma fração essencial da molécula de ATP) e estruturação da membrana celular (através dos fosfolipídios) (ESTEVES, 1998).

Em se tratando de qualidade de água, o fósforo encontra-se comumente em baixa disponibilidade comparado aos outros macronutrientes, essa escassez deve-se aos seguintes fatos (CHAPRA, 1997):

- O fósforo não é abundante na crosta terrestre, além dos minerais fosfatados não serem muito solúveis.
- O fósforo não existe na forma gasosa.
- O fosfato tende a se unir fortemente a partículas finamente granuladas ocorrendo a sedimentação que aliado a sedimentação de partículas orgânicas contendo fósforo removem o fósforo da água, transportando-a para o sedimento de fundo. Nos casos em que a água em contato com o sedimento contém oxigênio, o fósforo torna-se quimicamente ligado.

No entanto, várias atividades antrópicas conduzem ao aporte de fósforo nas águas naturais. A drenagem pluvial de áreas agricultáveis (fertilizantes) e principalmente de áreas urbanas (produtos químicos contendo fósforo), e sobretudo as cargas veiculadas pelos esgotos (atividades fisiológicas e detergentes) podem contribuir para uma elevação dos níveis de fósforo no meio aquático (VON SPERLING, 2007).

A maioria dos pesquisadores tem se utilizado de uma classificação mais sumária, que agrupa as várias formas em apenas cinco: fosfato particulado (P - particulado), fosfato orgânico dissolvido (P - orgânico dissolvido), fosfato inorgânico dissolvido ou ortofosfato ou fosfato reativo (P-orto), fosfato total dissolvido (P - total dissolvido) e fosfato total (P - total) (TRINDADE, 2011).

O fósforo nos detergentes ocorre, na água residuária bruta, na forma de polifosfatos solúveis ou, após hidrólise, na forma de ortofosfatos. Os ortofosfatos são diretamente disponíveis para o metabolismo biológico sem necessidade de conversões a formas mais simples. A forma em que os ortofosfatos se apresentam na água depende do pH, PO_4^{3-} , HPO_4^{2-} , H_2PO_4^- e H_3PO_4 . Em esgotos domésticos típicos a forma predominante é o HPO_4^{2-} . Os polifosfatos são moléculas mais complexas com dois ou mais átomos de fósforo. Os polifosfatos se transformam em ortofosfatos pelo mecanismo de hidrólise, a qual é um processo lento, embora parte ocorra no próprio sistema de coleta de esgotos. Modelos matemáticos de tratamento de esgotos usualmente consideram estas duas formas de fosfatos como estando todas na forma de ortofosfatos, já que, após hidrólise, todos estarão presentes nesta forma. O fósforo dos detergentes pode apresentar até 50% da concentração de fósforo total nos esgotos domésticos (VON SPERLING, 2005).

O fósforo pode ser transportado para o sedimento do corpo hídrico e depois ser disponibilizado novamente para a coluna d'água. Uma das formas de liberação do fósforo no corpo aquático ocorre por meio da ressuspensão do sedimento. A mobilização dos diferentes tipos de fósforo dentro do sedimento para a água pode ocorrer via reações bioquímicas, como mineralização, autólise das células ou por dissolução (BORGES, 1998).

Geralmente, lagos rasos favorecem a ciclagem interna de nutrientes. Esse fenômeno ocorre devido à maior proximidade dos depósitos de nutrientes contidos nos sedimentos de fundo com a camada que recebe maior intensidade de luz, levando a uma maior produtividade primária. A taxa de renovação da água, diretamente influenciada pelo tempo de residência hidráulica, também tem influência na resposta do corpo d'água ao aporte de nutrientes (ESTEVES, 1998).

Von Sperling (2014) relata que as principais fontes de fósforo a um lago ou represa são, em ordem crescente de importância:

- *drenagem pluvial*
- *esgotos*

Os esgotos domésticos veiculados por sistemas de esgotamento dinâmico são, na realidade, a maior fonte de contribuição de fósforo. Este encontra-se presente nas fezes humanas, nos detergentes para limpeza doméstica e em outros subprodutos das atividades humanas. Com relação aos esgotos industriais, é difícil a generalização da sua contribuição, em virtude da grande variabilidade apresentada entre distintas tipologias industriais, e mesmo de indústria para indústria em uma mesma tipologia.

A Tabela 3-1 apresenta valores típicos da contribuição unitária de fósforo, compilados de diversas referências nacionais e estrangeiras. A unidade de tempo adotada é “ano”, conveniente para modelagem matemática.

Tabela 3-1 Contribuições unitárias de fósforo típicas

Fonte	Tipo	Valores típicos	Unidade
Drenagem	Áreas de matas e florestas	10	kgP/km ² .ano
	Áreas agrícolas	50	kgP/km ² .ano
	Áreas urbanas	100	kgP/km ² .ano
Esgotos	Domésticos	1,0	kgP/hab.ano

Fonte: Von Sperling, (2014).

Uma outra fonte de fósforo não tão relatada na literatura, mas que contribui para elevação do nível desse nutriente nos corpos hídricos se refere aos resíduos sólidos. Estes, em sua fração orgânica possuem concentrações que em contato com os recursos hídricos libera-os para o meio líquido.

Peixoto (1989) e Oliveira *et al.* (2016) relataram em seus estudos percentuais de fósforo total na fração orgânica dos resíduos sólidos variando de 0,5 a 0,68% respectivamente.

Nas cidades, seja pela coleta ineficiente ou pelo mau uso da população que dispõe os resíduos sólidos de forma incorreta é comum a presença destes em logradouros e no sistema de drenagem.

3.6. Estado Trófico de Lagos e Reservatórios

A definição de trofia em ecossistemas aquáticos representa a intensidade de produção primária nesses ambientes. Quanto maior o grau de trofia, mais intensa é a formação de biomassa e, portanto, maior será o consumo de oxigênio para a sua decomposição. O grau de trofia de um lago ou reservatório pode ser indicado pela medição dos parâmetros relacionados com o conteúdo de oxigênio dissolvido, produtividade das algas e quantidade de nutrientes (SILVA,1998).

Para avaliar a eutrofização é necessário monitorar a qualidade da água, principalmente as concentrações dos nutrientes nitrogênio e fósforo, além de estimar a concentração de biomassa, representada pela concentração de fitoplâncton. Visando cumprir estes objetivos, além do monitoramento das concentrações de nutrientes e de biomassa, foram desenvolvidos diversos índices que relacionam o estado de eutrofização com as concentrações desses elementos (BEM *et al.*, 2013).

Para gestão dos recursos hídricos é importante classificar o estado trófico dos corpos d'água, dado que tal caracterização permite identificar o atual estágio de produção biológica e proceder ao devido controle das causas que incrementam tal produtividade nos reservatórios. As três grandes categorias de classificação são: oligotrófico, mesotrófico e eutrófico (ZHANG, 2013). Alguns dos sistemas de classificação do estado trófico incluem:

- Classificação por parte da Organização para a Cooperação e Desenvolvimento Econômico (OECD), que se utiliza da estatística para determinar as faixas de variação dos nutrientes considerados para cada designação trófica (JANUS e VOLLENWEIDER, 1981);
- Classificação da Pesquisa Nacional de Eutrofização por parte da Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos (USEPA, 1974), que se baseia, além da variável fósforo total, no nitrogênio inorgânico e clorofila a (ZHANG, 2013).

Silva (1998) relata que os três parâmetros básicos para a classificação trófica de lagos e reservatórios são: transparência, concentração de fósforo e concentração do pigmento clorofila a.

A classificação de ecossistemas aquáticos por meio de índices de estado trófico é comum em ciências aquáticas (DODDS *et al.*, 1998). Um dos índices utilizados é o Índice do Estado Trófico – IET, desenvolvido por Carlson (1977). Este índice tem como finalidade tornar mais objetiva a resposta de estudos envolvendo a eutrofização e a classificação de corpos aquáticos. Carlson (1977), por meio da análise e dados coletados em lagos de regiões temperadas, estabeleceu um índice que utiliza valores de concentração de clorofila a, fósforo total e transparência do disco de Secchi.

Entretanto, como as equações de Carlson foram desenvolvidas para ambientes de clima temperado, o metabolismo dos seres vivos difere daquele de ambientes tropicais e subtropicais. O índice considera apenas a fase mais produtiva dos lagos e reservatórios (primavera e verão), enquanto que para o reservatório tropical, há uma possibilidade de uma alta produção fitoplanctônica durante o ano todo e não apenas das estações mais quentes (CUNHA *et al.* 2013).

Assim, no Brasil, Toledo Junior *et al.*, (1983) realizaram estudos para adequar, a ambientes subtropicais, as equações desenvolvidas por Carlson. Da mesma forma que o referido pesquisador, aplicaram a análise de regressão linear aos valores das concentrações de fósforo total, ortofosfato, clorofila a e transparência do disco de Secchi a reservatórios do Estado de São Paulo (LAMPARELLI, 2004).

Para que este índice pudesse representar a realidade dos ambientes aquáticos lênticos, que mudam em função do uso e ocupação do solo e da variação das características dos corpos aquáticos no tempo e no espaço, houve a necessidade de adequar as equações. Como consequência, foram inseridas outras categorias de trofia em função das alterações propostas por Toledo Junior (1990).

Uma atualização do IET foi realizada por Lamparelli (2004), que utiliza a concentração de fósforo total e clorofila a para determinar o estado trófico, cujo resultado é composto pelo Índice do Estado Trófico para o fósforo - IET(PT) e pelo Índice do Estado Trófico para a clorofila a - IET(CI-a).

Cunha *et al.* 2013 também perceberam a necessidade de adaptação ao IET de Carlson quando aplicados a ambientes tropicais e subtropicais, uma vez que as relações e equações estabelecidas tiveram com base em ecossistemas

temperados, o que pode gerar interpretações duvidosas com resultados que superestimam para ecossistemas tropicais e subtropicais. Foi proposto um novo ajuste aos índices de estado trófico, o TSI_{tsr} (Trophic State Index for tropical/subtropical reservoirs), que é o índice de estado trófico para reservatórios tropicais e subtropicais. Foi levado em consideração os seis níveis tróficos considerados por Lamparelli em 2004.

De forma a se caracterizar com uma particularidade ainda mais elevada os corpos d'água, há outras classificações com outros níveis tróficos, tais como: ultraoligotrófico, oligotrófico, oligomesotrófico, mesotrófico, mesoeutrófico, eutrófico, eupolitrófico, hipereutrófico (listados da menor para a maior produtividade). A Tabela 3-2 apresenta uma caracterização qualitativa entre os principais graus de trofia Von Sperling (2005).

Tabela 3-2 Caracterização trófica de lagos e reservatórios

Item	Classe de trofia				
	Ultraoligotrófico	Oligotrófico	Mesotrófico	Eutrófico	Hipereutrófico
Biomassa	Bastante baixa	Reduzida	Média	Alta	Bastante alta
Fração de algas verdes e/ou cianofíceas	Baixa	Baixa	Variável	Alta	Bastante alta
Macrófitas	Baixa ou ausente	Baixa	Variável	Alta ou baixa	Baixa
Dinâmica de produção	Bastante baixa	Baixa	Média	Alta	Alta, instável
Dinâmica de oxigênio na camada superior	Normalmente saturado	Normalmente saturado	Variável em torno da supersaturação	Frequentemente supersaturado	Bastante instável, de supersaturação à ausência
Dinâmica de oxigênio na camada inferior	Normalmente saturado	Normalmente saturado	Variável abaixo da saturação	Abaixo da saturação à completa ausência	Bastante instável, de supersaturação à ausência
Prejuízo aos usos múltiplos	Baixo	Baixo	Variável	Alto	Bastante alto

Fonte: Von Sperling, (2005).

3.7. Mecanismos de remoção de fósforo

A remoção de nutrientes entre eles o fósforo pode ser um objetivo explícito do tratamento de esgotos, dependendo do impacto nos corpos receptores. Como já comentado no item 3.4 o fósforo pode causar a eutrofização. No entanto, nem sempre é desejada a remoção dos nutrientes: no caso da utilização do efluente

tratado para irrigação, pode ser interessante manter os nutrientes, os quais, em dosagens adequadas podem ser úteis para a cultura irrigada (VON SPERLING, 2014).

Os tipos de tratamento para a remoção de nutrientes são: lagoas de estabilização, sistemas de disposição controlada no solo, flotação, processos físico-químicos, lodos ativados e reatores aeróbios com biofilmes (VON SPERLING, 2014).

Não há consenso se a remoção de N e P é considerada um tratamento em nível terciário. Quando sua remoção ocorre na etapa biológica do tratamento de esgotos, usualmente se diz que o tratamento é secundário, com remoção de N e/ou P. Quando há necessidade específica de uma etapa posterior, configura-se mais claramente o nível terciário de tratamento (TRINDADE 2011; VON SPERLING 2014).

Tipos de remoção de fósforo segundo, von Sperling (2014):

a) Remoção de fósforo em lagoas

A principal forma de remoção de fósforo em lagoas (principalmente de maturação, de polimento e alta taxa) é a precipitação de fosfatos em condições de elevado pH. O fosfato pode precipitar-se na forma de hidroxiapatita ou extruvita. Em lagoas de pequena profundidade, a remoção de fósforo pode ser elevada, ao passo que em lagoas facultativas e aeradas, a eficiência de remoção é mais baixa.

b) Remoção de fósforo em sistemas de disposição controlada no solo

O sistema de disposição de esgotos no solo, contendo culturas irrigadas, proporciona a remoção de P e N. A remoção dos nutrientes ocorre pelas plantas, cujo desenvolvimento depende desses nutrientes. Entretanto, a aplicação destes nutrientes deve levar em consideração os princípios da engenharia agrônômica e preocupações em termos de saúde pública. A salinidade dos esgotos e o excesso de nutrientes podem ser desfavoráveis para a cultura vegetal. Aspectos sanitários (associado a organismos patogênicos) dos trabalhadores rurais em contato com os esgotos, assim como da cultura irrigada, possivelmente disponibilizada para o mercado, têm de ser levados em consideração.

c) Remoção biológica de fósforo em sistemas de lodos ativados

A remoção biológica de fósforo (desfosfatação) pode ser alcançada através de zonas anaeróbias e aeróbias na linha de tratamento. A zona anaeróbia permite o desenvolvimento de uma grande população de organismos acumuladores de fósforo no sistema, os quais absorvem quantidades de fósforo superiores aos requisitos metabólicos normais. Ao se remover o lodo biológico excedente, contendo também os organismos acumuladores de fósforo, ricos deste elemento, está ocorrendo também a remoção fósforo do sistema.

d) Remoção físico-química de fósforo

A remoção de fósforo por precipitação química compreende um processo de coagulação – floculação – decantação, que envolve a adição de sais metálicos de ferro (cloreto férrico) ou alumínio (sulfato de alumínio), ou ainda de hidróxido de cálcio, à água para formar precipitados insolúveis que depois podem ser ou não removidos por um processo de decantação. Porém, a aplicação desta técnica de recuperação de meios aquáticos naturais, além de dispendiosa, pode ter impactos significativos se não forem utilizadas as adequadas quantidades de coagulante. (VON SPERLING 2014; TRINDADE 2011).

3.8. Modelagem Matemática

A modelagem versa em representar, de forma simplificada, diferentes sistemas e interações que ocorrem na realidade, através de hipóteses estabelecidas sobre a estrutura ou sobre o comportamento de um meio físico. Ela é conseguida com base em dois componentes fundamentais: equações para representar o escoamento, e equações de transporte de massa, que retratam a variação da concentração do parâmetro de qualidade de água. Dessa forma, o conhecimento da capacidade de autodepuração do corpo receptor, assim como do processo de sedimentação e da retirada de massa do poluente no sistema são importantes para se entender a dinâmica da poluição no ambiente aquático (KNAPIK, 2009).

O modelo matemático não pode ser tratado como um objetivo, mas como uma ferramenta para atingi-lo. Ele pode ser utilizado para fins de previsão, entendimento de processos, preenchimento das variáveis de interesse em um período sem levantamentos e geração de hipóteses, as quais podem ser testadas experimentalmente ou *in situ*. A modelagem deve ser utilizada em

parceria com trabalhos experimentais, laboratoriais e de monitoramento, caso contrário, sua potencialidade de aplicação será comprometida (FRAGOSO JÚNIOR *et al.*, 2009).

Rauch *et al.* (1998) relataram que modelos matemáticos para simulação da qualidade de água buscam descrever as alterações temporais e espaciais de constituintes de referência, sendo assim uma alternativa para se verificar a evolução da poluição de um determinado corpo hídrico.

Lopes (2009) relata que a utilização de um modelo matemático se apresenta como uma alternativa versátil quando comparada com a modelagem física. A vantagem de um modelo matemático frente ao físico se deve à possibilidade de trabalhar com diferentes variações nas características e entradas de um sistema, sem nenhuma estrutura física seja construída.

Sabóia (2011) diz que modelar a qualidade da água consiste em determinar matematicamente, através de simulações computacionais, os níveis de parâmetros que estão presentes em corpos hídricos, tais como: Oxigênio Dissolvido (OD), Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO), coliformes, nitrogênio, fósforo, entre outros.

O que há em comum nestas, e em outras definições, é a ideia de que um modelo se constitui numa aproximação do mundo real, onde há uma simplificação da realidade, a fim de que se torne um instrumento de fácil entendimento para utilização.

Tudo isso parte da equação de conservação de massa. Bird (2001) diz que as equações da continuidade permitem analisar de forma pontual os fenômenos de transferência de massa pela distribuição de concentrações de uma determinada amostra em razão do tempo e espaço.

O balanço de massa para uma determinada espécie A com uma concentração C_A é baseado na lei de conservação de massa que, através de um volume de controle apropriado (cubo), pode-se representar matematicamente por termos globais e parciais através de componentes (INCROPERA, 1990).

A equação geral de transporte de massa de um constituinte qualquer, baseada no princípio de conservação da massa, é proveniente da consideração de variação da massa em um determinado volume de controle. A equação

matemática nas três dimensões do plano cartesiano é mostrada na Equação 1, onde estão presentes os termos transiente, de advecção, difusão e de reação.

$$\frac{\partial c}{\partial t} + \left(u \frac{\partial c}{\partial x} + v \frac{\partial c}{\partial y} + w \frac{\partial c}{\partial z} \right) = \frac{\partial}{\partial x} \left(\epsilon_x \frac{\partial c}{\partial x} \right) + \frac{\partial}{\partial y} \left(\epsilon_y \frac{\partial c}{\partial y} \right) + \frac{\partial}{\partial z} \left(\epsilon_z \frac{\partial c}{\partial z} \right) \pm R \quad (1)$$

Pode-se observar os termos:

$$\frac{\partial c}{\partial t} \text{ transiente,}$$

$$\left(u \frac{\partial c}{\partial x} + v \frac{\partial c}{\partial y} + w \frac{\partial c}{\partial z} \right) \text{ de advecção,}$$

$$\frac{\partial}{\partial x} \left(\epsilon_x \frac{\partial c}{\partial x} \right) + \frac{\partial}{\partial y} \left(\epsilon_y \frac{\partial c}{\partial y} \right) + \frac{\partial}{\partial z} \left(\epsilon_z \frac{\partial c}{\partial z} \right) \text{ de difusão e}$$

R : de reação.

Na qual u , v , w são componentes da velocidade nas direções x , y e z , c é a concentração de cada constituinte no instante t e ϵ_x , ϵ_y e ϵ_z são coeficientes de difusão turbulenta nas direções x , y e z , considerando a anisotropia do meio (LARENTIS, 2004).

Os modelos matemáticos para qualidade de águas de canais e rios utilizam a aproximação de transporte unidimensional, ou seja, os mecanismos de transporte de massa são considerados significantes apenas ao longo do sentido do escoamento principal do rio, visto que a largura de um rio é insignificante se comparada ao seu comprimento. “Tal simplificação não prejudica a modelagem já que a própria natureza do fluxo de águas dos rios se dá ao longo do sentido longitudinal” (MOURÃO JÚNIOR, 2010).

A advecção é um processo físico que se refere ao transporte do constituinte no meio fluido ocasionado pelo escoamento unidirecional. A advecção é o principal mecanismo de transporte de constituintes, movendo-os de montante para jusante, como resultado do movimento do próprio líquido (VON SPERLING, 2007). Quando considerada apenas a advecção, o movimento da substância não tem suas propriedades alteradas e a diluição é desprezada. Em rios e estuários, esse processo de transporte de substâncias é predominante (JI, 2008).

A Difusão é um processo físico de transporte de massa que altera a concentração dos constituintes através do espalhamento das suas partículas provocado pela agitação do líquido. Este transporte causa o espalhamento e diluição do constituinte ao longo do tempo, com desprezível movimento do seu centro de massa (VON SPERLING, 2007).

Em rios e canais, para descrever os mecanismos de transporte e dispersão de poluentes é necessário combinar o efeito da difusão molecular, responsável pela mistura devida ao movimento browniano das partículas, da difusão turbulenta, causada pela turbulência presente nos escoamentos naturais, e da advecção diferenciada, consequência da não uniformidade dos perfis de velocidade do escoamento (DEVENS *et al.* 2006). Em rios o efeito da dispersão é mais importante do que o da difusão, embora os dois ocorram juntos e contribuam para o espalhamento.

Em lagos e reservatórios, ou corpos d'água com grande extensão, como baías, a difusão pode ser o mecanismo de transporte de massa predominante (CHAPRA, 1997).

As reações são processos lentos de reações biológicas, físicas e químicas que ocorrem com os constituintes ao longo dos cursos d'água. O decaimento ou a produção de um constituinte é descrito pela Equação 2:

$$R = -kC^n \quad (2)$$

Onde:

R = taxa da reação;

k = constante da reação;

C = concentração do reagente;

n = ordem de reação;

A ordem das reações vai relacionar a proporcionalidade entre a taxa de reação e a concentração do reagente. Assim, para:

- $n = 0$, tem-se uma reação de ordem zero, cuja taxa de reação será a mesma para qualquer concentração do reagente;
- $n = 1$, tem-se uma reação de primeira ordem, onde a taxa de reação é diretamente proporcional à concentração do reagente;

- $n = 2$, tem-se uma reação de segunda ordem, em que a taxa de reação é proporcional ao quadrado da concentração do reagente.

O uso da modelagem matemática da qualidade de água remonta ao ano de 1925, quando Streeter e Phelps desenvolveram, para o rio Ohio/EUA, um modelo capaz de determinar os valores de oxigênio dissolvido (OD) e de demanda bioquímica de oxigênio (DBO), constituindo um importante fato na história da engenharia sanitária e ambiental (CHAPRA, 1997; SABÓIA, 2011; SALLA *et al.*, 2013). Tal modelo se relacionava com a questão da alocação de esgotos oriundos de centros urbanos (CHAPRA, 1997; FRAGOSO JÚNIOR, 2009).

A partir deste, surgiram vários outros modelos. Estes começaram a se aprimorar, tornaram-se mais complexos, aumentando o número de variáveis modeladas. Entre os modelos mais recentes podemos destacar: QUAL2E, QUAL2K, QUAL-UFMG, CE-QUAL-W2, SisBAHIA, IPH-ECO (PARK e LEE 2002; VON SPERLING, 2007; FRAGOSO JR 2009; PORTO *et al.*, 2011; SABOIA 2011; LIPORINI 2012 e CORRÊA 2013).

3.8.1. Modelagem da qualidade da água em rios e córregos

Desenvolvido pela United States Environmental Protection Agency (USEPA) em 1985, o QUAL2E é um modelo permanente e unidimensional baseado na solução de equações diferenciais de advecção e dispersão (simplificação da Equação 1), que “permite a incorporação de descargas pontuais, tributários, captações, incrementos de vazão e poluentes relacionados às fontes difusas”. O modelo é uma versão mais atualizada do modelo QUALII, desenvolvido em 1970 pelo NCASI (*National Council for Air and Stream Improvement*), juntamente com o Center for Water Quality Modeling (CWQM) da EPA (USEPA) (PORTO *et al.*, 2011).

Segundo Mccutcheon e French (1989), que elaboraram um guia sobre modelos convencionais de análise de poluição de rios, fundamentados em experiências e evidências, o QUAL2E é um dos melhores sistemas de modelagem da qualidade da água disponíveis.

O QUAL2E permite a simulação de até 15 constituintes, tais como: Oxigênio Dissolvido, Demanda Bioquímica de Oxigênio, Temperatura, Clorofila

a, Nitrogênio Orgânico, Nitrogênio Amoniacoal, Nitrito, Nitrato, Fósforo Orgânico, Fósforo Dissolvido, Coliformes, um constituinte não-conservativo e três constituintes conservativos (PORTO *et al.*, 2011; VON SPERLING, 2007).

Bárbara (2006) utilizou o modelo QUAL-2E na avaliação da qualidade da água e da capacidade de autodepuração do rio Araguari, principal recurso hídrico do estado do Amapá. O pesquisador fez campanhas de campo para caracterizar os parâmetros hidráulicos, cinéticos e de qualidade da água. Em seguida fez a calibração do modelo e simulação de cenários, comparando os resultados com os parâmetros da resolução CONAMA 357/2005. A pesquisa concluiu que os parâmetros que mais infringiram esse instrumento jurídico foram pH, coliformes termotolerantes, DBO e nitrato.

Von Sperling (2007) descreve que, para o fósforo, o modelo QUAL2E representa os seguintes processos:

- Sedimentação do fósforo orgânico particulado;
- Conversão do fósforo orgânico particulado a fósforo inorgânico dissolvido;
- Liberação de fósforo inorgânico dissolvido pelo sedimento de fundo.

A sedimentação do fósforo orgânico é atribuída ao fato deste ser um constituinte particulado, e promove a efetiva remoção de fósforo na massa líquida. Este fenômeno é representado por uma reação de primeira ordem, assim como a conversão do fósforo orgânico a fósforo inorgânico.

As equações que descrevem este fenômeno são (VON SPERLING, 2007):

Fósforo orgânico:

$$\frac{dP_{org}}{dt} = -K_{oi} \cdot P_{org} - K_{spo} \cdot P_{org} \quad (3)$$

Fósforo inorgânico:

$$\frac{dP_{inorg}}{dt} = K_{oi} \cdot P_{org} + \frac{S_{Pinorg}}{H} \quad (4)$$

Onde:

P_{org} = concentração de fósforo orgânico (mg/L)

P_{inorg} = concentração de fósforo inorgânico (mg/L)

K_{spo} = coeficiente de sedimentação do fósforo orgânico (dia^{-1})

K_{oi} = coeficiente de conversão de fósforo orgânico a fósforo inorgânico (dia^{-1})

S_{Pinorg} = coeficiente de liberação de fósforo inorgânico pelo sedimento de fundo ($gO_2/m^2.d$)

H = profundidade do curso d'água (m).

O valor de K_{spo} pode variar de 0,02 a 0,05 dia^{-1} (a 20°C), sendo $\theta = 1,024$ usado para a correção em uma temperatura qualquer, sendo aceito pelo modelo uma faixa de 0,001 a 0,1. Já o K_{oi} pode variar de 0,2 a 0,3 dia^{-1} (a 20°C), sendo $\theta = 1,047$ usado também para a correção em uma temperatura qualquer, o modelo aceita uma faixa que pode variar de 0,01 a 0,7. S_{Pinorg} pode variar de 0,0 a 0,2 dia^{-1} (a 20°C), sendo $\theta = 1,074$ o valor a ser utilizado para a correção em uma temperatura qualquer (VON SPERLING, 2007).

Os modelos supracitados têm sido constantemente estudados e aperfeiçoados por diversos pesquisadores. O QUAL2E entre suas versões posteriores, destaca-se o QUAL2K, modelo unidimensional de regime permanente de simulação da qualidade da água. Foi lançado pela USEPA, o QUAL2K permite a simulação dos mesmos constituintes do QUAL2E, mas se diferencia por permitir ainda a simulação da autodepuração em condições anóxicas (sem presença de oxigênio), da simulação da alcalinidade e das algas provenientes do fundo dos rios, além da possibilidade de avaliar vários lançamentos no mesmo trecho do rio (SABOIA, 2011; PORTO *et al.*, 2011).

De acordo com o Park e Lee (2002), uma importante melhoria que o modelo QUAL2K possui em relação ao QUAL2E é a expansão da estrutura computacional e a adição de nova interação de constituintes, tais como DBO algal, desnitrificação e troca de OD causada por plantas fixas.

Um estudo de caso foi realizado no rio Iguaçu, região metropolitana de Curitiba por Porto *et al.* (2011), os autores realizaram uma análise conceitual dos modelos QUAL-2E e QUAL-2K, com destaque principal nas diferenças entres os dois modelos em relação às equações do balanço de massa. Foram modelados os parâmetros OD, matéria orgânica, nitrogênio e fósforo. A pesquisa concluiu

que o modelo QUAL-2E possui limitações em comparação ao QUAL-2K, mas mostra-se mais eficaz para o gerenciamento dos recursos hídricos por requerer menos parâmetros para o seu uso.

No estudo de Sabóia (2011) foi desenvolvido um modelo (QUAL2BR) de qualidade de água em rios baseado na estrutura do QUAL-2E sendo realizadas simulações no rio Jaguaribe -CE a jusante do açude Orós até a foz. A pesquisa mostrou a quantificação dos custos de instalações das estações de tratamento de água e esgoto para manter o reservatório em padrões de qualidade desejados. As simulações feitas com o modelo QUAL2BR apresentaram resultados compatíveis com as simulações feitas com o QUAL-2E. O autor destaca que o modelo desenvolvido possui algumas limitações em comparação com o QUAL-2E, como o fato de operar apenas com regime permanente, mas concluiu que o programa desenvolvido possui vantagens, como maior liberdade de escolha de número de trechos e flexibilidade na escolha das seções.

Von Sperling (2007) criou um modelo simplificador baseado no QUAL2E e QUAL2K, em planilha eletrônica Excel chamado QUAL-UFMG visando tornar possível uma simulação rápida e simples para modelagem da qualidade da água em rios.

O QUAL-UFMG se diferencia por não considerar as algas e todas as suas inter-relações, visto que são importantes apenas em ambientes lênticos e por utilizar a integração pelo método de Euler, mais simples e de fácil compreensão (VON SPERLING, 2007). Em função da facilidade de manuseio, apresenta satisfatória aceitação, sendo utilizado por Guedes (2009); Pereira *et al.* (2011); Da Silva *et al.* (2011); Mendes (2014); Oliveira Filho (2014).

O modelo QUAL-UFMG permite a modelagem dos seguintes constituintes: Oxigênio Dissolvido; Demanda Bioquímica de Oxigênio; Nitrogênio total e suas frações (orgânico, amoniacal, nitrito e nitrato); Fósforo total e suas frações (orgânico e inorgânico); Coliformes termotolerantes (fecais) ou *E. coli* (VON SPERLING, 2007). Para o fósforo, o QUAL-UFMG incorpora as equações descritas para o modelo QUAL2E para fósforo orgânico e fósforo inorgânico (equações 3 e 4, respectivamente).

Em pesquisa realizada por Mourão Júnior (2010) foi utilizado o modelo QUAL-UFMG na sub-bacia do rio Piracicaba, em Minas Gerais, sendo modelados os parâmetros OD, DBO, série nitrogenada, fósforo e coliformes termotolerantes. Foram utilizados dados de doze estações de monitoramento de qualidade de água, sendo realizada a calibração dos cinco parâmetros e validação do modelo para OD e DBO. A pesquisadora concluiu que os valores de fósforo, coliformes, nitrogênio e suas formas não apresentaram resultados satisfatórios atribuindo a atividade de silvicultura desenvolvida na região.

Foi desenvolvida por Lima (2011a) uma metodologia baseada no modelo de Streeter-Phelps para calcular e avaliar a vazão de diluição necessária para neutralizar uma carga poluente em um rio natural. Foram realizadas simulações dos parâmetros do modelo, testando vários cenários, visando estabelecer critérios para concessão de outorgas. A autora concluiu que “rios em regiões temperadas são mais resistentes do que rios em regiões equatoriais, com as mesmas características”. A pesquisa mostrou que rios de regiões semiáridas possuem vazões inferior a necessária para a diluição de uma dada concentração de efluentes, sendo imprescindível um tratamento prévio desses efluentes nos rios cujos usos serão outorgados para este fim.

Salla *et al.* (2013), utilizando o QUAL-UFMG, avaliaram a capacidade de autodepuração do Rio Jordão, considerando as contribuições reais do córrego Brejo Alegre e dois cenários que levaram em conta as cargas poluidoras estimadas da estação de tratamento de esgoto e a baixa capacidade de diluição do rio para a vazão crítica $Q_{7,10}$. A pesquisa foi desenvolvida na Bacia Hidrográfica do Rio Dourados no oeste do estado de Minas Gerais. O valor máximo medido em um dos pontos amostrais foi de 0,59 mgP/L. A faixa obtida para os coeficientes (dia^{-1}) K_{spo} e K_{oi} foram de 0,001 e 0,4 respectivamente.

Vale salientar que a soma da fração inorgânica e orgânica compõem o fósforo total.

Oliveira Filho (2014) utilizou o QUAL-UFMG, para modelagem de qualidade de água, monitorando um trecho de 36,8 km do rio Poti, na cidade de Teresina. Os resultados obtidos pelo autor (através do QUAL-UFMG) mostraram que o rio Poti possui ambientes bastante favoráveis ao fenômeno de

eutrofização, pois as concentrações de nitrogênio e principalmente o fósforo, apresentaram índices fora dos limites da Resolução CONAMA nº 357/2005, para a Classe 2.

Mendes (2014) adaptou o modelo de Streeter-Phelps para modelagem da qualidade da água no Rio Jaguaribe, o autor utilizou como base a planilha do QUAL-UFMG. O modelo foi reduzido para o Streeter-Phelps, mas ao invés de utilizar a resolução analítica do modelo clássico, as duas equações que descrevem o balanço entre OD e DBO foram resolvidas numericamente utilizando o esquema explícito de diferenças finitas (método de Euler), considerando o efeito de vazões incrementais e lançamentos de esgoto ao longo dos trechos, assim como a variabilidade das seções dos rios e tributários.

Existem ainda outros modelos computacionais que podem ser empregados para análise da qualidade das águas em função de usos presentes e previstos das bacias hidrográficas. Estes modelos não preveem a determinação do estado trófico dos corpos d'água. Alguns modelos são mais empregados do que outros, e a escolha para sua utilização depende basicamente dos dados disponíveis (XAVIER, 2005). Abaixo são apresentados alguns destes modelos

WASP4 – A Hydrodynamic and Water Quality Model (AMBROSE *et al.*, 1988) – este modelo pode ser usado para analisar uma variedade de problemas de qualidade de água em diversos tipos de corpos d'água. O modelo simula o transporte e transformação de variáveis convencionais e poluentes na coluna d'água de lagoas, rios, lagos, reservatórios, córregos, estuários e águas costeiras. O sistema de modelagem WASP4 abrange quatro aspectos principais: hidrodinâmica, transporte conservativo de massa, eutrofização – cinética de oxigênio dissolvido e dinâmica de sedimentação de substâncias químicas tóxicas.

SWAT – (*Soil and Water Assessment Tool*) este modelo é aplicável a bacias hidrográficas sem monitoramento prévio porém é mais adequado para estudos de cenários em longo prazo sendo pouco adequado para estimativas de curto prazo. Por ter sido desenvolvido para bacias de usos predominantemente agrícola, as versões iniciais do modelo não contemplavam poluentes tipicamente urbanos, como esgoto doméstico. As versões mais atuais incorporaram rotinas

do modelo QUAL2E e atualmente o modelo SWAT possibilita a modelagem de qualidade de água em bacias com expressiva concentração populacional (ROLOFF e SZCZYPIOR, 2003).

Larentis (2004) avaliou o impacto do desenvolvimento urbano sobre a qualidade da água em uma bacia de grande extensão (Rio Taquari-Antas, RS). Foi utilizado o modelo de simulação hidrológica e de qualidade da água aplicável principalmente em grandes bacias (> 1000 km²) o IPH – MGBq (Modelo de Qualidade de Água em Grandes Bacias), que foi desenvolvido no Instituto de Pesquisa Hidráulicas da Universidade Federal do Rio Grande do Sul – UFRGS por Collischonn (2001). O modelo considera várias cargas de poluentes dentre eles o fósforo total, que possui uma equação específica para representar os termos de perda e ganho que ocorrem ao longo do curso d'água (LARENTIS, 2004).

O ambiente de modelagem orientada a objetos o STELLA (*Structural Thinking, Experiential Learning Laboratory with Animation*), oferece vários módulos genéricos através dos quais componentes específicos de água e sistemas de recursos ambientais podem ser modelados (TEEGAVAPARU e SIMONOVIC, 2014).

Aplicações de STELLA relevantes para estudos de gestão de recursos hídricos e de políticas e estudos de qualidade da água foram fornecidos por Moffatt, 1981; Coyle, 1996; Ford, 1999; Deaton e Winebrake, 2001; Nirmalakhandan, 2002 *apud* TEEGAVAPARU *et al.* (2005), e indicam que os princípios da dinâmica do sistema são bem adequados para a modelagem e aplicação de recursos hídricos e os problemas ambientais.

Teegavaparu *et al.* (2005) desenvolveram um modelo de simulação dinâmica de sistemas (SD) utilizando o ambiente STELLA que objetivou modelar a variabilidade espacial e temporal de Fósforo Total em córrego poluído no estado de Kentucky, EUA. O modelo utilizou uma equação de 1ª ordem $C = C_0 \cdot e^{-kt}$, sendo que a deterioração foi representada por um parâmetro k, que é a taxa de decaimento (dia⁻¹). Diferentes valores de k foram inicialmente assumidos para diferentes alcances. O modelo simulado aproximou bastante

dos dados utilizados da pesquisa. Os valores de k utilizados variaram de 0 (zero) a 0,32 (dia^{-1}).

Contudo, a utilização tanto de modelos mais complexos, como demasiadamente simplificados, requer cuidados e muita fundamentação teórica.

A inserção de contribuições de nitrogênio, fósforo e algas pode influenciar na tomada de decisões, principalmente quando da implementação de metas progressivas de melhoria da qualidade de água, que requerem um bom diagnóstico da condição atual. Contudo, estudos que abordem tais aspectos não estão devidamente relatados na literatura nacional. Segundo Chapra (1997), limitar-se a estudar o problema da forma tradicional é como enxergar apenas o que se pode alcançar e considerar que somente essa parcela é significativa. Em gestão de recursos hídricos essa forma de visão merece ser reavaliada.

Os modelos são extremamente importantes para tomadas de decisões e previsão de cenários, no entanto, devem ser tomadas medidas efetivas para recuperação de mananciais em áreas urbanizadas. Macedo *et al.* (2011), em sua pesquisa na bacia do córrego Baleares em Minas Gerais avaliaram a restauração do referido córrego, que contou com remoção de 70 famílias e a interligação de todo o esgoto bruto a estação de tratamento de esgoto, que anteriormente era lançado no córrego. Os resultados mostraram uma considerável melhora na qualidade da água e atendimento à legislação ambiental.

A melhora acentuada nos valores de OD, nitrogênio total e fósforo total também foi encontrada por Ruley e Rusch (2002) e (2004), quando descreveram a situação de restauração e retirada da carga orgânica no Lago City Park, em Baton Rouge, Luisiana (EUA). Colangelo (2007), no contexto pós-restauração do rio Kissimmee (Flórida, EUA) também encontrou melhora acentuada nas concentrações médias de oxigênio dissolvido. Reduções do PT também foram encontradas por Charbonneau e Resh (1992) ao avaliar o projeto de restauração do córrego Strawberry, em Berkeley, Califórnia (EUA).

3.8.2. Modelagem da qualidade da água em lagos e reservatórios

Reservatórios apresentam, enquanto corpos aquáticos superficiais, características típicas, tais como: escoamento apresentando velocidades pequenas, quando comparadas a rios, estuários e oceanos; efeitos decorrentes de estratificação; ação do vento influenciando no fluxo da água.

Alterações significativas em padrões de escoamento em reservatórios podem decorrer de gradientes de massa específica pequenos e também pela ação do vento. Assim, reservatórios podem tornar-se estavelmente estratificados durante longos períodos de tempo, ou então, apresentarem-se como bem misturados, podendo existir ampla variedade de situações intermediárias, dependendo do vento, vazões de entrada e saída e da meteorologia local (CASTRO, 2010).

A escolha do modelo de representação espacial adequado de um reservatório dependerá de seu tempo de detenção hidráulica e morfometria, das condições climáticas da região, da precisão dos resultados e dos dados disponíveis (LARENTIS, 2004).

Em estudos cujo objetivo são respostas em termos de qualidade de água em toda a bacia hidrográfica, frequentemente os reservatórios existentes na bacia são representados através de modelos. Um dos primeiros modelos desse tipo foi apresentado na década de 70 por Vollenweider, para cálculo da concentração de fósforo em lagos, predominantemente em clima temperado (LARENTIS, 2004).

Tendo em vista a importante relação existente entre a concentração de fósforo total e a eutrofização (VON SPERLING, 2005; MEEUWIG, 1998; UNEP-IETC, 2001), vários modelos foram desenvolvidos em vista a prever a concentração de fósforo total em lagos naturais e artificiais (JONES & BACHMANN, 1976; CANFIELD JR. e BACHMANN, 1981; RECKHOW *et al.*, 1980). Ainda que tenham algumas particularidades, a diferença essencial entre eles consiste nos parâmetros empíricos utilizados para estimar a quantidade de fósforo sedimentada (CANFIELD JR. e BACHMANN, 1981). Baseiam-se, todos, no modelo geral (adaptado de VOLLENWEIDER, 1969 *apud* CANFIELD JR. e BACHMANN, 1981):

$$P = \frac{W'}{H (k_s + \frac{1}{TR})} \quad (5)$$

Onde:

P = Concentração de fósforo total no lago (mg/m^3);

W' = Carga afluyente anual de fósforo por unidade de superfície de área ($\text{mg}/\text{m}^2 \cdot \text{ano}$);

H = Profundidade do lago (m);

k_s = Coeficiente de perda de fósforo por sedimentação (ano^{-1});

TR = Tempo de residência hidráulica (ano).

Algumas reformulações de tal modelo foram propostas posteriormente. Dillon e Rigler, 1974 *apud* CANFIELD JR. e BACHMANN, 1981; Brett e Benjamin, 2008 optaram por considerar o coeficiente de retenção de fósforo ao invés do de sedimentação:

$$P = \frac{W' (1 - CR)}{q_s} \quad (6)$$

Onde:

CR = Coeficiente de retenção de fósforo (obtido pela diferença entre a carga anual de entrada e saída do fósforo dividido pela carga anual de entrada de fósforo);

q_s = Carga anual de água por unidade de área (m/ano).

O modelo empírico mais conhecido internacionalmente pode ser descrito como (VOLLENWEIDER, 1976):

$$P = \frac{W \cdot 10^3}{V (\frac{1}{TR} + k_s)} \quad (7)$$

Onde:

P = Concentração de fósforo total no lago (gP/m³);

W = Carga afluyente de fósforo (kgP/ano);

V = Volume do lago (m³).

Nessa situação, o tempo de retenção hidráulica é o período em que o volume armazenado no corpo hídrico leva para se renovar. Ficando, portanto, expresso por:

$$TR = \frac{V}{Q_s} \quad (8)$$

Onde:

Q_s = Vazão de saída do lago.

Da forma semelhante, foi calculado - para lagos temperados - o valor de k_s como sendo (VOLLENWEIDER, 1976):

$$K_s = \frac{1}{\sqrt{TR}} \quad (9)$$

Chapra (1975) propôs a utilização de um novo parâmetro, a velocidade de sedimentação aparente (v_s). Nesse caso, considerou que ela era obtida por:

$$v_s = H \cdot K_s \quad (10)$$

Na pesquisa realizada por Reckhow (1979), por sua vez, obteve uma relação entre v_s e q_s baseado em 47 lagos temperados:

$$v_s = 11,60 + 0,20 \cdot q_s \quad (11)$$

Com isso, no caso de lagos temperados, k_s é representado por (CHAPRA, 1975; VOLLENWEIDER, 1976; RECKHOW, 1979):

$$k_s = \frac{v_s}{H} = \frac{11,60 + 0,20 \cdot q_s}{H} = \frac{1}{\sqrt{TR}} \quad (12)$$

Salas e Martino (1991), da mesma forma, definiram k_s , com base em cerca de 40 lagos tropicais, da seguinte forma:

$$k_s = \frac{2}{\sqrt{TR}} \quad (13)$$

Nesse caso, o k_s para lagos tropicais é o dobro daquele encontrado para lagos temperados. Tal fato justifica-se pelas temperaturas mais elevadas e pelo crescimento excessivo do fitoplâncton na região considerada (SALAS e MARTINO, 1991).

Existe também para lagos e reservatórios outros modelos que podem ser empregados para a análise da qualidade das águas, a seguir são apresentados alguns modelos e estudos.

Malmaeus e Hakanson (2004) utilizaram um modelo chamado LEEDS (Lake Eutrophication, Effect, Dose, Sensitivity). Tal modelo foi baseado no modelo de Vollenweider com adaptações. Após o desenvolvimento inicial, várias melhorias foram identificadas incluindo dois compartimentos para o fósforo coloidal, um moderador para o fluxo de saída do lago e novos algoritmos para mistura de águas profundas e superficiais.

A ONU - Organização das Nações Unidas, num esforço para auxiliar tomadores de decisão, instituições e profissionais da área de gerenciamento de lagos e reservatórios em processo de eutrofização, conjuntamente com a Universidade de Kyoto, no Japão, desenvolveram um conjunto de modelos matemáticos, apresentados no pacote denominado PAMOLARE. Seu nome é uma sigla de *Planning and Management of Lakes and Reservoirs focusing on Eutrophication*. Trata-se de uma ferramenta que também permite melhor entendimento dos processos de eutrofização, suas origens e efeitos (LIMA, 2007).

O programa computacional possui quatro modelos implementados:

a) o gráfico de Vollenweider, b) um modelo para lagos em uma camada com quatro variáveis, c) um modelo para lagos em duas camadas e d) um modelo

estruturalmente dinâmico para lagos em duas camadas e uso dos conceitos de energia.

Existe uma segunda versão do PAMOLARE, que consiste apenas do modelo estruturalmente dinâmico. No entanto, quando os dados disponíveis não são suficientes para gerar este modelo dinâmico, a primeira versão continua sendo usada. O modelo de uma camada consiste numa combinação de dois tipos de modelos Jorgensen *et al.* (2003) *apud* Lima (2007).

Lima (2007) utilizou o programa PAMOLARE (*Planning and Management of Lakes and Reservoirs focusing on Eutrophication*), em pesquisa realizada no reservatório Acarape do Meio, no Estado do Ceará, para estudar o comportamento da qualidade de água no referido reservatório mediante a análise dos seus parâmetros hidráulicos. Foram realizados alguns cenários que permitiram concluir que do ponto de vista da sensibilidade, parâmetros como o tempo de detenção hidráulica e o fator a (quanto o contaminante sai do reservatório devido à ciclagem da água em seu tempo de residência) se apresentam com uma maior sensibilidade na análise dos modelos do que a taxa de sedimentação.

A análise dos resultados permitiu verificar que, como o tempo de residência da água influencia diretamente o fator a , a variação desses parâmetros altera consideravelmente o comportamento das concentrações de nutrientes no interior dos reservatórios. Assim, quanto maior o tempo de residência da água, maior é a concentração de nutrientes para uma mesma entrada de nutrientes no reservatório (LIMA, 2007).

Ruley e Rusch (2004) estudaram um lago raso hipereutrófico (City Park Lake) subtropical urbano, localizado em Baton Rouge, Louisiana nos Estados Unidos. No final de 1970, este lago artificial apresentava extrema eutrofização e sofria de florações frequentes de algas e mortandade de peixes. Em 1983 o City Park Lake foi restaurado através de dragagem de sedimentos e interligação de esgoto a rede coletora. A pesquisa foi realizada entre os anos de 2000 e 2001, mesmo após a restauração, algas filamentosas surgiam no lago tornando um incômodo recorrente.

Os referidos pesquisadores desenvolveram um modelo de gestão de fósforo para auxiliar as autoridades locais nos processos de tomada de decisões relativas à gestão do lago e de sua bacia hidrográfica. O modelo utiliza: (a)

balanço hidrológico; (b) o balanço de massa do fósforo; através das seguintes equações (RULEY e RUSCH 2004).

a) Balanço hidrológico:

$$\frac{dV_1}{dt} = Q_{in} + Q_{direct} - Q_{evap} - Q_s \quad (14)$$

Onde, Q_{direct} é precipitação direta no lago ($g.m^{-3}$); Q_{evap} é a evaporação a partir da superfície do lago ($g.m^{-3}$).

b) Balanço de massa do fósforo:

$$\frac{dP_1}{dt} V_1 = P_{in} Q_{in} + K_a A_1 - K_s A_1 P_1 + K_r A_1 - P_1 Q_s \quad (15)$$

e

$$\frac{dP_2}{dt} V_2 = K_s A_1 P_1 - K_r A_2 - K_b K_s A_1 P_1 \quad (16)$$

onde, P_{in} é a concentração de fósforo total no escoamento das águas pluviais ($g.m^{-3}$); P_1 é a concentração total de fósforo na coluna de água ($g.m^{-3}$); P_2 é a concentração total de fósforo nos sedimentos ($g.m^{-3}$); Q_{in} é o fluxo de escoamento da bacia hidrográfica ($m^3.dia^{-1}$); V_1 é o volume do lago (m^3); V_2 é o volume de sedimentos (m^3); A_1 é a área do lago de superfície (m^2); A_2 é a área de superfície do sedimento (m^2); Q_s é fluxo de descarga ($m^3.dia^{-1}$); k_a é o fluxo total de fósforo na atmosfera com água (deposição seca e úmida) ($g.m^{-2}.dia^{-1}$); k_s é constante de velocidade para o fósforo de decantação ($m.dia^{-1}$); k_r é fluxo de difusão de sedimentos de fósforo da água nos poros para que recobre coluna de água ($g.m^{-2}.dia^{-1}$); k_b é fração de sedimentação de fósforo que não está disponível para a liberação de coluna de água (sem unidade).

Segundo Ruley e Rusch (2004), o modelo de fósforo simplificado foi capaz de simular variações fósforo total em City Park Lake dentro de uma margem de 20% de erro permitido.

Apesar dos autores citarem que o modelo é simplificado, são necessários vários dados de entrada para sua utilização.

Martin *et al.*, (1999); Cole e Wells, (2008) *apud* Liporini (2012) descrevem o modelo CE–QUAL–W2 (W2, Corpo de Engenharia, Modelo de Qualidade em duas dimensões para corpos d'água, do inglês “W2, Corps of Engineers, Quality Model for two dimensional waterbodies”) é um modelo bidimensional de perfil (longitudinal/vertical) que pressupõe homogeneidade lateral do corpo de água. Possui um módulo hidrodinâmico e outro de qualidade de água. O mesmo foi desenvolvido pela Universidade Estadual de Portland, Estados Unidos, em parceria com U. S. Army Engineers Waterways Experiment Station para a aplicação em rios, lagos, reservatórios, estuários e combinações desses.

Devido ao fato de o modelo ser bidimensional no plano vertical e longitudinal é possível simular os gradientes de concentração nessas duas dimensões. Isso é importante porque permite simular processos relevantes em sistemas com densidades diferentes como a estratificação natural em corpos de água profundos e em regiões de estuário devido ao encontro das águas doce e salgada. Em algumas aplicações do modelo, caso seja necessário um maior detalhamento, a grade pode ser diminuída para essa finalidade (LIPORINI, 2012).

O modelo possui dois componentes: o hidrodinâmico que simula, por exemplo, elevações da superfície das águas, velocidade dos fluxos de água e temperatura, e o componente de qualidade de água que permite a simulação de até 21 variáveis de qualidade de água, incluindo as interações nutrientes–fitoplâncton. Algumas dessas variáveis são: DBO, sólidos totais dissolvidos, sólidos orgânicos em suspensão, coliformes, pH, alcalinidade, OD, ferro, amônia, nitrato, fósforo, cloretos, algas, entre outros. (LIPORINI, 2012).

O modelo possui algumas limitações, por exemplo, a simulação de corpos de água rasos e com grandes larguras, pelo fato de o modelo assumir gradientes laterais nulos. O modelo também não simula a interação do zooplâncton com o fitoplâncton, nem com os nutrientes. O efeito das macrófitas na hidrodinâmica e na qualidade da água também é desconsiderado (SOUZA, 2006).

Kurup *et al.* (2000) utilizaram o modelo CE–QUAL–W2 para comparar com outro modelo bidimensional (longitudinal/vertical) de qualidade de água, o TISAT. Os dois modelos foram aplicados no estuário do rio Swan, situado no estado Austrália Ocidental, Austrália. Os pesquisadores ressaltaram que

nenhum modelo irá simular os dados observados com precisão se os dados de entrada não forem representativos.

O modelo CE–QUAL–W2 foi utilizado por De Luca (2003) com a finalidade de prever os impactos no Lago da Usina Hidrelétrica de Corumbá IV em Goiás. Foram analisadas as variáveis: temperatura, coliformes fecais, fosfato total, nitrogênio amoniacal, nitrato, OD e DBO. Por meio das projeções realizadas para os anos de 2010 e 2019, o autor concluiu que a qualidade da água do Lago não possui condição suficiente para todos os usos preponderantes e concluiu que o abastecimento público, quando for implantado, poderá ser prejudicado.

Souza (2006) estudou o Arroio Demétrio, uma sub bacia do Lago Guaíba, utilizando o modelo CE–QUAL–W2. O autor obteve boa precisão no ajuste do módulo hidrodinâmico e também boa concordância em relação aos resultados de qualidade da água. Os parâmetros analisados foram OD, DBO, pH, nitrato, nitrogênio amoniacal, fósforo e coliformes. O cenário futuro realizado para um horizonte de 10 anos teve como base o crescimento populacional da bacia e demonstrou uma deteriorização na qualidade da água em direção à zona urbana do município de Gravataí – RS.

O SisBaHiA® – Sistema Base de Hidrodinâmica Ambiental é constituído de um modelo de circulação hidrodinâmica tridimensional (3D) ou bidimensional na horizontal (2DH), um modelo de transporte euleriano advectivo-difusivo com reações, um modelo de qualidade da água e eutrofização, um modelo de transporte lagrangeano determinístico e outro probabilístico, e um modelo de geração de ondas. O grupo de equações que governam o SisBaHiA® é formado por equações diferenciais parciais de primeira ordem em relação ao tempo, e diferenciais parciais de segunda ordem em relação ao espaço (ROSMAN, 2000; CORREA, 2013).

O modelo de qualidade da água SisBAHiA® (MQA) avalia 11 parâmetros: oxigênio dissolvido (OD), demanda bioquímica de oxigênio (DBO), temperatura da água, fósforo inorgânico, fósforo orgânico, nitrogênio orgânico, amônia (NH₄), nitrato (NO₃), salinidade, zooplâncton e fitoplâncton, através da clorofila-a (ROSMAN, 2000; CORREA, 2013).

Segundo Cunha, *et al.* (2011), o SisBaHiA® vem sendo adotado em muitos estudos de modelagem de corpos d'água.

Dentre vários estudos em corpos hídricos, destacam-se algumas pesquisas mostradas abaixo:

- CUNHA, *et al.* (2011): estudo realizado na bacia do Rio Verde com o objetivo de estudar a hidrodinâmica e o transporte de nutrientes no reservatório;
- LEITE (2004): realizou simulações de lançamento de esgoto doméstico em rios para diferentes cenários, com o objetivo de analisar a sensibilidade do modelo à variação dos coeficientes das reações cinéticas e, dessa forma, os componentes do MQA que tem maior importância no processo do modelo;
- CORREA (2013): analisou o efeito de eutrofização para diferentes condições de fósforo orgânico e inorgânico. Para aplicação do MQA foi feita a simulação do modelo hidrodinâmico e análise dos resultados obtidos pela comparação das observações de campo. Os resultados obtidos pelo SisBaHiA® permitiram a calibração pelo parâmetro temperatura da água e a comparação entre as concentrações de fósforo inorgânico, fósforo orgânico, amônia, nitrato e oxigênio dissolvido. O incremento da concentração de fósforo foi obtido nos cenários realizados, assim como o aumento do crescimento fitoplanctônico.

O modelo IPH-ECO apresenta-se como uma boa alternativa para avaliação de processos integrados em reservatórios. É um sistema computacional *for Windows* desenvolvido no Instituto de Pesquisas Hidráulicas (IPH), voltado especialmente para entendimento dos processos físicos, químicos e biológicos de corpos d'água rasos e profundos, tais como, lagos, reservatórios e estuários de uma maneira integradora. Tal modelo possui um módulo hidrodinâmico acoplado com módulos de qualidade da água e biológico. As diferenças espaciais dentro dos mananciais hídricos são levadas em conta, podendo até ser definida uma discretização tridimensional para o módulo hidrodinâmico e para os módulos de qualidade da água e biológico. O referido modelo descreve as mais importantes interações hidrodinâmicas e abióticas, além dos principais processos biológicos, com a finalidade de auxiliar o entendimento comportamental de um determinado ecossistema aquático (FRAGOSO JR *et al.*, 2007; FRAGOSO JR, 2008).

3.8.3. Modelagem integrada da qualidade da água

Na literatura encontram-se modelos de qualidade da água que simulam separadamente rios, reservatórios ou estuários. Estes, em geral, não dispõem de ferramentas que representem ambientes lênticos e lóticos integradamente, o que dificulta a modelagem de sistemas complexos de recursos hídricos, aqueles que envolvem rios e reservatórios com diferentes características físicas.

Uma ferramenta de análise, que satisfaça a necessidade de simulação de sistema complexo, no qual envolvem a operação de reservatórios e análise integrada dos impactos de lançamento de cargas auxilia a gestão e o planejamento do sistema de recursos hídricos.

A pesquisa realizada por Tercini e Mello Júnior (2016) foi a única literatura encontrada que relata o desenvolvimento de um modelo de simulação de OD e DBO, combinando rios e reservatórios, sendo que este foi desenvolvido com o aplicativo Microsoft Office Excel e aplicado no rio Tietê, trecho entre Pirapora do Bom Jesus e Salto, conhecido por ser poluído devido ao recebimento do aporte de carga orgânica remanescente da Região Metropolitana de São Paulo. Na calibração os pesquisadores utilizaram dados monitorados e ferramentas de otimização. Ao todo, 12 cenários foram simulados, caracterizando a combinação das variáveis: vazão descarregada, nível do reservatório e concentração de DBO afluente ao reservatório de Pirapora.

A análise destes cenários permitiu avaliar os possíveis impactos da operação do reservatório na qualidade da água do rio Tietê a jusante deste barramento.

A Tabela 3-3 apresenta um resumo dos principais modelos utilizados para modelagem da qualidade da água.

Tabela 3-3 Modelos utilizados na modelagem da qualidade da água

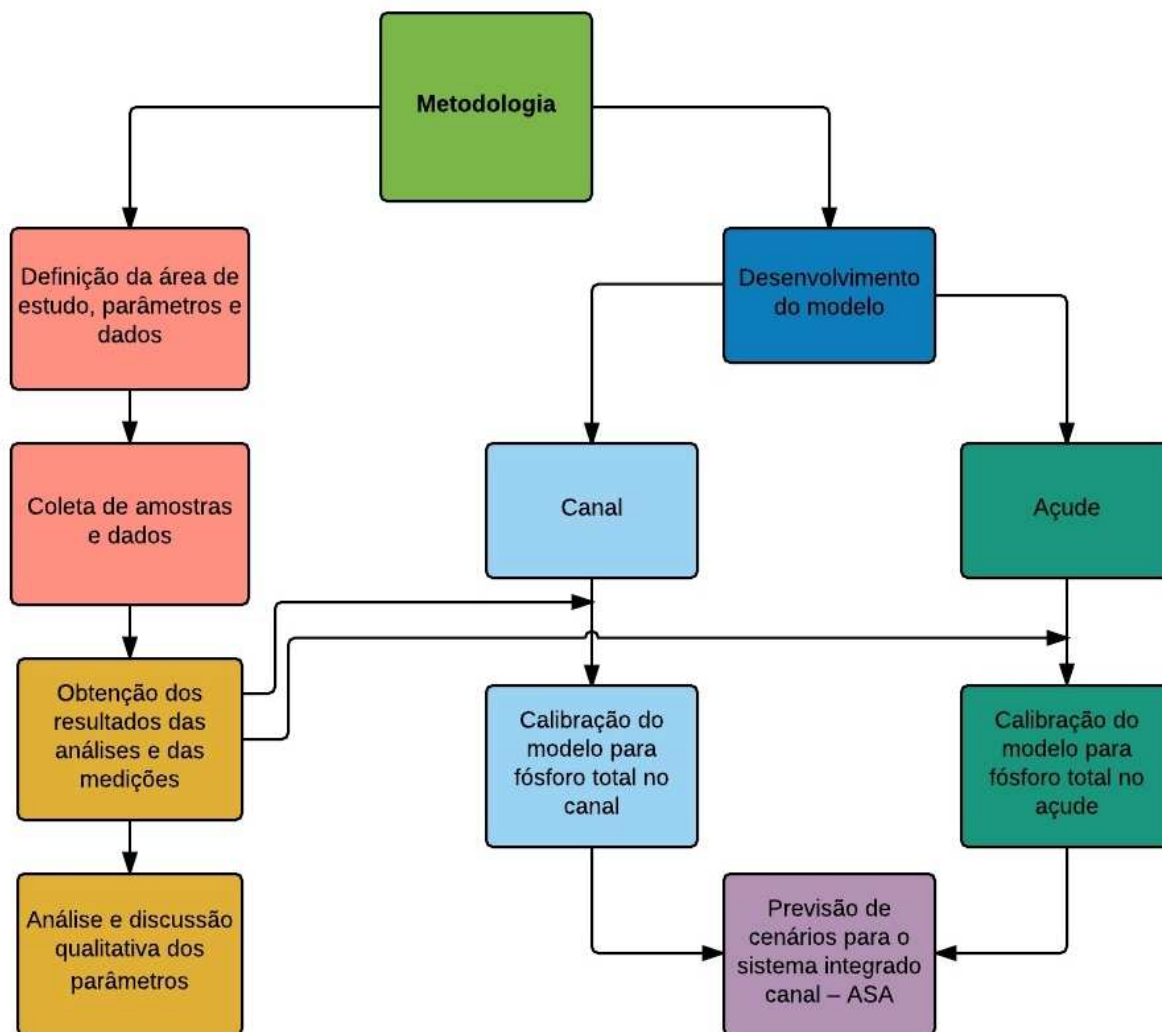
MODELOS	VERSÃO DO MODELO	CARACTERÍSTICAS
Modelos de Streeter-Phelps	Streeter-Phelps; modelo Thomas DBO-OD; modelo O'Connor DBO-OD; modelo Dobbins-Camp DBO-OD	Streeter e Phelps estabeleceu o primeiro modelo em 1925. Os modelos concentram no balanço de oxigênio e decaimento de 1ª ordem de DBO e eles são modelos de estado estacionário unidimensionais (GOTOVTSEV, 2010; FAN <i>et al.</i> , 2012; WANG <i>et al.</i> , 2013).
Modelos QUAL	QUAL I; QUAL II; QUAL2E; QUAL2E Uncas; QUAL 2K;	A USEPA desenvolveu o QUAL I em 1970. Os modelos QUAL são aplicáveis a rios dendríticos e operam em regime permanente sob a hipótese de mistura completa (WANG <i>et al.</i> , 2013).
QUAL-UFMG	QUAL-UFMG	O QUAL-UFMG, desenvolvido para o ambiente computacional da planilha Excel, possibilita a modelagem da qualidade da água de rios, baseando-se nas características do modelo QUAL2-E. Possibilita a simulação rápida e simples do OD, DBO, NT e suas frações, e coliformes (VON SPERLING, 2007).
Modelos WASP	Modelos WASP1-7.	A USEPA desenvolveu o modelo WASP em 1983. São adequados para a simulação da qualidade da água em rios, lagos, estuários, zonas húmidas costeiras e reservatórios, incluindo uma, duas, ou três dimensões (KANNEL <i>et al.</i> , 2011; WANG <i>et al.</i> , 2013).
CE-QUAL-W2	CE-QUAL-W2 e suas versões	É um modelo bidimensional e hidrodinâmico, sendo utilizado para modelagem da qualidade da água de rios, lagos, reservatórios e estuários (OSTFELD & SALOMONS, 2005).
SisBaHiA®	SisBaHiA®	SisBaHiA® é constituído de um modelo de circulação hidrodinâmica tridimensional (3D) ou bidimensional na horizontal (2DH). Novas versões têm sido continuamente implementadas no COPPE/UFRJ desde 1987. Ampla utilização em estuários e lagos rasos (ROSMAN, 2000).
PAMOLARE	PALOMARE	A ONU, conjuntamente com a Universidade de Kyoto, no Japão, desenvolveu um conjunto de modelos matemáticos, denominado PAMOLARE. Trata-se de uma ferramenta que também permite melhor entendimento dos processos de eutrofização, suas origens e efeitos (LIMA, 2007).
SWAT	SWAT	Modelo aplicável a bacias hidrográficas sem monitoramento prévio porém é mais adequado para estudos de cenários em longo prazo sendo pouco adequado para estimativas de curto prazo. As versões mais atuais possibilitam a modelagem de qualidade de água em bacias com expressiva concentração populacional (ROLOFF e SZCZYPIOR, 2003).
IPH-ECO	IPH-ECO Versões 1.0, 1.1, 1.2 e 2.0	A versão atual do modelo tem representação tridimensional em um esquema de grade não estruturada, aplicáveis a lagos, reservatórios e estuários (FRAGOSO JR, 2009).

Fonte: Adaptado pelo autor (2016).

4. MATERIAL E MÉTODOS

A metodologia da presente pesquisa compreende duas etapas: Estudo Experimental e Modelagem Matemática. A Figura 4-1 mostra o fluxograma da pesquisa.

Figura 4-1 Fluxograma da pesquisa



Fonte: Elaborado pelo o autor (2016)

4.1. Estudo experimental (Área de estudo)

A pesquisa foi realizada no sistema integrado canal-reservatório Santo Anastácio, localizado na cidade de Fortaleza, conforme mostra a Figura 4-2.

Figura 4-2 Mapa indicando o sistema integrado canal-reservatório eutrofizado, e os bairros que circundam, localizado na cidade de Fortaleza/CE



Fonte: Adaptado de Google Maps (2016).

O canal recebe as águas vertidas da Lagoa da Parangaba (Figura 4-3), além de contribuições de drenagem das águas pluviais, com área de 1.558.241 m², esgotos brutos e resíduos sólidos ao longo do seu percurso de aproximadamente 2,5 km. Ressalta-se que cerca de 70% da extensão do canal é aberta à atmosfera, sendo o restante coberto em concreto armado.

Figura 4-3 Área de drenagem do canal entre a lagoa da parangaba e o reservatório santo Anastácio, localizado na cidade de Fortaleza/CE



Fonte: Adaptado de Google Maps (2016).

Conforme projeto disponibilizado pela Prefeitura Municipal de Fortaleza, o canal apresenta seção retangular com largura de 5,0 m e altura de 1,5 m. No entanto, ressalta-se a existência de uma camada de sedimento depositada no fundo do mesmo com altura de aproximadamente 0,3 m. A Figura 4-4 mostra uma parte do canal urbano.

O canal é contornado pelos bairros Demócrito Rocha, Pan Americano e Bela Vista. A Tabela 4-1 apresenta informações sobre os indicadores de saneamento, população, renda per capita, elaborada de acordo com os dados do IPECE (2013); e em pesquisa realizada por Bento (2011).

Tabela 4-1 Dados dos bairros que margeiam o canal em Fortaleza – CE

Bairros	População (hab)	% de cobertura do abastecimento de água	% de cobertura da rede de esgoto	% de cobertura da coleta de resíduos sólidos	Renda per capita (R\$)
Demócrito Rocha	10994	93	25	87,4	572,00
Pan-Americano	8815	90	46,3	99,4	564,00
Bela Vista	16754	93	53,4	99,5	638,00
Couto Fernandes	5260	74,2	64,4	88,6	622,40
Pici	42494	89,2	54,4	92,4	424,62

Fonte: Adaptado de BENTO (2011); IPECE (2013).

Figura 4-4 Vista do canal que deságua no reservatório Santo Anastácio em Fortaleza CE



Fonte: Autor (2016)

A Figura 4-5 mostra uma vista do reservatório Santo Anastácio, localizado no Campus do Pici da Universidade Federal do Ceará – UFC. De acordo com estudos realizados por Becker *et al.* (2010), o reservatório Santo Anastácio encontra-se com elevado grau de eutrofização.

Figura 4-5 Vista do Reservatório Santo Anastácio, Localizado no Campus do Pici da Universidade Federal do Ceará – UFC em Fortaleza – CE



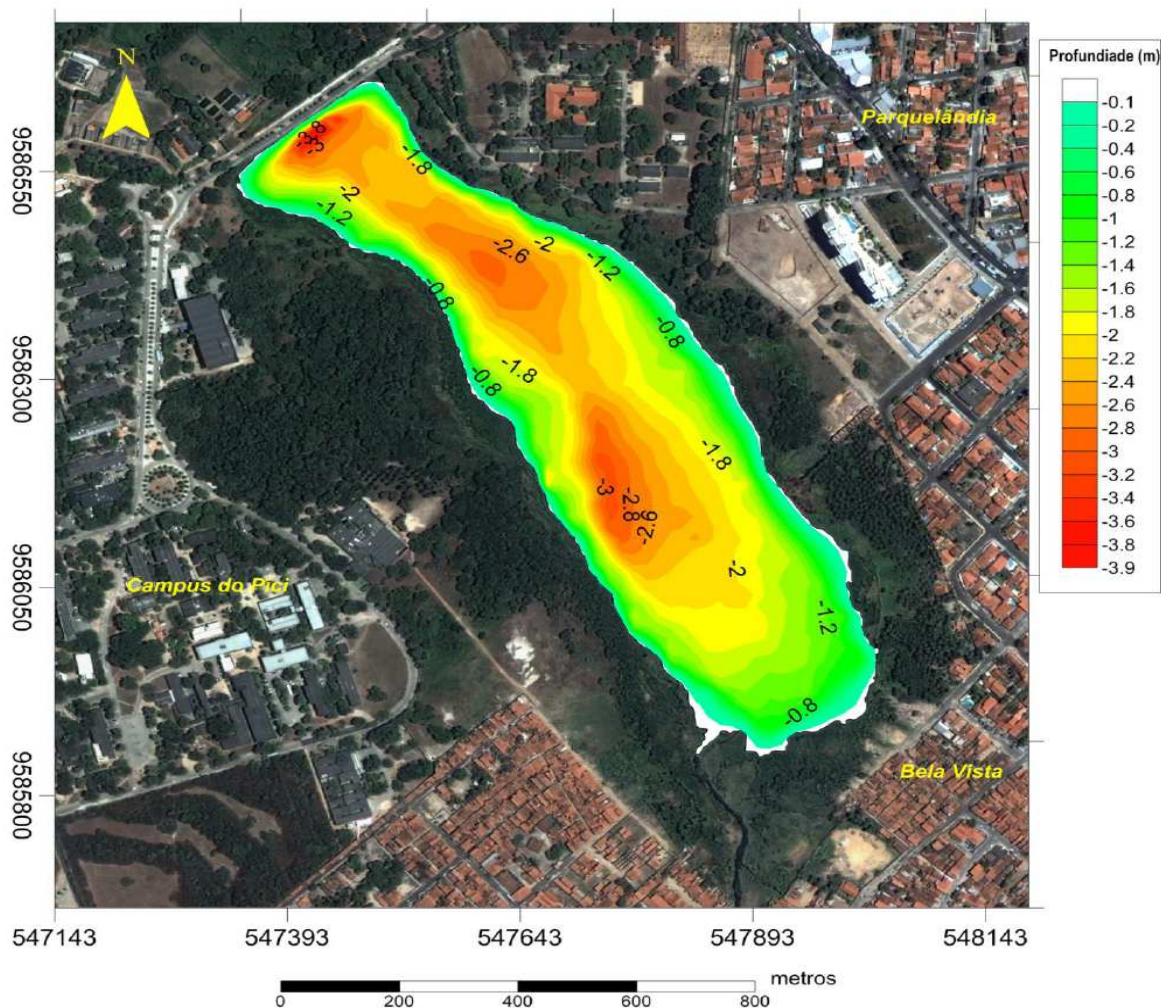
Fonte: Autor (2016)

Na data da sua construção (1918), o reservatório supracitado possuía uma capacidade de acumulação de $0,51 \text{ hm}^3$ e uma profundidade máxima de aproximadamente 6,0 m.

Foi realizado um estudo batimétrico pela prefeitura de Fortaleza, em 2007, onde é relatado uma redução da profundidade do açude atribuída ao assoreamento. Um outro levantamento foi realizado em pesquisa de Lima (2011b) onde consta que a profundidade foi reduzida pelo assoreamento, com volume atual do reservatório de aproximadamente $0,30 \text{ hm}^3$, fato corroborado por Lima Neto *et al.* (2011).

A Figura 4-6 mostra um estudo batimétrico realizado no referido reservatório no ano de 2007, indicando uma profundidade máxima inferior a 4,0 m.

Figura 4-6 Mapa batimétrico do reservatório Santo Anastácio, Fortaleza/CE



Fonte: Relatório do mapeamento batimétrico – Prefeitura de Fortaleza (2007).

O referido açude faz parte da bacia do Rio Maranguapinho, situada a oeste do município de Fortaleza, contornada pelos bairros denominados Demócrito Rocha, Bela Vista, Amadeu Furtado e Pici. Tal bacia juntamente com a bacia do Cocó consistem nos dois principais eixos de drenagem de Fortaleza. São alvos preferenciais de ocupação desordenada de suas margens e planícies de inundação.

4.2. Dados Populacionais e Climáticos

Considerou-se nesta pesquisa as variáveis que poderiam influenciar nos dados experimentais e no modelo. Foram considerados os dados populacionais e os fatores climatológicos, precipitação e vento, este último, considerado fundamental para estudo de ambientes eutrofizados (GURGEL, 1993; OLIVEIRA 2001). Os dados climatológicos foram obtidos na Estação Meteorológica do Centro de Ciências Agrárias da Universidade Federal do Ceará e os dados populacionais nos censos do IBGE.

4.3. Pontos amostrais

Para a pesquisa foram demarcados 05 (cinco) pontos (Figura 4-2), distribuídos ao longo da extensão do canal, no bueiro que deságua no canal, e na saída do açude Santo Anastácio - ASA. A seguir são apresentadas as características de cada ponto:

- P1 – Ponto amostral localizado próximo ao vertedouro de saída da lagoa da Parangaba;
- P2 – Ponto amostral localizado próximo ao cruzamento das ruas Acre e Amazonas;
- P3 – Ponto amostral localizado próximo à entrada do açude Santo Anastácio;
- P4 – Ponto amostral localizado próximo ao vertedouro de saída do ASA;
- PB – Ponto amostral localizado no bueiro entre o Ponto 1 e Ponto 2.

4.4. Monitoramento

O período de monitoramento iniciou-se em maio de 2013 e terminou em março de 2014, através de coletas mensais de amostras nos pontos acima

citados. Avaliou-se a variação dos parâmetros físicos, químicos e biológicos com relação à sazonalidade climática, contemplando os períodos de chuva e de estiagem. Ao todo foram realizadas treze coletas.

Foi realizado um perfil diário em uma campanha de coleta (outubro de 2013) nos pontos P1, P2 e PB, com objetivo de verificar as variações nas vazões dos pontos amostrais ao longo do dia (medições a cada duas horas), e se existiam grandes variações em relação às médias durante o monitoramento de rotina.

4.5. Técnicas de amostragem e preservação da amostra

Para retirada da amostra no canal foi utilizado balde e corda, que após o enchimento procedeu-se a imersão de frascos para armazenar as amostras. Já para o açude, o acesso ao local de coleta foi feito por meio do uso de barco a motor, gentilmente cedido pelo Instituto Federal do Ceará, Campus Fortaleza – IFCE, como mostra a Figura 4-7.

Figura 4-7 Embarcação utilizada nas coletas no açude



Fonte: Autor (2016)

Foram utilizados frascos de polietileno de um litro, os quais foram lavados e enxaguados repetidas vezes com água destilada. Ressalta-se que os frascos para a coleta específica de fósforo total foram mantidos em meio ácido por 24 horas e posteriormente, lavados e enxaguados repetidas vezes com água destilada.

Os frascos foram acondicionados em caixa de isopor com gelo, até sua chegada aos laboratórios LABOSAN - Laboratório de Saneamento no Departamento de Engenharia Hidráulica e Ambiental (onde foram feitas as análises de DBO e DQO) e no LAQUIM – Laboratório de Análises Químicas no Departamento de Química, ambos na Universidade Federal do Ceará - UFC Campus do Pici, para determinação dos demais parâmetros.

Para preservar as amostras, os frascos foram manipulados adequadamente de modo a evitar a contaminação de sua superfície interna, principalmente próximo ao gargalo e da tampa. No laboratório foram seguidos os prazos de análise, determinados pelo Standard Methods (APHA, 2005).

Foram realizadas medições *in situ* com uma sonda multiparamétrica (HI 9820 HANNA INSTRUMENTS), do Instituto Federal do Ceará, Campus Fortaleza - IFCE, mostrada na Figura 4-8. Os parâmetros analisados nos pontos amostrais foram: oxigênio dissolvido, temperatura e pH.

Figura 4-8 Sonda multiparamétrica utilizada nas coletas



Fonte: Autor (2016)

4.6. Parâmetros Analisados

A seleção dos parâmetros analisados está diretamente relacionada aos objetivos da pesquisa. Existe uma grande variedade de indicadores de qualidade. Para esse trabalho, foram escolhidos os parâmetros listados na Tabela 4-2, no sentido de avaliar o nível de poluição das águas e determinação do coeficiente de reação k para o fósforo total, para o canal (K_{canal}) e para o

reservatório Santo Anastácio ($k_{\text{reservatório}}$), auxiliando na previsão da concentração de fósforo e na gestão do sistema integrado canal-reservatório.

Tabela 4-2 Parâmetros e metodologias utilizados na pesquisa

Variáveis	Metodologias analíticas
Clorofila a	Método espectrofotométrico -10200 H
Ortofosfato solúvel	Método do ácido ascórbico - 4500-P E
Fósforo total	Método da digestão simultânea - 4500-P B
Nitrogênio total	Método da digestão simultânea- 4500-N
Demanda química de oxigênio (DQO) total	Método colorimétrico, refluxo fechado - 5220 D
Demanda bioquímica de oxigênio (DBO) total	Teste de DBO de 5 dias - 5210 B
pH	Método eletrométrico-4500-H + B
Oxigênio Dissolvido (OD)	Método eletrométrico
Temperatura	Método eletrométrico

Fonte: APHA (2005).

Todas as soluções necessárias para as análises foram preparadas, de acordo com o Standard Methods (APHA, 2005). Para o preparo das mesmas, foi utilizada água purificada pelo sistema Milli-Q. Todos os reagentes utilizados foram de pureza analítica (PA).

4.7. Índice de Estado Trófico – IET.

Como forma de avaliar a produtividade primária do açude Santo Anastácio, por um índice, foi utilizado o índice de estado trófico – IET de CARLSON (1977) modificado por CUNHA *et al.* (2013), com a finalidade de classificar o ASA em relação ao grau de trofia do ecossistema. Ressalta-se que o ponto utilizado para avaliação do IET foi o P4.

Para o cálculo do IET, conforme CUNHA *et al.* (2013):

$$IET (CL) = 10 \times (6 - (-0,2512 \times \ln CL + 0,842257) / \ln 2)) \quad (17)$$

$$IET (PT) = 10 \times (6 - (-0,27637 \times \ln PT + 1,329766) / \ln 2)) \quad (18)$$

Onde:

PT: concentração de fósforo total medida à superfície da água, em $\mu\text{g/L}$;

CL: concentração de clorofila a medida à superfície da água, em $\mu\text{g/L}$;

$$IET = [IET (PT) + IET (CL)] / 2 \quad (19)$$

Assim, para cada dia de coleta, foi utilizada a concentração obtida de fósforo total e clorofila a para cálculo do IET(CL) e IET(PT), conforme Equações 17 e

18. Sendo o IET final resultante da média aritmética simples dos índices mensais relativos ao fósforo total e a clorofila “a”, de acordo com a Equação 19. As inferências sobre o grau de trofia serão realizadas de acordo com o IET determinado e comparado com a Tabela 4-3.

Tabela 4-3 Estado Trófico (Índice de Carlson Modificado).

Estado Trófico	Ponderação	P-total – P (mg/m ³)	Clorofila a (mg/m ³)
Ultraoligotrófico	IET ≤ 51,1	P ≤ 15,9	Cl-a ≤ 2,0
Oligotrófico	51,2 < IET ≤ 53,1	16 < P ≤ 23,8	2,1 < Cl-a ≤ 3,9
Mesotrófico	53,2 < IET ≤ 55,7	23,9 < P ≤ 36,7	4,0 < Cl-a ≤ 10,0
Eutrófico	55,8 < IET ≤ 58,1	36,8 < P ≤ 63,7	10,1 < Cl-a ≤ 20,2
Supereutrófico	58,2 < IET ≤ 59	63,8 < P ≤ 77,6	20,3 < Cl-a ≤ 27,1
Hipereutrófico	IET > 59,1	77,7 > P	27,1 > Cl-a

Fonte: Cunha *et al.* (2013).

4.8. Medições de Vazão

As vazões foram calculadas de posse dos dados de velocidade da água e da altura da lâmina de água com o auxílio de um anemômetro eletromagnético (Omni Instruments, USA) disponível no Departamento de Engenharia Hidráulica e Ambiental – DEHA/UFC, como mostra a Figura 4-9. O sensor foi adaptado a uma tubulação de PVC de ½ polegada, para facilitar as medições.

Sabe-se que em canais são apresentadas diferentes velocidades do fluxo de água. Portanto, foram feitas medições nas alturas 0,2 e 0,8 metros (em relação ao fundo), espaçadas igualmente em quatro pontos da largura do canal. Com os dados da área do canal e das velocidades nos trechos foi calculada a vazão nos pontos. A Figura 4-10 mostra uma das medições de velocidade realizada durante a pesquisa. Pode-se perceber que a tubulação de PVC está adaptada com uma fita métrica para medição da altura da lâmina d'água.

Figura 4-9 Anemômetro eletromagnético utilizado nas medições de velocidade da água



Fonte: Autor (2016)

Figura 4-10 Medição da altura da lâmina d'água no canal



Fonte: Autor (2016)

4.9. Análises dos dados

Utilizando o programa “*The R Project for Statistical Computing*” foi feita uma análise estatística descritiva de todos os parâmetros analisados.

4.9.1. Correlações entre os pontos

Foi verificada em cada ponto a correlação entre eles com os parâmetros avaliados. O estudo em questão foi mostrado por meio dos coeficientes de correlação dos parâmetros. A correlação indica a força e a direção do relacionamento linear entre os fatores e o parâmetro, e é um valor entre -1 e 1. Uma correlação próxima a zero indica que as duas variáveis não estão relacionadas linearmente. Uma correlação positiva indica que as duas variáveis são diretamente proporcionais, e a relação é forte quanto mais a correlação se aproxima de 1. Uma correlação negativa indica que as duas variáveis são inversamente proporcionais e que a relação também fica mais forte quanto mais próxima de -1 ela estiver (SPIEGEL, 1993).

Também foram elaborados gráficos do tipo Diagrama de caixa, para auxiliar no estudo da variação nos parâmetros químicos, físicos e biológicos nos pontos de coleta e no período de monitoramento. Quando duas ou mais caixas são colocadas lado a lado, compara-se a variabilidade entre elas, a mediana e assim por diante. O Diagrama de caixa é formado pelo primeiro e terceiro quartis e pela mediana. As hastes inferiores e superiores se estendem, respectivamente, do quartil inferior até o menor valor não inferior ao limite inferior e do quartil superior até o maior valor não superior ao limite superior. Os pontos que estão fora destes limites são considerados valores discrepantes (outliers) e são denotados por (°). Outro ponto importante é a diferença entre os quartis (Q3 - Q1), que é uma medida da variabilidade dos dados. Uma definição importante também é que assimetria negativa significa valores concentrados acima (em geral, a média é menor que a mediana) e assimetria positiva significa valores concentrados abaixo (em geral, a média é maior que a mediana).

A análise das concentrações de cada parâmetro em cada configuração foi realizada a fim de identificar as diferenças entre os pontos e datas de coleta (SPIEGEL, 1993).

4.10. Modelagem Matemática

4.10.1. Modelagem matemática no canal

O modelo utilizado foi obtido a partir de simplificação da equação de transporte de massa (Equação 1). Para tanto, considerou-se mistura completa lateralmente (z) e verticalmente (y), sendo, portanto, necessária a análise das variações apenas na direção longitudinal (x) do canal.

Thomann e Mueller (1987); Teegavarapu, *et al.* (2005) relatam que a concentração de fósforo total é modelada como uma substância que se decompõe como um processo de primeira ordem.

Dessa forma, tem-se:

$$\frac{\partial c}{\partial t} + u \frac{\partial C}{\partial x} = \varepsilon \frac{\partial^2 C}{\partial x^2} - kC \quad (20)$$

Onde existem:

Termo transiente; termo de advecção; termo de difusão e reação; sendo: C - concentração do nutriente no corpo hídrico; u (m/s) - velocidade média no canal; A (m²) - área molhada do canal = h x B (h - altura da lâmina d'água no canal (m) e B - largura do canal (m)); ε - difusividade do nutriente no canal (m²/s); x - coordenada no longitudinal do fluxo (m); t - tempo (s).

Assumindo que ao longo do canal há um decaimento de primeira ordem do nutriente:

Onde k - coeficiente de decaimento do nutriente (1/s).

Considerando que o escoamento é permanente, a equação (20) pode ser simplificada desconsiderando-se os termos transiente e de difusão. Com isso, teremos:

$$u \frac{dC}{dx} = -kC \quad (21)$$

ou, considerando que t, nesse caso, é o tempo de translado de uma partícula com velocidade U ao longo de x, a equação (21) pode ser reescrita da seguinte forma:

$$\frac{dC}{dt} = -kC \quad (22)$$

Para o caso de um trecho do canal de comprimento l (m) com afluência lateral distribuída de um nutriente qualquer, pode-se definir tal afluência em termos de um fluxo volumétrico de entrada lateral [q ($m^3/s.m$)] e um fluxo de massa referente ao nutriente presente no esgoto [C_d ($kg/m^3.s$)] e um fluxo de massa referente ao nutriente presente nos resíduos sólidos [R_s ($kg/m^3.s$)] distribuído uniformemente ao longo do trecho em questão. Dessa forma, visto que o fluxo não é constante (a vazão no início do trecho é inferior à do final), tem-se, pela conservação de massa, a seguinte equação:

$$\frac{dC(Q_0 + ql)}{dt} = -kCQ_0 + C_dql + R_sQ_0 \quad (23)$$

Onde Q_0 - vazão no início do trecho (m^3/s).

$$\frac{dC}{dt}Q_0 + \frac{dC}{dt}ql + kCQ_0 = C_dql + R_sQ_0 \quad (24)$$

Assim,

Multiplicando a equação 24 por e^{kt}

$$\frac{dC}{dt}Q_0e^{kt} + \frac{dC}{dt}ql e^{kt} + kCQ_0e^{kt} = C_dql e^{kt} + R_sQ_0e^{kt} \quad (25)$$

integrando usando as condições de contorno: $t = 0 \rightarrow C = C_0$ e $t = t \rightarrow C$

$$\int \frac{dCQ_0e^{kt}}{dt} + \int \frac{dCql e^{kt}}{dt} + \int \frac{kCQ_0e^{kt}}{dt} = \int C_dql e^{kt} + \int R_sQ_0 e^{kt} \quad (26)$$

$$C(Q_0 + ql)e^{kt} = \frac{C_dql e^{kt}}{k} + C_dql e^{kt} + R_sQ_0 e^{kt} + C_0(Q_0 + ql) - \frac{C_dql}{k} - \frac{R_sQ_0}{k} \quad (27)$$

$$C(Q_0 + ql)e^{kt} = C_0(Q_0 + ql) + \frac{C_dql e^{kt} + R_sQ_0 (1 - e^{kt})}{k} \quad (28)$$

obtem-se:

$$C = C_0e^{-kt} + \frac{(C_dql + R_sQ_0)(1 - e^{-kt})}{k(Q_0 + ql)} \quad (29)$$

Logo, considerando a hipótese de fluxo em pistão (regime permanente), a equação pode ser reescrita da seguinte forma:

$$C = C_0 e^{-k\frac{l}{U}} + \frac{(C_d q l + R_s Q_0)(1 - e^{-k\frac{l}{U}})}{k(Q_0 + q l)} \quad (30)$$

Correspondendo C à concentração de fósforo total representada por PT (mg/L).

4.10.1.1. Descrição dos aspectos da calibração do canal

O modelo foi desenvolvido a partir de uma equação unidimensional de transferência de massa com contribuições inéditas, sendo uma a inclusão de um termo referente a entrada lateral, e a inserção da carga de fósforo presente nos resíduos sólidos (equação 30).

A aplicação do modelo apresentado depende do conhecimento da concentração inicial $C_0 = C(t=0)$ e do coeficiente de reação k . Tais, foram obtidas através de um processo de calibração, conhecendo as outras variáveis que são utilizadas pelo modelo. Medições de concentrações do fósforo total ao longo do tempo, juntamente com as vazões calculadas em todos os pontos do canal (P1, P2 e P3), permitiram a calibração deste parâmetro.

Para calibração do modelo também foram utilizados os dados analíticos e os medidos *in loco* do ponto PB, que é o bueiro situado entre os pontos P1 e P2.

Os dados necessários no modelo, forma como foram obtidos e calculados estão descritos nos subitens subsequentes.

4.10.1.2. Vazão incremental linear (q)

O incremento de vazão ou vazão distribuída é a diferença entre a vazão do ponto final e inicial, e para expressar em L/s.m de percurso de canal, divide-se a vazão incremental calculada (L/s) pela distância de percurso (m), conforme equação 31:

$$q = \frac{Q_f - Q_i}{L} \quad (31)$$

Onde: q = Vazão incremental linear;

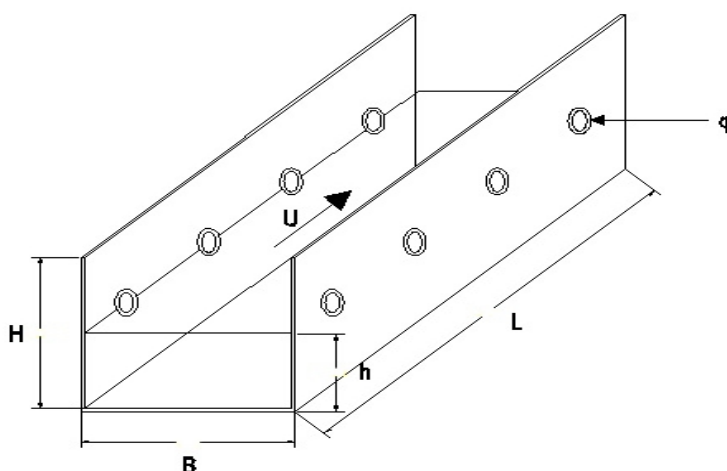
Q_f = vazão final (L/s);

Q_i = vazão inicial (L/s);

L = comprimento do trecho (m).

A Figura 4-11 mostra o desenho esquemático onde é possível visualizar as entradas laterais no canal.

Figura 4-11 Desenho esquemático representando um trecho do canal.



Fonte: Autor (2016)

4.10.1.3. Velocidade média (U)

A velocidade média (m/s), designada por U, corresponde à média aritmética das velocidades medidas a 20% e a 80% da profundidade. A velocidade foi calculada usando a equação 32:

$$U = \frac{Q}{A} \quad (32)$$

Onde:

Q é a vazão;

A = Área da seção transversal do canal;

Para obtenção de um valor mais preciso foram feitas 4 medições ao longo da largura do canal B/4, que tem valor constante de 5 metros. Como está se tratando da velocidade nos trechos 1-2 e 2-3, para obtenção do valor foi

calculada da seguinte forma, utilizando as médias das velocidades em cada trecho.

Onde U_1 é a velocidade no trecho 1, U_2 a velocidade no trecho 2 e assim por diante. A partir destas velocidades foi calculada a velocidade média para cada dia e trecho do canal.

4.10.1.4. Altura média - h (m)

A altura média do nível da água, designada por h , (medida para o trecho 1-2 e 2-3) corresponde à média aritmética das alturas medidas que, para obtenção de um valor mais preciso, foram feitas 4 medições ao longo da largura do canal. A Figura 4-12 mostra o equipamento utilizado na medição e uma das medições da altura do nível da água.

Figura 4-12 Equipamentos de medição de velocidade e altura do nível da água no canal.



Fonte: Autor (2016)

4.10.1.5. t - tempo de traslado (s)

O tempo foi obtido pela divisão de x/U , onde x é a extensão do trecho, em metros (m) e U a velocidade média no trecho, em m/s.

4.10.1.6. C_d – Vazão mássica do esgoto – mg/(L.s)

A vazão mássica por unidade de volume foi calculada levando em consideração a concentração de fósforo no bueiro, usando a equação 33, onde V, em Litros, foi obtida através da equação 34. Esse valor é importante pois expressa a vazão mássica do esgoto contribuinte ao longo do trecho estudado.

$$C_d = \frac{C_b * q * L}{V} \quad (33)$$

Sendo:

$$V = h * L * B \quad (34)$$

Onde:

C_b = Concentração de fósforo total do bueiro (mg/L);

V= Volume (Litros);

B= Largura do canal (metros).

4.10.1.7. R_s – Carga dos resíduos sólidos – mg/(L.s)

A carga por unidade de volume dos resíduos sólidos foi calculada levando em consideração a carga de fósforo presente nos resíduos sólidos, através da equação 35, sendo W_{rs} , a carga de fósforo total presente nos resíduos sólidos, expressa em mg/s, usando a equação 36. O volume V, em Litros, foi obtido através da equação 34.

$$R_s = \frac{W_{rs}}{V} \quad (35)$$

Sendo:

$$W_{rs} = phcrs * popt * pcrs * pprs * mors \quad (36)$$

Onde:

$phcrs$ = percentual de habitantes que contribuem com resíduos sólidos;

$popt$ = população do trecho;

$pcrs$ = per capita de resíduos sólidos;

$pprs$ = percentual de fósforo nos resíduos sólidos;

$mors$ = matéria orgânica presente nos resíduos sólidos.

4.10.1.8. Ajuste do coeficiente de reação k para fósforo total no canal

O modelo desenvolvido a partir de uma equação unidimensional de transferência de massa, conforme descrito no item 4.10.1, culminou na equação 30. A aplicação do modelo depende do conhecimento da concentração inicial $C_0 = C(x = 0)$, dos dados de monitoramento e do coeficiente de reação k para o fósforo total. Tal coeficiente de reação foi obtido através de um processo de calibração, de posse das outras variáveis que compõem o modelo. O ajuste do k para o fósforo total foi efetuado utilizando a equação 30.

4.10.2. Modelagem matemática do açude

Para a modelagem matemática no açude foi utilizado o modelo apresentado por Chapra *et al.* (1997), que descreve a modelagem da concentração de fósforo em reservatórios como um balanço de massa. A equação também foi advinda da equação de transporte de massa (Equação 1), desprezando os termos de advecção e difusão, ou seja, mantendo os termos transiente, de entrada e saída e reação (equação 37). Nessa situação, o balanço exibe todas as cargas de nutrientes que entram e saem do sistema hídrico, além dos processos nele inseridos. Dessa forma, tem-se que a variação da carga (produto da vazão pela concentração de nutriente) no sistema seria a diferença entre a carga de nutriente que entra e o somatório da carga que sai com as cargas oriundas de reações no interior de tal sistema e, se houver, a carga de perda do nutriente por sedimentação. Além disso, considera-se, em tal balanço, que o sistema hídrico está em regime de mistura completa, ou seja, tem a mesma concentração de nutriente em todos os seus pontos (NUNES, 2008 e TONÉ 2014). Assim, ter-se-ia, respectivamente:

$$V \frac{dP}{dt} = W(t) - Q_s \cdot P - k_r \cdot V \cdot P - v_s \cdot A_s \cdot P \quad (37)$$

Onde:

P = Concentração de fósforo total no lago (kg/m^3);

P_0 = Concentração inicial fósforo total no lago (kg/m^3);

t = Tempo (s);

V = Volume do lago (m^3);

W = Carga afluyente do nutriente (kg/s);

Q_s = Vazão de saída (m^3);

k_r = Coeficiente de reação ($1/\text{s}$);

v_s = Velocidade aparente de sedimentação (m/s);

A_s = Área superficial (m^2);

Reorganizando os termos, tem-se:

$$V \frac{dP}{dt} = W(t) - P(Q_s + k_r \cdot V + v_s \cdot A_s) \quad (38)$$

$$\frac{dP}{dt} = \frac{W(t)}{V} - \frac{P(Q_s + k_r \cdot V + v_s \cdot A_s)}{V} \quad (39)$$

Fazendo:

$$\lambda = \frac{(Q_s + k_r \cdot V + v_s \cdot A_s)}{V} = \frac{Q_s}{V} + k_r + \frac{v_s}{H} = \frac{Q_s}{V} + k_r + k_s \quad (40)$$

Contudo, como exposto antes para o caso do fósforo, tal nutriente não participa em processos bioquímicos (LIMA, 2007). Dessa forma, λ é calculado como sendo:

$$\lambda = \frac{Q_s}{V} + \frac{v_s}{H} = \frac{Q_s}{V} + k_s \quad (41)$$

Desta forma tem-se:

$$\frac{dP}{dt} + \lambda P = \frac{W(t)}{V} \quad (42)$$

Que, pela solução analítica, permite obter (CHAPRA *et al.*, 1997):

$$P(t) = P_0 \cdot e^{-\lambda t} + \frac{W}{\lambda V} (1 - e^{-\lambda t}) \quad (43)$$

A solução é válida para W constante.

4.10.2.1. *Processamento de dados para modelagem*

Com os dados do açude Santo Anastácio é possível realizar a modelagem e ajustar os parâmetros, a citar:

- Volume do reservatório;
- Vazão de entrada do reservatório;
- Concentrações de fósforo em diferentes períodos de tempo;
- Carga afluyente de fósforo ao reservatório.

Tendo em vista que a delimitação dos períodos de modelagem em meses (t) é função do tempo de residência hidráulica (TR) do reservatório que, por sua vez, depende dos dados supracitados. Dessa forma, pode-se proceder à obtenção de tais parâmetros da modelagem.

Uma vez obtidas as concentrações de fósforo total no período de tempo monitorado, sucedeu-se a estimativa das cargas poluidoras que chegam até o reservatório.

De posse da vazão média de entrada do açude com o subsequente cálculo do volume médio é possibilitada a obtenção de seu tempo de residência hidráulica (TR) e, conforme dito anteriormente, a delimitação do período de modelagem (t) em que o açude foi analisado.

Os valores do tempo de residência hidráulica e do período de modelagem serão expostos nos resultados da modelagem matemática (item 5.2), sendo decorrentes das equações que relacionam os dados necessários até aqui expostos. Pode-se, dessa forma, prosseguir a calibração do modelo de concentração de fósforo (Equação 43).

4.10.2.2. *Descrição dos aspectos da calibração no açude*

Conforme evidenciado anteriormente, o balanço de massa exposto por Chapra (1997) para modelagem da concentração de fósforo total em reservatórios é dado pela Equação 43, sendo o parâmetro λ descrito pelas Equação 41.

Analisando a Equação 43, percebe-se que para se proceder o cálculo de λ é necessário delimitar um período (t) em que se dê a modelagem. A delimitação de tal intervalo de tempo e conseqüentemente a definição da concentração de fósforo no início (P_0) e no final do período [$P(t)$], contudo, está condicionada ao tempo de residência hidráulica (TR) do reservatório (Equação 44).

$$T_R = \frac{V}{Q_e} \quad (44)$$

Onde Q_e é a vazão de entrada

Nesse caso, ao cálculo do TR em ano segue a delimitação do período de modelagem (t). Dessa forma, em posse de todos os parâmetros da Equação 43, pode-se utilizar o recurso "atingir meta" do Excel para se calcular o λ do reservatório Santo Anastácio no intervalo de tempo estudado.

Por raciocínio similar, vê-se que, uma vez obtido o valor de λ , pode-se calcular k para o reservatório (no intervalo de tempo considerado) como sendo:

$$k = \lambda - \frac{Q_e}{V} \quad (45)$$

Para a modelagem foi utilizado um tempo de detenção hidráulica médio e distintos períodos de modelagem com seus respectivos valores de k. Sabe-se ainda que a qualidade de água está relacionada com o tempo de retenção hidráulica (TR) do corpo hídrico. Dessa forma, convém encontrar k em função de TR (VOLLENWEIDER, 1976; VON SPERLING, 2005; SALAS e MARTINO, 1991; TONÉ, 2014).

5. RESULTADOS E DISCUSSÃO

Os resultados foram divididos em duas etapas: Estudo Experimental e Modelagem Matemática. Inicialmente serão apresentados os dados populacionais e climáticos.

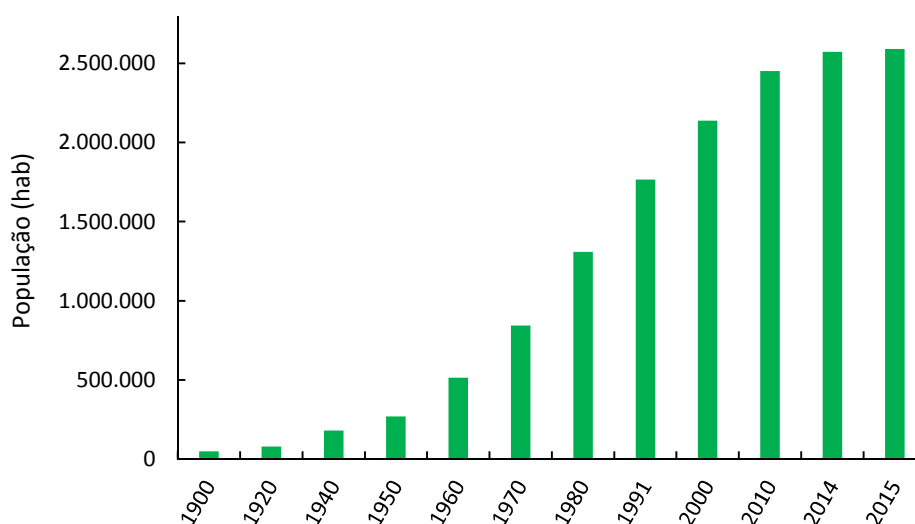
Os resultados dos parâmetros físicos, químicos e biológicos foram comparados com a Resolução 357/05 do CONAMA, tendo em vista que no Capítulo VI, no Art. 42 da referida Resolução é relatado que “Enquanto não aprovados os respectivos enquadramentos, as águas doces serão consideradas classe 2”.

5.1. Dados Populacionais e Climáticos

5.1.1. Crescimento populacional de Fortaleza – CE

A Figura 5-1 apresenta o crescimento populacional do município de Fortaleza desde 1900 até 2015. Avaliando a referida figura, percebe-se um crescimento elevado, principalmente no século XXI. Tal crescimento, se deu geralmente, de forma desordenada, sendo que, a infraestrutura urbana não cresceu na mesma escala do crescimento populacional. Isso pode ter acarretado em problemas urbanos, incluindo os ambientais, que repercutem diretamente na qualidade da água dos recursos hídricos urbanos, principalmente relacionados com os esgotos sanitários e os resíduos sólidos dispostos de forma irregular.

Figura 5-1 Crescimento populacional em Fortaleza - CE.



Fonte: IBGE (2010) e IBGE (2015)

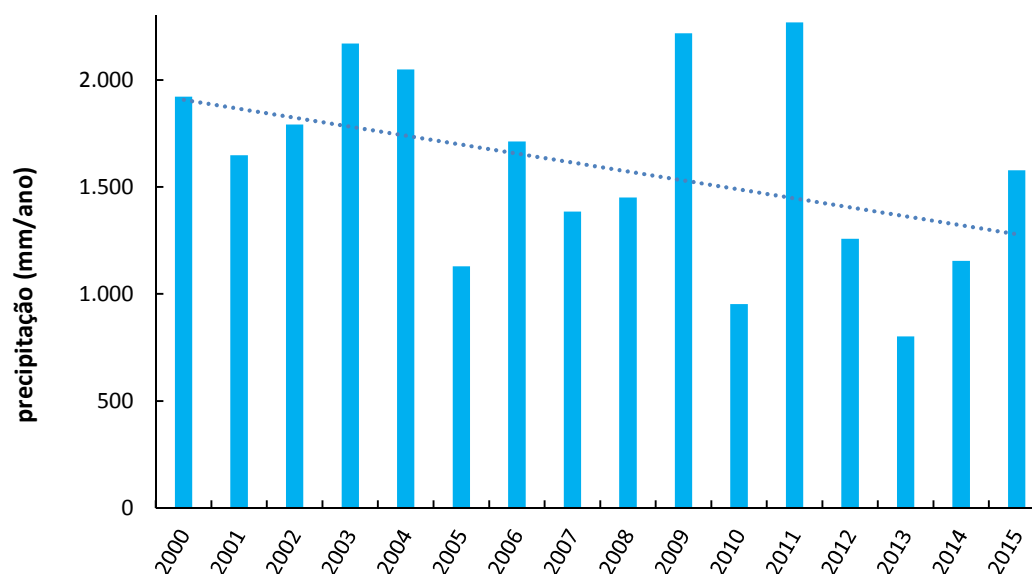
5.1.2. Precipitação pluviométrica em Fortaleza-CE

Um outro fator que pode influenciar nos parâmetros avaliados é a precipitação pluviométrica, que pode promover alterações nas concentrações, seja redução (via diluição) ou acréscimos, este último, devido ao arraste de substâncias para os recursos hídricos. A Figura 5-2 apresenta a precipitação do município de Fortaleza –CE nos anos 2000 a 2015. Nota-se na referida figura, um decréscimo nos valores de precipitação ao longo dos anos, com exceção de alguns, em que os valores oscilaram. No período de realização desta pesquisa (2013 e 2014), os valores foram baixos, com chuvas abaixo da média histórica, sendo que em 2013 observou-se o menor valor dos 15 anos apresentados. Tal fator pode ter influenciado nos resultados dos parâmetros avaliados neste estudo e conseqüentemente na qualidade da água dos corpos hídricos em questão.

O fenômeno natural conhecido como “El Niño”, categorizado como uma “anomalia climática”, repete-se em intervalos irregulares. Esse evento climático acontece em razão do aquecimento anormal das águas do Oceano Pacífico GONZALEZ, *et al.* (2013).

No nordeste brasileiro, tal fenômeno tem influenciado o regime pluviométrico da região ocasionando secas severas, afetando a recarga dos corpos hídricos, como também em sua qualidade. Nota-se que nos últimos 04 anos, apresentados na Figura 5-2, o referido fenômeno pode ter atuado, interferindo na pluviometria de Fortaleza-CE.

Figura 5-2 Precipitação no município de Fortaleza – CE nos anos 2000 a 2015.



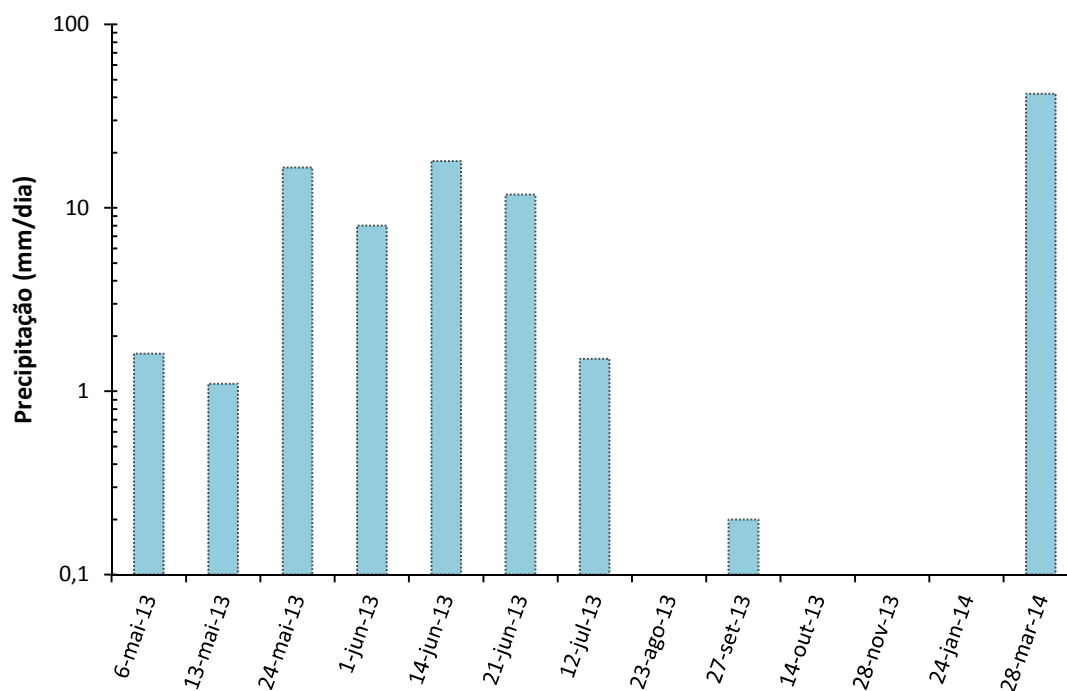
Fonte: FUNCEME (2016)

5.1.3. Precipitação no período estudado (maio 2013 a março 2014)

A Figura 5-3 apresenta a precipitação do município de Fortaleza –CE no período de realização deste estudo. Os dados foram fornecidos pela Estação Meteorológica do Campus do Pici (posto da FUNCEME). Nota-se na referida figura, que nos meses de maio a julho de 2013 e março de 2014 são caracterizados como período chuvoso, e nos meses de agosto de 2013 a janeiro de 2014 são considerados como período seco.

As etapas distintas podem ter influenciados os parâmetros analisados, visto que no período chuvoso pode ocorrer diluição nas concentrações dos parâmetros e incremento na vazão, como também, o arraste de substâncias para o canal e conseqüentemente no ASA. No período caracterizado como seco, as concentrações dos parâmetros podem se elevar, já que os mesmos, sem diluição, tendem a apresenta maiores concentrações.

Figura 5-3 Precipitação em Fortaleza – CE no período de maio de 2013 a março de 2014.



Fonte: FUNCEME (2016)

5.1.4. Velocidade do vento (m/s) no período estudado (maio 2013 a março 2014)

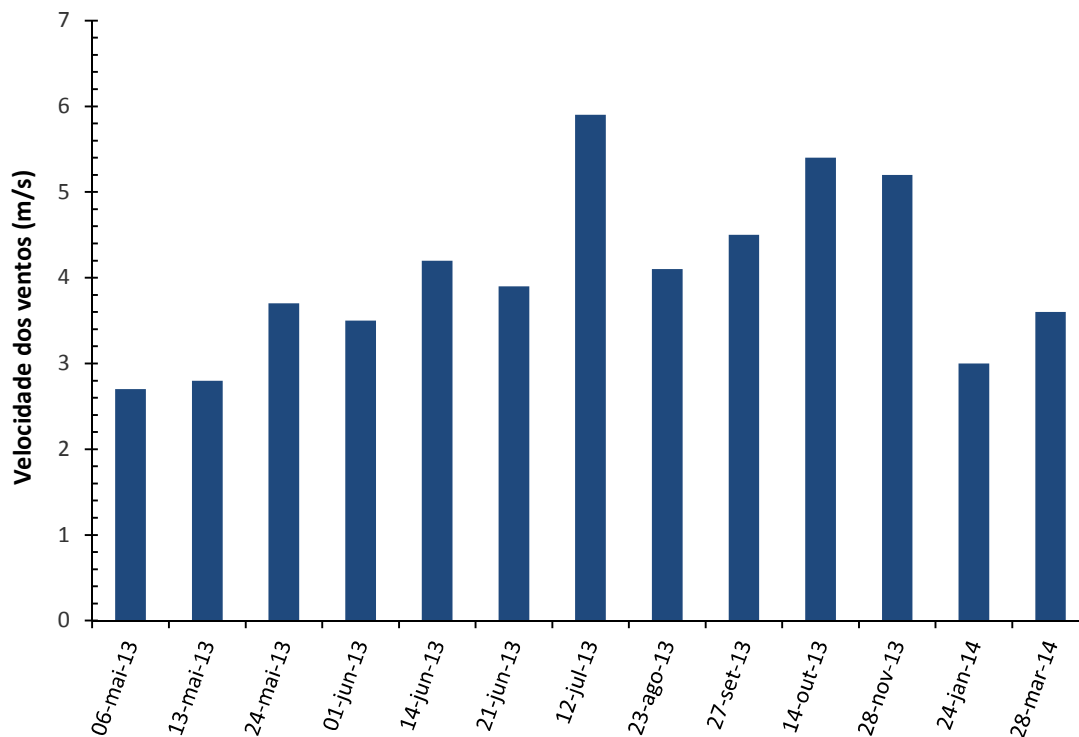
A Figura 5-4 expressa os valores médios da velocidade dos ventos de 10 dias antes e do dia da coleta das amostras. A velocidade do vento pode influenciar na qualidade da água, em especial, na questão da ressuspensão do fósforo nos recursos hídricos estudados.

Sperling (1993) relata sobre as influências climatológicas que são pouco discutidas no processo de eutrofização, embora não gerenciáveis atuam de maneira decisiva na qualidade da água em reservatórios, sendo que, a ocorrência dos ventos tem enorme significado no estudo da eutrofização.

Oliveira (2001) cita que a ação dos ventos no açude Santo Anastácio e em reservatórios de pequena profundidade pode interferir no processo de deposição de nutrientes nos sedimentos ou promover o aporte daqueles que estavam confinados nos substratos mais profundos.

Dados anemométricos mostraram a predominância de ventos moderados com velocidade média de 4,29 m/s e variações entre 2,7 a 5,9 m/s. Valores próximos aos monitorados por Oliveira 2001 para o ASA.

Figura 5-4 Velocidade dos ventos em Fortaleza – CE no período de maio de 2013 a março de 2014.



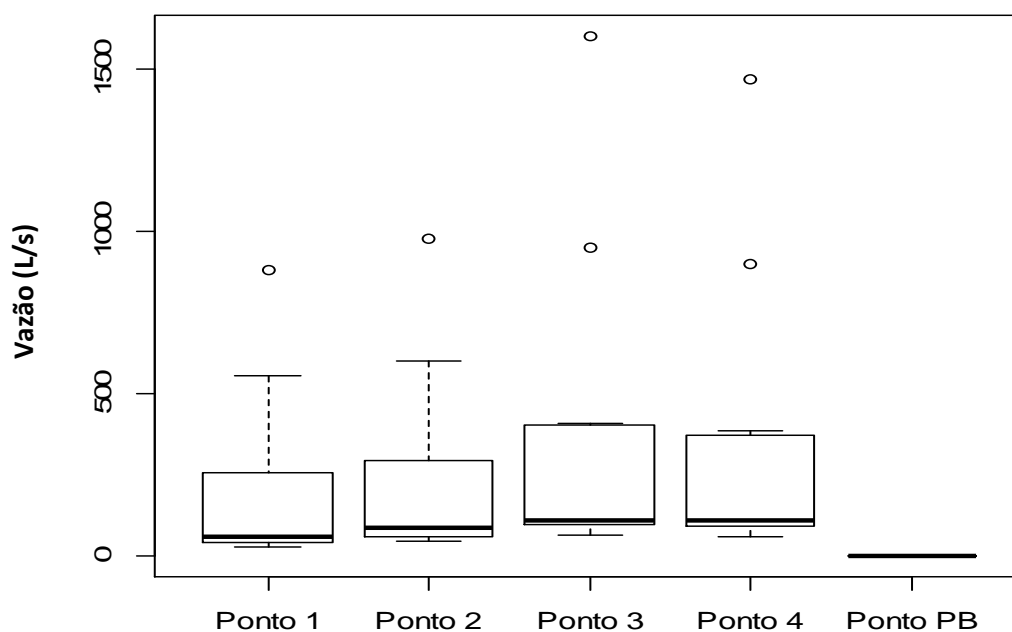
Fonte: FUNCEME (2016)

5.2. Estudo Experimental

5.2.1. Vazão

A Figura 5-5 apresenta o diagrama de caixa do parâmetro vazão no canal afluente ao ASA. Avaliando a referida figura, tem-se uma distribuição assimétrica negativa, ou seja, com valores mais próximos do valor mínimo, em sua maioria, mas com uma boa variabilidade, atribuída às chuvas, contribuindo para aumento da vazão (maio 2013 a julho 2013 e março 2014). Durante o período de estiagem (agosto 2013 a janeiro de 2014) o canal foi praticamente perenizado por esgotos clandestinos. Destacam-se também os baixos valores e a variabilidade dos valores do ponto PB e a presença de outliers nos demais pontos.

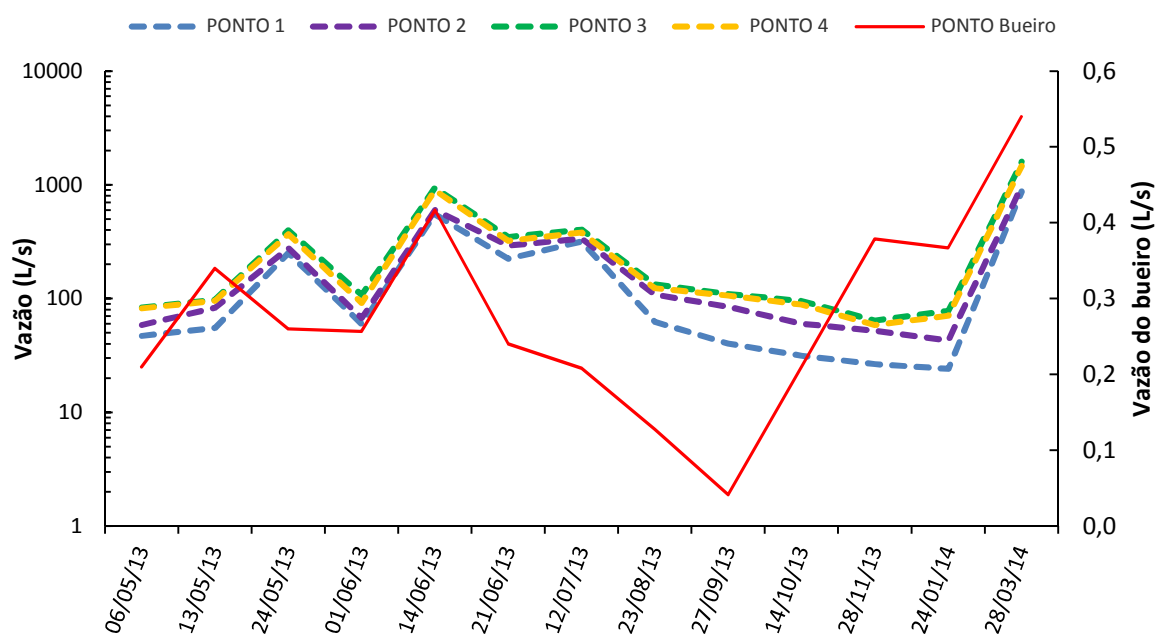
Figura 5-5 Diagrama de caixa das medidas de vazão nos pontos amostrais.



Fonte: Autor (2016)

Observando a Figura 5-6 com a distribuição espaço temporal, verificou-se um incremento da vazão ao longo da extensão do canal (P1 ao P3). Tal acréscimo ocorre devido o lançamento difuso de esgotos ao longo da extensão do canal. Vale salientar que o ponto P1 recebe água da lagoa da Parangaba, o que mantém uma baixa vazão no canal ao longo do ano, mesmo no período de estiagem. Percebe-se também que no ponto P4 a vazão foi consistentemente menor que em P3, fato esse atribuído a evaporação já que não há outra forma de consumo de água no reservatório.

Figura 5-6 Comportamento espaço temporal da vazão.



Fonte: Autor (2016)

Foi possível verificar que houve variações de vazão ao longo do monitoramento considerando a sazonalidade (período seco e chuvoso, Figuras 5-3 e 5-6), o que pode ter influenciado nos demais parâmetros monitorados, já que podem ocorrer diluições, diminuição ou incremento nas concentrações dos parâmetros, devido à variação da vazão. O fato curioso é que ao longo do canal de drenagem, percebe-se um incremento na vazão, até mesmo no período de estiagem, o que indica a constante presença de esgoto, através de ligações clandestinas (Figura 5-7), na rede de drenagem de águas pluviais, influenciando assim na qualidade da água.

Notam-se picos de vazão nos meses mais chuvosos e uma leve diminuição nos valores de DBO nas datas das maiores chuvas (maio, junho 2013 e março de 2014); nesse período a chuva pode ter contribuído para diminuição da concentração da DBO por diluição.

Figura 5-7– Lançamento de esgotos no canal.



Fonte: Autor (2016)

Analisando a Tabela 5-1, observa-se a forte correlação entre os valores, o que pode ser explicado pelo incremento de vazão ao longo dos pontos do canal (P1 ao P3). No P4, apesar da vazão levemente menor que em P3, percebeu-se também uma forte correlação, atribuída à evaporação da água no reservatório. Já no Ponto PB, existe correlação, no entanto, com menor intensidade comparada aos demais pontos, visto que a vazão do PB era bem inferior aos demais pontos da pesquisa.

Tabela 5-1 Tabela de correlação dos valores de vazão entre os pontos amostrais.

	PONTO 1	PONTO 2	PONTO 3	PONTO 4	PONTO PB
PONTO 1	x				
PONTO 2	0,9980	x			
PONTO 3	0,9925	0,9944	x		
PONTO 4	0,9932	0,9948	0,9998	x	
PONTO PB	0,6370	0,6266	0,6603	0,6584	x

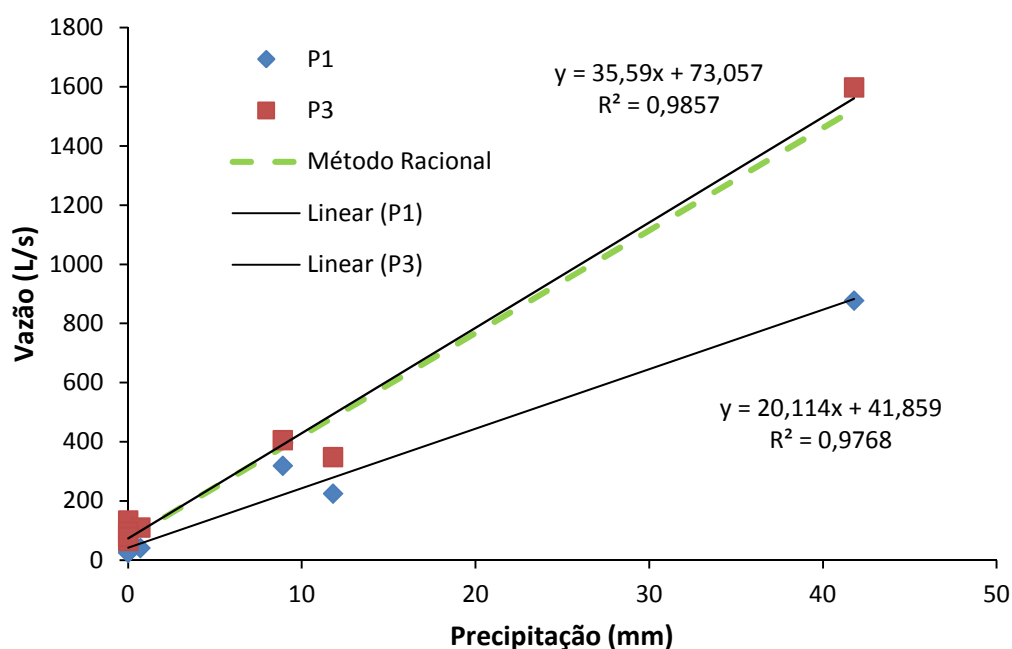
Fonte: Autor (2016)

5.2.1.1. Transformação chuva-vazão

A Figura 5-8 mostra um ajuste dos dados de vazão (L/s) obtidos nos pontos P1 e P3 com relação aos dados de chuva (precipitação em mm) obtidos na Estação Meteorológica do Centro de Ciências Agrárias da Universidade Federal do Ceará. Em ambos os casos pode-se observar um excelente ajuste com um coeficiente de determinação superior a 0,97. Logo, pode-se utilizar as

equações empíricas ajustadas para se transformar chuva em vazão. Como forma de verificação, também foi ajustado um coeficiente de run-off de 0,75, utilizando-se o método racional para estimativa da vazão no ponto P3. Tal valor é condizente com o tipo de cobertura do solo na área de estudo, caracterizada por uma área residencial com múltiplas unidades conjugadas (TUCCI *et al.* 1995).

Figura 5-8 Ajuste dos dados de vazão com relação aos dados de chuva



Fonte: Autor, (2016)

5.2.2. Avaliação da matéria orgânica nas águas.

Os parâmetros estudados para avaliar o teor de matéria orgânica, bem como sua variação espacial e sazonal, foram: DBO, DQO e OD.

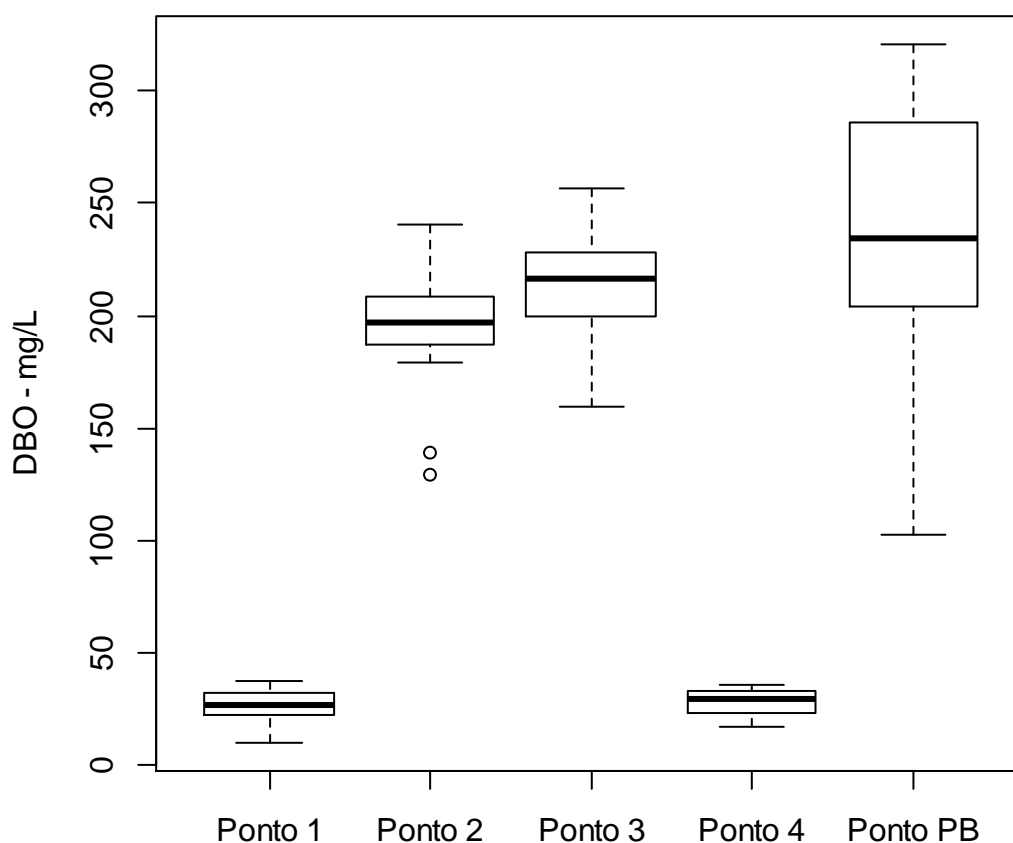
5.2.2.1. Demanda Bioquímica de Oxigênio

A Figura 5-9 apresenta o Diagrama de caixa do parâmetro DBO total nos pontos amostrais, sendo P1, P2 e P3 pontos no canal, PB é o ponto no bueiro que deságua no canal e P4 na saída do açude Santo Anastácio.

Observando as Figuras 5-9 e 5-10, no tocante ao parâmetro DBO, verifica-se uma baixa variabilidade nos valores dos diversos pontos. Os valores médios de DBO foram de 26,8 mg/L em P1, de 193,8 mg/L em P2, de 213,7 mg/L em P3 e de 27,9 mg/L em P4. Já o ponto PB, apresentou o maior valor, com média de

233,9 mg/L. Nota-se uma menor variabilidade nos pontos P1 e P4, já que se tratam de pontos a jusante de represas; isso ocorre devido ao efeito de reservatório, que absorve as oscilações. O aumento nos valores de DBO observados nos pontos P2 e P3 comprovam que o canal recebe em demasia matéria orgânica ao longo do seu percurso, atribuído principalmente ao lançamento de esgotos e resíduos sólidos, com valores comparados a esgoto bruto, evidenciados com o resultado da DBO no ponto PB. Isso é comprovado nos valores de oxigênio dissolvido, que mostram baixos valores nos pontos P2 e P3 que estão no canal, o que sugere uma elevada contribuição antrópica.

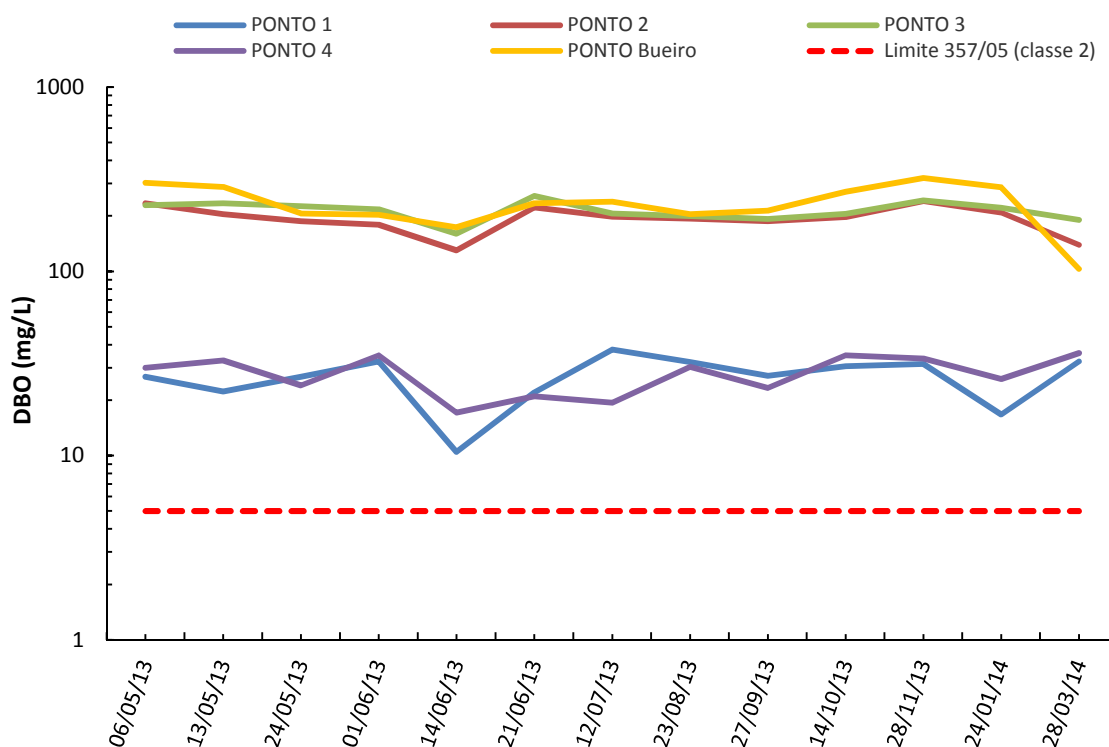
Figura 5-9 Diagrama de caixa das medidas de DBO nos pontos amostrais.



Fonte: Autor (2016)

Comparando os resultados com a Resolução 357/05 do CONAMA que estabelece, para a classe 2, um limite de até 5 mg/L, observou-se que todos os pontos apresentaram valores fora dos padrões, o que indica que a lagoa da Parangaba também recebe esgotos domésticos, além do aporte de resíduos sólidos.

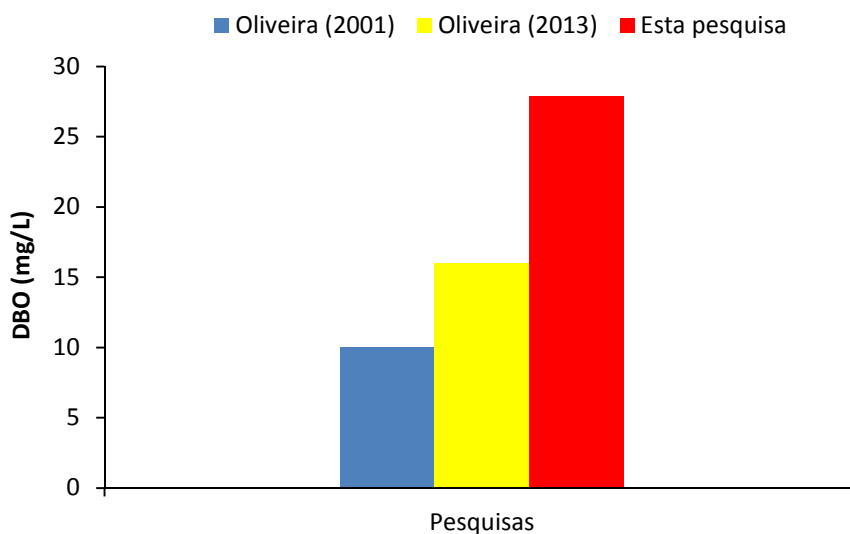
Figura 5-10 Comportamento espaço temporal da DBO.



Fonte: Autor (2016)

O ponto 04 (saída do ASA) também foi estudado por Oliveira (2001) e por Oliveira (2013). A Figura 5-11 mostra um acréscimo nos valores de DBO ao longo do tempo, sendo acrescido 60% entre a pesquisa de 2001 para o estudo 2013 e 74% desta última para o presente estudo. A contribuição de esgotos como consequência do aumento populacional (Figura 5-1), juntamente com a redução da pluviometria (Figura 5-2) podem ter contribuído para o aumento das concentrações. É evidente um aumento progressivo da matéria orgânica que é lançada no canal e que deságua no açude Santo Anastácio.

Figura 5-11 Comparação entre pesquisas realizadas no ASA para o parâmetro DBO, para medições em amostras coletadas na saída do reservatório.



Fonte: Autor (2016)

Foi possível verificar uma eficiência de remoção de DBO no ASA, de 86,8%, analisando os pontos P3 e P4, o que se aproxima das remoções obtidas em sistemas de lagoas de estabilização (JORDÃO e PESSOA, 2014; VON SPERLING, 2005). Assim, é provável que o açude Santo Anastácio esteja atuando como uma estação de tratamento de esgotos, pois recebe uma carga elevada de DBO, e ocorre a decomposição da matéria orgânica no reservatório, melhorando sua qualidade. No entanto, mesmo com a remoção, o valor de DBO do ponto P4 foi superior ao P1, o que mostra um cenário preocupante de degradação da qualidade da água.

Comparando os resultados no canal P1, P2 e P3 (pontos no canal) com os obtidos por Larentis (2004) no rio Taquari-Antas, no estado do Rio Grande do Sul, de uma grande bacia hidrográfica pouco urbanizada, os valores desta pesquisa foram bem superiores, cujos valores estão em desacordo com a legislação ambiental (limite de 5 mg/L para a classe 2), o que não ocorreu no estudo de Larentis (2004) que obteve valores entre 1,0 e 2,0 mg/L. Considerando o menor valor médio de DBO no canal (desta pesquisa) e comparado com Larentis (2004), tem-se um valor 13 vezes maior, mostrando que os esgotos de regiões urbanizadas não dotadas de rede coletora de esgoto podem repercutir diretamente nos valores de DBO.

Os valores médios de DBO obtidos na pesquisa são semelhantes aos estudados por Zeilhofer *et al.* (2010), que analisaram córregos urbanos em Cuiabá e Várzea Grande em Mato Grosso, mostrando que a qualidade da água sofre degradação e está relacionada com a taxa de urbanização sem infraestrutura de saneamento, repercutindo na diminuição nos níveis de oxigenação e em um aumento de matéria orgânica e outros poluentes.

Foi possível verificar que não houve grandes variações de DBO ao longo do monitoramento, considerando a sazonalidade (período seco e chuvoso), o que indica a constante presença de esgoto e resíduos sólidos nos pontos monitorados. Nota-se uma leve diminuição nos valores de DBO nos pontos do canal, nas datas das maiores chuvas (junho 2013 e março de 2014), atribuída à diluição do esgoto.

Comparando o resultado do ponto P4 (açude Santo Anastácio) com estudo realizado por Ayse e Selçuk (2000), em um lago raso na Turquia, percebe-se neste estudo uma DBO elevada, chegando a um valor médio 10 vezes maior, inclusive considerando as variações sazonais.

Analisando a Tabela 5-2, observa-se a fraca correlação entre os pontos, com ressalva para os pontos PB, 2 e 3 que apresentam uma correlação positiva maior entre si. Tal fato é atribuído às maiores concentrações de DBO serem obtidas nestes pontos, atribuídos a presença de esgotos e resíduos sólidos. Vale salientar que o ponto PB verte para o canal e que na sequência da trajetória do canal são os pontos P2 e P3.

Tabela 5-2 Tabela de correlação dos valores de DBO entre os pontos amostrais

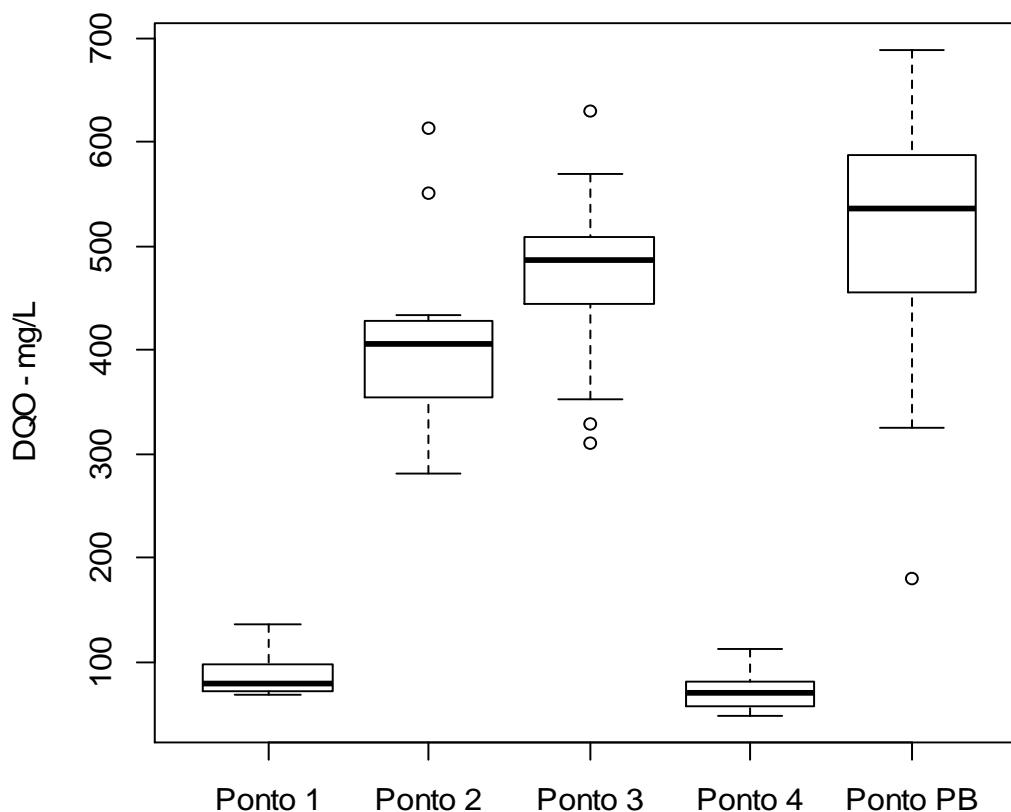
	PONTO 1	PONTO 2	PONTO 3	PONTO 4	PONTO PB
PONTO 1	x				
PONTO 2	0,2081	x			
PONTO 3	0,1442	0,8308	x		
PONTO 4	0,4580	0,1464	0,2071	x	
PONTO PB	-0,0531	0,8726	0,6200	0,1113	x

Fonte: Autor (2016)

5.2.2.2. Demanda Química de Oxigênio

A Figura 5-12 apresenta o Diagrama de caixa do parâmetro DQO total nos pontos amostrais.

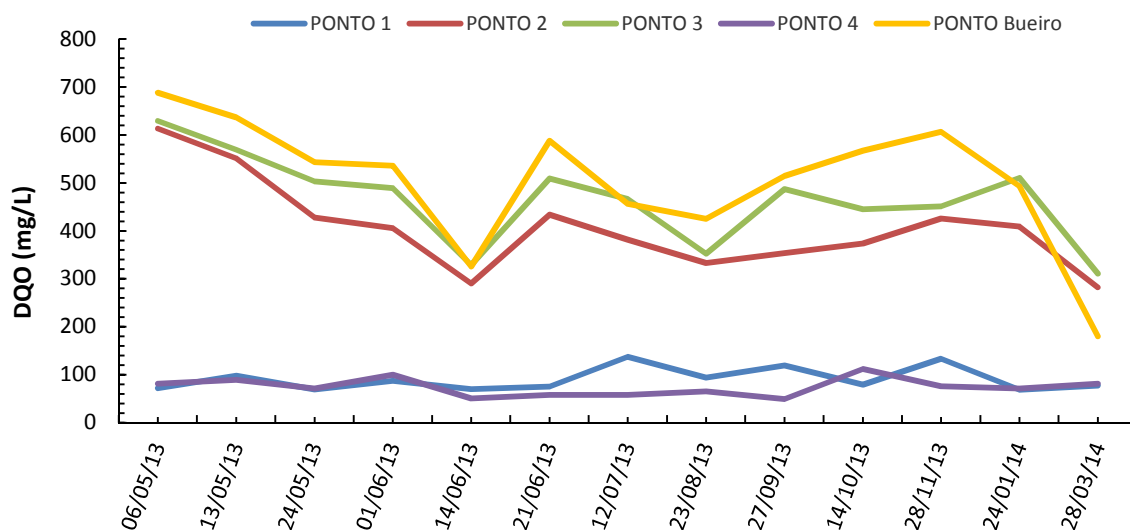
Figura 5-12 Diagrama de caixa das medidas de DQO nos pontos amostrais.



Fonte: Autor (2016)

Verifica-se, nas Figuras 5-12 e 5-13, um comportamento semelhante ao da DBO, com uma baixa variabilidade nos pontos. A relação DQO/DBO situou-se bem próxima de 2, valor típico para esgotos domésticos. Destacam-se os pontos 1 e 4, que, além de mostrar uma variabilidade muito pequena, também apresentam os menores valores. Esse fato é atribuído ao efeito reservatório, que minimiza as variações. Fazendo uma análise em relação à eficiência de remoção, considerando os pontos P3 e P4 (entrada e saída do ASA) a eficiência média de remoção foi de 83,6%. Esse resultado, assim como o obtido para DBO, é também comparável com as remoções de DQO obtidas em sistemas de lagoas de estabilização (Von Sperling, 2005; Jordão e Pessoa, 2014). O decaimento nos valores médios de DQO, assim como observado na DBO, reforça a ideia de que o açude Santo Anastácio funciona como uma estação de tratamento de esgotos.

Figura 5-13 Comportamento espaço temporal da DQO

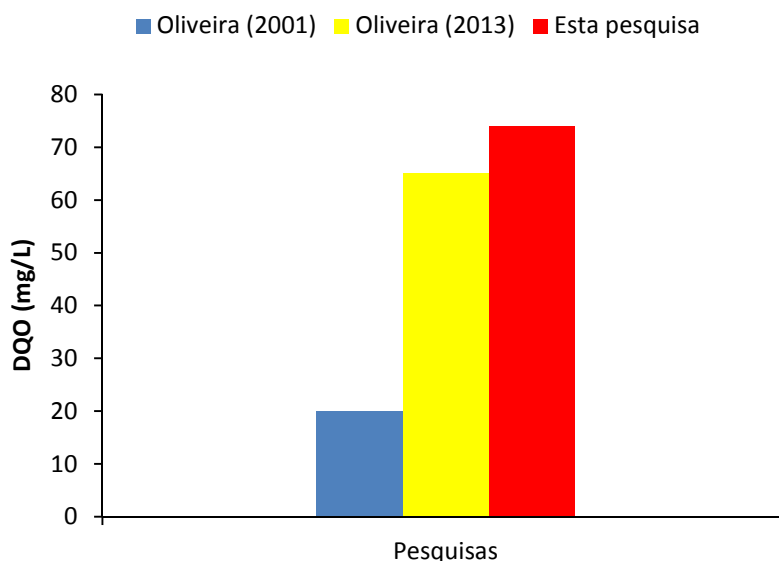


Fonte: Autor (2016)

Assim como a DBO, Figura 5-10, vale ressaltar que os pontos P1 e P4, entrada e saída respectivamente, do sistema integrado canal-reservatório, a DQO comporta-se de forma semelhante, com resultados próximos nos pontos P1 e P4, o que permite concluir que a carga orgânica lançada no sistema é parcialmente removida, o que confirma a capacidade de autodepuração do reservatório.

Conforme comentado no item anterior referente à DBO, o ponto 04 (saída do ASA) também foi estudado por Oliveira (2001) e por Oliveira (2013) no tocante ao parâmetro DQO. A Figura 5-14 mostra um acréscimo nos valores de DQO ao longo do tempo, sendo acrescidos 225% entre a pesquisa de 2001 para o estudo de 2013 e 14% desta última para o presente estudo. Percebe-se um aumento progressivo de matéria orgânica ao longo do tempo, que repercute na deterioração da qualidade da água.

Figura 5-14 Comparação entre pesquisas realizadas no ASA para o parâmetro DQO, para medições em amostras coletadas na saída do reservatório.



Fonte: Autor (2016)

Verificou-se que houve variações de DQO ao longo do monitoramento, considerando a sazonalidade (período seco e chuvoso). Nos meses de junho de 2013 e março de 2014, percebeu-se uma diminuição nos valores de DQO nas datas das maiores chuvas, tendo ocorrido uma diluição do esgoto presente no canal e no ASA.

Analisando a Tabela 5-3, observa-se um comportamento análogo com a variável DBO, apresentando para os pontos PB, 2 e 3 uma forte correlação positiva entre si. Isso ocorre devido às maiores concentrações de DQO serem obtidas nestes pontos, e estão relacionadas com a presença de esgotos e resíduos sólidos.

Tabela 5-3 Tabela de correlação dos valores de DQO entre os pontos

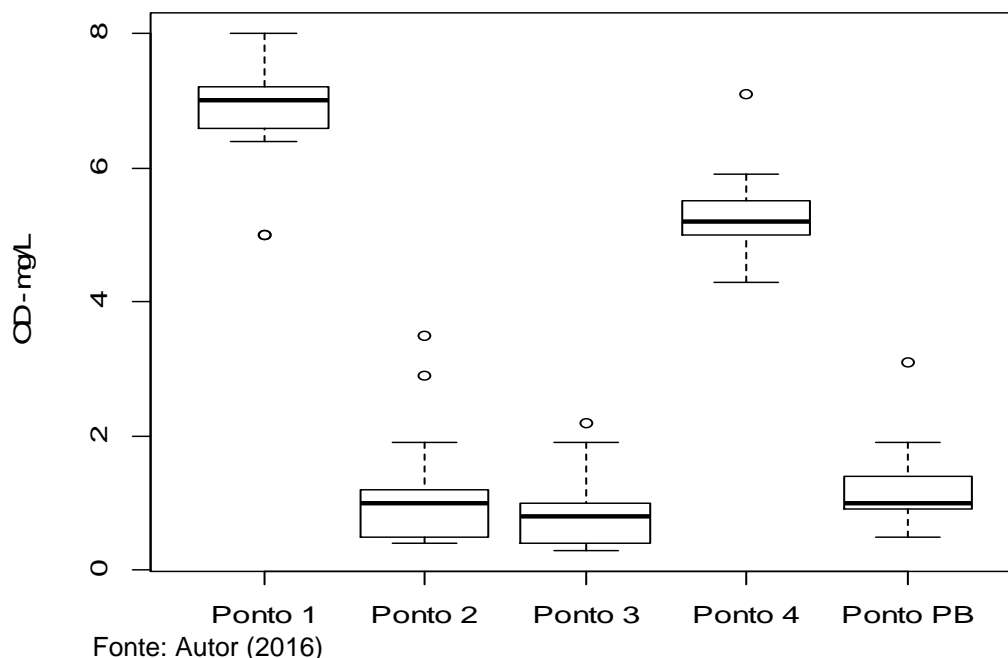
	PONTO 1	PONTO 2	PONTO 3	PONTO 4	PONTO PB
PONTO 1	x				
PONTO 2	-0,0485	x			
PONTO 3	0,0001	0,9184	x		
PONTO 4	-0,2162	0,2899	0,2013	x	
PONTO PB	0,1287	0,8420	0,8747	0,2739	x

Fonte: Autor (2016)

5.2.2.3. Oxigênio Dissolvido

A Figura 5-15 mostra o Diagrama de caixa do parâmetro OD nos pontos amostrais.

Figura 5-15 Diagrama de caixa das medidas de OD nos pontos amostrais.



Os resultados confirmam o comportamento de degradação da qualidade da água no canal ao longo de sua extensão, que se deteriora do P1 ao P3 e se recupera no P4. Os baixos níveis observados no ponto P2 e P3 são atribuídos ao lançamento de esgotos e resíduos sólidos, o que acarreta o consumo do oxigênio dissolvido pela ação dos microrganismos para degradação da matéria orgânica. Assim, quanto maior a carga de matéria orgânica, maior o número de microrganismos decompositores e, conseqüentemente, maior o consumo do gás oxigênio.

Os pontos 1 e 4 mostraram os maiores valores de OD. Isso podendo ser atribuído à fotossíntese realizada pelas algas presentes nos reservatórios. Vale salientar que os pontos citados apresentaram valores elevados de clorofila a, indicando a possibilidade de ocorrência de uma maior síntese celular por parte das algas, liberando quantidades maiores de oxigênio para o meio líquido. Um outro fator que pode estar relacionado com os valores de OD é a velocidade dos ventos, que, propicia a mistura e a oxigenação da coluna d'água, promovendo assim, um maior teor de OD. Cabe salientar que a baixa profundidade do açude

facilita a aeração desse corpo d'água pelo vento. No entanto, não foi evidenciado nesta pesquisa, que a elevação de OD está relacionada diretamente com a ação dos ventos, já que nos meses que apresentaram as maiores velocidades dos ventos, não apresentaram os maiores valores de OD. O que também não significa dizer que não ocorreu tal fenômeno.

Flores e Sorrini (2001) destacam que baixos valores de oxigênio dissolvido no fundo de mananciais se relacionam com a ressolubilização de substâncias a partir do sedimento de fundo do reservatório. Os resultados obtidos (coletas próximas à superfície) indicam que, de fato, tal fenômeno pode estar ocorrendo, já que os valores de fósforo total apresentaram grande variação, como será melhor discutido no subitem 5.2.3.2.

Com relação à análise do diagrama de caixa (Figura 5-15) verifica-se uma baixa variabilidade nos pontos, mas uma grande variabilidade entre os pontos. Com destaque também para a presença de outliers.

Comparando os resultados com os padrões estabelecidos pela Resolução CONAMA 357/05 para águas doces classe 2, que não deve ser inferior a 5,0 mg/L de OD, os pontos P2, P3 e PB estão fora dos padrões, com valores bem reduzidos; os valores dos demais pontos (P1 e P4) atendem à legislação ambiental em seus valores médios. Nota-se que no P4 em duas campanhas os valores foram abaixo do que preconiza a legislação.

Correlacionando estes resultados com o parâmetro clorofila a, que será apresentado posteriormente, verifica-se que os pontos em desacordo com o limite para OD, estão de acordo perante a referida legislação no tocante à clorofila a. Isso porque quanto menor a quantidade de algas menor a atividade fotossintética e, conseqüentemente, menores valores de OD, somando-se a isso o consumo do oxigênio para a degradação da matéria orgânica. Já os valores nos pontos P1 e P4, que atenderam a legislação em relação ao OD, não atendem quanto ao parâmetro clorofila a, o que é explicado pelo fato de que quanto maior o número de algas maior a atividade fotossintética e maiores serão os valores de OD.

Os resultados médios de OD obtidos na presente pesquisa no ponto P4 (5,33 mg/L) apresentaram valores próximos aos obtidos por Oliveira (2013), cujo valor foi de 4,87 mg/L. Foi observado também um comportamento semelhante entre as pesquisas, onde foi perceptível a recuperação da qualidade dentro do

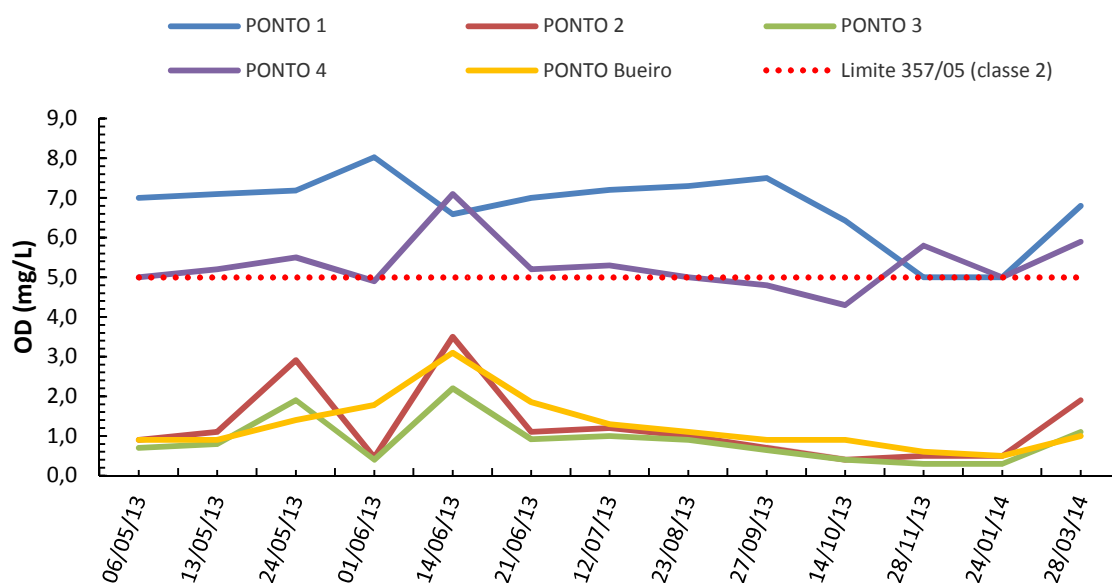
reservatório, nesse caso, tendo ocorrido a elevação dos níveis de OD. Esse resultado reforça a ideia de que o ASA funciona como uma estação de tratamento de esgotos via lagoa de estabilização, já que no efluente final do referido sistema geralmente apresentou maiores valores de OD e de clorofila a, ambiente semelhante ao supracitado sistema de tratamento de efluentes.

Comparando os resultados obtidos no açude Santo Anastácio (P4) com os de Ruley e Rusch (2004), que monitoraram um lago hipereutrófico subtropical urbano, localizado em Baton Rouge, Louisiana Estados Unidos, os resultados foram próximos, sendo que o valor médio de 5,33 mg/L foi superior aos obtidos pelos autores citados (4,58 mg/L).

Em estudos realizados por Macedo (2011) em um córrego urbano em Belo Horizonte e na pesquisa de Araújo e Duarte (2014) em um rio urbano em Sobral, Ceará, os resultados foram semelhantes, com baixos valores de OD (abaixo de 5,0 mg/L), em desacordo com a legislação ambiental, assim como nos pontos P2 e P3 desta pesquisa. Mostra-se assim, que em áreas urbanas não dotadas de infraestrutura de saneamento adequada, os canais, rios e reservatórios acabam recepcionando os esgotos e resíduos sólidos, comprometendo a qualidade da água e limitando seus usos.

A Figura 5-16 mostra a variação espaço temporal do parâmetro OD. É notória a diferença dos pontos P1 e P4 (valores superiores) para os pontos P2, P3 e PB (valores inferiores). Nestes últimos, também eram perceptíveis maus odores, caracterizando a presença de esgotos. A Figura 5-17 mostra os locais próximos aos pontos de coleta, P2 e P3, respectivamente.

Figura 5-16 Comportamento espaço temporal do OD



Fonte: Autor (2016)

Figura 5-17 Visualização de lixo e esgoto no canal nos pontos P2 (a) e P3 (b), respectivamente.



Fonte: Autor (2016)

Verificou-se que houve variações de OD ao longo do monitoramento, considerando a sazonalidade (período seco e chuvoso). Nos meses de maio e junho de 2013 (em uma das campanhas) e em março de 2014 (período chuvoso) percebeu-se uma elevação nos valores de OD, provavelmente devido a uma maior vazão e turbulência na água, o que pode ter promovido acréscimos nos valores de OD (Figura 5-3). A ação dos ventos também pode ter contribuído para elevação dos níveis de OD, este com menor intensidade (Figura 5-4).

Analisando a Tabela 5-4, observa-se uma correlação positiva com força significativa entre os pontos, com exceção do ponto 1 que apresenta uma fraca correlação com os outros pontos, já que no P1 determinou-se o maior valor obtido e bem diferente dos demais pontos.

Tabela 5-4 Tabela de correlação dos valores de OD entre os pontos

	PONTO 1	PONTO 2	PONTO 3	PONTO 4	PONTO PB
PONTO 1	x				
PONTO 2	0,1500	x			
PONTO 3	0,2644	0,9827	x		
PONTO 4	-0,1919	0,7913	0,7205	x	
PONTO PB	0,3592	0,6888	0,7227	0,6315	x

Fonte: Autor (2016)

5.2.3. Avaliação do teor de nutrientes e clorofila a

Para avaliar a poluição do ASA por nutrientes foram realizadas as análises de nitrogênio total, fósforo total, ortofosfato e clorofila a.

5.2.3.1. Nitrogênio total

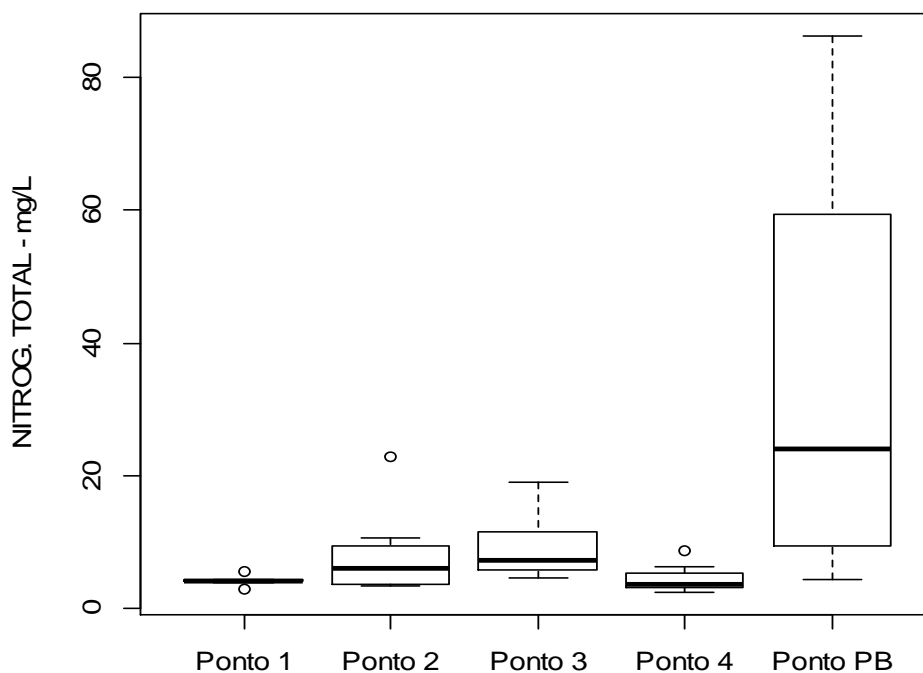
A Figura 5-18 apresenta o diagrama de caixa do parâmetro Nitrogênio Total (NT). Pode-se constatar, nos resultados das análises, um teor de nitrogênio total elevado, se comparado com a Resolução CONAMA 357/05, onde é estabelecido que as concentrações para classe 2 não devem ultrapassar 1,27 mg/L para ambientes lênticos e 2,18 mg/L para ambientes lóticos.

Todos os pontos apresentaram valores acima dos estabelecidos na Resolução do CONAMA 357/05 para classe 2. Fato este, atribuído ao lançamento de esgotos e resíduos sólidos no canal, sem tratamento, que, posteriormente, deságuam no açude Santo Anastácio.

A Figura 5-17 demonstra uma grande variabilidade no comportamento dos pontos. Com destaque para o ponto 1 e 4, com uma variabilidade pequena, fato esse atribuído ao efeito reservatório, que minimiza as oscilações dos valores. Percebe-se também a presença de outliers nos pontos 1, 2 e 4. No ponto PB nota-se uma grande variação nos valores, provavelmente, porque neste ponto, devido a presença de esgotos, a concentração pode variar com elevada

intensidade, principalmente dependendo da utilização dos banheiros pela comunidade contribuinte, já que a rede de drenagem é utilizada de forma clandestina pela população para lançamento de esgotos.

Figura 5-18 Diagrama de caixa das medidas de Nitrogênio Total nos pontos amostrais.



Fonte: Autor (2016)

O acréscimo das concentrações ao longo do tempo também é percebido no parâmetro nitrogênio total quando comparado com pesquisas realizadas por Oliveira (2001) e por Oliveira (2013) no ASA. A Figura 5-19 mostra um aumento nos valores de NT ao longo do tempo, sendo acrescido 80,3% entre a pesquisa de 2001 para o estudo 2013 e 29,3% desta última para o presente estudo. O aumento progressivo de NT é preocupante e pode estar relacionado à ampliação da contribuição antrópica no canal e no reservatório.

Foi possível verificar uma eficiência de remoção de NT no ASA, de 38,4%, analisando os pontos P3 e P4, valor este, um pouco abaixo das remoções obtidas em sistemas de lagoas de estabilização (JORDÃO e PESSOA, 2014; VON SPERLING, 2005).

O menor percentual de remoção de NT no ASA pode estar relacionado com o parâmetro pH, visto que em sistemas de lagoas de estabilização o principal mecanismo de remoção é a volatilização da amônia, no entanto tal fenômeno

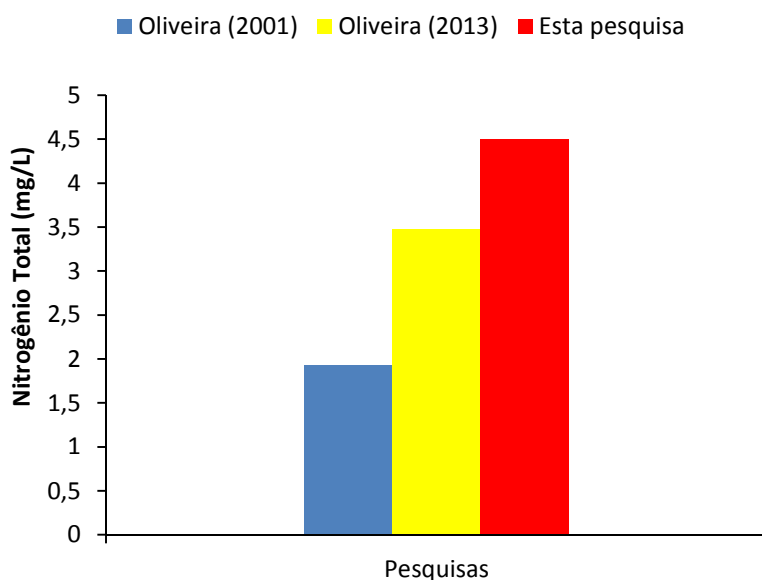
acontece em pH elevado, o que não ocorreu no ASA. Os mecanismos de remoção atuantes provavelmente foram a assimilação pelas algas, nitrificação-desnitrificação e sedimentação do nitrogênio orgânico particulado.

Os mecanismos de remoção de nitrogênio supracitados estão presentes na literatura sobre lagoas de estabilização (Von Sperling 2002; Shilton 2008; e Assunção e Von Sperling 2012), com exceção da volatilização da amônia, já que, para o açude Santo Anastácio, tal remoção não foi percebida, isso porque o pH se manteve em torno da neutralidade, e nestas condições, a amônia encontra-se na sua forma ionizada (NH_4^+), que não pode ser removida por volatilização.

Camargo-Valero e Mara, 2010; Yamamoto, 2009; Assunção e Von Sperling 2012, tem dado maior destaque à assimilação pelas algas e fitoplâncton, seguida da sedimentação ao fundo da lagoa, como principais mecanismos de remoção de nitrogênio.

A remoção obtida reforça a hipótese de que o açude Santo Anastácio esteja atuando como uma estação de tratamento de esgotos. No entanto, o valor de NT do ponto P4 foi superior ao P1, o que mostra um panorama preocupante de degradação da qualidade da água.

Figura 5-19 Comparação entre pesquisas realizadas no ASA para o parâmetro nitrogênio total, para medições em amostras coletadas na saída do reservatório.

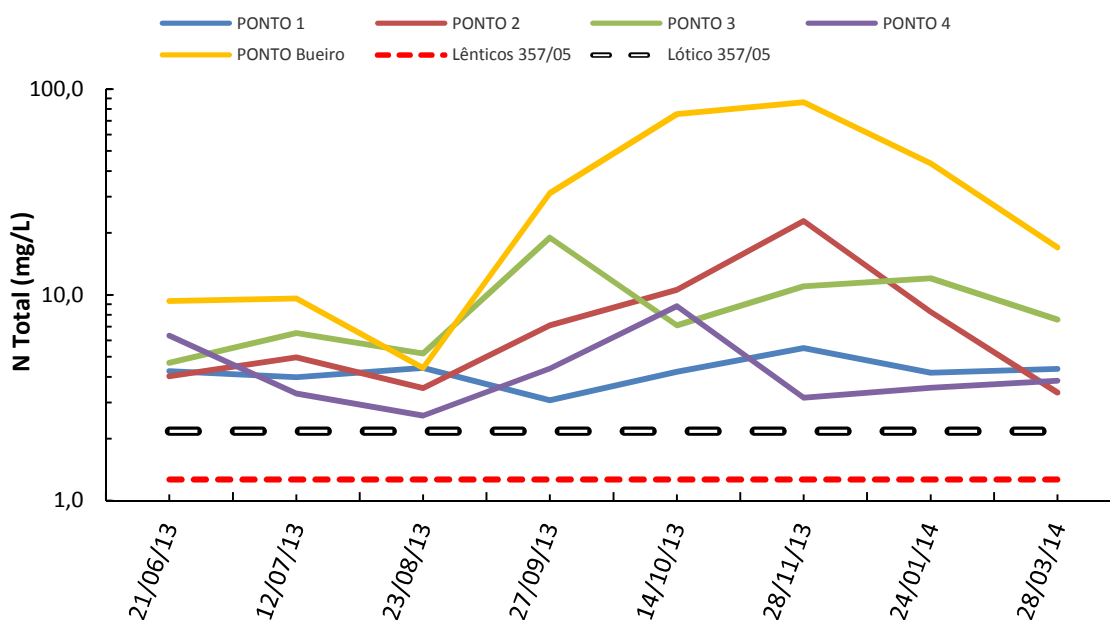


Fonte: Autor (2016)

Os resultados evidenciam a poluição do canal e do ASA por esgotos domésticos e por resíduos sólidos, compostos por detritos orgânicos e detergentes.

A Figura 5-20 apresenta a variação espaço temporal do parâmetro nitrogênio total. Pode-se observar um comportamento desuniforme durante o monitoramento, sendo que, em algumas coletas percebe-se um incremento de NT ao longo do tempo, em outras nota-se um decaimento. Isso ocorre provavelmente devido à presença de esgotos e resíduos sólidos lançados de forma pontual e difusa ao longo do canal.

Figura 5-20 Comportamento espaço temporal do Nitrogênio Total – NT



Fonte: Autor (2016)

Observando a Figura 5-20, pode se constatar que no período seco ocorreram os maiores valores de nitrogênio total, em decorrência da presença de esgotos e resíduos sólidos. Já no período de chuvas (Figura 5-3), provavelmente a maior vazão promoveu uma diluição, e conseqüentemente menores valores de nitrogênio total. Nota-se que este aumento nas concentrações médias de nitrogênio total, entre os meses de agosto de 2013 a janeiro de 2014, período este caracterizado como seco, foram obtidas as maiores velocidades dos ventos (Figura 5-4), o que também pode ter ressuspensionado o nitrogênio orgânico particulado.

Analisando a Tabela 5-5 percebe-se uma fraca correlação entre os pontos, com ressalva para o ponto 2, com o ponto PB. Percebe-se uma forte correlação positiva entre os pontos mencionados, fato esse, atribuído ao lançamento do PB no canal, que contribuiu no incremento de nitrogênio, o que influenciou na concentração de NT no P2, já que o ponto está a jusante do ponto P2.

Tabela 5-5 Tabela de correlação dos valores de NT entre os pontos

	PONTO 1	PONTO 2	PONTO 3	PONTO 4	PONTO PB
PONTO 1	x				
PONTO 2	0,6385	x			
PONTO 3	-0,4277	0,3014	x		
PONTO 4	-0,1695	-0,0094	-0,1711	x	
PONTO PB	0,4617	0,8907	0,3164	0,3318	x

Fonte: Autor (2016)

As concentrações de nitrogênio total nesta pesquisa variaram de 4,0 a 86,0 mg/L, considerando todos os pontos analisados, tais resultados foram bastante elevados em comparação aos relatados na literatura, mesmo quando comparados com os estudos desenvolvidos em regiões urbanas. Pesquisas em córregos urbanos de regiões temperadas apresentaram altas concentrações de nitrogênio total 0,39 – 4,49 mg/L (Busse *et al.* 2006); 0,53 mg/L (Cattaneo *et al.*, 1997). Nota-se claramente que os valores obtidos neste estudo são bem superiores aos relatados. Tal fato é atribuído às elevadas concentrações de nitrogênio lançadas nos mananciais estudados, provenientes de esgotos e resíduos sólidos, além de se tratar de uma região de clima equatorial, onde a temperatura e a atividade fitoplanctônica influenciam no processo.

Comparando o resultado médio obtido no P4 desta pesquisa (4,5 mg/L) com o valor médio do estudo de Bem *et al.* (2013), cujo valor foi 2,77 mg/L. Ressalta-se que o estudo citado foi realizado em um lago urbano raso em Curitiba, PR, na bacia do rio Barigui, área de intensa urbanização, industrialização e atividades agrícolas, no entanto, com uma infraestrutura de saneamento melhor quando comparada com o presente estudo.

Comparando os resultados obtidos no canal (P1, P2 e P3) com estudo realizado por Macedo *et al.* (2011), que monitoravam um córrego urbano em Belo Horizonte, os valores foram inferiores, no entanto, acima do que prevê a legislação ambiental para ambas as pesquisas. Vale ressaltar que neste estudo

citado, foram obtidos menores valores no período de chuva, situação semelhante ao presente estudo, fato esse atribuído à provável diluição ocorrida no período.

Bezerra *et al.* (2014) estudaram dois reservatórios no Rio Grande do Norte que eram utilizados para captação de água para abastecimento humano, os açudes Gargalheiras e Cruzeta sendo que os resultados do presente estudo (P4) foram 6,5 e 3 vezes superiores, respectivamente. No entanto, devido a proteção dos mananciais, já que se tratam de mananciais para abastecimento humano, o aporte de nutrientes aos reservatórios era minimizado.

5.2.3.2. Fósforo total

A Figura 5-21 apresenta o diagrama de caixa do parâmetro Fósforo Total (PT), onde percebe-se uma grande variabilidade no comportamento dos pontos. Com destaque para o ponto 1, com uma variabilidade pequena e a presença de um outlier; e o ponto bueiro (PB) com uma grande variação, já que era praticamente esgoto bruto.

Os valores médios de PT foram de 1,3 mg/L em P1, de 2,8 mg/L em P2, de 3,0 mg/L em P3 e 2,5 mg/L no P4. Uma menor variabilidade é percebida nos pontos P1 e P4, da mesma forma que ocorreu nos parâmetros DBO, DQO e NT, isso acontece devido ao efeito de reservatório, já discutido anteriormente.

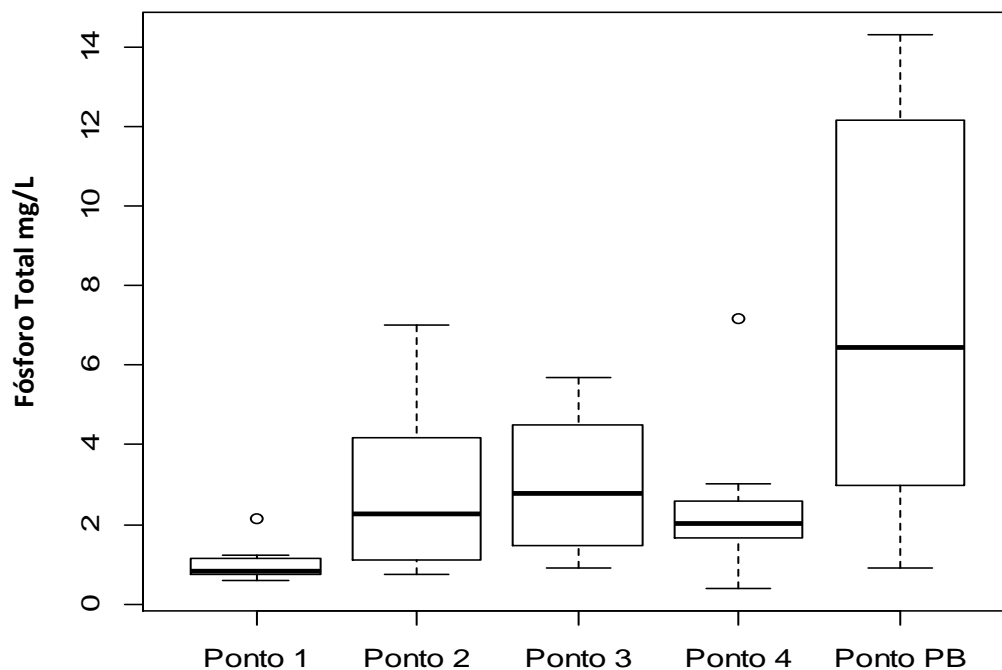
É possível constatar, nos resultados das análises, um teor de fósforo total elevado, se comparado com a Resolução CONAMA 357/05, onde é estabelecido que as concentrações de fósforo total para classe 2 devem ser de 0,1 mg/L para ambientes aquáticos lóticos e de 0,03 mg/L para ambientes lênticos.

Todos os pontos apresentaram valores acima dos estabelecidos na Resolução do CONAMA 357/05. Isso é atribuído ao lançamento de esgotos e resíduos sólidos no canal sem o devido tratamento que, posteriormente, deságua no açude Santo Anastácio.

Visualiza-se também, que a concentração média de PT no ponto P4 foi superior ao P1, o que mostra um cenário progressivo de degradação da qualidade da água. Apesar da redução na concentração média, quando compara-se o ponto P3 com o P4, essa, não é suficiente para uma melhoria da

qualidade da água. O resultado é que o P4 é superior ao ponto P1 e isso se repete em diversos parâmetros do estudo.

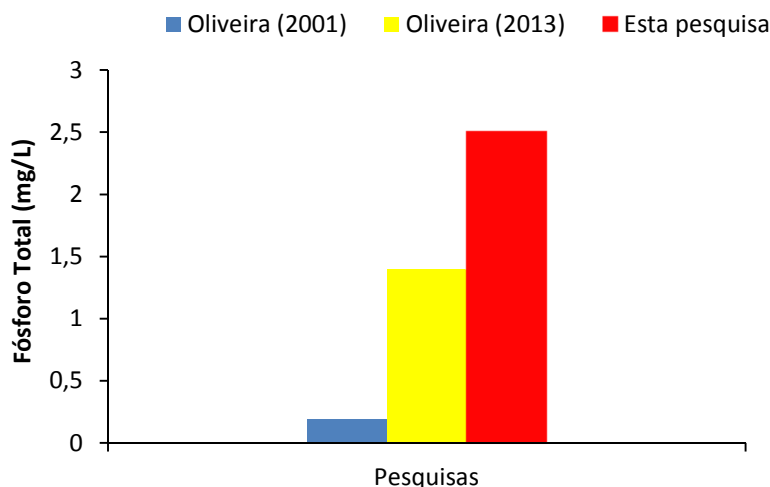
Figura 5-21 Diagrama de caixa das medidas de Fósforo Total nos pontos amostrais.



Fonte: Autor (2016)

O comportamento de acréscimo das concentrações ao longo do tempo também é percebido no parâmetro fósforo total quando comparado com pesquisas realizadas por Oliveira (2001) e por Oliveira (2013) no ASA. A Figura 5-22 mostra um aumento nos valores de PT ao longo tempo, sendo acrescido 600% entre a pesquisa de 2001 para o estudo 2013 e 79% desta última para o presente estudo.

Figura 5-22 Comparação entre pesquisas realizadas no ASA para o parâmetro fósforo total, para medições em amostras coletadas na saída do reservatório.



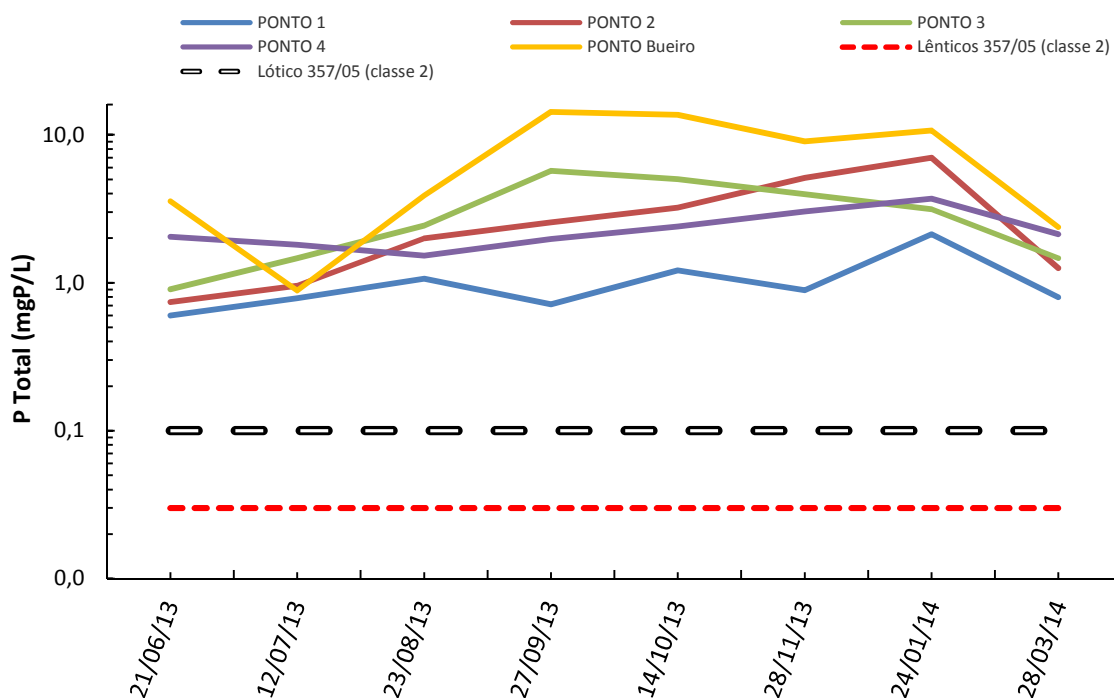
Fonte: Autor (2016)

Os resultados comprovam a poluição do canal e do ASA por esgotos domésticos e resíduos sólidos, compostos por detritos orgânicos e detergentes. O fósforo é o principal nutriente causador da eutrofização desse corpo hídrico, motivo pelo qual a concentração desse parâmetro é utilizada no cálculo do índice de estado trófico (IET).

O fósforo é considerado por diversos autores como o nutriente limitante da eutrofização (RECKHOW *et al.*, 1980; SALAS e MARTINO, 1991; TUNDISI, 2003; VON SPERLING, 2005), sendo reportado também como o limitante no ASA (OLIVEIRA, 2001).

A Figura 5-23 apresenta a variação espaço temporal do parâmetro fósforo total. Pode-se observar um aumento das concentrações de fósforo total do ponto 1 para o ponto 3 (atribuída também à presença de esgotos, detergentes e resíduos sólidos lançados de forma pontual e difusa ao longo do canal) e uma diminuição dos valores do ponto P3 ao P4, fato este atribuído à sedimentação do fósforo no reservatório e à assimilação pelo fitoplâncton presente no manancial.

Figura 5-23 Comportamento espaço temporal do fósforo total – PT



Fonte: Autor (2016)

Considerando a sazonalidade (período seco e chuvoso, Figura 5-3), percebeu-se ocorrer influência no referido parâmetro, podendo ter acontecido ressuspensão devido à ação dos ventos (Figura 5-4). Percebe-se um aumento nas concentrações médias de fósforo total, entre os meses de agosto de 2013 a janeiro de 2014, período este caracterizado como seco, e, onde foram obtidas as maiores velocidades dos ventos.

Analisando a Tabela 5-6 percebe-se uma baixa correlação entre os pontos, com ressalva para o ponto 4, com os pontos 1 e 2 e ponto 1 com ponto 2, que apresentam uma maior correlação positiva entre si. Para o ponto PB com ponto 3 houve uma forte correlação positiva.

Tabela 5-6 Tabela de correlação dos valores de Fósforo Total entre os pontos

	PONTO 1	PONTO 2	PONTO 3	PONTO 4	PONTO PB
PONTO 1	x				
PONTO 2	0,8142	x			
PONTO 3	0,1907	0,4778	x		
PONTO 4	0,7639	0,7603	-0,0550	x	
PONTO PB	0,3685	0,6042	0,9377	0,1484	x

Fonte: Autor (2016)

A grande variabilidade nos valores, com comportamento não uniforme dos pontos ao longo do tempo, indica a possibilidade de ocorrência de ressuspensão do fósforo no ASA e até no canal, ou a morte de algas e macrófitas que liberam o fósforo acumulado anteriormente. Isso pode explicar o aumento do fósforo ao longo dos pontos e do tempo, pois neste ambiente extremamente poluído o comportamento pode ser diferente, uma vez que normalmente haveria remoção por sedimentação. Flores e Sorrini (2001) relatam que o Oxigênio Dissolvido (OD) está relacionado com a ressolubilização de substâncias a partir do sedimento de fundo. Baixos teores, ou ausência, de OD no fundo podem acarretar esse fenômeno de ressolubilização. Tal fenômeno nesta pesquisa pode estar ocorrendo visto que nos pontos P2, P3 e PB os valores de OD foram baixos, o que pode estar contribuindo para a ressolubilização e consequente variação no comportamento do parâmetro. A vazão e a ação dos ventos também podem ter contribuído para ressuspensão do PT nos recursos hídricos em questão.

Para ocorrer uma sedimentação elevada de fósforo, a literatura sobre lagoas de estabilização (ambientes semelhantes ao açude Santo Anastácio devido à elevada carga orgânica e de nutrientes recebida) relata que a sedimentação só é efetiva com valores elevados de pH (acima de 8).

Von Sperling (2002) e Von Sperling (2005) relata que o principal mecanismo de remoção de fósforo em lagoas de estabilização é a precipitação de fosfatos em condições de elevado pH. O fosfato pode precipitar-se na forma de hidroxiapatita ou extruvita. Em lagoas de estabilização rasas, a remoção de fósforo pode ser elevada, ao passo que em lagoas facultativas e aeradas, a eficiência de remoção é mais baixa. Vale ressaltar que este tipo de remoção não é definitiva, haja vista que o fósforo pode ser ressolubilizado.

O aumento rápido e significativo do pH só é possível em lagoas de estabilização rasas, onde a luz atravessa toda a coluna líquida e, desta forma, aumentando a fotossíntese (VAN HAANDEL e LETTINGA, 1994).

Este fato, favoreceria a remoção maior de fósforo para o sedimento. No entanto, pode ser verificado no subitem 5.2.4.2 que o valor de pH ficou em torno da neutralidade e a luz provavelmente não atravessa toda a coluna líquida devido à presença de macrófitas e algas existentes no açude.

Comparando o resultado obtido no P4 desta pesquisa (2,33 mg/L) com o valor médio do estudo de Ruley e Rusch (2004), de 0,37 mg/L, constata-se que o valor foi muito superior. Ressalta-se que apesar do estudo citado ter sido realizado em um lago urbano hipereutrófico, tal lago passou por um processo de recuperação, o que melhorou a qualidade da água, fato que não ocorreu no açude Santo Anastácio.

Comparando os resultados obtidos no canal (P1, P2 e P3) com estudo realizado por Macedo *et al.* (2011), que monitoravam um córrego urbano, as condições foram semelhantes, com valores acima do que prevê a legislação ambiental para ambas as pesquisas. Situação também semelhante na pesquisa realizada por Araújo e Duarte (2014) no rio Acaraú em Sobral - CE.

Bedore *et al.* (2008) estudaram 5 (cinco) córregos urbanos em Chicago (Illinois, USA) e obtiveram valores elevados de fósforo total, variando de 0,73 mg/L a 1,5 mg/L, sendo atribuídos aos lançamentos de esgotos domésticos e industriais. Os resultados foram próximos quando comparados com os resultados obtidos no canal (P1, P2 e P3) nesta pesquisa. Isso mostra que mesmo em países desenvolvidos, os córregos localizados em áreas urbanas também podem receber lançamentos de esgotos, o que compromete a qualidade da água.

As concentrações de fósforo total nesta pesquisa (0,4 a 13,6 mg/L) foram bastante elevadas em comparação com os relatados na literatura, mesmo para aqueles localizados em regiões urbanas e desprovidas de saneamento adequado. Estudos em córregos urbanos nas regiões temperadas apresentaram altas concentrações de fósforo total 0,037-0,398 mg/L, (Busse *et al.* 2006); 0,005- 0,06 mg/L (Bourassa e Cattaneo 1998); 0,043 mg/L PT, (Cattaneo *et al.*, 1997). No entanto, percebe-se que os valores obtidos neste estudo são bem superiores aos relatados. Isso não somente por se tratar de região de clima equatorial, mas principalmente, devido as elevadas concentrações de fósforo lançadas nos mananciais provenientes de esgotos e resíduos sólidos.

Os resultados também foram superiores aos obtidos por Bezerra *et al.* (2014) nos dois reservatórios avaliados no estudo no Rio Grande do Norte. No entanto, os mesmos não se localizavam em regiões urbanas, o que minimiza o aporte de nutrientes aos reservatórios. Quando os resultados foram comparados com estudo de Zeilhofer *et al.* (2010), que analisaram córregos urbanos em

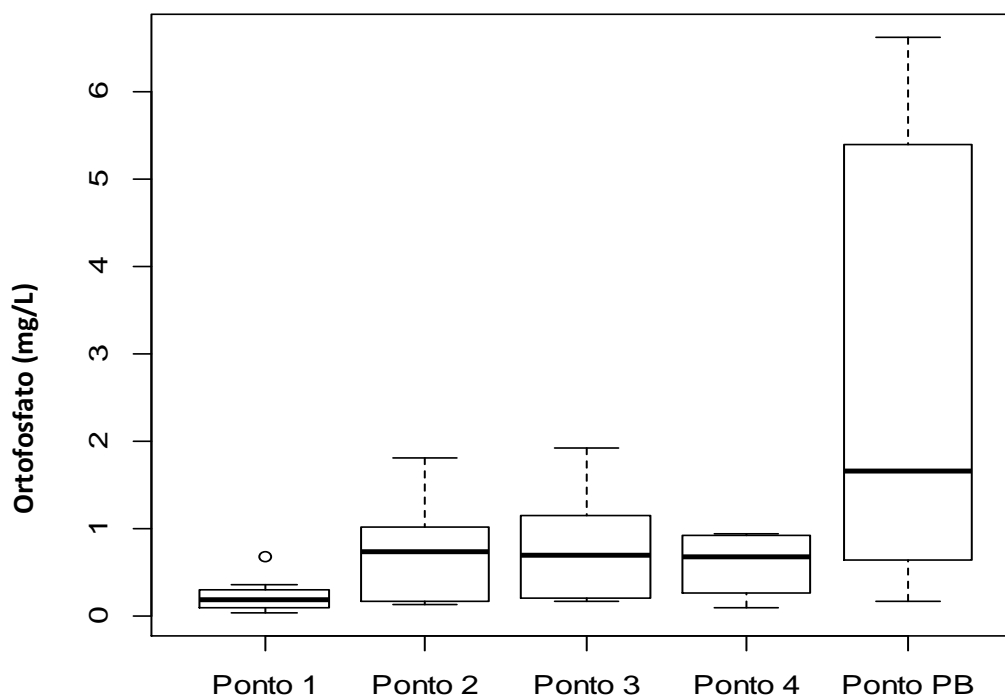
Cuiabá e Várzea Grande, em Mato Grosso, os resultados foram inferiores, com exceção do ponto PB (ponto bueiro) que foi semelhante, já que este foi o maior resultado médio obtido, onde foi percebido, através das análises, que se tratava de esgoto bruto pouco diluído.

5.2.3.3. Ortofosfato

Com relação ao ortofosfato, uma grande parte presente no canal e no ASA tem origem fecal ou é proveniente dos detergentes. Os ortofosfatos estão diretamente disponíveis para o metabolismo biológico sem necessidade de conversão.

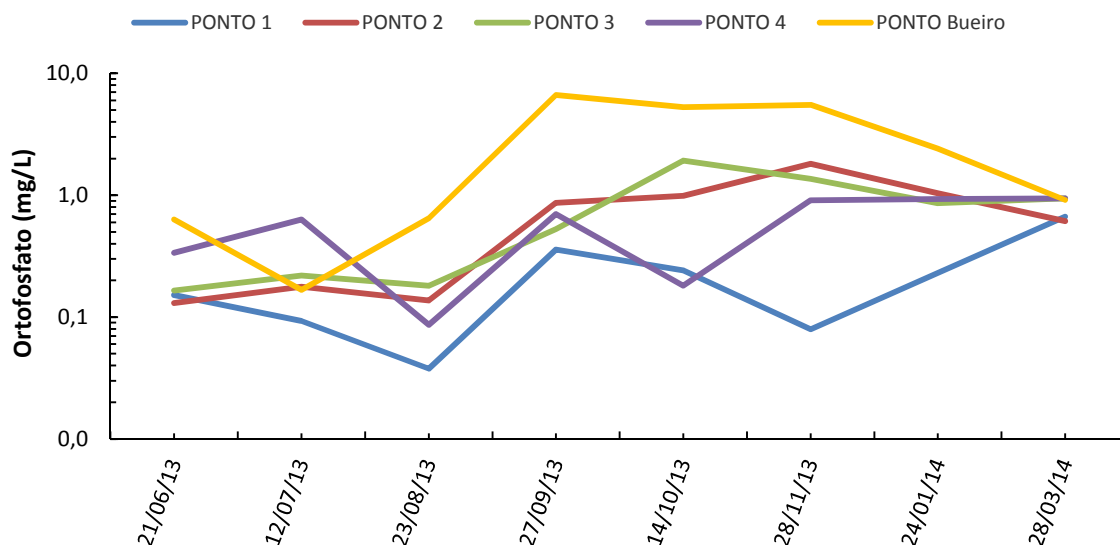
As Figuras 5-24 e 5-25 mostram que o ortofosfato teve um comportamento muito semelhante ao fósforo total, porém com a presença de menos valores discrepantes. Ao se analisar os valores médios vê-se que o P1 com os menores valores, assim como pequeno desvio padrão. Em seguida ocorre um aumento nos pontos que estão no canal (P2 e P3) e uma suave recuperação no ASA. Tal incremento no canal é esperado, pois no ponto PB foram obtidos valores elevados de ortofosfato que adentra o canal.

Figura 5-24 Diagrama de caixa das medidas de ortofosfato nos pontos amostrais.



Fonte: Autor (2016)

Figura 5-25 Comportamento espaço temporal do ortofosfato.



Fonte: Autor (2016)

Considerando a sazonalidade, assim como para o fósforo total, o ortofosfato também mostrou variações, sendo provavelmente pelos mesmos motivos, de ressuspensão devido ao aumento da vazão ou ação dos ventos.

Analisando a Tabela 5-7, observa-se a fraca correlação positiva entre os pontos, com ressalva para os pontos PB, P2 e P3 que apresentam uma maior correlação positiva entre si, já que o PB deságua dentro do canal e interfere diretamente nos pontos sequenciais da pesquisa.

Tabela 5-7 Tabela de correlação dos valores de ortofosfato entre os pontos amostrais.

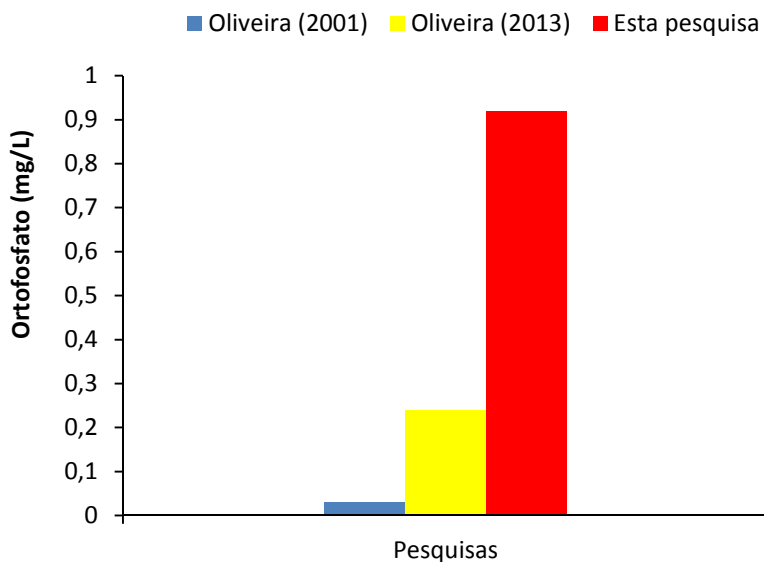
	PONTO 1	PONTO 2	PONTO 3	PONTO 4	PONTO PB
PONTO 1	x				
PONTO 2	0,0511	x			
PONTO 3	0,2243	0,7497	x		
PONTO 4	0,4569	0,5267	0,1372	x	
PONTO PB	0,0609	0,7687	0,6231	0,1571	x

Fonte: Autor (2016)

Os resultados obtidos neste estudo foram superiores ao monitoramento de Oliveira (2001) e aos de Oliveira (2013) no ponto coincidente na pesquisa (P4), conforme mostra a Figura 5-26. Desta forma, destaca-se a ideia da crescente carga de fósforo ao longo do tempo, que pode ser proveniente do aumento do número de famílias que residem às margens do canal que estão interligadas a

ele. O acréscimo foi de 700% entre a pesquisa de 2001 para o estudo de 2013 e 283% desta última para o presente estudo.

Figura 5-26 Comparação entre pesquisas realizadas no ASA para o parâmetro ortofosfato, para medições em amostras coletadas na saída do reservatório.



Fonte: Autor (2016)

Comparando os resultados obtidos no ASA com as pesquisas de Bem *et al.* (2013); Ruley e Rusch (2004), em lagos urbanos rasos eutrofizados, verificam-se concentrações superiores, mostrando sobrecarga de fósforo no reservatório.

5.2.3.4. *Clorofila a*

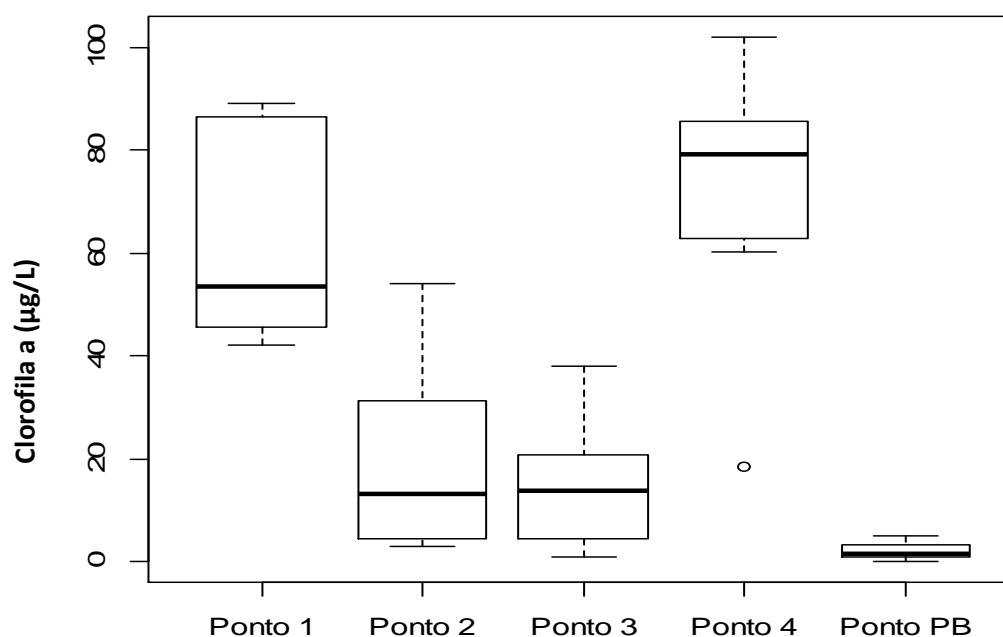
A Figura 5-27 apresenta o diagrama de caixa do parâmetro clorofila a. É possível verificar, nos resultados das análises, um teor considerável do referido parâmetro, mesmo nos pontos P2 e P3 localizados no canal, o que indica a presença de algas. Nos pontos P1 e P4 foram obtidos os maiores resultados. Comparando os resultados com a Resolução CONAMA 357/05, a qual estabelece que as concentrações de clorofila a para classe 2 devem ser de até 30 µg/L, verifica-se que os pontos P1 e P4 não atendem à legislação ambiental e os pontos P2 e P3 atendem em seus valores médios. Conforme comentado no item 5.1.2.3 sobre o parâmetro OD, estas variáveis têm correlação. Quanto maior

a concentração de clorofila são maiores os níveis de OD, sendo o inverso também válido.

Analisando a Figura 5-26 (Diagrama de caixa das medidas de clorofila a) e a Figura 5-28 observa-se uma grande variabilidade no comportamento dos pontos. Destaca-se o ponto PB, com uma variabilidade muito pequena e uma assimetria negativa, o que já era esperado por ser praticamente esgoto bruto. Um fato curioso é que, ao longo do canal, nos pontos de monitoramento foram obtidos valores relativamente altos, o que mostra que as águas vertidas da lagoa da Parangaba (próximo ao ponto P1) já contêm algas, evidenciadas na análise do ponto P1, demonstrando que boa parte destas permanecem ao longo do canal, pois encontram condições de sobrevivência no mesmo. Em toda sua extensão, o canal apresenta partes abertas (ao ar livre) e outras fechadas (por estrutura de concreto). Neste último, não é possível a passagem dos raios solares, o que pode explicar as reduções nos níveis de clorofila no canal.

No ponto P4 foram os maiores resultados obtidos, atribuídos ao excesso de nutrientes presentes no ASA. Esse comportamento de deteriorização da qualidade da água também é percebida nos parâmetros OD, DBO, DQO, NT, PT, ortofosfato solúvel. O resultado é que no P4 (saída do ASA) tem-se cerca de 13% mais Cl_a que no ponto P1.

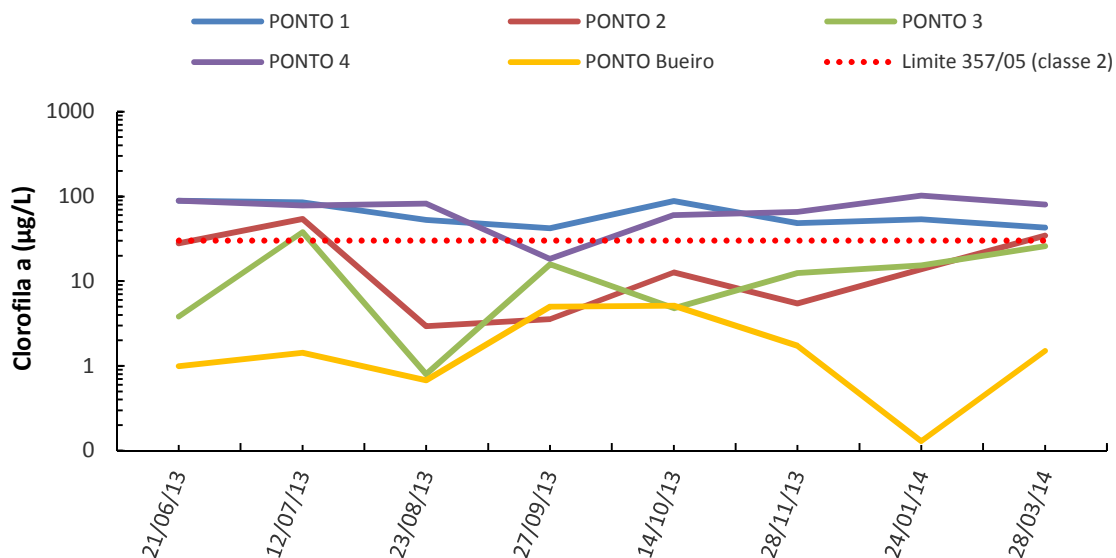
Figura 5-27 Diagrama de caixa das medidas de clorofila a nos pontos amostrais.



Fonte: Autor (2016)

Verificando a Figura 5-28 é possível observar que existem dias de monitoramento em que todos os pontos estiveram em desacordo com o que preconiza a legislação do CONAMA, com exceção do PB, que não pode ser comparado, visto que não faz parte do corpo aquático diretamente.

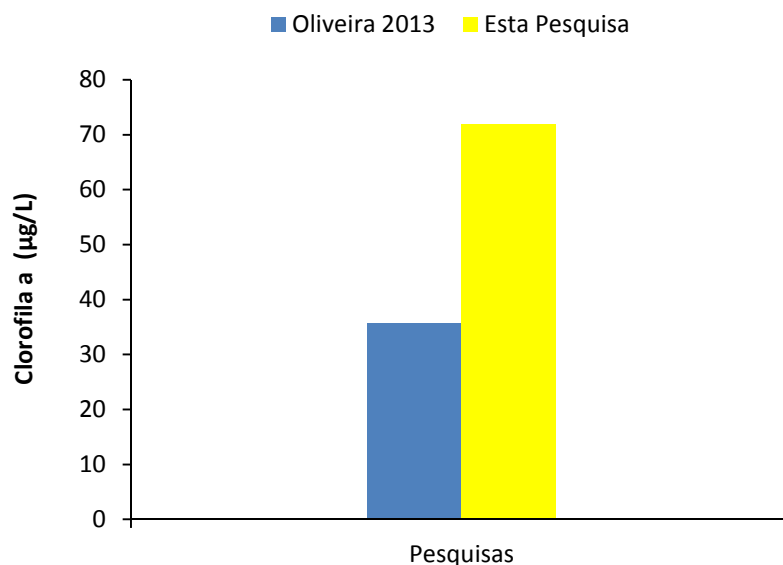
Figura 5-28 Comportamento espaço temporal da clorofila a.



Fonte: Autor (2016)

Os resultados obtidos neste estudo foram superiores ao monitoramento de Oliveira (2013) no ponto coincidente na pesquisa (P4), conforme mostra a Figura 5-29, o que reforça a verificação de elevação da concentração de clorofila a no reservatório ao longo do tempo. O acréscimo foi de 101,5% entre a pesquisa de 2013 para o presente estudo.

Figura 5-29 Comparação entre pesquisas realizadas no ASA para o parâmetro clorofila a, para medições em amostras coletadas na saída do reservatório.



Fonte: Autor (2016)

Comparando o resultado do ponto P4 (açude Santo Anastácio) com estudo realizado por Ayse e Selçuk (2000), os pesquisadores obtiveram valor médio de $6\mu\text{g/L}$ em um lago raso na Turquia, já no presente estudo percebe-se um valor de clorofila muito elevado, característico de um ambiente bastante eutrofizado, chegando a um valor médio de $72\mu\text{g/L}$.

As elevadas concentrações mostram que em ambientes urbanos o crescimento excessivo de algas ocorre de forma mais rápida, resultado concordante na pesquisa realizada por Busse *et al.* 2006 na bacia hidrográfica de Malibu Creek no sul da Califórnia. Em tal estudo, os pesquisadores relataram que a biomassa de algas aumenta com a urbanização e atingiu os níveis mais elevados nos córregos de regiões mais habitadas.

Um outro fator que deve ser considerado para os altos valores de clorofila a, é a temperatura elevada, pois esta, influencia no metabolismo dos microrganismos acelerando o processo. Isso foi observado no estudo realizado por Batista *et al.* 2013, no açude Orós, estado do Ceará, os pesquisadores descreveram que o aumento da temperatura da água mostrou-se como o fator que mais contribuiu para a produção de clorofila “a” nas águas do reservatório, juntamente com a carga de fósforo lançada no referido reservatório.

Analisando a Tabela 5-8, observa-se a fraca correlação entre os pontos, com ressalva para os pontos 2 e 3, que apresentam uma maior correlação positiva entre si. Destaca-se a correlação entre os pontos 4 e PB, que apresentam uma forte correlação negativa, ou seja, enquanto os valores de um tendem a aumentar os do outro tendem a diminuir.

Tabela 5-8 Tabela de correlação dos valores de clorofila a entre os pontos amostrais.

	PONTO 1	PONTO 2	PONTO 3	PONTO 4	PONTO PB
PONTO 1	x				
PONTO 2	0,4766	x			
PONTO 3	-0,0557	0,7561	x		
PONTO 4	0,2660	0,3647	0,0020	x	
PONTO PB	0,0730	-0,2837	-0,1077	-0,8595	x

Fonte: Autor (2016)

5.2.4. Parâmetros complementares ao estudo

5.2.4.1. Temperatura

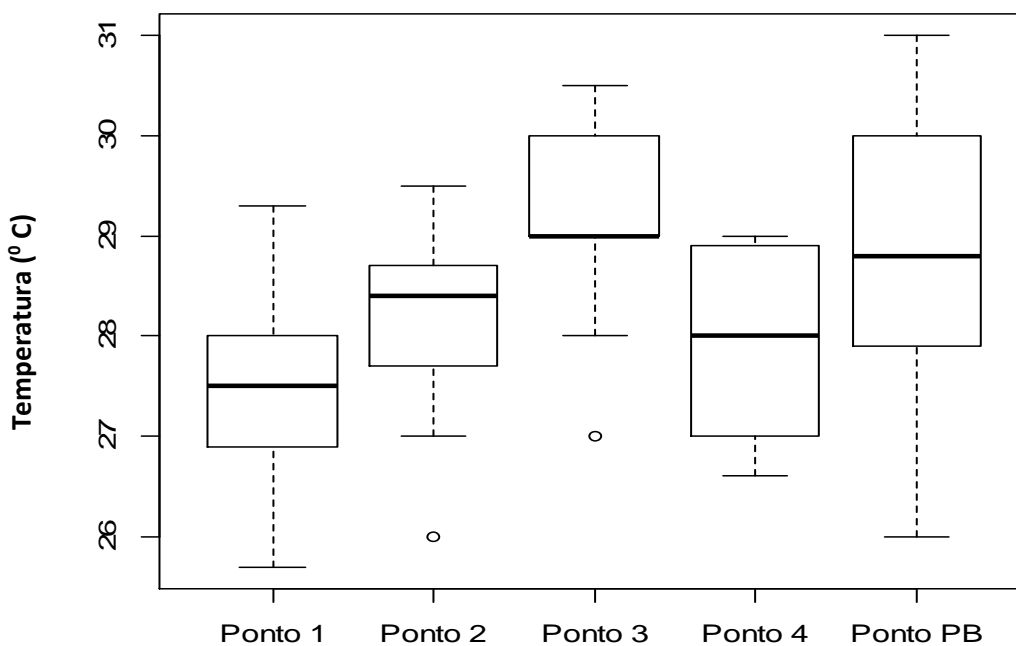
A variação da temperatura pode ser verificada na Figura 5-30 através do diagrama de caixa. Essa medida foi importante na pesquisa porque ela influencia na presença de gases dissolvidos na água, já que a solubilidade dos gases é inversamente proporcional à temperatura.

Outra contribuição relevante do estudo da variação da temperatura das águas do canal e do ASA é a sua interferência na velocidade das reações que ocorrem nesse meio aquático. A sua elevação pode acelerar algumas reações bioquímicas sucedidas nesse corpo hídrico.

Tal fator foi observado no estudo realizado por Batista *et al.* 2013, no açude Orós, estado do Ceará. Os pesquisadores descreveram que o aumento da temperatura da água mostrou-se como o fator que mais contribuiu para a produção de clorofila “a” nas águas do reservatório, juntamente com a carga de fósforo lançada no referido reservatório.

Na Figura 5-30 tem-se uma distribuição simétrica na maioria dos pontos. Com destaque para o ponto PB, com uma grande variabilidade; e o ponto 3 com primeiro quartil com valor igual à mediana, ou seja, existe uma grande quantidade de valores iguais nesse intervalo.

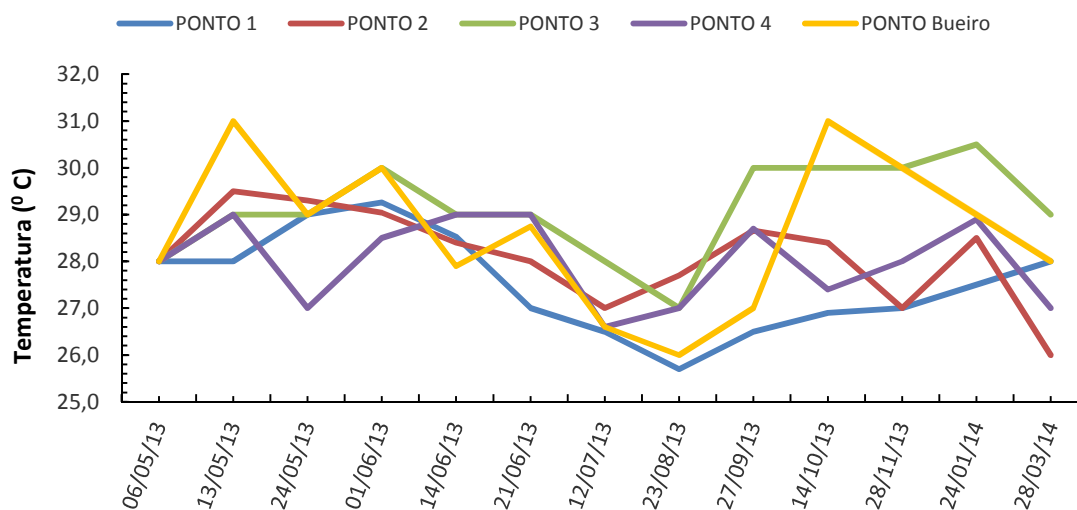
Figura 5-30 Diagrama de caixa das medidas de temperatura nos pontos amostrais.



Fonte: Autor (2016)

Na Figura 5-31 os dados mostram que em todos os pontos a temperatura é considerada ideal para a atuação dos microrganismos existentes, nos seus processos metabólicos.

Figura 5-31 Comportamento espaço temporal da temperatura.



Fonte: Autor (2016)

Analisando a Tabela 5-9, observa-se a fraca correlação entre os pontos, com ressalva para o ponto 3 e ponto PB que apresentam uma correlação positiva um pouco maior.

Tabela 5-9 Tabela de correlação dos valores de temperatura entre os pontos amostrais.

	PONTO 1	PONTO 2	PONTO 3	PONTO 4	PONTO PB
PONTO 1	x				
PONTO 2	0,4005	x			
PONTO 3	0,2937	0,2728	x		
PONTO 4	0,2420	0,5048	0,4890	x	
PONTO PB	0,4490	0,4168	0,6246	0,3439	x

Fonte: Autor (2016)

5.2.4.2. pH

A Figura 5-32 exibe o Diagrama de caixa do parâmetro pH. Todos os valores se mantiveram em torno da neutralidade e atenderam a faixa recomendada pela Resolução 357/05 do CONAMA para classe 2, a qual, estabelece valores entre 6,0 a 9,0.

Apesar da obtenção de valores consideráveis de clorofila a no canal e principalmente no ASA, que demonstra elevada população de algas, não foi observado efeito nos valores de pH. Provavelmente a taxa de produção de CO₂ pelas bactérias na decomposição da matéria orgânica foi maior do que a utilização de CO₂ pelas algas, fazendo com que a elevação do pH não fosse possível. Isso repercute diretamente na precipitação do fósforo, como relatado no item 5.2.3.2 e também na possibilidade de volatilização da amônia.

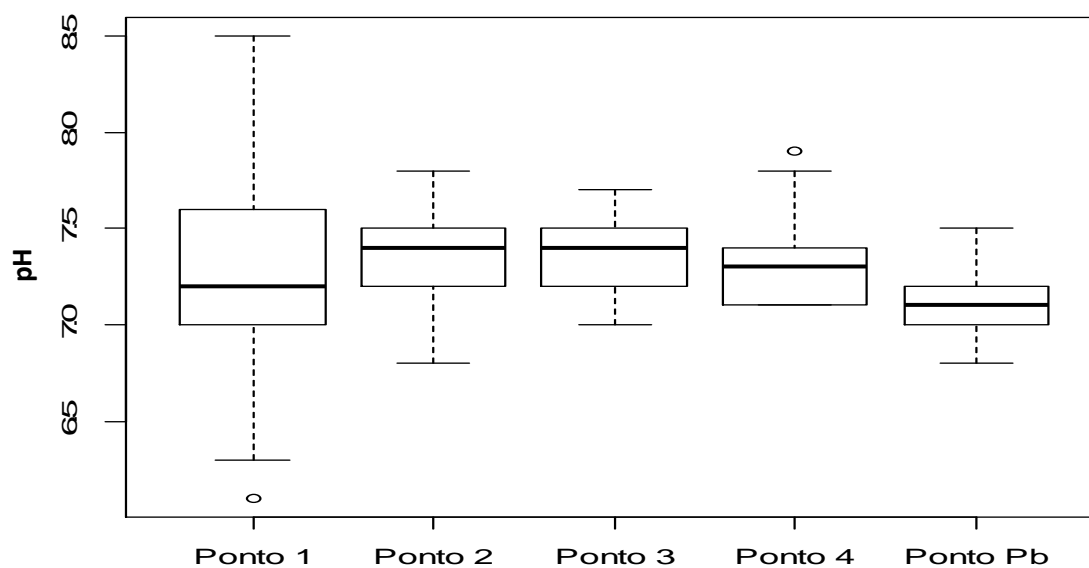
Os resultados foram próximos à neutralidade, semelhantes aos obtidos por (OLIVEIRA 2013; BEM *et al.* 2013; RULEY e RUSCH 2004), em suas pesquisas em lagos urbanos rasos eutrofizados.

Comparando os resultados obtidos no canal (P1, P2 e P3) com estudo realizado por Bedore *et al.* (2008), que avaliaram 5 (cinco) córregos urbanos em Chicago (Illinois, USA), os resultados foram próximos. Os pesquisadores obtiveram valores de pH levemente alcalinos variando de 7,4 a 7,8 em todos os pontos monitorados.

O comportamento semelhante nos resultados de pH, supracitados, em diferentes pesquisas, pode ser atribuído ao efeito tampão existente em águas com presença de esgotos.

Analisando o gráfico tipo Diagrama de caixa do parâmetro pH (Figura 5-32) verifica-se uma distribuição simétrica na maioria dos pontos. Destaca-se o ponto 1, com uma grande variabilidade; e o ponto 4 com primeiro quartil com valor muito próximo ao valor mínimo, ou seja os 25% menores valores são valores próximos ao menor valor observado.

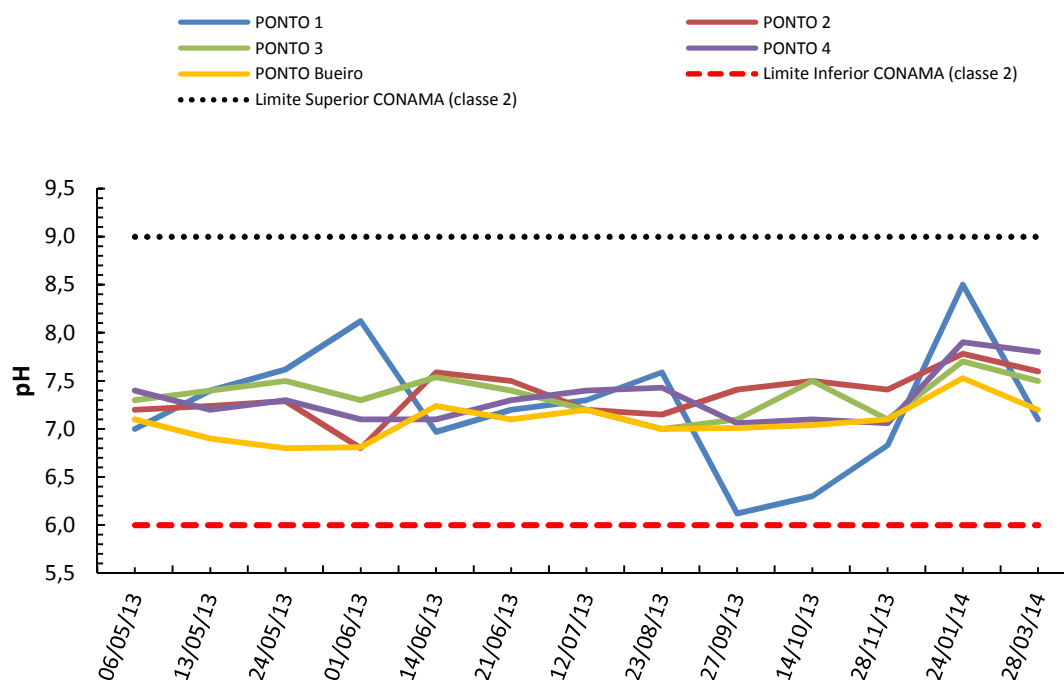
Figura 5-32 Diagrama de caixa das medidas de pH nos pontos amostrais.



Fonte: Autor (2016)

A Figura 5-33 mostra a distribuição espaço temporal do pH no período monitorado.

Figura 5-33 Comportamento espaço temporal do pH.



Fonte: Autor (2016)

Analisando a Tabela 5-10, observa-se a fraca correlação entre os pontos, com ressalva para o ponto 2 e ponto PB que apresentam uma maior correlação positiva entre si. O fato do ponto PB localizar-se antes do P2 pode explicar a correlação entre eles.

Tabela 5-10 Tabela de correlação dos valores de pH entre os pontos amostrais.

	PONTO 1	PONTO 2	PONTO 3	PONTO 4	PONTO PB
PONTO 1	x				
PONTO 2	-0,1845	x			
PONTO 3	0,3167	0,5593	x		
PONTO 4	0,5314	0,4129	0,4129	x	
PONTO PB	0,1413	0,7422	0,3854	0,6200	x

Fonte: Autor (2016)

5.2.5. Perfil diário

A Tabela 5-11 apresenta os valores obtidos no perfil diário, realizado em 03 pontos amostrais, sendo eles o P1, PB e P2, no dia 14/10/2013, nos horários de 7:30 às 18:30, avaliados a cada duas horas. Os demais pontos não foram incluídos, pois o tempo de 2 horas era o fator limitante para todas as medições e determinações em campo. Foram mensurados a vazão, pH, temperatura e oxigênio dissolvido.

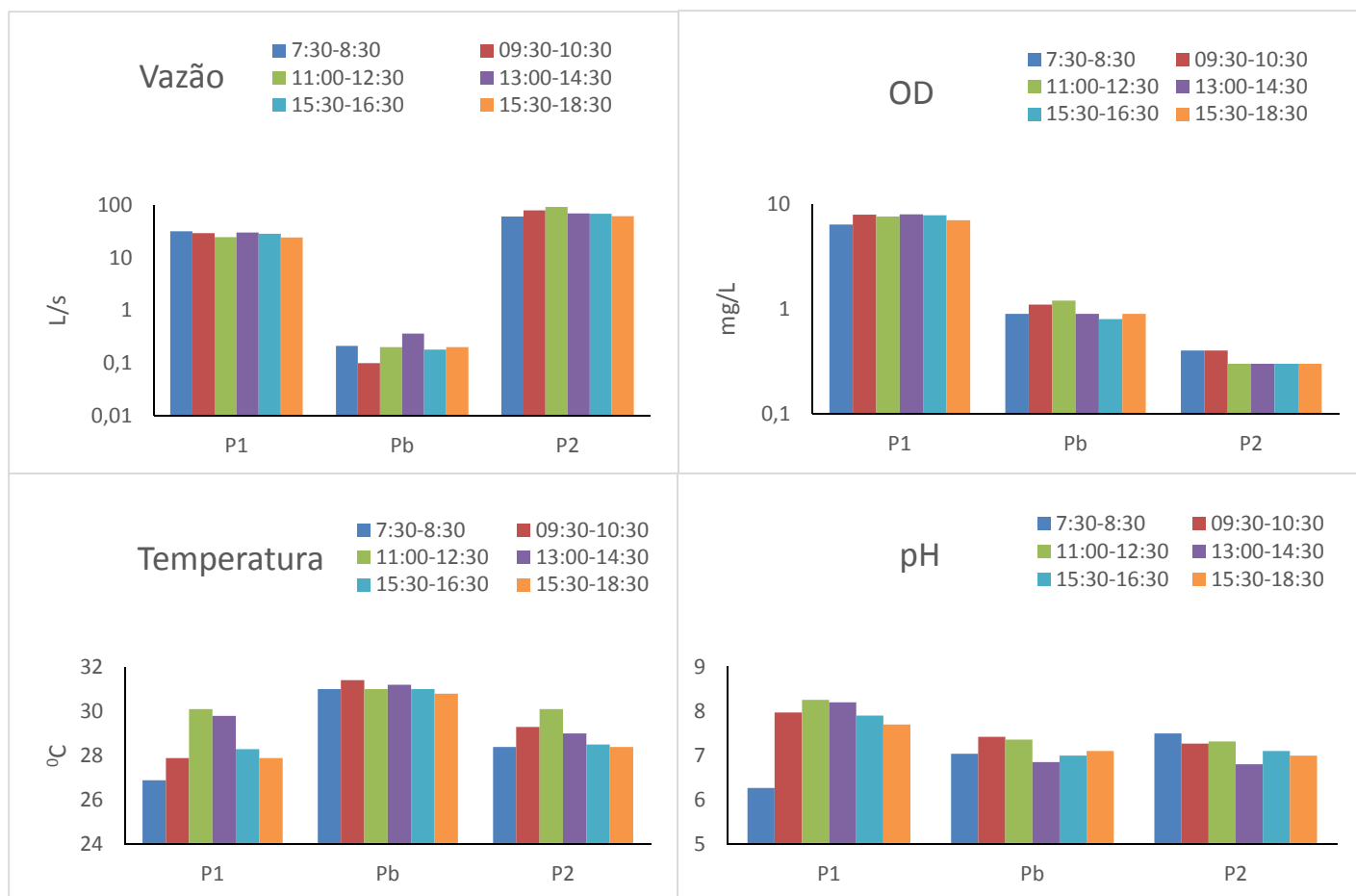
Tabela 5-11 Valores obtidos no perfil diário.

P1	Horário	Vazão (L/s)	Temp. (° C)	OD (mg/L)	pH
	07:30	31,6	26,9	6,4	6,3
	09:30	29,1	27,9	7,9	7,9
	11:30	24,5	30,1	7,6	8,3
	13:30	30,0	29,8	8,0	8,2
	15:30	28,3	28,3	7,8	7,9
	17:30	24,3	27,9	7,0	7,7
	Média	-	27,9	28,5	7,5
Desvio Padrão	-	2,9	1,23	0,63	0,74
Coefficiente de variação	-	0,11	0,04	0,08	0,10
PB	Horário	Vazão (L/s)	Temp. (° C)	OD (mg/L)	pH
	08:00	0,2	31,0	0,9	7,0
	10:00	0,1	31,4	1,1	7,4
	12:00	0,2	31,0	1,2	7,4
	14:00	0,4	31,2	0,9	6,9
	16:00	0,2	31,0	0,8	7,0
	18:00	0,2	30,8	0,9	7,1
	Média	-	0,21	31,1	1,0
Desvio Padrão	-	0,08	0,21	0,15	0,22
Coefficiente de variação	-	0,41	0,01	0,16	0,03
P2	Horário	Vazão (L/s)	Temp. (° C)	OD (mg/L)	pH
	08:30	60,1	28,4	0,4	7,5
	10:30	79,4	29,3	0,4	7,3
	12:30	91,7	30,1	0,3	7,3
	14:30	69,3	29,0	0,3	6,8
	16:30	68,5	28,5	0,3	7,1
	18:30	61,4	28,4	0,3	7,0
	Média	-	71,7	29,0	0,33
Desvio Padrão	-	11,9	0,67	0,05	0,25
Coefficiente de variação	-	0,17	0,15	0,15	0,03

Fonte: Autor (2016)

Comparando o valor de qualquer parâmetro avaliado no perfil, em qualquer horário do ciclo diurno, observou-se não existirem grandes variações em relação às médias; confirmados com os baixos valores do coeficiente de variação. Esse resultado demonstra que as coletas poderiam ser realizadas em qualquer horário do ciclo diurno que provavelmente não haveria alterações significativas nos valores médios, o que mostra um comportamento uniforme destas variáveis durante o ciclo diurno. A Figura 5-34, mostra a variação dos parâmetros no ciclo diário.

Figura 5-34 Variação dos parâmetros no ciclo diário.



Fonte: Autor (2016)

5.2.6. Grau de Trofia do ASA a partir do IET proposto por Cunha et al., 2013.

Os resultados encontrados para o IET (PT), IET (CI_a) e o IET calculado para o ASA (através das equações 17, 18 e 19) estão disponíveis na Tabela 5-12. Vale salientar que foi utilizado o ponto P4 para classificação do reservatório. Conforme metodologia utilizada, os valores podem ser situados em 06 faixas de classificação (ultraoligotrófico, oligotrófico, mesotrófico, eutrófico, supereutrófico e hipereutrófico).

Tabela 5-12 Valores do IET calculado para o ASA.

Coletas	IET (PT)	IET (CI_a)	IET calculado
jun-13	71,22	64,12	67,67
jul-13	70,72	63,65	67,18
ago-13	70,04	63,82	66,93
set-13	71,07	58,39	64,73
out-13	64,71	62,71	63,71
nov-13	72,77	63,01	67,89
jan-14	76,22	64,61	70,41
mar-14	71,38	63,72	67,55

Fonte: Autor (2016)

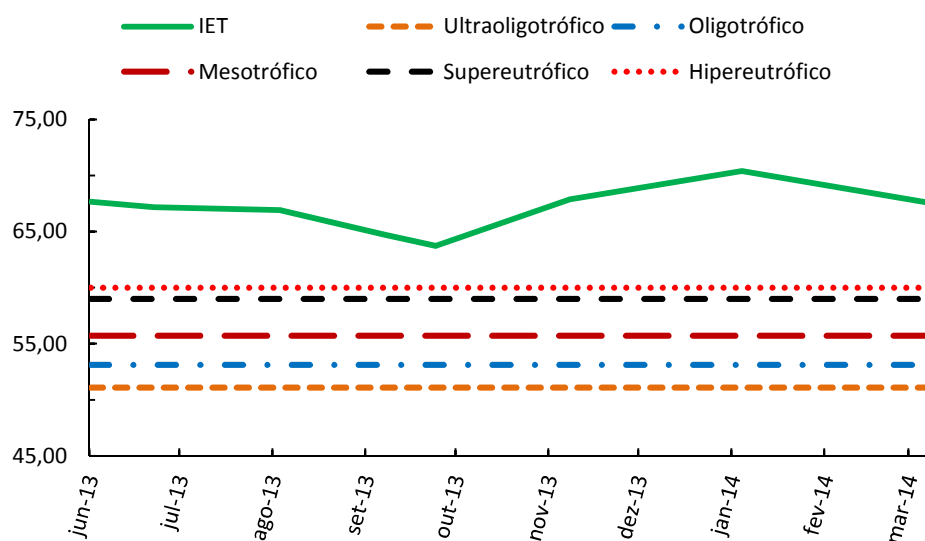
Observa-se através da Tabela 5-12 e a Figura 5-35, que o IET calculado segundo Cunha *et al.* 2013, em 100% do período monitorado para o ASA foi classificado como hipereutrófico (IET > 63), que é a classificação máxima para o nível de eutrofização para a metodologia utilizada. Esses altos índices representam a pressão que o açude está sofrendo com a entrada de nutrientes, por meio da poluição, principalmente esgotos e resíduos sólidos.

Ressalta-se que as águas vertidas do açude Santo Anastácio seguem em direção ao Rio Maranguapinho, sendo o ASA, um dos principais tributários do referido rio.

O valor corrobora com os obtidos por Sales (2010), quando avaliou a qualidade da água dos principais sistemas lacustres de Fortaleza, pertencentes à bacia hidrográfica do Rio Cocó. Ao todo foram estudadas 8 lagoas urbanas, e todas foram classificadas como hipereutróficas.

Reservatórios localizados em bacias com ampla cobertura vegetal, pouco habitada, pequenas atividades agrícolas e infraestrutura de saneamento adequada têm a tendência de apresentarem melhores resultados de IET. Esse é o caso do estudo realizado por Cucio (2014), que avaliou o reservatório Tanque Grande em Guarulhos São Paulo; o referido manancial apresentou resultado de IET predominantemente oligotrófico de acordo com a metodologia sugerida por Cunha *et al.* (2013).

Figura 5-35 IET calculado para o Açude Santo Anastácio.



Fonte: Autor (2016)

5.3. Modelagem Matemática

5.3.1. Modelagem no canal

O desenvolvimento do modelo matemático para o fósforo no canal de drenagem foi descrito no item 4.10.1 (modelagem matemática do canal) que culminou na equação 30, que considera o termo de entrada lateral referente a carga de fósforo no esgoto e a carga de fósforo presente nos resíduos sólidos.

De posse dos dados obtidos nas análises físicas e químicas e nas medições durante o monitoramento (para os dados do esgoto), e os dados calculados e adotados com base na literatura para resíduos sólidos, foi possível obter o valor do coeficiente de reação k para os dois trechos do canal e posteriormente obtido o k médio para o fósforo total no canal (k_{canal}). A Tabela 5-13 apresenta os valores dos parâmetros analisados e calculados nos três pontos ao longo do canal.

Tabela 5-13 Valores dos parâmetros operacionais nos pontos P1, P2 e P3

Dias de Coletas	Pontos	Vazão Q (l/s)	q _{1-2*} (l/s.m)	q _{2-3*} (l/s.m)	P Total (mgP/L)	u _{1-2*} (m/s)	u _{2-3*} (m/s)	L _{1-2*} (m)	L _{2-3*} (m)	h _{1-2*} (m)	h _{2-3*} (m)	t _{1-2*} (s)	t _{2-3*} (s)	C _{d 1-2*} (mg/(L.s))	C _{d 2-3*} (mg/(L.s))	k _{1-2*} (1/s)	k _{2-3*} (1/s)
21/06/13	P1	224,1	0,0574		0,60	0,329		1200		0,18		3640		0,000227		0,0001825	
	P2	293,0			0,74												
	P3	348,3	0,0425	0,91	0,242	1300	0,38	5369	0,0000799	0,0000362							
12/07/13	P1	319,3	0,0148		0,79	0,355		1200		0,23		3373		0,000011		0,0000646	
	P2	337,0			0,95												
	P3	405,6	0,0527	1,46													
23/08/13	P1	62,6	0,0385		1,07	0,153		1200		0,10		7828		0,000299		0,0000975	
	P2	108,8			1,99												
	P3	133,8	0,0192	2,44													
27/09/13	P1	40,3	0,0373		0,73	0,106		1200		0,11		11332		0,000971		0,0002296	
	P2	85,0			2,56												
	P3	110,1	0,0193	5,70													
14/10/13	P1	31,6	0,0237		1,30	0,085		1200		0,10		14184		0,000648		0,0001216	
	P2	60,1			3,21												
	P3	95,7	0,0273	5,02													
28/11/13	P1	26,6	0,0215		0,88	0,074		1200		0,09		16326		0,000432		0,0000322	
	P2	52,3			5,12												
	P3	64,2	0,0091	3,97													
24/01/14	P1	24,2	0,0157		2,13	0,065		1200		0,10		18376		0,000277		0,0000054	
	P2	43,0			7,00												
	P3	78,0	0,0269	3,14													
28/03/14	P1	877,0	0,0823		0,80	0,449		1200		0,35		2667		0,000110		-0,0000941	
	P2	976,0			1,26												
	P3	1598,0	0,4782	1,46													

Fonte: Autor (2016)

*Os descritos como 1-2 ou 2-3 são referentes aos trechos do P1 ao P2 e do P2 ao P3, respectivamente.

Legenda:

q – vazão incremental linear.

u – velocidade média.

L e x – comprimento.

h – altura da lâmina d'água.

t – tempo de traslado.

C_d – vazão mássica.

k – coeficiente de reação.

Para calibração do modelo também foram utilizados os dados analíticos e os medidos *in loco* do ponto PB, que é o bueiro situado entre os pontos P1 e P2. Os resumos dos dados necessários para a modelagem estão descritos na Tabela 5-14

Tabela 5-14 Valores obtidos nas amostras do bueiro localizado na lateral do canal Ponto Bueiro - (PB).

Dias de Coletas	Vazão Q (L/s)	P Total (mgP/L)
21/06/14	0,24	3,56
12/07/13	0,21	0,88
23/08/14	0,13	3,88
27/09/13	0,04	14,30
14/10/13	0,20	13,64
28/11/13	0,40	9,05
24/01/14	0,40	10,69
28/03/14	0,50	2,38

Fonte: Autor (2016)

Os demais resultados do modelo para fósforo total do canal e discussão, estão descritos nos subitens subsequentes.

5.3.1.1. Vazão incremental linear – (q)

Os incrementos de vazão ou vazão distribuída nos dois trechos foram de 0,01 a 0,47 L/s.m.

Ao longo do percurso, o canal recebe contribuições de esgotos advindos indevidamente na rede de drenagem ou diretamente de tubulações das residências situadas as margens do canal.

5.3.1.2. Velocidade média – (u)

A velocidade média (m/s) em u_1 é a velocidade no trecho 1-2, e u_2 a velocidade no trecho 2-3. A partir destas velocidades foi calculada a velocidade média para cada dia e trecho do canal.

Conforme já esperado, a velocidade foi maior no período chuvoso, com valores de 0,3 a 0,45 m/s; já no período de estiagem a velocidade variou entre 0,07 a 0,15 m/s.

5.3.1.3. *Altura média – h (m)*

A altura média seguiu o mesmo comportamento; foi maior no período chuvoso, com valores de 0,18 a 0,23 m; já no período de estiagem a altura média ficou entre 0,09 a 0,1 m.

5.3.1.4. *t – tempo de traslado (s)*

Os maiores tempos foram obtidos no período de estiagem, já que, devido a menor vazão levou-se mais tempo para percorrer o trecho; os valores variaram de 2,17h a 5,46h. Já nos meses chuvosos, a variação foi de 0,74h a 1,1h.

5.3.1.5. *C_d – Vazão mássica no esgoto – mg/(L.s)*

O valor da vazão mássica C_d variou de 0,000011 mg/L.s a 0,000971 mg/L.s no trecho 1 e de 0,0000239 mg/L.s a 0,0004767 mg/L.s para o trecho 2. Os resultados foram variantes considerando o período seco e chuvoso, sendo os maiores valores obtidos no período de estiagem. Tal comportamento pode ser explicado pelo fato de que durante o período de estiagem, apesar de uma menor vazão tem-se uma maior concentração, isso porque não ocorre uma diluição com águas pluviais.

5.3.1.6. *R_s – Carga dos resíduos sólidos – mg/(L.s)*

Na calibração do modelo, também foram utilizados os dados calculados e adotados com base na literatura para resíduos sólidos. Os resumos dos dados necessários para a modelagem estão descritos nas Tabelas 5-15 e 5-16.

Na equação 35 descrita no item 4.10.1.7, a carga de fósforo total dos resíduos sólidos (W_{rs} expresso em mg/s) é utilizada para obtenção da carga de fósforo (R_s expresso em mg/L.s), sendo necessário os dados:

phcrs = percentual de habitantes que contribuem com resíduos sólidos;

popt = população do trecho;

pcrs = per capita de resíduos sólidos;

pprs = percentual de fósforo nos resíduos sólidos;

mors = matéria orgânica presente nos resíduos sólidos.

O valor de *phcrs* (percentual de habitantes que contribuem com resíduos sólidos) utilizado foi de 52%, valor citado na pesquisa de Oliveira (2001), obtida através de questionário aplicado na comunidade que reside nas redondezas do açude Santo Anastácio e do canal de drenagem que deságua no referido reservatório.

O valor de *popt* (população do trecho) foi obtida considerando a vazão incremental linear (*q*) do trecho no período seco (agosto de 2013 a janeiro de 2014). Isso porque sem chuva a vazão distribuída é advinda somente da contribuição de esgotos. De posse dos dados da vazão de esgoto do trecho (L/dia) e dividindo pelo valor do consumo per capita de água para a Bacia Maranguapinho, segundo o Plano de Saneamento Ambiental da região metropolitana de Fortaleza em Maio de 2007, que cita um valor de 170L/hab.dia, foi obtida uma população de 14.977 habitantes para o trecho₁₋₂ e 13.468 habitantes para o trecho₂₋₃.

O *pcrs* (per capita de resíduos sólidos) utilizado tomou por base a pesquisa realizada por Firmeza (2005) em Fortaleza, descrevendo que para os bairros de menor renda os índices variam de 0,40 a 0,54 Kg/hab.dia, o valor adotado foi de 0,50 Kg/hab.dia.

O *pprs* (percentual de fósforo nos resíduos sólidos) utilizado baseou-se no estudo de Oliveira *et al.* (2016) que relatou o percentual de matéria orgânica dos resíduos sólidos, apresenta um teor médio de fósforo de 0,68%. Ressalta-se que o estudo da fração orgânica dos resíduos sólidos foi realizado na área de estudo da presente pesquisa.

A *mors* (matéria orgânica presente nos resíduos sólidos) utilizada foi de 50% do total de resíduos sólidos; tal valor é citado em pesquisa de SANTOS *et al.*

(2008) em Fortaleza, e em outras localidades no Brasil como citado por REZENDE *et al.* 2013, como sendo tal valor obtido durante vários anos de monitoramento.

Tabela 5-15 Valores dos dados calculados e adotados com base na literatura para resíduos sólidos

popt₁₋₂ (hab)	popt₂₋₃ (hab)	phcrs (%)	pcrs (Kg/hab.dia)	pprs (%)	mors (%)	W_{rs} trecho₁₋₂ (kg/dia)	W_{rs} trecho₂₋₃ (kg/dia)
14.977	13.468	52	0,50	0,68	50	13,23	11,90

Fonte: Autor (2016)

Legenda:

popt - população do trecho;

phcrs - percentual de habitantes que contribuem com resíduos sólidos;

pcrs - per capita de resíduos sólidos;

pprs - percentual de fósforo nos resíduos sólidos;

mors - matéria orgânica presente nos resíduos sólidos.

W_{rs} - carga de fósforo total presente nos resíduos sólidos

Tabela 5-16 Valores da carga mássica de fósforo nos resíduos sólidos (*R_s* expresso em mg/L.s)

Dias de Coletas	R_{s 1-2} (mg/L.s)	R_{s 2-3} (mg/L.s)
21/06/14	0,0001418860	0,000055788
12/07/13	0,0001110412	0,000054358
23/08/14	0,0002553948	0,000092172
27/09/13	0,0002321771	0,000084799
14/10/13	0,0002553948	0,000081537
28/11/13	0,0002837720	0,000075713
24/01/14	0,0002491657	0,000089262
28/03/14	0,0000714391	0,000044397

Fonte: Autor (2016)

5.3.1.7. Coeficiente de reação *k* para fósforo total no canal (*k_{canal}*)

Como pode ser observado na Tabela 5-13, os valores obtidos para o coeficiente *k* de reação, nos dois trechos do canal, apresentam variações, sendo que em uma campanha do trecho₁₋₂ e duas campanhas do trecho₂₋₃, os valores foram negativos.

A provável explicação para os valores negativos pode estar atrelada à questão da ressuspensão de fósforo, ou a morte de algas no canal, que liberam os nutrientes que outrora haviam utilizados, fazendo com que o valor do *k* seja negativo nestes momentos.

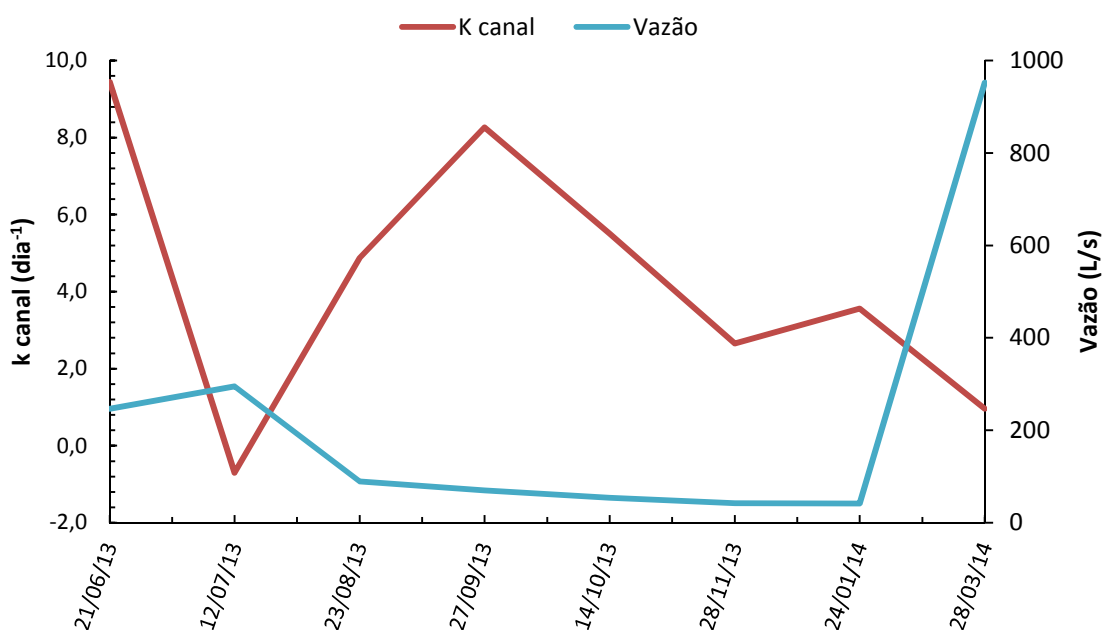
Já para valores de k positivos, onde se manteve a maioria dos dados obtidos, podem estar relacionados à questão do decaimento e da utilização do fósforo pelas algas e microrganismos presentes, em seus processos metabólicos.

Fazendo uma análise conjunta dos dois trechos e considerando um valor médio para o k , obteve-se um valor de **4,32** dia^{-1} . Apesar do elevado valor do coeficiente k , no balanço geral do fósforo, percebe-se um incremento nas concentrações, advindo da lagoa da parangaba e ao longo do canal.

A Figura 5-36 mostra o comportamento do k médio no canal ao longo do tempo e com os valores médios de vazão. Vê-se que para o período de monitoramento que foram obtidos os menores valores de k , incluindo o negativo, foram os que apresentaram as maiores vazões. Isso pode ter contribuído para a ressuspensão do fósforo no canal, fazendo com que o k fosse negativo ou com valores próximos a zero.

Prada e Oliveira (2006) verificaram que o aumento da vazão pode estar relacionado com a ressuspensão dos sedimentos de fundo, ao avaliarem as águas do Rio Pomba no período chuvoso, resultado semelhante ao obtido nesse estudo para sistemas lóticos.

Figura 5-36 Comportamento do coeficiente de reação k para o fósforo total no canal ao longo do tempo.



Fonte: Autor (2016)

Comparando os resultados com os valores de k para fósforo citados na literatura tais como:

- Larentis (2004) (K_{phos} 0,1 – 0,3 dia⁻¹);
- Teegavarapu *et al.*, 2005 (0 a 0,32 dia⁻¹);
- Von Sperling (2007) com QUAL2E e QUAL-UFMG (K_{spo} (0,001 a 0,1 dia⁻¹) e K_{oi} (0,01 a 0,7 dia⁻¹);
- Salla (2013) utilizando o QUAL-UFMG obteve uma faixa para os coeficientes K_{spo} e K_{oi} de 0,001 e 0,4 dia⁻¹ respectivamente.

Nota-se que os resultados desta pesquisa foram superiores, mesmo utilizando o valor máximo percebido na literatura e aceita pelos modelos QUAL2E e QUAL-UFMG ($k = 0,7$ dia⁻¹). Utilizando tal valor, e corrigindo para temperatura de regiões equatoriais, como descrito a seguir, nas equações 46 a 48, pode-se obter o valor corrigido para k de regiões equatoriais com base na literatura.

$$k_{30^{\circ}\text{C}} = k_{20^{\circ}\text{C}} \cdot \theta^{(30-20)} \quad (46)$$

Onde: $\Theta = 1,074$

$$k_{30^{\circ}\text{C}} = 0,7 \cdot \theta^{(30-20)} \quad (47)$$

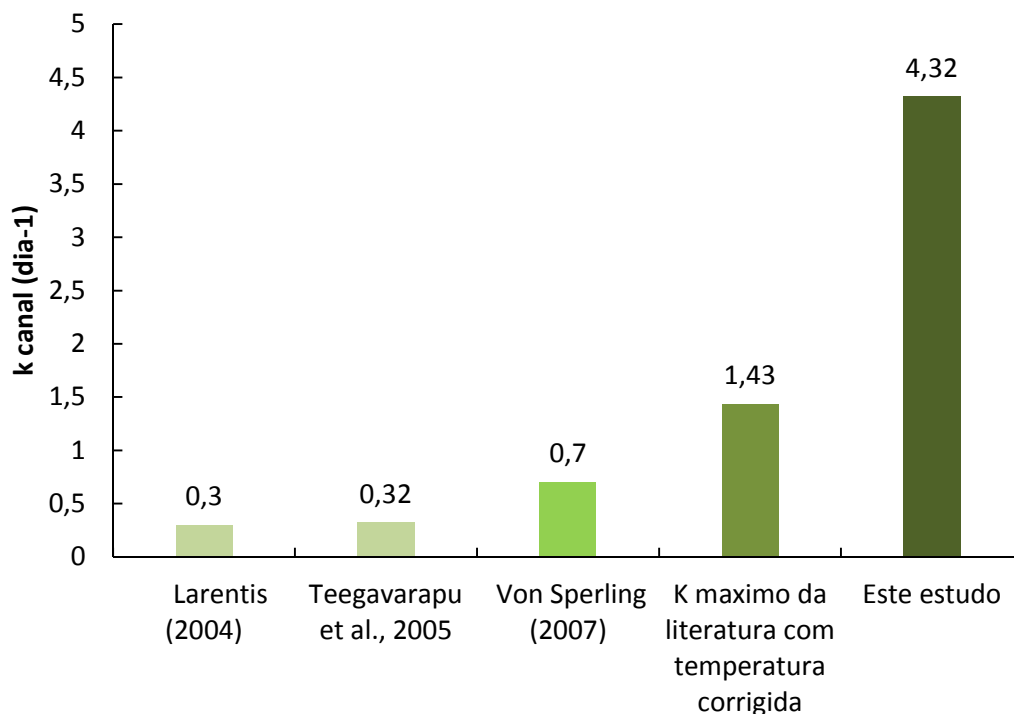
$$k_{30^{\circ}\text{C}} = 1,43 \text{ dia}^{-1} \quad (48)$$

Nota-se, que o valor obtido de 1,43 dia⁻¹, é inferior ao do presente estudo, cujo valor foi 4,32 dia⁻¹. No entanto, os valores de k para o fósforo descrito na literatura são obtidos para rios e canais com características diferentes desta pesquisa, que apresenta ambiente extremamente poluído, além do modelo contemplar a carga de fósforo referente aos resíduos sólidos lançados no canal. Pode-se dizer que, para o nosso caso, canal urbano com elevada poluição e considerando também a inserção da carga de resíduos sólidos, o coeficiente de reação para o fósforo k_{canal} é maior.

Um outro aspecto importante com relação aos valores de k_{canal} obtidos neste estudo, é que, em grande parte da extensão do canal, era notória a presença de resíduos sólidos, que, por se tratarem de partículas maiores, podem ter contribuído para a sedimentação do fósforo no canal, influenciando diretamente e fazendo com que o valor de k fosse superior ao da literatura.

Um outro aspecto que pode ter ocorrido no estudo refere-se a possibilidade de que em um ambiente com elevado teor de fósforo possa favorecer a sedimentação do fósforo. A Figura 5-37 apresenta a comparação entre o valor do k_{canal} obtido neste estudo com os valores de k citados na literatura.

Figura 5-37 Comparação do K_{canal} com os valores de k da literatura



Fonte: Autor (2016)

5.3.2. Modelagem no Açude Santo Anastácio

Como descrito no item 4.10.2, a modelagem matemática foi realizada usando o modelo delineado por Chapra *et al.* (1997), que descreve a modelagem da concentração de fósforo em reservatórios como um balanço de massa (equação 43).

A partir dos dados obtidos nas análises físico-químicas e das medições durante o monitoramento, foi possível obter o valor do λ , para que em seguida pudesse ser obtido o valor do coeficiente de reação k para o ASA ($k_{\text{reservatório}}$).

5.3.2.1. Dados do Reservatório (ASA)

Conforme explanado anteriormente (item Material e Métodos), é necessária a obtenção dos dados inerentes à simulação do fósforo total para o reservatório em análise. Nesse sentido, os dados estão resumidos a seguir:

- Carga de fósforo afluyente ao açude;
- Vazão média de entrada do açude;
- Volume médio do açude;
- Tempo de residência hidráulica;
- Períodos de modelagem;
- Concentrações de fósforo no início e final do período de modelagem.

5.2.2.1.1. Carga de Fósforo

A carga afluyente de fósforo total ao açude Santo Anastácio foi oriunda do monitoramento realizado na pesquisa e foi obtida pelo produto da vazão e da concentração de fósforo afluyente ao referido reservatório. A Tabela 5-17 expõe a carga de fósforo.

Tabela 5-17 Carga afluyente de fósforo do açude Santo Anastácio.

Período	Vazão	Concentração	W – Carga Média (g/s)
	Q ₃ (L/s)	C ₃ (mg/L)	
21-jun-13	348,37	2,90	1,01
12-jul-13	405,60	2,46	0,99
23-ago-13	133,80	2,44	32,60
27-set-13	110,10	4,71	0,51
14-out-13	95,70	5,02	0,48
28-nov-13	64,20	3,97	0,25
24-jan-14	78,00	3,14	0,24
28-mar-14	1598,00	1,47	2,34

Fonte: Autor (2016)

5.2.2.1.2. Vazão de entrada do ASA

A Tabela 5-18 mostra as vazões de entrada do açude Santo Anastácio no período de junho de 2013 a março de 2014.

Tabela 5-18 Vazão de entrada do ASA.

Período	Vazão (m ³ /s)
21-jun-13	0,348
12-jul-13	0,406
23-ago-13	0,134
27-set-13	0,110
14-out-13	0,096
28-nov-13	0,064
24-jan-14	0,078
28-mar-14	1,598

Fonte: Autor (2016)

5.2.2.1.3. Volume, tempo de residência hidráulica e período de modelagem do reservatório

O volume considerado para a modelagem foi de **0,306 hm³**. Tal valor foi utilizado levando em consideração os estudos batimétricos no ASA, descritos no item Material e Métodos, como o estudo batimétrico realizado pela prefeitura de Fortaleza em 2007; pesquisas de Lima (2011b) e Lima Neto *et al.* (2011).

De posse do volume e da vazão de entrada do reservatório, sucede-se ao cálculo dos respectivos tempos de residência hidráulica (Equação 44). Por fim, delimita-se o período de modelagem (t).

Procurou-se definir $t \geq TR$ conforme recomendado por Shen *et al.* (2002).

5.2.2.1.4. Concentração de fósforo total no ASA

Para se proceder à calibração dos coeficientes no ASA, resta obter a concentração de fósforo no início (P_0) e final (P) dos períodos de modelagem delimitados. Analisando os dados obtidos no monitoramento tem-se as seguintes concentrações em cada período (Tabela 5-19):

Tabela 5-19 Concentrações de fósforo no início (P_0) e final (P) do período de modelagem. Açude Santo Anastácio, Fortaleza, Ceará

Período de Modelagem	P_0 (mg/L)	P (mg/L)
Junho – Julho (2013)	2,048	1,807
Julho – Agosto (2013)	1,807	1,523
Agosto – Setembro (2013)	1,523	1,975
Setembro – Outubro (2013)	1,975	2,4
Outubro – Novembro (2013)	2,400	3,027
Novembro – Janeiro (2013/14)	3,027	3,718
Janeiro – Março (2014)	3,701	2,133

Fonte: Autor (2016)

5.3.2.2. Coeficiente de reação de fósforo para o ASA

De posse dos dados, segue-se à calibração do coeficiente de reação de fósforo para o açude Santo Anastácio. Para tanto, foi necessário proceder, de antemão, ao cálculo do λ . (Equação 43) e, a partir dele, obtém-se o respectivo k ($k_{\text{reservatório}}$) através da Equação 45.

5.3.2.2.1. Modelagem da concentração de fósforo no ASA

A modelagem da concentração de fósforo é exposta a seguir (Tabela 5-20). Nesse caso, a coluna P' representa a Equação 43 do balanço de massa de fósforo no açude. Para um mesmo P_0 (sendo mantidos constantes os demais dados da equação), o resultado da modelagem deve corresponder ao valor da concentração final (P) no período (t) considerado. Sendo assim, deve-se calcular um valor tal de λ para o qual a coluna P' seja igual à coluna " P ". Com o auxílio do recurso "Atingir meta" do Excel foi possível obtê-lo e, em seguida, pela equação 45, calcular o valor de k para diferentes períodos de tempo no açude (diferença entre a coluna " λ " e a coluna " Q_e/V "). Dessa forma, tem-se os seguintes resultados para o açude Santo Anastácio:

Tabela 5-20 Modelagem para açude Santo Anastácio.

TR (ano)	t (mês)	P ₀ (mg/L)	P (mg/L)	P' (mg/L)	λ (ano ⁻¹)	Q _e /V (ano ⁻¹)	K (ano ⁻¹)
0,028	jun-jul (2013)	2,048	1,807	1,807	7,7771	2,9509	57,9146
0,024	jul-ago (2013)	1,807	1,523	1,523	1,8758	3,4353	-18,7147
0,074	ago-set (2013)	1,523	1,975	1,975	2,1576	1,1334	12,28933
0,089	set-out (2013)	1,975	2,4	2,4	1,6243	0,9328	8,298741
0,103	out-nov (2013)	2,400	3,027	3,027	0,5583	0,8105	-3,02596
0,153	nov-jan (2013/14)	3,027	3,718	3,718	0,5037	0,5436	-0,4794
0,126	jan-mar (2014)	3,701	2,133	2,133	9,2927	0,6607	103,5837

Fonte: Autor (2016)

Legenda:

TR – Tempo de retenção hidráulica;

t – período da modelagem;

P₀ – Concentração inicial de fósforo total;

P' – Concentração final de fósforo total;

λ – lambda

Q_e – vazão de entrada;

k – coeficiente global para fosforo total no reservatório.

Como pode-se observar na Tabela 5-20, os valores obtidos para o k no reservatório apresentam uma grande variação, alternando entre valores positivos e negativos. Comportamento semelhante ao obtido para o coeficiente de reação k no canal.

A provável explicação é semelhante à descrita para o canal, que no reservatório esta variação pode estar atrelada à questão da ressolubilização do fósforo, ou a morte do fitoplâncton no reservatório, liberando assim os nutrientes que haviam utilizado, fazendo com que o valor do k seja negativo.

Já para valores de k positivos, podem estar relacionados à questão do decaimento e da utilização do fósforo pelas algas e microrganismos presentes, em seus processos metabólicos.

Pode-se dizer que para reservatórios extremamente poluídos o comportamento não é uniforme. A remoção via sedimentação pode não ocorrer

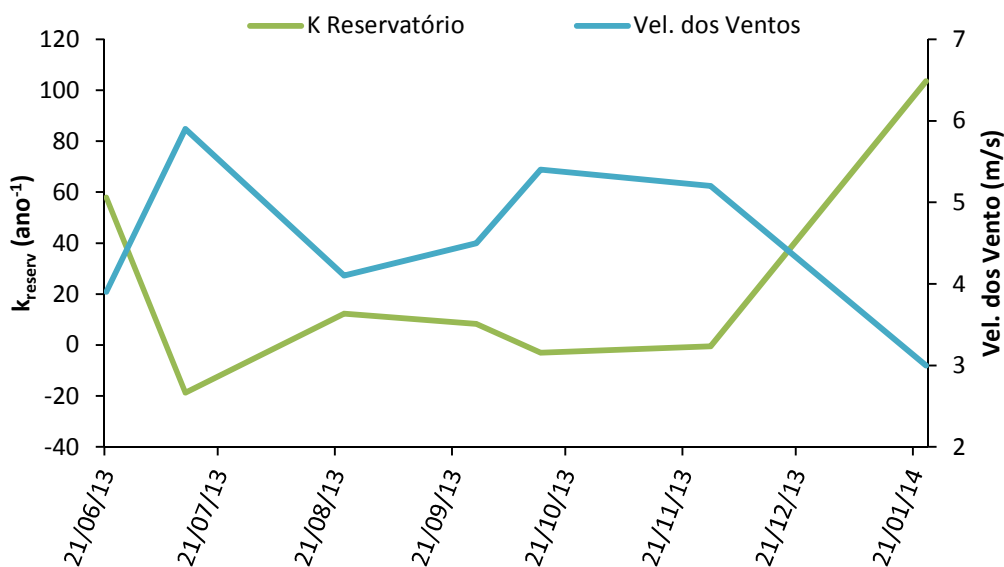
da forma esperada, além desse fenômeno acontecer com mais intensidade em pH elevado, como discutido anteriormente.

Um outro fator importante é a ação dos ventos que pode ter influenciado a obtenção de valores do coeficiente de reação k para o reservatório, conforme comentado no item 5.1.4. A Figura 5-38 mostra a influência dos ventos no coeficiente de reação k , no ASA.

É possível visualizar nos dias de coleta em que se obteve os menores valores do coeficiente de reação k , foram obtidas maiores médias de velocidades dos ventos. Isto sugere que a ação dos ventos pode estar provocando uma ressuspensão do fósforo para coluna d'água, repercutindo na carga interna e, conseqüentemente, no valor do k para o reservatório.

Welch e Cooke (2005) relatam que a ressuspensão de partículas do sedimento ocorre principalmente em reservatórios rasos e determina a quantidade de fósforo liberado para água nas formas dissolvidas e particuladas.

Figura 5-38 Influência dos ventos no coeficiente de reação k para o fósforo total no ASA.



Fonte: Autor (2016)

Considerando a média dos valores de k para o ASA obtidos durante a pesquisa, tem-se um valor de **22,84** (ano^{-1}). Comparando esse valor, com os que seriam obtidos pelas equações propostas de Vollenweider (1976), para clima temperado (equação 9), e de Salas e Martino (1991), para clima tropical (equação 13), com os dados do ASA, obtém-se os dados expostos na Tabela 5-21.

Tabela 5-21 Valores médios de $k_{\text{reservatório}}$ e comparação com os valores que seriam obtidos para o ASA pelas equações propostas por (Vollenweider, 1976) e (Salas e Martino, 1991)

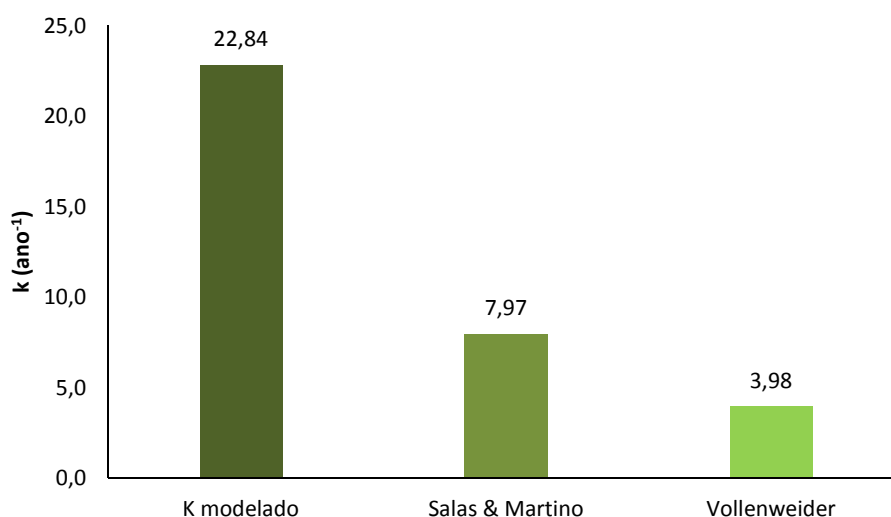
k modelado (ano⁻¹)	Vollenweider (ano⁻¹)	Salas e Martino (ano⁻¹)
22,84	3,98	7,97

Fonte: Autor (2016)

Pode-se visualizar na Figura 5-39 a comparação entre os modelos de predição do coeficiente de sedimentação k . Verifica-se que o dado obtido no modelo apresenta um valor médio **5,73** vezes superior entre os propostos por Vollenweider, (1976) e **2,87** vezes maior que o proposto por Salas e Martino, (1991).

Toné e Lima Neto (2015) monitoraram quatro açudes do semiárido cearense obtendo um valor de k para os reservatórios que é 4 vezes maior que para lagos temperados e 2 vezes maior que o de lagos tropicais. Os resultados foram próximos quando comparamos com o k modelado para o açude Santo Anastácio. Os autores consideram também que para os reservatórios da região equatorial do Brasil os coeficientes podem ser influenciados pela maior temperatura e por uma maior taxa de crescimento de fitoplâncton.

Figura 5-39 Comparação entre modelos de predição do coeficiente de sedimentação médio.



Fonte: Autor (2016)

Pode-se considerar o fato de os corpos hídricos das regiões equatoriais serem influenciados pelas altas temperaturas no reservatório e que se aproximam

dos valores estimados a partir do método de Castagnino (1982) que considera a influência da velocidade de sedimentação do fósforo e a taxa de crescimento do fitoplâncton no cálculo do k . De forma análoga pode ser aplicado ao açude Santo Anastácio.

Castagnino (1982); Toné (2014) aplicando a lei de Stokes, conferem a velocidade de sedimentação (v) do fósforo em lagos tropicais com aqueles originários de regiões de climas temperados. Nesta situação, considera as temperaturas de 20°C e 10°C para tais regiões, respectivamente. Assim sendo, os pesquisadores obtiveram a relação entre as velocidades de sedimentação a partir da relação entre as viscosidades cinemáticas (μ) da água para as temperaturas consideradas:

$$\frac{v(20^{\circ}\text{C})}{v(10^{\circ}\text{C})} = \frac{\mu(10^{\circ}\text{C})}{\mu(20^{\circ}\text{C})} \quad (49)$$

$$\frac{v(20^{\circ}\text{C})}{v(10^{\circ}\text{C})} = 1,30 \frac{\mu(20^{\circ}\text{C})}{\mu(20^{\circ}\text{C})} \quad (50)$$

$$v(20^{\circ}\text{C}) = 1,30 v(10^{\circ}\text{C}) \quad (51)$$

Não obstante, as temperaturas dos reservatórios em regiões equatoriais chegam a atingir 30°C, como o caso do presente estudo. Fazendo a mesma comparação, agora considerando as temperaturas de 30°C e 20°C para as regiões equatoriais e tropical, respectivamente, tem-se que:

$$\frac{v(30^{\circ}\text{C})}{v(20^{\circ}\text{C})} = \frac{\mu(20^{\circ}\text{C})}{\mu(30^{\circ}\text{C})} \quad (52)$$

$$\frac{v(30^{\circ}\text{C})}{v(20^{\circ}\text{C})} = 1,25 \frac{\mu(30^{\circ}\text{C})}{\mu(30^{\circ}\text{C})} \quad (53)$$

$$v(30^{\circ}\text{C}) = 1,25 v(20^{\circ}\text{C}) \quad (54)$$

$$v(30^{\circ}\text{C}) = 1,25 \times (1,30 v(10^{\circ}\text{C})) \quad (55)$$

$$v(30^{\circ}\text{C}) = 1,63 v(10^{\circ}\text{C}) \quad (56)$$

Sabe-se que, quanto maior a velocidade de sedimentação do fósforo, maior será seu coeficiente de sedimentação k . Ainda que a temperatura não seja o único fator para um maior k na região equatorial, as relações anteriores comprovam que ela tem importante papel para que seu valor seja mais elevado quando comparado às demais regiões analisadas.

Castagnino (1982); Toné (2014) ainda destacaram que a aceleração da taxa de crescimento de fitoplâncton como fator que influencia em um maior k nos reservatórios da região tropical. Sendo a temperatura capaz de influenciar a taxa de crescimento do fitoplâncton, pode-se estimar tal relação através do modelo theta (CHAPRA, 1997) utilizado para representar os efeitos decorrentes da temperatura (Equação 57).

$$K_{f,T} = K_{f,20}\theta^{T-20} \quad (57)$$

Onde:

$K_{f,T}$ = Taxa de crescimento de fitoplâncton devido à temperatura (dia^{-1});

$K_{f,20}$ = Taxa de crescimento de fitoplâncton à 20°C (dia^{-1});

T = Temperatura (°C);

θ = Constante oriunda de vários estudos envolvendo diversas espécies de fitoplâncton cujo valor é 1,066 (-);

Castagnino (1982), no entanto, calcula tal influência como uma função da taxa máxima de crescimento do fitoplâncton ($K_{f,máx}$) cujo valor define por 0,6 dia^{-1} (Equação 48). Dessa forma, para as mesmas temperaturas estimadas na análise da velocidade de sedimentação em regiões equatoriais, teremos que:

$$K_{f,T} = K_{f,máx}\theta^T \quad (58)$$

$$\frac{K_{f,20}}{K_{f,10}} = \frac{\theta^{20}}{\theta^{10}} \quad (59)$$

$$\frac{K_{f,20}}{K_{f,10}} = \frac{1,066^{20}}{1,066^{10}} \quad (60)$$

$$K_{f,20} = 1,895 K_{f,10} \quad (61)$$

$$\frac{K_{f,30}}{K_{f,20}} = \frac{\theta^{30}}{\theta^{20}} \quad (62)$$

$$\frac{K_{f,30}}{K_{f,20}} = \frac{1,066^{30}}{1,066^{20}} \quad (63)$$

$$K_{f,30} = 1,895 K_{f,20} \quad (64)$$

$$K_{f,30} = 1,895 (1,895 K_{f,10}) \quad (65)$$

$$K_{f,30} = 3,590 K_{f,10} \quad (66)$$

É relatado ainda por Castagnino (1982); Toné (2014), que pode-se combinar os fatores encontrados – considerando-os proporcionais – e com isso obter uma estimativa para o coeficiente de sedimentação do fósforo. As equações 57 e 59 corroboram tal combinação.

$$K_{s,30^{\circ}\text{C}} = 3,590 \cdot 1,630 K_{s,10^{\circ}\text{C}} \quad (67)$$

$$K_{s,30^{\circ}\text{C}} = \mathbf{5,852} K_{s,10^{\circ}\text{C}} \quad (68)$$

$$K_{s,30^{\circ}\text{C}} = 1,895 \cdot 1,250 K_{s,20^{\circ}\text{C}} \quad (59)$$

$$K_{s,30^{\circ}\text{C}} = \mathbf{2,369} K_{s,20^{\circ}\text{C}} \quad (60)$$

Vê-se que para regiões equatoriais quando comparadas com as de clima temperado o resultado foi **5,85** vezes maior, resultado próximo do obtido nesta pesquisa que foi de **5,74**. Quando comparamos as regiões equatoriais com as de clima tropical o resultado também foi próximo, sendo o valor de **2,37** vezes na estimativa citada por Castagnino e **2,87** vezes superior obtida nesta pesquisa.

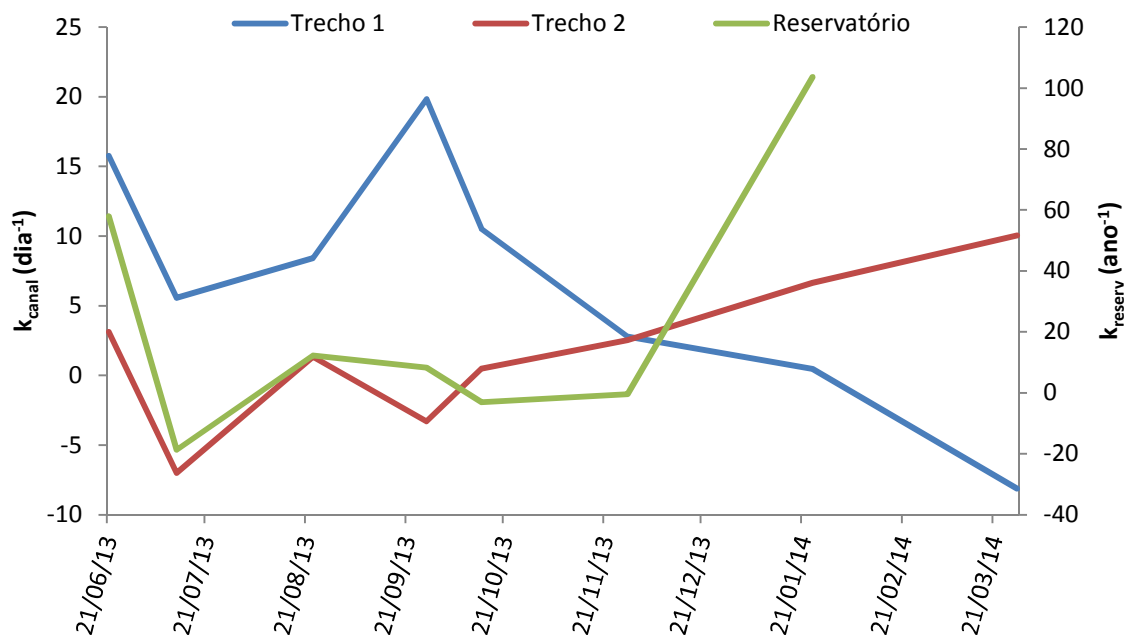
Os resultados reforçam a ideia de que as regiões equatoriais são influenciadas pela maior temperatura e por uma maior taxa de crescimento de fitoplâncton.

5.3.3. Análise Integrada da modelagem canal reservatório

As representações das interações ambientais em operações matemáticas auxiliam no entendimento da dinâmica complexa de canais e reservatórios. O objetivo do modelo é encontrar a concentração de fósforo em um determinado período de tempo (ASA) ou espaço (canal), se tornando assim uma ferramenta importante na gestão das águas urbanas.

Avaliando os dados obtidos do coeficiente de reação (k_{canal} e $k_{\text{reservatório}}$), verifica-se um comportamento variável ao longo do tempo. A Figura 5-40 compila em um único gráfico tal comportamento.

Nota-se um desempenho semelhante entre os coeficientes de reação nos primeiros três meses de monitoramento. Percebe-se inicialmente um decaimento e em seguida um acréscimo de forma uniforme, isso provavelmente relacionado com a baixa variabilidade nos valores de fósforo total e ortofosfato solúvel, o que pode ter contribuído com os mecanismos de precipitação, assimilação e ressolubilização, fazendo com que ocorressem de forma uniforme, influenciando diretamente nos valores do k (canal e reservatório). Nos demais meses monitorados houve uma maior variabilidade nos dados de PT e ortofosfato solúvel, o que pode ter contribuído para um desempenho mais desuniforme entre os coeficientes. Outras variáveis também podem ter influenciado para este comportamento tais como a velocidade do vento e a variação da vazão.

Figura 5-40 Comportamento do coeficiente de reação k_{canal} e $k_{\text{reservatório}}$.

Fonte: Autor, 2016.

Analisando o modelo e a parte do monitoramento dos demais parâmetros, observa-se que, no tocante à matéria orgânica, o reservatório funciona como uma estação de tratamento de esgotos, mas no tocante a nutrientes, em particular o fósforo, a remoção não foi percebida. Isso foi confirmado no modelo pela grande variação do valor de k . Os resultados de clorofila a e de fósforo total mostraram que apesar da remoção no canal os resultados não foram suficientes para pelo menos retornar ao patamar inicial, ou seja, há uma acumulação de montante para jusante.

5.3.4. Simulação Integrada de Cenários (Canal – ASA)

A simulação com o modelo objetivou, em especial, contribuir para uma gestão efetiva dos recursos hídricos em questão, destacando-se a análise integrada do sistema urbano canal-reservatório. Para isso, foi avaliado o panorama atual e foram criados doze cenários hipotéticos conforme descritos na Tabela 5-22.

Tabela 5-22 Descrição do panorama atual e dos doze cenários utilizados na pesquisa

Panorama atual	Manutenção do panorama atual, sem proposição de melhorias
Cenário 1	Remoção total da concentração de PT afluente ao canal
Cenário 2	Redução da precipitação proporcional a metade da média utilizada na pesquisa
Cenário 3	Dragagem do ASA
Cenário 4	Assoreamento do ASA
Cenário 5	Remoção da vazão incremental linear (q)
Cenário 6	Remoção total da carga de fósforo presente nos esgotos
Cenário 7	Remoção total da carga de fósforo presente nos resíduos sólidos
Cenário 8	Remoção total das cargas de fósforo presente nos esgotos e nos resíduos sólidos
Cenário 9	Remoção total das cargas de fósforo presente nos esgotos e nos resíduos sólidos juntamente com uma redução da concentração de PT para 0,1 mg/L
Cenário 10	Remoção total das cargas de fósforo presente nos esgotos e nos resíduos sólidos aliado à redução total da concentração de PT afluente ao canal
Cenário 11	Aumento precipitação proporcional ao dobro média utilizada na pesquisa
Cenário 12	Dragagem do ASA aliada à remoção total das cargas de fósforo presente nos esgotos e nos resíduos sólidos

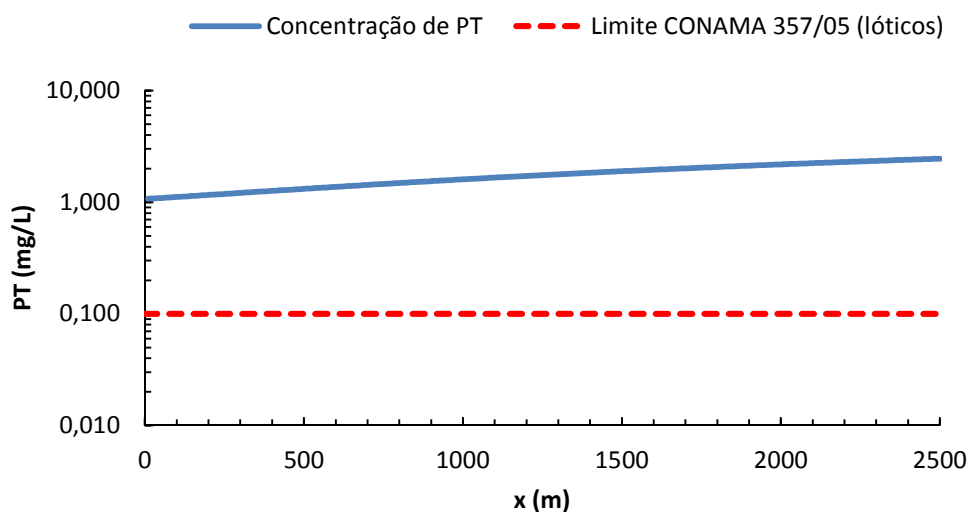
Ressalta-se que para o panorama atual e os cenários foram utilizados os valores médios obtidos durante a pesquisa. Vale salientar também, que por se tratar de um modelo integrado, a carga de saída do canal é a carga afluente ao modelo do ASA.

5.3.4.1. Panorama atual

Para esta estimativa, foi mantido o panorama atual, sem proposições de melhorias. A concentração de fósforo total afluente ao canal foi de 1,07 mg/L, já para o ASA, a concentração afluente foi 2,32 mg/L.

Pode-se perceber na Figura 5-41 que o valor de fósforo total no canal manteve-se muito acima do que preconiza a Resolução do CONAMA 357/05 para ambientes lóticos de classe 2. Houve acréscimo na concentração, passando de 1,07 mg/L para 2,45 mg/L, considerando toda a extensão do canal, isso porque ao longo do percurso, o canal recebe contribuições de esgoto e de resíduos sólidos, além da concentração elevada de fósforo total na saída da lagoa da Parangaba. Mesmo com um valor de k médio (k_{canal}) de $4,32 \text{ dia}^{-1}$, não se percebe remoção no canal devido a elevada concentração pontual e difusa lançada no mesmo.

Figura 5-41 Panorama atual para o sistema integrado canal-reservatório, sem proposições de melhorias no canal.



Fonte: Autor, 2016.

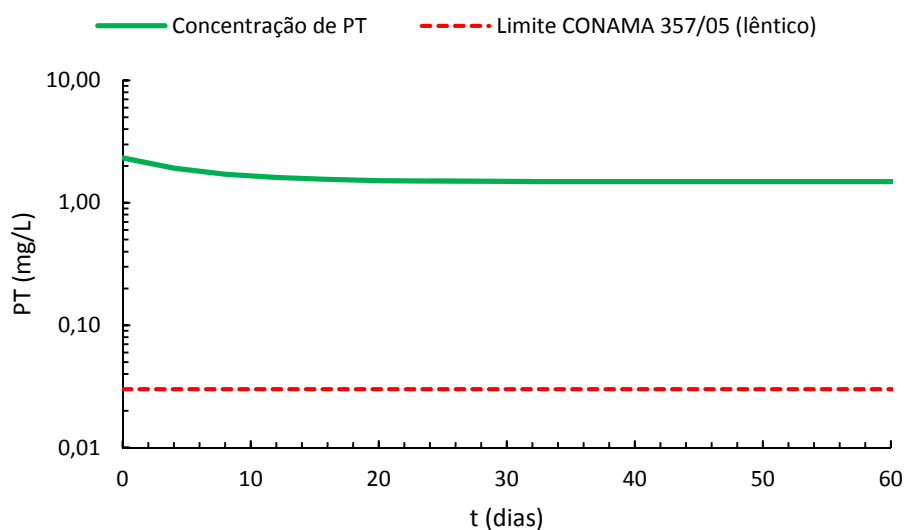
Para o ASA, mantendo o panorama atual, o modelo mostrou concentrações elevadas de PT, como pode ser visualizado na Figura 5-42.

O valor do referido parâmetro no reservatório manteve-se acima do que preconiza a Resolução do CONAMA 357/05 para ambientes lênticos de classe 2. Nota-se um pequeno decréscimo da concentração de fósforo total nos primeiros

28 dias, chegando ao valor de 1,49 mg/L, que logo após este período, se mantém praticamente constante.

Isso mostra a necessidade de serem tomadas medidas de proteção e recuperação do sistema integrado canal-reservatório, principalmente no tocante a questão dos esgotos e resíduos sólidos que são lançados no canal e que posteriormente adentram no ASA.

Figura 5-42 Panorama atual para o sistema integrado canal-reservatório, sem proposições de melhorias no ASA.



Fonte: Autor, 2016.

5.3.4.2. Cenário 1

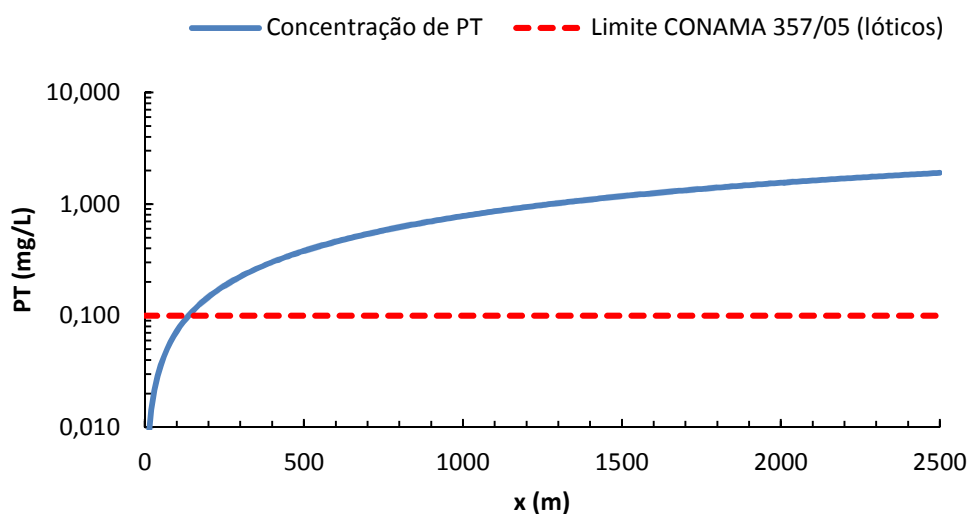
Para este cenário foi considerado, para o canal, uma remoção total da concentração de PT afluente; tal resultado pode ser obtido interligando todas as residências do entorno da lagoa da parangaba que lançam seus esgotos sem tratamento ao sistema de esgotamento sanitário, coleta sistemática de resíduos sólidos e ações de educação ambiental para participação efetiva da comunidade.

A Figura 5-43 apresenta o resultado da simulação do Cenário 1 para o canal. Nota-se um rápido incremento na concentração de PT, que, já nos primeiros 50 metros alcança o limite estabelecido pela Resolução 357/05 do CONAMA para ambientes lóticos de classe 2, descumprindo a referida legislação. Após essa distância, o modelo mostra a continuidade da elevação da concentração de PT ao longo da extensão do canal, fato este, atribuído ao lançamento de esgoto e

resíduos sólidos no canal de drenagem. Percebe-se o incremento nas concentrações de fósforo total no canal de 0,00 mg/L para 1,90 mg/L.

Isso mostra que a ação isolada de remoção da concentração de PT afluyente ao canal não é suficiente para atendimento a legislação ambiental. Devem ser tomadas medidas de proteção e recuperação do sistema integrado canal-reservatório, principalmente no tocante a questão dos esgotos e resíduos sólidos que são lançados no canal.

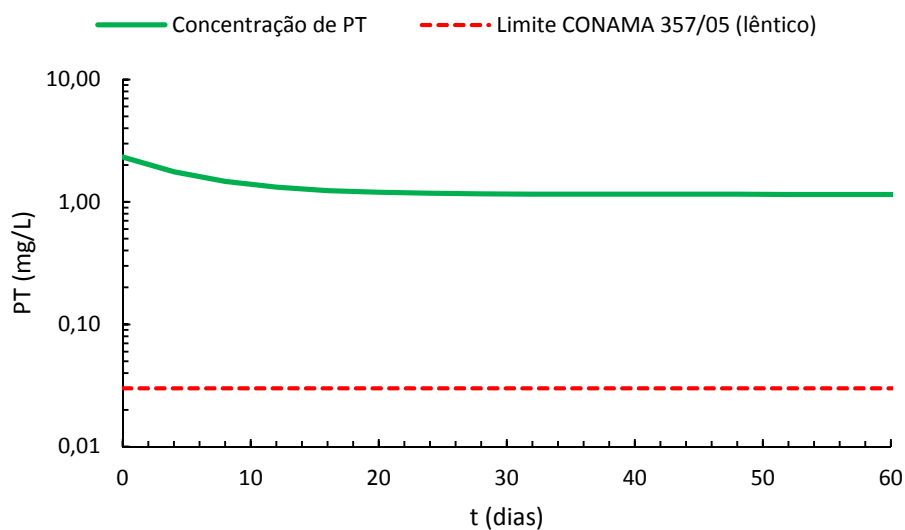
Figura 5-43 Simulação de cenário considerando a remoção total da concentração de PT afluyente ao canal.



Fonte: Autor, 2016.

No ASA, com a remoção total da concentração de PT afluyente ao canal, o valor de fósforo total não atingiu o limite estabelecido pela legislação ambiental para mananciais lênticos de classe 02. A concentração mínima obtida foi de 1,15 mg/L em 32 dias; após este período o valor foi praticamente constante, com reduções mínimas. Isso mostra a necessidade de ações complementares com objetivo de remoção da carga de fósforo ao longo da extensão do canal, pois somente a ação proposta neste cenário não foi suficiente para melhoria da qualidade da água no ASA e atender o que preconiza a Resolução 357/05 do CONAMA, conforme mostra a Figura 5-44.

Figura 5-44 Simulação de cenário considerando a remoção total da concentração de PT afluente ao canal e suas implicações no ASA



Fonte: Autor, 2016.

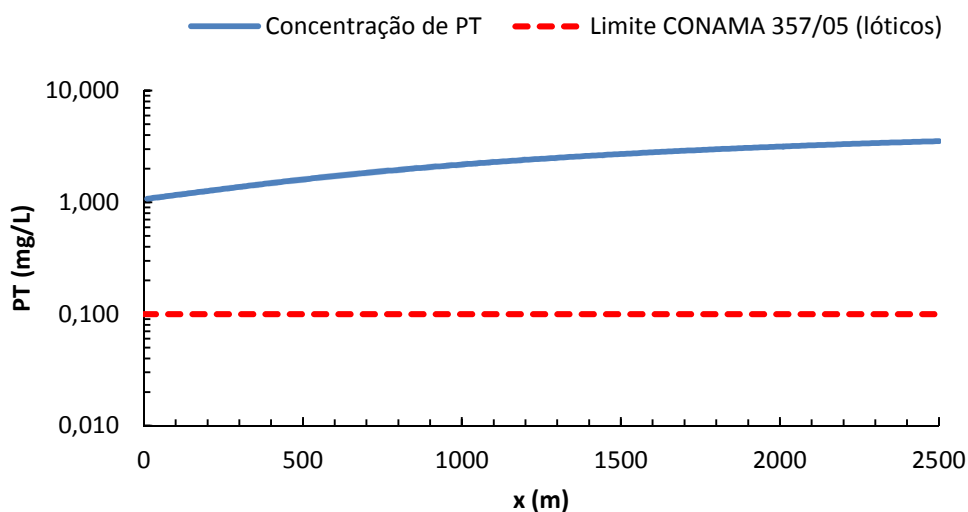
5.3.4.3. Cenário 2

Neste cenário, em função de eventuais mudanças climáticas, foi considerado a redução da precipitação proporcional a metade da média utilizada na pesquisa. Assim, para esta nova precipitação, obtém-se, a partir da Figura 5-8, uma vazão inicial (Q_0) de 100,4 L/s.

A redução da vazão pode ocorrer devido a diminuição do período chuvoso ou uma menor contribuição de vazão lançada na lagoa da Parangaba que, conseqüentemente, diminuirá a vazão afluente no canal. Ressalta-se que a vazão utilizada neste cenário foi de 100,4 L/s.

A Figura 5-45 mostra que, com a diminuição da vazão inicial, e mantendo as demais variáveis do modelo, ocorre um incremento na concentração de fósforo total ao longo da extensão do canal, que aumentou de 1,07 mg/L para 3,53 mg/L, descumprindo o valor estabelecido pela Resolução 357/05 do CONAMA para mananciais de classe 02.

Figura 5-45 Simulação de cenário considerando a redução da vazão inicial e o impacto no canal.

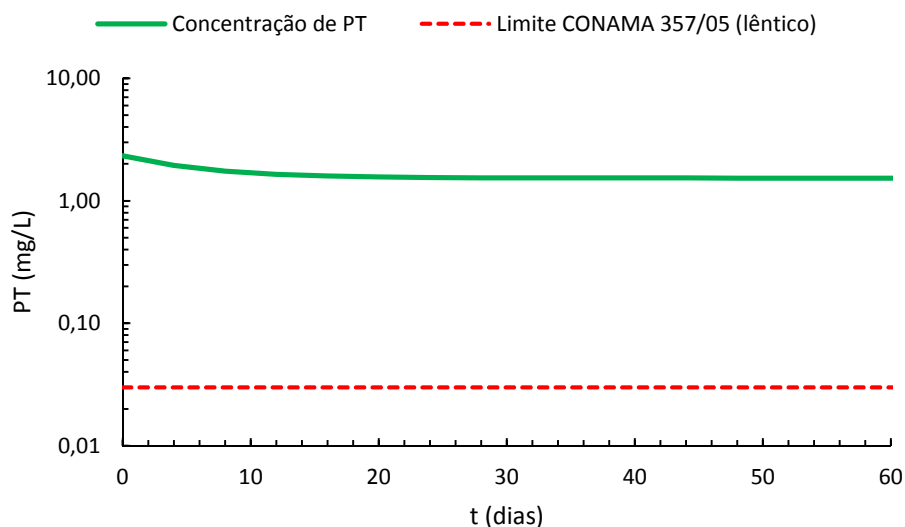


Fonte: Autor, 2016.

Com a redução da vazão inicial no canal, não foi evidenciada melhoria significativa no ASA; ocorreu uma leve diminuição nos níveis de PT, sendo reduzido de 2,37 mg/L para 1,53 mg/L em 32 dias; após este período, o valor foi praticamente constante, com reduções mínimas conforme mostra a Figura 5-46.

A redução da vazão proposta neste cenário promove um aumento do TDH no ASA, no entanto, não foi eficiente para atender a legislação ambiental para ambientes lênticos de classe 02.

Figura 5-46 Simulação de cenário considerando a redução da vazão inicial e o impacto no ASA.



Fonte: Autor, 2016.

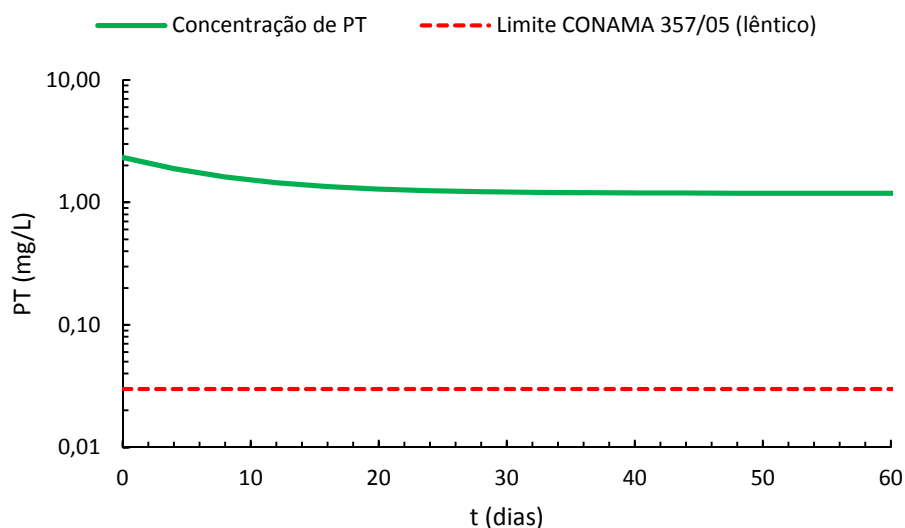
5.3.4.4. Cenário 3

O cenário 3 considerou uma dragagem do reservatório, simulando a remoção total do sedimento presente, retornando ao volume inicial, quando da sua inauguração, cujo valor era de 0,51 hm³.

Vale salientar que neste cenário não foram propostas melhorias para o canal, pois a intenção era avaliar a ação isolada da dragagem no ASA. Assim sendo, os resultados para o canal foram idênticos aos obtidos no panorama atual. O resultado pode ser visualizado na Figura 5-36.

No ASA, mesmo com a dragagem, o valor de fósforo total não atingiu o limite estabelecido pela legislação ambiental para mananciais lânticos de classe 02. A concentração mínima obtida foi de 1,18 mg/L em 52 dias; após este período o valor foi praticamente constante, com reduções mínimas. Isso mostra a necessidade de ações complementares com objetivo de remoção do aporte da carga de fósforo, pois somente a dragagem não foi suficiente para atender o que preconiza a Resolução 357/05 do CONAMA, conforme mostra a Figura 5-47.

Figura 5-47 Simulação de cenário considerando a dragagem do açude Santo Anastácio



Fonte: Autor, 2016.

5.3.4.5. Cenário 4

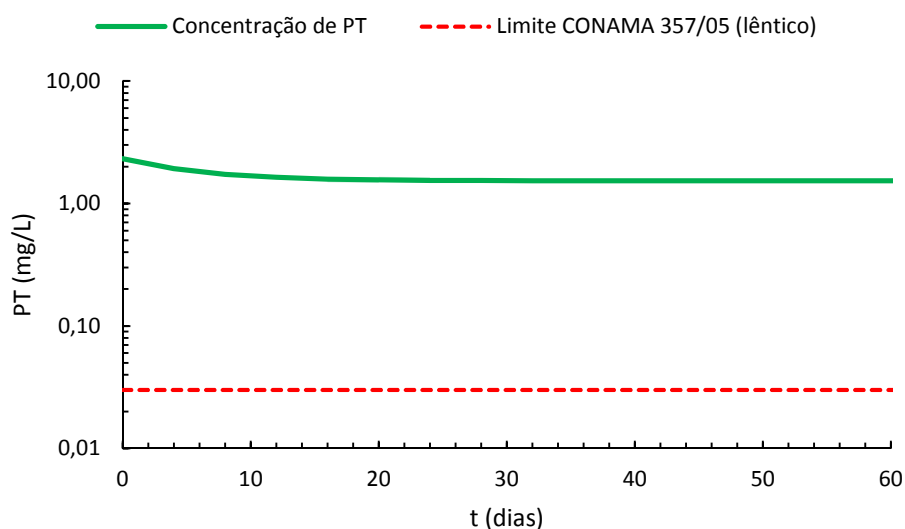
No cenário 4 foi considerado o assoreamento do ASA, com uma taxa de 0,4% ao ano, durante 20 anos. Tal valor foi estimado tomando por base os estudos batimétricos no ASA, como o realizado pela prefeitura de Fortaleza em 2007; pesquisas de Lima (2011b) e Lima Neto *et al.*, (2011). Ressalta-se que para este cenário o volume do reservatório foi de 0,283 hm³.

Da mesma forma como relatado no item 5.3.4.4, neste cenário, não foram propostas melhorias para o canal, tendo em vista a avaliação da ação isolada do assoreamento do ASA. Assim sendo, os resultados para o canal podem ser visualizados na Figura 5-41.

No açude Santo Anastácio, considerando o assoreamento, o valor de fósforo total não atingiu o limite estabelecido pela Resolução do CONAMA 357/05 para mananciais lênticos de classe 02. A concentração mínima obtida foi de 1,53 mg/L alcançados em 28 dias, período em que se chega ao regime permanente, conforme mostra a Figura 5-48.

O resultado indica uma deteriorização da qualidade da água quando comparado com o panorama atual, o que mostra que se nada for feito, a tendência é o agravamento da degradação.

Figura 5-48 Simulação de cenário considerando o assoreamento do ASA por 20 anos.



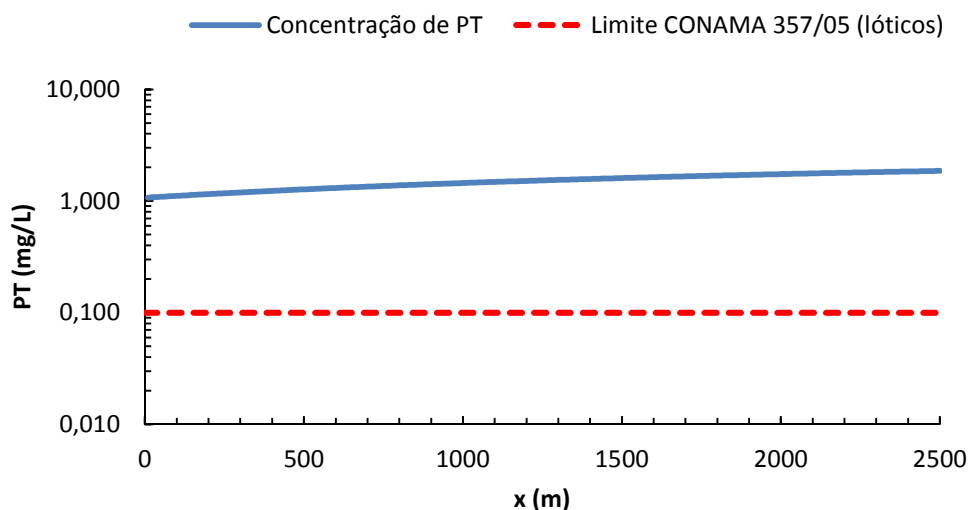
Fonte: Autor, 2016.

5.3.4.6. Cenário 5

Neste cenário hipotético, foi considerado remoção da vazão incremental linear (q). Isto só é possível, através da interligação de toda contribuição de esgotos ao longo do canal a rede coletora de esgoto, ou instalação da rede coletora de esgotos em locais desprovidos de tal infraestrutura. Vale salientar que existem residências às margens do canal que conectam seus esgotos diretamente no canal, e que para estes casos a interligação à rede fica ainda mais complicada.

A eliminação da vazão incremental linear não foi suficiente para promover alterações expressivas nas concentrações de fósforo no canal. A Figura 5-49 mostra que, com a eliminação do (q), e mantendo as demais variáveis do modelo, ocorre um incremento na concentração de fósforo total ao longo do mesmo, aumentando de 1,07 mg/L para 1,86 mg/L em toda a extensão do canal; tal incremento é atribuído a contribuição do fósforo presente nos resíduos sólidos. Mesmo com o reduzido desempenho, os resultados foram melhores quando comparados com o panorama atual e os cenários 1 e 2, demonstrando que a vazão incremental linear tem grande influência na qualidade da água do canal. Nota-se também, neste cenário, o descumprimento do valor estabelecido pela Resolução 357/05 do CONAMA para mananciais lóticos de classe 02.

Figura 5-49 Simulação de cenário considerando a eliminação da vazão incremental linear no canal e o impacto no canal.



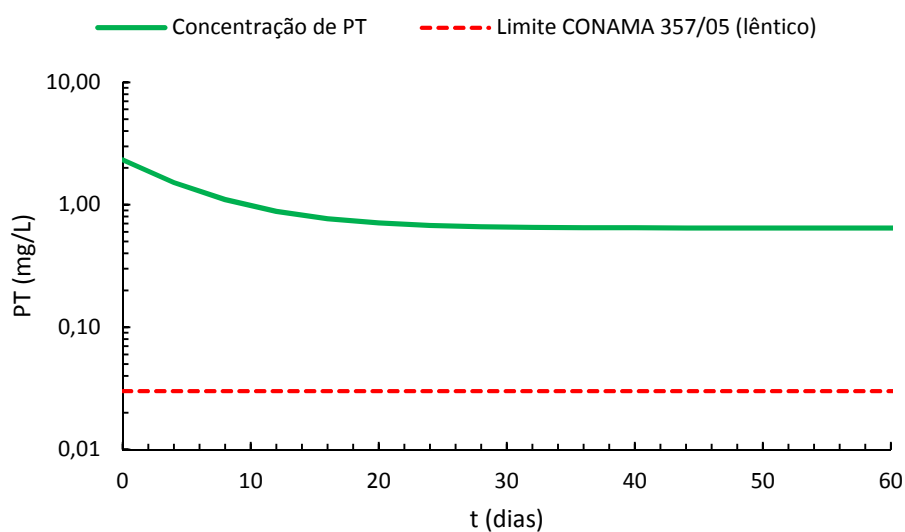
Fonte: Autor, 2016.

A eliminação da vazão incremental linear no canal promoveu uma melhoria nos resultados obtidos no modelo do reservatório, sendo reduzido na simulação

para 0,64 mg/L em 36 dias. Após este período, o valor foi praticamente constante, com reduções mínimas conforme mostra a Figura 5-50. Percebe-se que não foi possível atender a legislação ambiental para ambientes lênticos de classe 02.

Apesar do desempenho reduzido neste cenário para o ASA, da mesma forma que para o canal, os resultados foram melhores quando comparados com o panorama atual e os cenários 1 e 2, demonstrando que a vazão incremental linear tem grande influência na qualidade da água do sistema integrado.

Figura 5-50 Simulação de cenário considerando a eliminação da vazão incremental linear no canal e o impacto no ASA.



Fonte: Autor, 2016.

5.3.4.7. Cenário 6

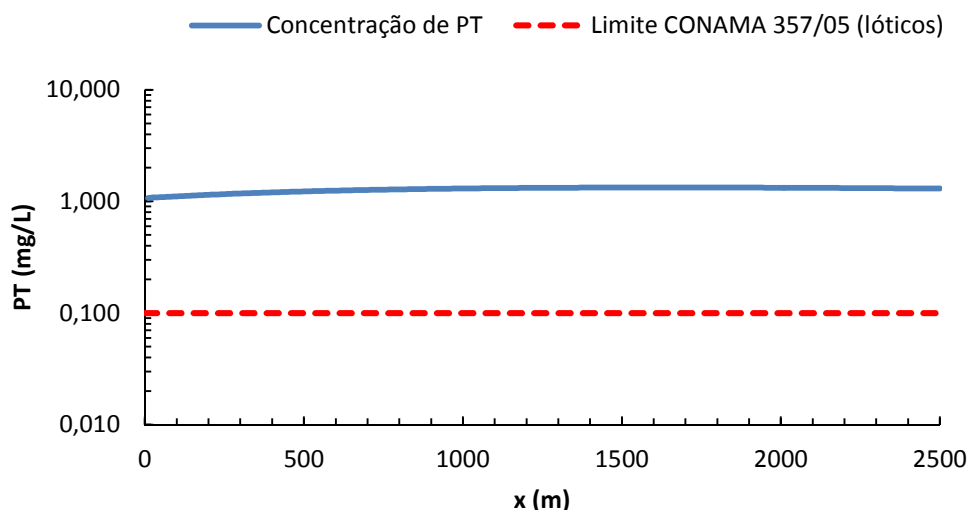
O cenário 6 considerou a remoção total da carga de fósforo referente aos esgotos. Tal remoção pode ser obtida através de ações efetivas de conscientização ambiental no tocante a interligação das residências à rede coletora de esgotos, nas áreas dotadas desta infraestrutura, ou da instalação da rede coletora de esgotos em áreas desprovidas de infraestrutura.

A Figura 5-51 apresenta o resultado da simulação do cenário 6 para o canal. Percebe-se, que a remoção total da carga de fósforo presente nos esgotos, também não foi suficiente para atender ao valor estabelecido pela Resolução do CONAMA para ambientes lóticos de classe 02. Nota-se um incremento na concentração de fósforo total no canal, de 1,07 mg/L para 1,30 mg/L, fato este,

atribuído ao lançamento de resíduos sólidos lançados no canal de drenagem e a elevada concentração de PT afluente ao canal.

Percebe-se neste cenário que ao chegar na distância 1640 metros, são obtidos os maiores resultados de PT, alcançando a concentração de 1,33 mg/L. Logo em seguida na distância 1650 metros nota-se uma leve recuperação dos níveis de PT no canal, que no seu final, apresenta concentração de 1,30 mg/L. Essa recuperação ocorre porque as maiores contribuições de PT dos esgotos estão localizadas no segundo trecho do canal e já que neste cenário foram simuladas sem essa carga, ocorre uma leve recuperação, no entanto, ainda acima do valor inicial do modelo.

Figura 5-51 Simulação de cenário considerando remoção total das cargas de fósforo presente nos esgotos e o impacto no canal.

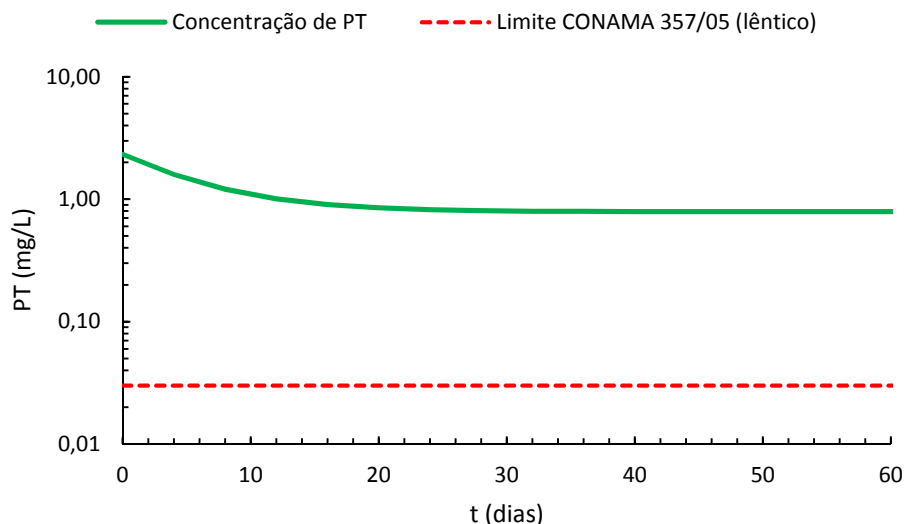


Fonte: Autor, 2016.

No açude Santo Anastácio, com a remoção da carga de fósforo total presente nos esgotos, promoveu uma leve redução na carga de fósforo afluente ao ASA. No entanto, mesmo com tal melhoria, o valor de fósforo total obtido neste cenário não atendeu o limite estabelecido pela legislação ambiental para mananciais lênticos de classe 02. A concentração mínima obtida foi de 0,79mg/L em 32 dias; após este período o valor foi praticamente constante, com reduções mínimas conforme mostra a Figura 5-52. Isso reforça a necessidade de ações complementares com objetivo de remoção da carga de fósforo, pois somente a

remoção da carga presente nos esgotos também não foi suficiente para atender o que preconiza a Resolução 357/05 do CONAMA.

Figura 5-52 Simulação de cenário considerando remoção total da carga de fósforo presente nos esgotos e o impacto no ASA.



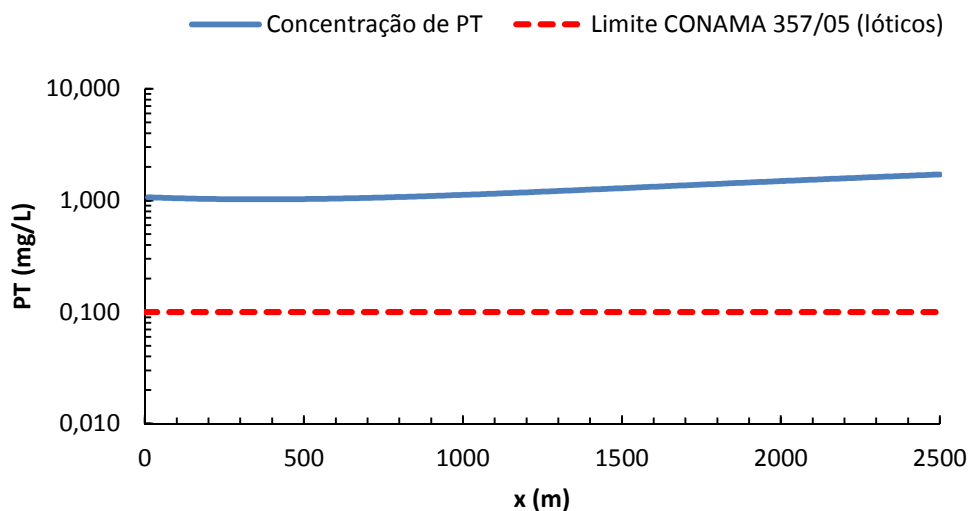
Fonte: Autor, 2016.

5.3.4.8. Cenário 7

Neste cenário foi considerado a remoção total da carga de fósforo referente aos resíduos sólidos no canal. Isso pode ser obtido através de ações efetivas de educação ambiental, sistematização da coleta dos resíduos sólidos urbanos nesta localidade e fiscalização das áreas próximas ao canal utilizadas como depósitos de resíduos sólidos.

A Figura 5-53 apresenta o resultado da simulação do Cenário 7 para o canal. Percebe-se, que a remoção total da carga de fósforo presente nos resíduos sólidos não foi suficiente para atender ao valor estabelecido pela legislação ambiental para mananciais lóticos de classe 02. Nota-se um incremento na concentração de fósforo total no canal chegando a distância 2500m com concentração de PT de 1,71mg/L, sendo atribuída à carga de fósforo referente aos esgotos.

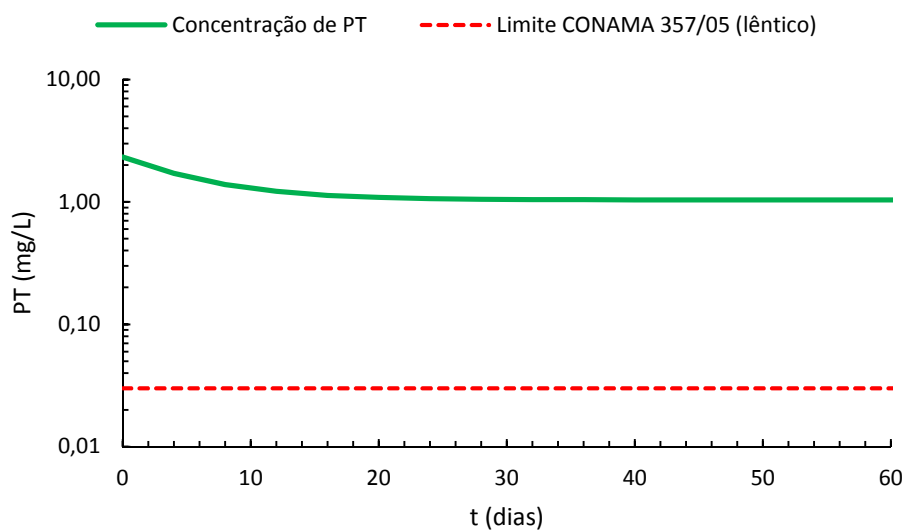
Figura 5-53 Simulação de cenário considerando remoção da carga de fósforo total dos resíduos sólidos no canal e o impacto no canal.



Fonte: Autor, 2016.

A remoção da carga de fósforo total presente nos resíduos sólidos no canal promoveu uma leve redução na carga de fósforo afluente ao ASA. No entanto, mesmo com tal melhoria, o valor de fósforo total obtido neste cenário não atendeu o limite estabelecido pela legislação ambiental para mananciais de classe 02. A concentração mínima obtida foi de 1,03 mg/L em 40 dias; após este período o valor foi praticamente constante, com reduções mínimas conforme mostra a Figura 5-54. Isso demonstra a necessidade ações complementares com objetivo de remoção da carga de fósforo, pois somente a remoção da carga presente nos resíduos sólidos não foi suficiente para atender o que preconiza a Resolução 357/05 do CONAMA.

Figura 5-54 Simulação de cenário considerando remoção da carga de fósforo total dos resíduos sólidos no canal e o impacto no ASA.



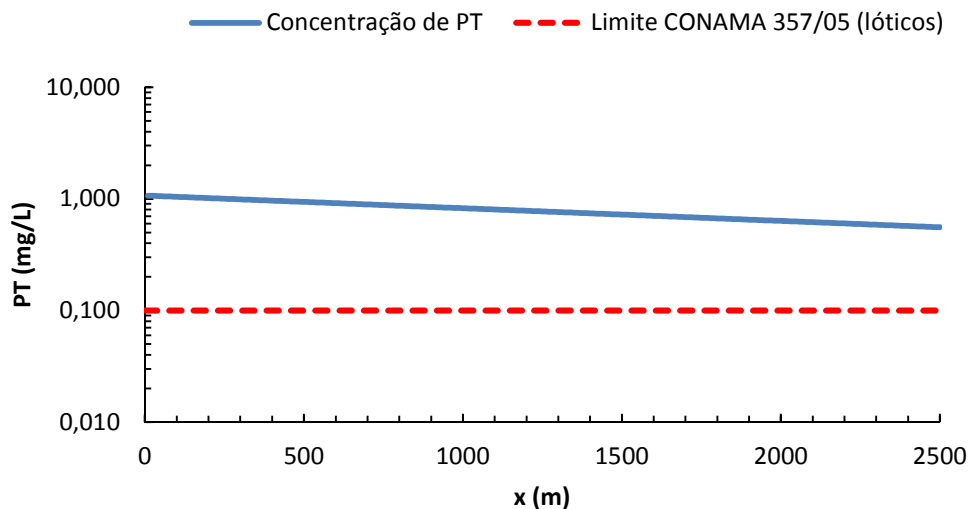
Fonte: Autor, 2016.

5.3.4.9. Cenário 8

Neste cenário hipotético foi considerado a remoção total da carga de fósforo no canal, referente às cargas presentes nos esgotos e nos resíduos sólidos. Para que ocorra a remoção, é necessário a adoção de uma série de medidas, que passa pela conscientização da comunidade residente em torno do canal, seja com a interligação ao sistema de esgotamento sanitário em áreas cobertas por este serviço, ou pela instalação da referida infraestrutura e interligação da comunidade, como também, a disposição correta dos resíduos sólidos. É primordial a fiscalização por parte da prefeitura no tocante ao cumprimento do descarte correto de resíduos sólidos e interligação dos esgotos na rede coletora.

A Figura 5-55 mostra que, mesmo com a remoção total das cargas de fósforo no canal, não foi possível atender à legislação ambiental. Percebe-se uma redução na concentração de fósforo, passando de 1,07 mg/L para 0,55 mg/L, no entanto, não suficiente para atender a referida legislação. Isso porque, a concentração afluente de fósforo no canal advinda da lagoa da parangaba é elevada; mesmo removendo toda carga lançada no canal, o modelo mostrou não ser suficiente para evitar o aporte excessivo de nutrientes ao ASA.

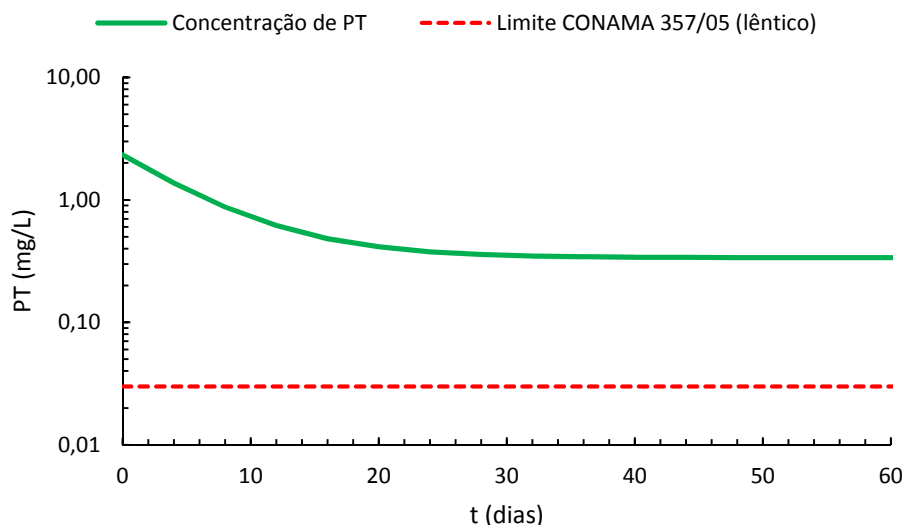
Figura 5-55 Simulação de cenário considerando remoção total das cargas de fósforo total presente nos esgotos e nos resíduos sólidos no canal (impacto no canal).



Fonte: Autor, 2016.

No ASA, a remoção total das cargas de fósforo presentes nos esgotos e nos resíduos sólidos no canal promoveu uma remoção de fósforo no reservatório e conseqüentemente, a obtenção de menor concentração de PT. No entanto, mesmo com a melhoria proposta, o valor obtido neste cenário não atendeu o limite estabelecido pela legislação ambiental para mananciais de classe 02. A concentração mínima obtida foi de 0,33 em 32 dias; após este período o valor foi praticamente constante, com reduções mínimas conforme mostra a Figura 5-56. Isso reforça a necessidade de ações complementares não somente na remoção das cargas no canal, mas também na redução da concentração de PT afluente ao canal, para atendimento à Resolução do CONAMA 357/05.

Figura 5-56 Simulação de cenário considerando a remoção total das cargas de fósforo presentes nos esgotos e nos resíduos sólidos no canal e o impacto no ASA.



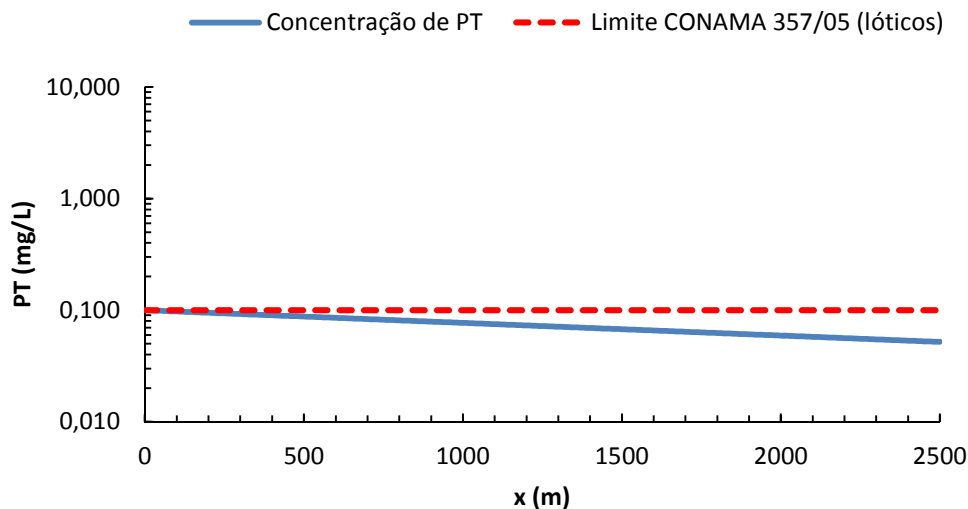
Fonte: Autor, 2016.

5.3.4.10. Cenário 9

No cenário 9, considerou-se a remoção total da carga de fósforo no canal, referente às cargas nos esgotos e nos resíduos sólidos, aliado a uma melhoria na concentração afluente ao canal. Foi considerado uma concentração afluente de 0,10 mg/L, isso representa uma redução de 91% da concentração média obtida no presente estudo. Para que ocorra tal remoção, é necessário, além da adoção de uma série de medidas citadas no cenário 8 no tocante a remoção das cargas de fósforo no canal, o acréscimo de uma estação de tratamento de esgotos nas águas vertidas da lagoa da Parangaba, ou, a interligação da comunidade que lança seus esgotos e resíduos na supracitada lagoa em uma rede coletora, para garantir uma concentração de 0,10 mg/L de fósforo total.

Pode-se observar na Figura 5-57 que com as melhorias propostas é possível atender a Resolução 357/05 do CONAMA. Nota-se uma redução na concentração de fósforo em toda a extensão do canal, passando de 0,10 mg/L para 0,05 mg/L. Isso mostra que somente as ações no canal ou na saída da lagoa da Parangaba de forma isolada não são suficientes para atender a legislação ambiental, mas, quando aliadas, o resultado é adequado.

Figura 5-57 Simulação de cenário considerando remoção total das cargas de fósforo presente nos esgotos e nos resíduos sólidos no canal, aliado a redução da concentração afluyente de fósforo (no canal).



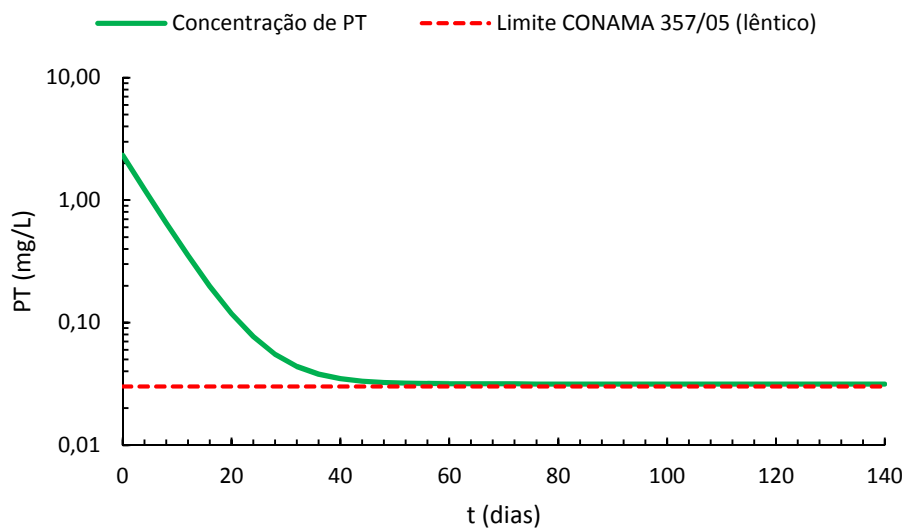
Fonte: Autor, 2016.

Para o ASA, com as melhorias propostas neste cenário, também foi possível atender a legislação ambiental para ambientes lênticos de classe 02. As remoções das contribuições das cargas ao longo do canal promoveram uma redução na carga de fósforo afluyente ao açude, o que auxiliou nas remoções de PT no reservatório. Obteve-se a concentração de 0,03 mg/L em 40 dias, atendendo assim a Resolução do CONAMA, conforme pode-se observar na Figura 5-58.

Percebe-se que as cargas de fósforo são tão elevadas, que só foi possível o atendimento à legislação ambiental tanto no canal como no ASA, com a adoção de rigorosas melhorias, tanto na redução da concentração afluyente ao canal, como nas cargas ao longo do canal. Isso repercutiu positivamente no ASA, atendendo a legislação ambiental.

Isso reforça a necessidade urgente de medidas de recuperação dos recursos hídricos, utilizando as melhorias propostas nas simulações.

Figura 5-58 Simulação de cenário considerando remoção total das cargas de fósforo presente nos esgotos e nos resíduos sólidos no canal, aliada a redução da concentração afluyente de fósforo e o impacto no ASA.



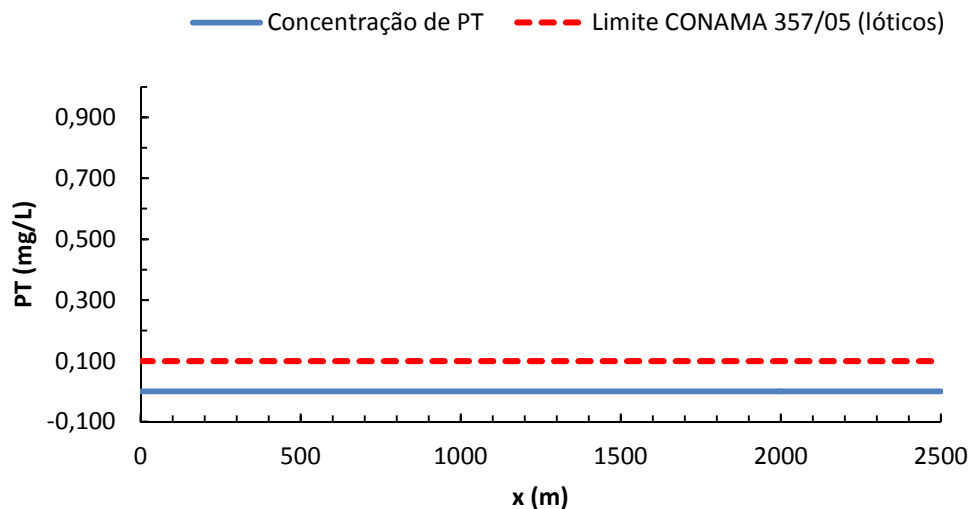
Fonte: Autor, 2016.

5.3.4.11. Cenário 10

O cenário 10 considerou a remoção total da carga de fósforo no canal, referente às cargas nos esgotos e nos resíduos sólidos, aliada à remoção total da concentração de PT afluyente ao canal. Para que ocorra tal remoção, é necessária a adoção de uma série de medidas citadas nos cenários 8 e 9 no tocante a remoção das cargas de fósforo no canal.

Pode-se observar na Figura 5-59 que com as melhorias propostas é possível manter as condições de atendimento à Resolução 357/05 do CONAMA para ambientes lóticos. Isso mostra a importância de ações conjuntas no tocante ao aporte de fósforo ao canal e ao longo de sua extensão.

Figura 5-59 Simulação de cenário considerando remoção total das cargas de fósforo presente nos esgotos e nos resíduos sólidos no canal, aliada à redução total da concentração afluyente ao canal (impacto no canal).

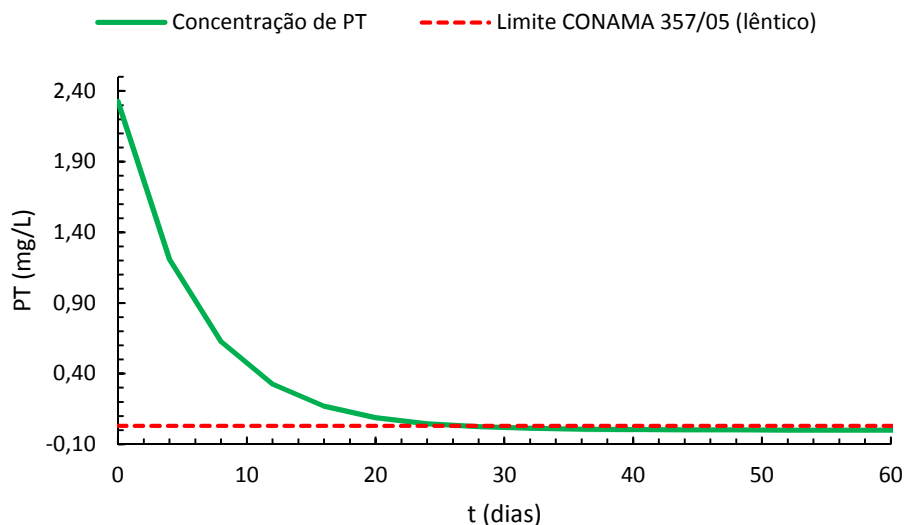


Fonte: Autor, 2016.

Para o ASA, com as melhorias propostas no cenário 10, também foi possível atender a legislação ambiental para ambientes léticos de classe 02. As remoções das contribuições das cargas ao longo do canal promoveram a remoção da carga de fósforo afluyente ao açude, o que auxiliou nas remoções de PT no reservatório. Obteve-se a concentração de 0,03 mg/L em 26 dias, atendendo assim a Resolução do CONAMA, como pode-se observar na Figura 5-60.

Este cenário foi o que apresentou os melhores resultados de remoção de PT no ASA. Nota-se que quando a carga de fósforo afluyente ao canal é reduzida e quando também não há contribuição de PT ao longo do canal, a repercussão é positiva no ASA. Tais melhorias favorecem os mecanismos de remoção de fósforo no reservatório.

Figura 5-60 Simulação de cenário considerando remoção total das cargas de fósforo presente nos esgotos e nos resíduos sólidos no canal, aliada a redução total da concentração afluyente ao canal e o impacto no ASA.



Fonte: Autor, 2016.

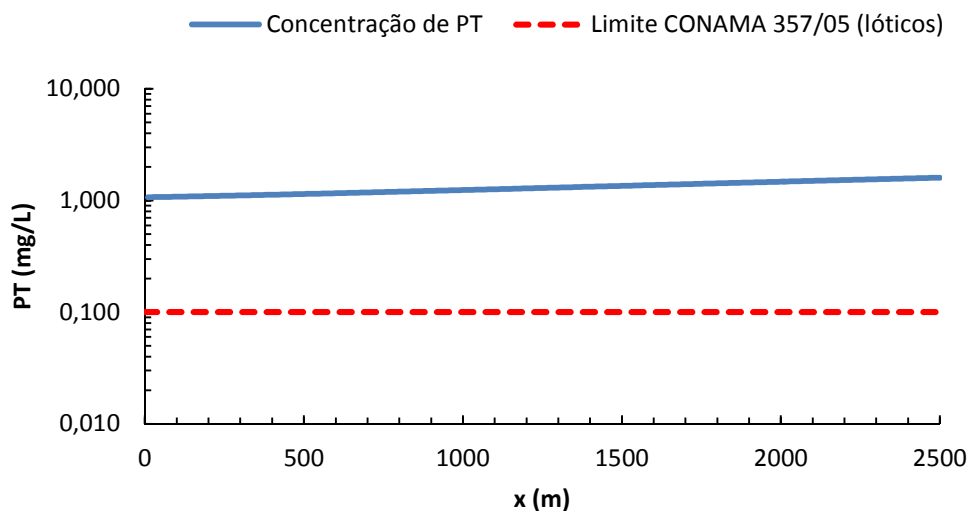
5.3.4.12. Cenário 11

Para este cenário, em função de eventuais mudanças climáticas, foi considerado o dobro da precipitação média obtida para o período de monitoramento. Assim, para esta nova precipitação, obtém-se, a partir da Figura 5-8, uma vazão inicial (Q_0) de 401,6 L/s.

Percebe-se na simulação do canal, que ocorre um incremento na concentração de fósforo total ao longo do mesmo, passando de 1,07 mg/L para 1,68 mg/L, descumprindo o valor estabelecido pela Resolução 357/05 do CONAMA para mananciais de classe 02, conforme mostra a Figura 5-61.

Como ao longo do canal são lançados esgotos e resíduos sólidos, o aumento da vazão (Q_0) proporcionou uma leve diluição da concentração de fósforo total no canal, mas não ao ponto de ocorrer remoção, já que as cargas lançadas ao longo do canal são elevadas.

Figura 5-61 Simulação de cenário considerando o aumento da vazão inicial lançada no canal (impacto no canal).



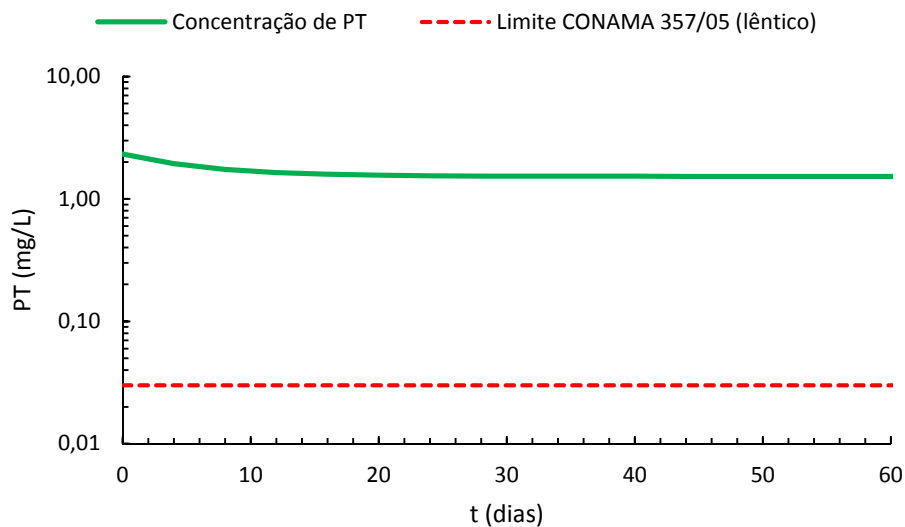
Fonte: Autor, 2016.

Com o aumento da vazão inicial (Q_0) no canal, foram percebidas diminutas remoções de PT no ASA. A concentração passou de 2,327 para 1,53 mg/L em 32 dias; após este período, o valor foi praticamente constante, com mínimas reduções, conforme mostra a Figura 5-62.

Comparando este cenário (11) com os cenários 2 (redução da vazão afluente ao canal) e 5 (remoção da vazão incremental), percebe-se que o impacto da vazão no ASA foi semelhante, apresentando resultados na saída do reservatório com valores próximos. Isso pode indicar que a vazão exerce menor influência quando comparada com os cenários de proposição e melhorias na concentração de PT, já que estes apresentaram menores concentrações no ASA.

Nota-se ainda, que não foi possível atender a legislação ambiental (CONAMA 357/05) para ambientes lênticos de classe 02.

Figura 5-62 Simulação de cenário considerando o aumento da vazão inicial lançada no canal e o impacto no ASA.



Fonte: Autor, 2016.

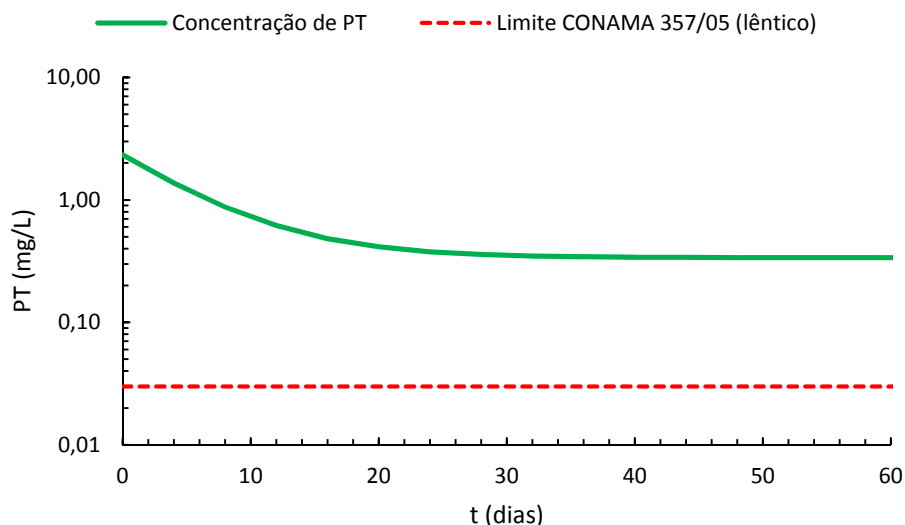
5.3.4.13. Cenário 12

O cenário 12 considerou a remoção total da carga de fósforo no canal, referente aos esgotos e aos resíduos sólidos, aliada à dragagem do reservatório, simulando a remoção total do sedimento presente, cujo valor foi de 0,51 hm³.

Ressalta-se que neste cenário as melhorias para o canal foram as mesmas descritas no cenário 8 para o canal, pois a intenção era avaliar a ação conjunta das remoções das cargas aliada à dragagem no ASA e seus impactos no reservatório; assim sendo, os resultados para o canal foram idênticos aos obtidos no cenário 8 e podem ser visualizadas na Figura 5-55.

No ASA, a remoção total das cargas de fósforo presentes nos esgotos e nos resíduos sólidos no canal aliada à dragagem do reservatório, promoveu uma maior remoção de fósforo no reservatório quando comparadas com os demais cenários propostos, com exceção dos cenários 9 e 10. No entanto, mesmo com a melhoria, o valor obtido neste cenário não atendeu o limite estabelecido pela legislação ambiental para mananciais de classe 02. A concentração mínima obtida foi de 0,27 em 44 dias; após este período alcançou o regime permanente, conforme mostra a Figura 5-63.

Figura 5-63 Simulação de cenário considerando a remoção total das cargas de fósforo presentes nos esgotos e nos resíduos sólidos no canal e o impacto no ASA.



Fonte: Autor, 2016.

5.3.5. Considerações Sobre os Cenários

Os cenários propostos simularam diversas situações para o sistema integrado canal-reservatório. Para o canal foram propostas reduções na vazão, na concentração de fósforo total, e nas cargas (esgoto e/ou resíduos sólidos). Também foi proposto cenário com aumento da vazão no canal.

Para o ASA foram observados os impactos das ações simuladas no canal e também cenários específicos para o reservatório, como dragagem, assoreamento e cenários com ações combinadas.

Pode-se observar um panorama preocupante na qualidade da água nos diversos cenários simulados. Nota-se que só é possível atender o que preconiza a legislação ambiental nos recursos hídricos em questão (canal-reservatório) quando são propostas medidas que requerem grandes alterações na concentração de fósforo total afluente ao canal e da remoção total das cargas lançadas ao longo do mesmo.

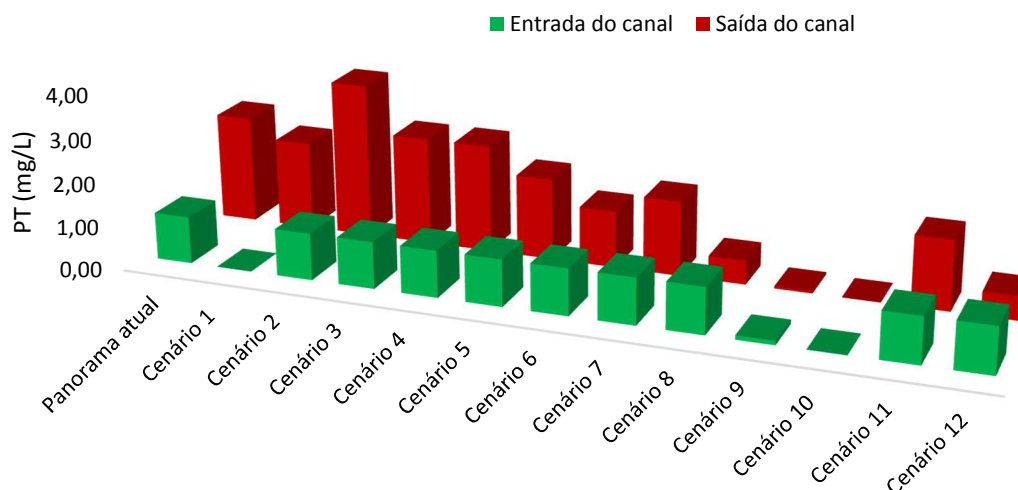
5.3.5.1. Cenários no Canal

O cenário 1, propôs a redução da concentração total de PT afluente ao canal, mas sem proposições de melhorias ao longo do mesmo, o que resultou em um rápido processo de degradação no canal. O modelo mostrou que já em 50 metros a legislação ambiental é descumprida, atribuindo-se a elevada carga lançada no canal.

No panorama atual e nos cenários 3 e 4 não são propostas melhorias para o canal, o que resulta em concentrações elevadas de PT na saída do mesmo; isso mostra a necessidade de medidas mitigadoras urgentes. Nos cenários 2 e 5, onde as vazões afluentes foram reduzidas, percebeu-se um aumento nas concentrações de PT na saída do canal, sendo estas, as maiores obtidas nos cenários propostos. Isso provavelmente está relacionado ao efeito da diluição, não presente nestes cenários. Uma menor vazão aliada a uma alta concentração afluente ao canal resulta em elevadas cargas de saída no canal, como podem ser visualizadas na Figura 5-64.

Já no cenário 11, onde foi proposto um incremento na vazão, percebeu-se uma leve melhoria na concentração de PT na saída do canal, isso quando comparadas com os cenários 2 e 5 (com proposições de alterações na vazão), o que evidencia que o incremento da vazão promove uma diluição na concentração, no entanto, não suficiente para atender a legislação ambiental para ambientes lóticos.

Figura 5-64 Compilação do panorama atual e dos cenários no canal de drenagem.

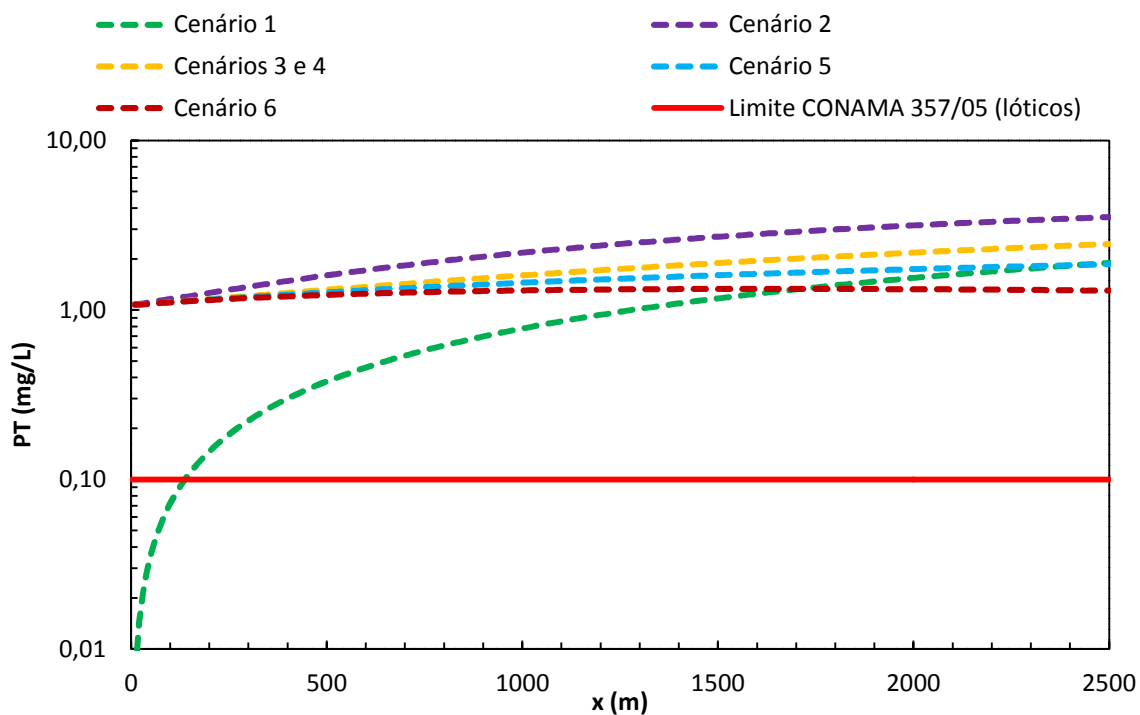


Fonte: Autor, 2016.

Os cenários 6, 7, 8 e 12 propuseram reduções nas cargas lançadas no canal, sendo elas, cargas isoladas de esgoto (cenário 6) e de resíduos sólidos (cenário 7) e das cargas combinadas de esgoto e resíduos sólidos (cenários 8 e 12). Tais cenários promoveram melhorias nas concentrações finais de PT quando comparadas com os cenários de alterações nas vazões. Isso mostra que as remoções das cargas isoladas ou combinadas de esgoto e resíduos sólidos têm maiores impactos na melhoria da qualidade da água no tocante ao fósforo total no canal.

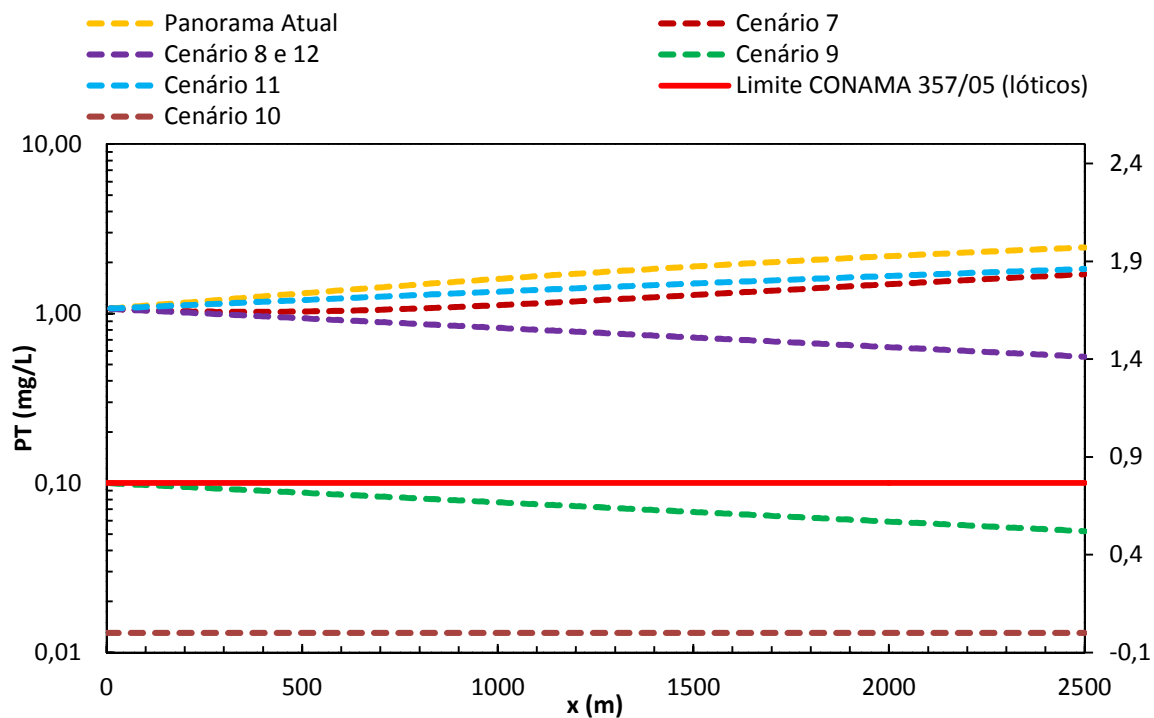
Ações isoladas, sejam elas de reduções das concentrações, das cargas, das vazões, ou incremento da vazão, não foram suficientes para promover melhorias significativas no canal e também não atenderam a Resolução do CONAMA 357/05, conforme podem ser visualizados nas Figuras 5-65 e 5-66.

Figura 5-65 Comparação entre os cenários 1 ao 6 no canal de drenagem e verificação do atendimento à Resolução do CONAMA 357/05.



Fonte: Autor, 2016.

Figura 5-66 Comparação entre o panorama atual e os cenários 7 a 12 no canal de drenagem e verificação do atendimento à Resolução do CONAMA 357/05.



Fonte: Autor, 2016.

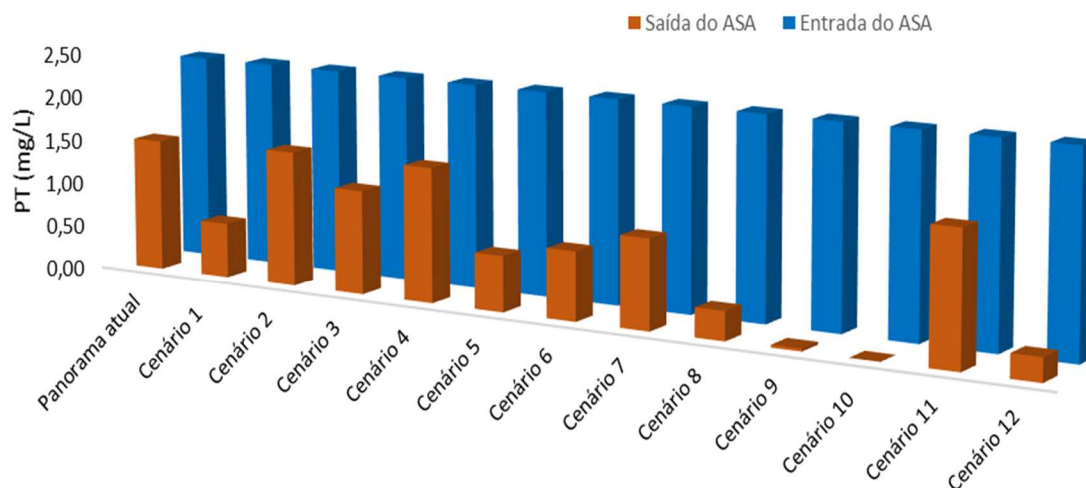
Os cenários 9 e 10 combinaram as melhorias de redução total das cargas de fósforo referente aos esgotos e resíduos sólidos aliado a uma diminuição da concentração de PT afluente ao canal (cenário 9) ou a remoção total da carga de PT afluente (cenário 10). Somente desta forma foi possível atender o que preconiza a Resolução do CONAMA 357/05 para ambientes lóticos, conforme mostra a Figura 5-66.

O canal encontra-se extremamente degradado ao ponto que, em diversas simulações, ocorre incremento de PT no canal, ou praticamente não se percebe efeito na redução das concentrações de PT. Só é possível atender a legislação ambiental com adoção de medidas combinadas de redução da concentração afluente ao canal e remoção das cargas lançadas ao longo do mesmo.

5.3.5.2. Cenários no Açude Santo Anastácio

A Figura 5-67 apresenta a compilação do panorama atual e dos cenários propostos para o açude Santo Anastácio, com os valores médios de entrada e saída.

Figura 5-67 Compilação do panorama atual e dos cenários no ASA.

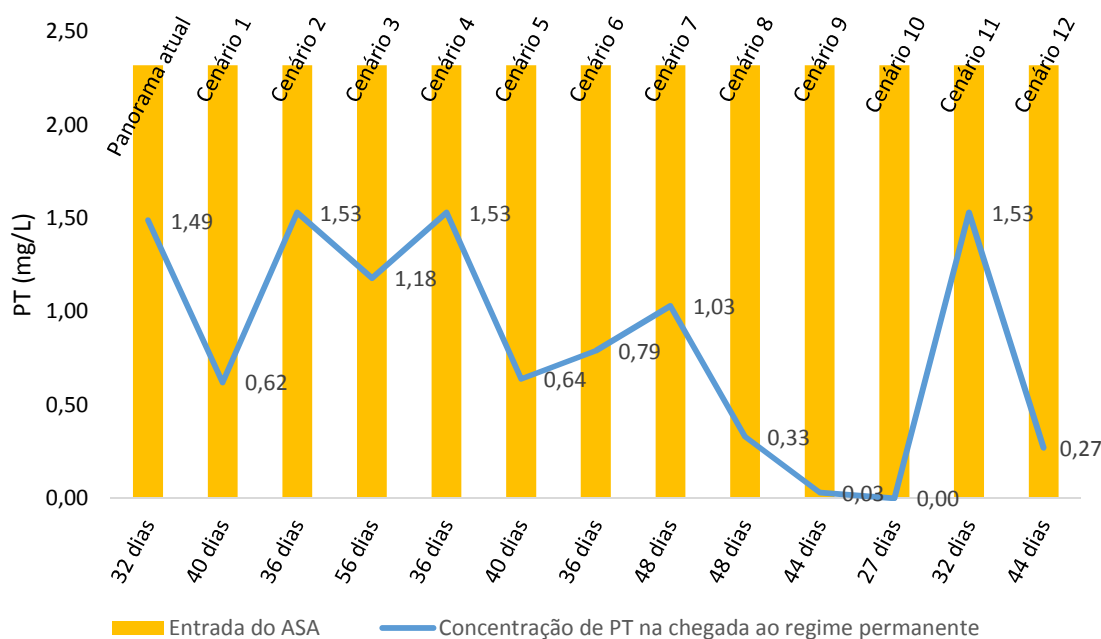


Fonte: Autor, 2016.

Para o ASA, no panorama atual, o modelo integrado mostrou uma remoção de 35,8% na concentração de PT, reduzindo de 2,32 mg/L para 1,49 mg/L e chegando ao regime permanente em 32 dias, conforme ilustram as Figuras 5-68

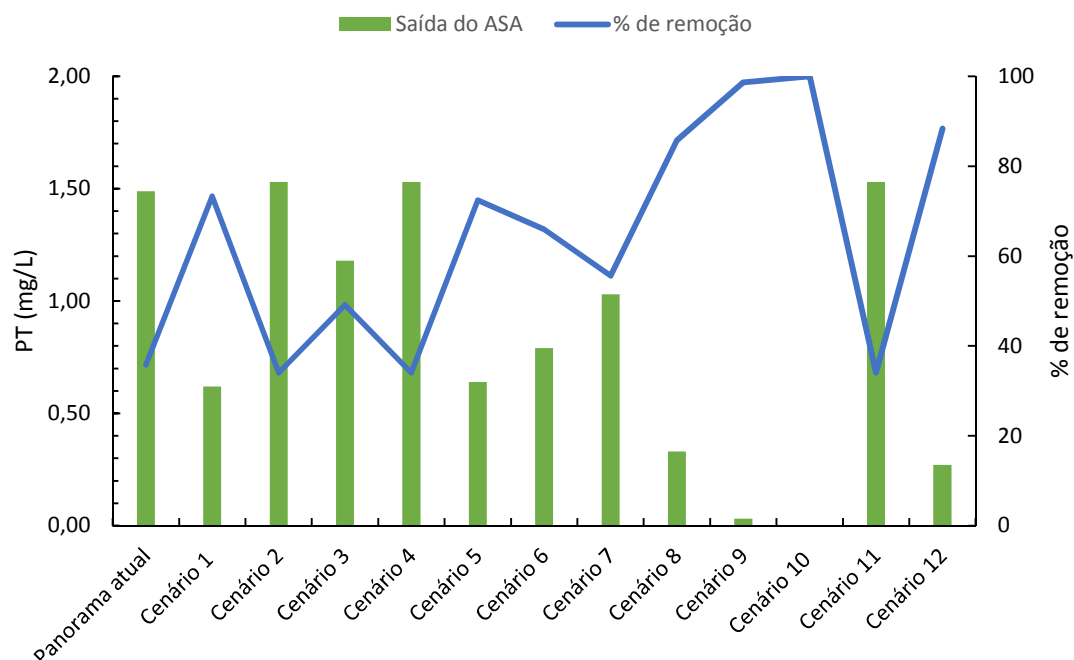
e 5-69. Esse valor encontra-se acima do que preconiza a legislação ambiental para ambientes lênticos. Os resultados são próximos quando comparados com o cenário 4, que avaliou o assoreamento do reservatório. Nota-se uma concentração final maior (1,53 mg/L) e um menor percentual de remoção (34,1%). Isso mostra que se nada for feito e com a taxa de assoreamento do ASA, o sistema integrado continuará sendo degradado progressivamente, comprometendo assim a qualidade da água no tocante ao fósforo total.

Figura 5-68 Concentrações de PT no ASA e tempo para chegada no regime permanente.



Fonte: Autor, 2016.

Figura 5-69 Concentrações de PT na saída do ASA e percentuais de remoção.



Fonte: Autor, 2016.

Os cenários 2 e 11 propuseram alterações de vazões afluentes ao canal, sendo eles, redução e aumento da vazão, respectivamente. Nota-se que não foram obtidos impactos significativos nestes cenários. As concentrações finais foram idênticas (1,53 mg/L), com diferenças no tocante ao alcance do regime permanente, em 26 dias para o cenário 2 e 32 dias para o cenário 11, o que correspondeu a uma remoção de 34,1% de fósforo total.

Diferentemente do ocorrido no canal, onde as alterações das vazões promoveram diferenças entre as concentrações finais de PT, no ASA, os valores foram próximos. Isso pode ser atribuído ao efeito reservatório que minimiza as variações.

Avaliando o cenário 3 (dragagem do ASA) nota-se uma suave melhoria no percentual de remoção (49,1%) e na concentração final (1,18 mg/L) alcançando o regime permanente em 56 dias. Esses valores podem ser visualizados nas Figuras 5-67 e 5-68. Isso mostra que a ação isolada da dragagem não é suficiente para o atendimento da Resolução do CONAMA 357/05 para ambientes lênticos. A melhoria ocorrida provavelmente está relacionada com um maior tempo de detenção hidráulico o que proporciona um maior tempo para ocorrências dos mecanismos de remoção de PT no reservatório.

Os cenários 1 (remoção total da concentração de PT afluente ao canal) e 5 (remoção da vazão incremental linear) apresentaram valores próximos. Obteve-se 73,3% de remoção para o cenário 1, com concentração final de 0,62 mg/L. Já para o cenário 5 o valor foi de 0,64 mg/L, o que correspondeu a 72,4% de remoção. Ambos os cenários alcançaram o regime permanente em 40 dias. No entanto, os valores se situaram acima dos recomendados pela Resolução do CONAMA 357/05. Estas ações isoladas em cada cenário promoveram melhorias no canal, comparados com o panorama atual, o que repercutiu positivamente no ASA, mas, aquém do estabelecido pela legislação ambiental, como pode ser visto nas Figuras 5-67 e 5-68.

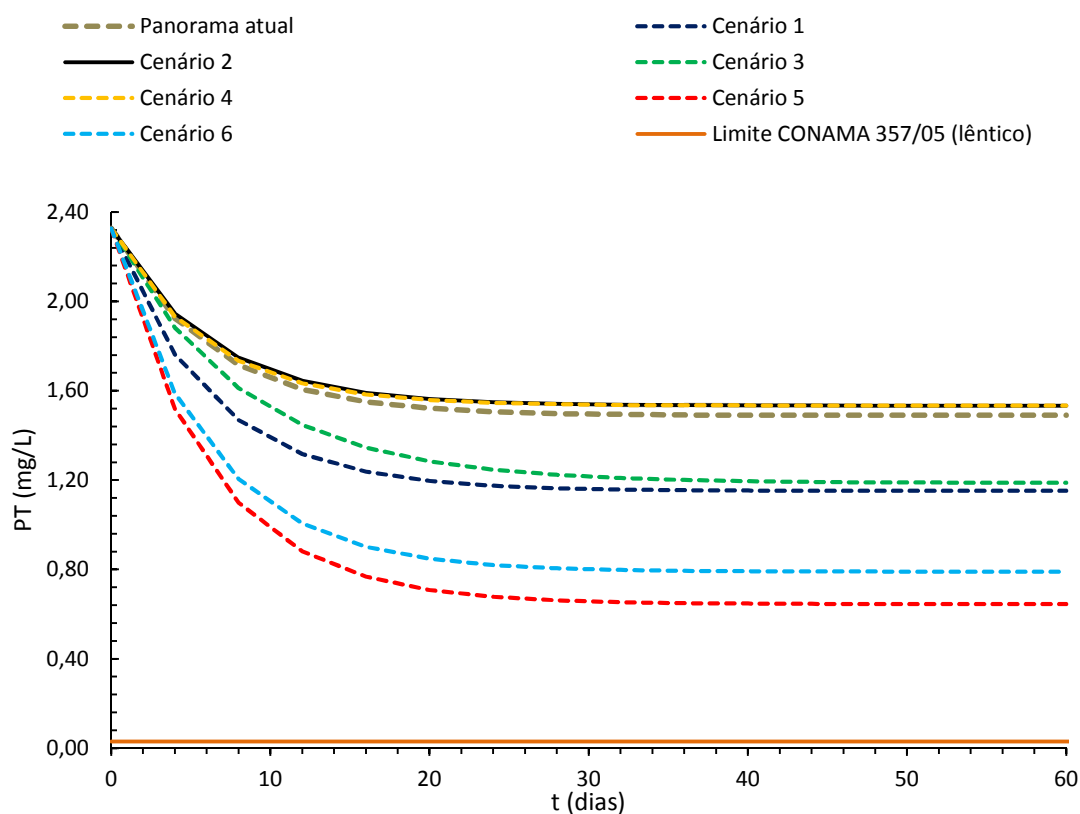
Os cenários 6 e 7 propuseram remoções de cargas isoladas ao longo do canal, sendo a remoção da carga de esgoto (cenário 6) e da carga dos resíduos sólidos (cenário 7). Notam-se concentrações finais de PT de 0,79 mg/L e 1,03 mg/L de PT para os cenários 6 e 7, o que corresponde a remoções de 66% e 56%; o regime permanente foi alcançado aos 36 dias e 48 dias, respectivamente. Apesar das remoções, os valores mostraram a necessidade de ações combinadas para atendimento a legislação ambiental.

Os cenários 8 e 12 simularam a utilização de ações combinadas, sendo que o cenário 8 previa a remoção das cargas do esgoto e dos resíduos sólidos no canal, e no cenário 12, além da remoção das cargas citadas, foi considerado também a dragagem do ASA. Os valores foram melhores quando comparados com cenários de ações isoladas, com concentrações finais de PT de 0,33 mg/L e 0,27 mg/L de PT para os cenários 8 e 12, o que corresponde a remoções de 85,8% e 88,4%, alcançando o regime permanente aos 48 dias e 44 dias, respectivamente. No entanto, como a concentração afluente ao canal não foi alterada nos cenários em questão, nota-se que não foi possível atender a legislação ambiental para ambientes lênticos de classe 2, apesar dos maiores percentuais de remoções e menores valores nas concentrações finais.

As ações isoladas, tanto para o canal como para o ASA não foram suficientes para promover melhorias significativas e não atenderam a Resolução do CONAMA 357/05. As Figuras 5-70 e 5-71 mostram a compilação dos cenários propostos e os impactos no ASA.

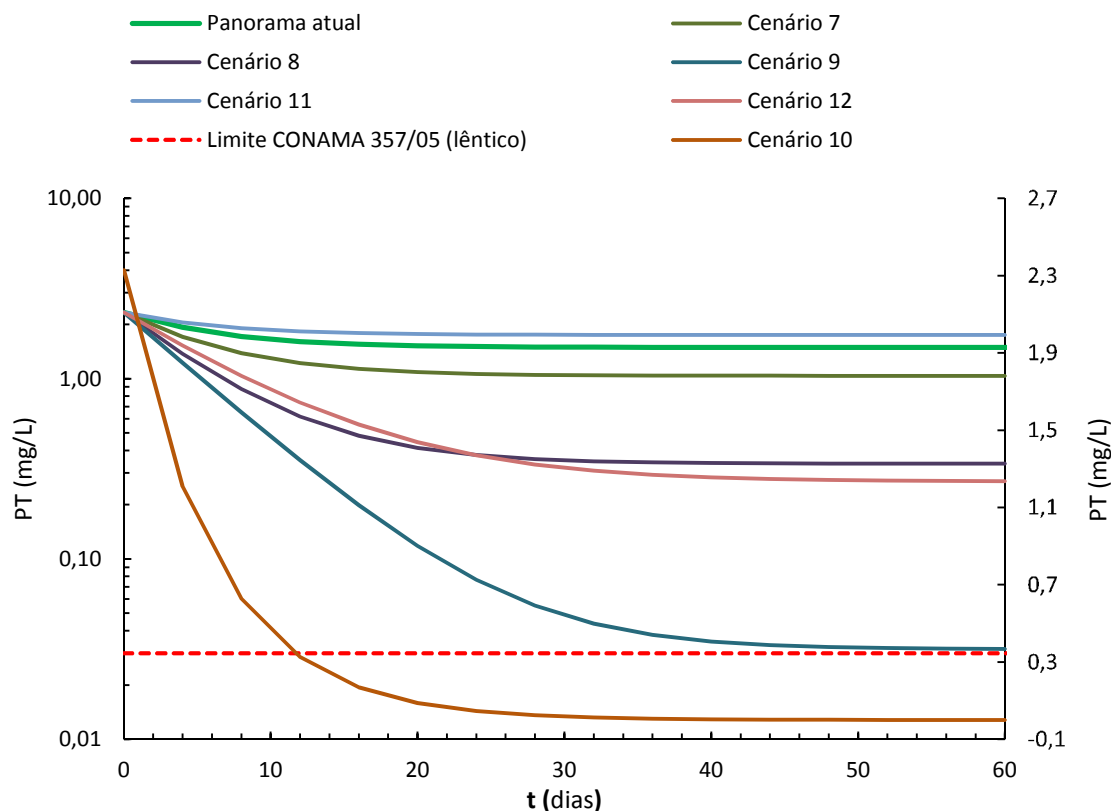
Assim como para o canal, os dois cenários que conseguiram atender os padrões estabelecidos pela Resolução do CONAMA para o ASA foram os cenários 9 e 10. As concentrações finais de PT de 0,03 mg/L e 0,00 mg/L de PT, o que corresponde a remoções de 98,7% e 100%, alcançando o regime permanente aos 48 dias e 27 dias, respectivamente, como mostram as Figuras 5-70 e 5-71. Da mesma forma que foi relatada no canal, para o ASA só é possível atender a legislação ambiental com adoção de medidas extremas combinadas. A redução de 90,1% na concentração de PT (cenário 9) ou da remoção total concentração (cenário 10), aliado a remoção das cargas lançadas ao longo do canal.

Figura 5-70 Comparação entre o panorama atual e os cenários 1 a 6 no ASA e verificação do atendimento à Resolução do CONAMA 357/05.



Fonte: Autor, 2016.

Figura 5-71 Comparação entre os cenários 7 a 12 no ASA e verificação do atendimento à Resolução do CONAMA 357/05.



Fonte: Autor, 2016.

5.3.5.3. Sistema Integrado (canal – ASA)

O canal e o reservatório encontram-se extremamente degradados ao ponto que, em diversas simulações, praticamente não se percebe efeito na redução das concentrações de PT e muito menos no atendimento a legislação ambiental.

Em decorrência das cargas lançadas, pode-se verificar uma deterioração significativa da qualidade ao longo do canal, seguida de uma recuperação no ASA, que atuou de forma semelhante a uma lagoa de estabilização. Porém, a recuperação (P4) não foi suficiente para que a qualidade da água retornasse à sua condição inicial (P1).

Devem ser tomadas medidas urgentes de revitalização dos ambientes em questão, visto que, ao longo do tempo, o panorama de degradação tem sido agravado como mostrado no capítulo Resultados e Discussão.

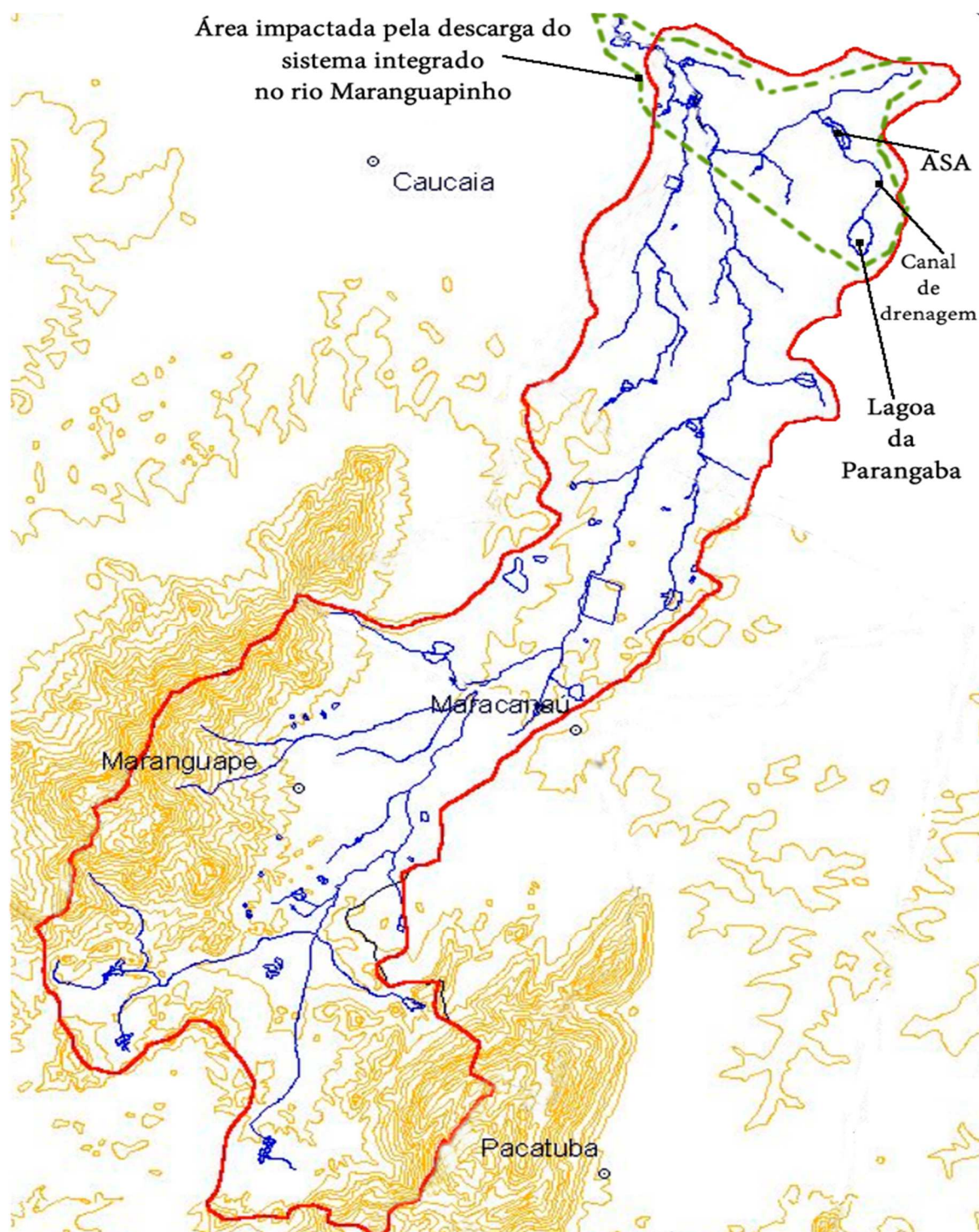
Outro fator preocupante é que toda a carga que sai do açude Santo Anastácio segue para o rio Maranguapinho, que é uma das principais bacias de drenagem de Fortaleza. Atualmente, segue em execução o projeto de revitalização do referido rio. Tal projeto faz parte das obras do PAC I e PAC II do governo federal. Segundo matéria do Jornal Tribuna do Ceará (2014), os custos totais das obras chegam próximo aos 700 milhões, sendo 170 milhões destinados especificamente para grandes ações como dragagem, urbanização, habitação, esgotamento sanitário. No entanto tais ações estão planejadas somente nos locais onde o rio passa e não são consideradas as áreas e as cargas afluentes nesta revitalização, como o caso do açude Santo Anastácio e outras áreas de drenagem de Fortaleza. Na Figura 5-72 pode-se visualizar a bacia do rio Maranguapinho e as áreas de estudo desta pesquisa, com destaque para área de jusante do lançamento do ASA.

Destaca-se a necessidade de realização de intervenções de forma integrada, não somente no entorno do rio Maranguapinho, mas em toda área que contribui para a bacia hidrográfica. Só assim, pode-se alcançar uma melhoria efetiva na qualidade da água.

A poluição das águas urbanas ocorre principalmente devido a inexistência ou ineficiência da coleta e tratamento de esgotos, e da elevada carga difusa presente do escoamento superficial. Essa reduzida cobertura do saneamento principalmente no tocante ao esgotamento sanitário aliado ao mau uso da comunidade em relação ao descarte dos resíduos sólidos agravam esse panorama.

Os investimentos devem ser realizados não somente na infraestrutura, mas também no tocante a educação ambiental, em especial, às famílias que residem nos entornos dos cursos d'água. Muitas vezes, a população é de baixa renda e encontra-se em situação de vulnerabilidade ambiental, sendo que em algumas situações é necessário a realocação das famílias situadas em áreas irregulares.

Figura 5-72 Bacia hidrográfica do rio Maranguapinho – destaque da área impactada pela descarga do ASA no referido rio.



Fonte: Adaptado de FUNASA, 2006.

6. CONCLUSÕES

- Os parâmetros avaliados demonstraram que há um aumento de vazão e de concentração na sequência dos pontos do canal (P1 ao P3), que convergem para o reservatório ASA deteriorando sua qualidade. Tais acréscimos, mesmo no período de estiagem, mostram claramente que o canal recebe lançamentos difusos de esgoto e resíduos sólidos ao longo do seu percurso.
- No tocante à matéria orgânica, o ASA apresentou comportamento semelhante a uma estação de tratamento de esgotos tipo lagoas de estabilização, removendo 86,8% de DBO e 83,6% de DQO, similares ao que cita a literatura para estes sistemas de tratamento que atuam com elevados tempos de detenção hidráulica.
- Os parâmetros DBO e Fósforo Total, quando comparados com os padrões estabelecidos pela resolução 357/05 do CONAMA para águas de classe 2, apresentaram valores (elevados) em desacordo, demonstrando que o canal e reservatório estão extremamente poluídos.
- Os parâmetros OD e Cl_a apresentaram correlação, sendo que valores obtidos de Cl_a estão acima do padrão da resolução 357/05 do CONAMA nos pontos P1 e P4, mas, repercutem na produção de oxigênio, fazendo com que atendam a legislação quanto a este outro parâmetro.
- Analisando o sistema integrado (canal-reservatório) percebe-se o impacto na qualidade da água de jusante em comparação com a de montante (início do canal), sendo que para a maioria dos parâmetros há uma deterioração da qualidade. Ocorre uma degradação da qualidade da água no canal e recuperação no ASA (P4), no entanto não suficiente para retornar aos valores iniciais (P1). Destacando-se os parâmetros fósforo total e Cl_a que ficaram muito acima do que preconiza a Resolução CONAMA 357/05 para corpos hídricos de classe 2.

- Os resultados obtidos para o ASA, quando comparados com trabalhos anteriores realizados no mesmo reservatório, revelam uma degradação progressiva da qualidade da água ao longo de 15 anos.
- As águas vertidas do ASA apresentam qualidade comprometida, o que pode repercutir negativamente no Rio Maranguapinho.
- O IET calculado segundo Cunha, Calijuri e Lamparelli (2013), mostrou que em 100% do período monitorado para o ASA foi classificado como hipereutrófico (IET > 63), que é a classificação máxima para o nível de eutrofização de acordo com a metodologia utilizada. Os elevados valores representam a pressão que o açude está sofrendo com a entrada de nutrientes, por meio da poluição, principalmente esgotos e resíduos sólidos.
- O modelo desenvolvido nesta pesquisa para obtenção de um coeficiente de reação k_{canal} apresentou valores variáveis, incluindo valores negativos ou próximos a zero. Isso pode estar atrelada à questão da ressuspensão de fósforo, ou à morte do fitoplâncton no canal, que liberam os nutrientes que anteriormente haviam sido utilizados. O aumento da vazão possivelmente pode ter contribuído para a ressuspensão do fósforo no canal, já que as maiores vazões obtidas foram as que apresentaram os menores valores de k , incluindo os negativos.
- Para valores de k_{canal} positivos, onde se situou a maioria dos dados obtidos, podem estar relacionados à questão do decaimento e da utilização do fósforo pelas algas e microrganismos presentes em seus processos metabólicos.
- A análise conjunta dos dois trechos do canal apresenta um valor médio de $k = 4,32 \text{ dia}^{-1}$. Apesar do elevado valor do coeficiente, no balanço geral do fósforo, percebe-se um incremento nas concentrações. Isso é atribuído à elevada concentração de fósforo afluente ao canal e carga de PT lançada na extensão de todo o canal.

- O valor de $k_{\text{reservatório}}$ teve comportamento semelhante ao observado no canal, com valores oscilantes entre positivos e negativos, reforçando a ideia que em ambientes extremamente poluídos o comportamento é variável, com processos semelhantes ao descritos no canal.
- O $k_{\text{reservatório}}$ médio obtido no ASA foi de 22,84 (ano^{-1}), sendo este valor 5,74 vezes superior entre os propostos por Vollenweider (1976) e 2,87 vezes maior que o proposto por Salas e Martino (1991). Isso pode estar relacionado a maior temperatura e uma maior taxa de crescimento de fitoplâncton em reservatórios localizados em regiões equatoriais.
- No estudo das correlações entre os pontos percebeu-se a predominância de correlações positivas, relação diretamente proporcional entre variáveis. Principalmente nos pontos do canal e no PB, percebidos nos parâmetros DBO, DQO, clorofila a, fósforo total, ortofosfato e vazão.
- Considerando a sazonalidade, percebeu-se que, no período chuvoso, o aumento da vazão promoveu diluições e conseqüentemente reduções nos valores de DBO e DQO. Para o OD, o aumento da vazão promoveu uma maior turbulência na água, o que repercutiu em incrementos de valor para este parâmetro. Para NT, PT e OS no período seco foram observados os maiores valores, já que sem diluição a concentração destes parâmetros foi maior.
- Das doze simulações de cenários realizadas somente duas atenderam ao padrão de lançamento da Resolução do CONAMA 357/05 para mananciais de classe 02. O atendimento a legislação ambiental só foi possível considerando ações conjuntas, no tocante a melhoria da concentração de PT afluente ao canal, com remoções de 98,7% e 100% e da remoção total das cargas de fósforo no canal.

CONSIDERAÇÕES FINAIS

A pesquisa mostrou que o sistema integrado canal-reservatório encontra-se extremamente degradado e com um panorama de deterioração progressiva ao longo do tempo. Nos cenários propostos no modelo para o fósforo total, só foi possível atender a legislação ambiental com ações extremas e combinadas.

Para que ocorram melhorias efetivas é preciso atingir o problema na sua origem, que estão relacionadas com o despejo contínuo de esgoto doméstico e resíduos sólidos nos ambientes em questão. A ocupação inadequada das áreas que circundam o canal e o ASA, juntamente com a utilização inadequada do sistema de drenagem urbana, são os principais contribuintes da poluição das águas.

Abaixo estão descritas alternativas que podem auxiliar na recuperação dos sistemas hídricos estudados:

- Redução do aporte (esgotos, resíduos sólidos e sedimento) para o sistema integrado;
- Implantação de uma ETE a montante do ASA ou interligação dos esgotos lançados clandestinamente na rede coletora de esgoto existente;
- Dragagem do leito no ASA;
- Limpeza periódica do canal de drenagem e recuperação do sistema de drenagem urbana, verificando as ligações clandestinas;
- Educação ambiental no tocante a disposição irregulares de resíduos sólidos e lançamentos clandestinos de esgotos na rede de drenagem;
- Relocação de famílias em áreas irregulares;
- Cobertura do canal de drenagem (laje com declividade) para evitar o lançamento indevido de esgotos e resíduos sólidos no canal.

A combinação de duas ou mais medidas acima relacionadas pode contribuir de forma efetiva para recuperação dos recursos hídricos em questão.

RECOMENDAÇÕES PARA FUTURAS PESQUISAS

- Realização de monitoramento periódico no canal e no açude Santo Anastácio para verificação da qualidade da água;
- Realização de novas modelagens utilizando o modelo desenvolvido nesta pesquisa para fósforo total em outros ambientes lênticos e lóticos, separadamente ou em sistemas integrados, a fim de verificar se as equações representam satisfatoriamente em outros ambientes;
- Realização de novos estudos inserindo modelagens com a incorporação de outros parâmetros, com intuito de auxiliar na gestão dos recursos hídricos estudados.

REFERÊNCIAS

ABRELPE – Associação Brasileira de Empresas de Limpeza Pública e Resíduos Especiais. Panorama dos resíduos sólidos no Brasil. 2013. Disponível em: <http://www.abrelpe.org.br/Panorama/panorama2013.pdf>. Acessado em: 04 maio 2015.

ALLISON, R. A., WALKER, T. A., CHIEW, F. H. S., O'NEILL, I. C. AND MCMAHON, T. A. From Roads to Rivers – Gross Pollutant Removal from Urban Waterways. **Cooperative Research Centre for Catchment Hydrology**, Report 98/3, 102 p., 1998.

AMBROSE, R. B. Jr.; WOOL, T. A.; CONNOLLY, J. P.; SCHANZ, R. W. WASP4, a hydrodynamic and water quality model: model theory, user's manual and programmer's guide. Athens: EPA, 145 p. (EPA/600/3-87/039).1988.

APHA (American Public Health Association). **Standard methods for the examination of water and wastewater**. 21^a ed. Washington: American Public Health Association, 2005.

ARMITAGE, N.; ROOSEBOOM, S. The Removal of Litter from Stormwater Conduits and Streams: Paper 1 – The Quantities Involved and Catchment Litter Management Options. **Water S.A.**, v. 26, n. 2, p. 181-187, 2000.

ARAÚJO, G. M.; DUARTE, I. J. M.; **Trecho Urbano do Rio Acaraú localizado na Cidade de Sobral – CE**: In: XIII Simpósio Ibero-americano de Redes de Água, Esgoto e Drenagem - SEREA. Línguas Ibéricas como Instrumento de Conhecimento, Ciência e Tecnologia, Fortaleza, CE. 2014.

ARAÚJO, G. M.; LIMA NETO, I. E.; BECKER, H.; **Sistema de Drenagem Utilizado Como Rede Coletora de Esgoto: Um Estudo de Caso em Fortaleza – CE**: In: 28º Congresso de Engenharia Sanitária e Ambiental - ABES. Rio de Janeiro, 2015.

ASSUNÇÃO, F.A.L; VON SPERLING, M. Importance of the ammonia volatilization rates in shallow maturation ponds treating UASB reactor effluent. **Water Science and Technology**, 66 (6), p 1239-1246, 2012.

AYSE (BAYAR) MUHAMMETOGLU; SELÇUK SOYUPAK. A three-dimensional water quality-macrophyte interaction model for shallow lakes. **Ecological Modelling** 133, 161–180 (2000).

BÁRBARA, V. F. **Uso do modelo QUAL2E no estudo da qualidade da água e da capacidade de autodepuração do rio Araguari – AP (Amazônia)**. Goiânia, Dissertação (Mestrado) – Pós-Graduação em Engenharia do Meio Ambiente, Universidade Federal de Goiás, 2006.

BATISTA, A. A; MEIRELLES, A. C. M; ARAÚJO NETO, J. R; ANDRADE, E. M; PALÁCIO, H. A. Q. Parâmetros Interferentes na Eutrofização das Águas

Superficiais do Açude Orós, Ceará. **Revista Caatinga, Mossoró**, v. 26, n. 2, p. 1-8, abr.-jun., 2013.

BECKER, H.; FARIAS, D. B. A.; SILVA, R.S. **Açude Santo Anastácio: um Estudo de Caso**. In: Juliana M. Oliveira Silva; Edson Vicente da Silva; Giovanni Seabra; José M. Mateo Rodriguez. (Org.). *Gestão dos Recursos Hídricos e Planejamento*. 1ª Ed. João Pessoa: Editora Universitária da UFPB, p. 148-158, 2010.

BEDORE, P. D; DAVID, M. B; STUCKI, J.W. Mechanisms of Phosphorus Control in Urban Streams Receiving Sewage Effluent. **Water Air Soil Pollut.** 191:217–229. 2008.

BEM, C. C, A; BRAGA, M. C. B e AZEVEDO, J. C. R. Avaliação do Estado Trófico de um Lago Urbano Raso. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos** Vol. 10. n.1 – pag 41 -50, Jan/Jun, 2013.

BENTO, V. R. da S.; **Centro e Periferia em Fortaleza sob a Ótica das Disparidades na Infraestrutura de Saneamento Básico**. Dissertação do Curso de Mestrado Acadêmico em Geografia, do Centro de Ciências e de Tecnologia, da Universidade Estadual do Ceará. 2011.

BEZERRA, A. F de M; BECKER, V. e MATTOS, A. Balanço de massa de fósforo Total e o Estado Trófico em Reservatórios do semiárido Brasileiro. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos** Vol. 19. n.2 – pág. 67 -76, Abr/Jun 2014.

BIRD, R. B.; STEWART, W. E.; LIGHTFOOT, E. N. In: *Transport Phenomena*, Jonh Wiley, New York 2001.

BORGES, J. T. **Avaliação do estado trófico e sanitário e a adsorção de fósforo no sedimento da lagoa do Taquaral – Campinas – São Paulo**.1998. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) – Faculdade de Engenharia Civil – Universidade Estadual de Campinas, Campinas, São Paulo, 1998.

BOURASSA, N., and CATTANEO, A. Control of periphyton biomass in Laurentian streams (Quebec). **Journal North Am. Benthol. Soc.** 17(4): 420–429. 1998.

BRETT, M. T.; BENJAMIN, M. M. A review and reassessment of lake phosphorus retention and nutrient loading concept. In: **Freshwater Biology**, 53. p.194-211. 2008.

BRITES, A. P. Z. **Avaliação da Qualidade da Água e dos Resíduos Sólidos no Sistema de Drenagem Urbana**. Departamento de Engenharia Civil. Dissertação de Mestrado. Universidade Federal de Santa Maria, Rio Grande do Sul, 2005.

BUSSE, L. B; SIMPSON, J. C; COOPER, S. D. Relationships among nutrients, algae, and land use in urbanized southern California streams. **Can. J. Fish. Aquat. Science** 63: 2621–2638. 2006.

CAIADO, M. A. C. **Modeling fate and transport of nitrogen and phosphorus in crop fields under tropical conditions**. 2005. 231f. Tese (Doutorado em Biological Systems Engineering), Universidade Politécnica da Virgínia, Virgínia, 2005.

CAMARGO-VALERO, M.A.; MARA, D.D Ammonia volatilization in waste stabilization ponds: a cascade of misinterpretations? **Water Science and Technology**, 61 (3), p. 555-561, 2010.

CANFIELD JR., D. E.; BACHMANN, R. W. **Prediction of Total Phosphorus Concentrations, Chlorophyll a, and Secchi Depths in Natural and Artificial Lakes**. Iowa, USA: Iowa State University, 1981.

CANHOLI, A.P., **Drenagem Urbana e Controle de Enchentes**. São Paulo, Oficina de Textos, 2005.

CATTANEO, A., KERIMIAN, T., ROBERGE, M., AND MARTY, J. Periphyton distribution and abundance on substrata of different size along a gradient of stream trophy. **J. Hydrobiology**, 354: 101–110. 1997.

CARLSON, R. E. A trophic state index for lakes. **Limnology and Oceanography**, v. 22, n. 2, p. 261-269, 1977.

CARMICHAEL, W. W. **A Status on Planktonic Cyanobacteria (Blue Green Algae) and their Toxins**. Cincinnati: EPA, 141 p. 1992.

CARPENTER, S.R., CARACO, N.F., CORRELL, D.L., HOWARTH, R.W., SHARPLEY, A.N., and SMITH, V.H., Nonpoint pollution of surface waters with phosphorus and nitrogen. **Ecological Application**, 8 (3), 559– 568. 1998.

CASTAGNINO, W. A. **Investigación de modelos simplificados de eutroficación en lagos tropicales**. Organización Panamericana de la Salud. Centro Panamericano de Ingeniería Sanitaria y Ciencias del Ambiente. Versión Revisada. 1982.

CASTRO, M. M. **Modelagem Matemática de Lagos e Reservatórios: Caso do Reservatório Billings**. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) – Escola Politécnica da Universidade de São Paulo, São Paulo, 2010.

CHAPRA, S. C. Comment on an Empirical method of estimating the retention of phosphorus in lakes, by W. B. Kirchner and P. J. Dillon. In: **Water Resources Research**, 11, p 1033-1034. 1975.

CHAPRA, S. C. **Surface water quality modeling**. WCB/McGraw - Hill 844p. 1997.

CHARBONNEAU, R. & RESH, V. H. Strawberry Creek on the University of California, Berkeley campus: a case history of urban stream restoration. **Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems** 2:293–307. 1992.

CIZEK, A.R., G.W. CHARACKLIS, L.A. KROMETIS, J.A. HAYES, O.D. SIMMONS III, S. Di LONARDO. Comparing the partitioning behavior of Giardia and Cryptosporidium with that of indicator organisms in stormwater runoff. **Water Research**, 42 pp. 4421–4438. 2008.

COGERH, Companhia de Gestão dos Recursos Hídricos Estado Trófico dos Açudes. Acesso em 03 de fevereiro de 2015, disponível em: <http://www.hidro.ce.gov.br/reservatorios/qualidade/eutrofizacao>. 2015.

COLANGELO, D.J. Response of river metabolism to restoration of flow in the Kissimmee River, Florida, USA. **Freshwater Biology** 52(3):459-470. 2007.

COLLISCHONN, W. **Simulação Hidrológicas de Grandes Bacias**. Porto Alegre. Tese (Doutorado em Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental), Instituto de Pesquisas Hidráulicas, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, 2001.

CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE - CONAMA. 2005. Resolução Conama Nº 357. Disponível em: < www.mma.conama.gov.br/CONAMA > Acesso em 31/05/2014.

CORRÊA, G. P. **Aplicação do Modelo de Qualidade de Água SisBAHIA® no Reservatório do Rio Verde, RMC/PR**. Dissertação (Engenharia Ambiental, no curso de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental, Setor de Tecnologia, Universidade Federal do Paraná, 2013.

CUCIO, M.S. **Análise do Estado Trófico e Carga Máxima de Fósforo no Reservatório Tanque Grande, Guarulhos -SP**. Dissertação de Mestrado, do Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil da Escola Politécnica da Universidade Federal de São Paulo. 2013.

CUNHA, C. L. N.; FRANS, G.; SOARES, A. P. K.; GOLÇALVES, J. E.; ROSMAN, P. C. C. Hidrodinâmica e transporte no reservatório do rio Verde. In: CUNHA, C. L. N.; CARNEIRO, C.; GOBBI, E. F.; ANDREOLI, C. V. **Eutrofização em Reservatórios: Gestão Preventiva. Estudo Interdisciplinar na Bacia do Rio Verde, PR**. Editora: UFPR. Curitiba-PR. p. 249-282. 2011.

CUNHA, D. G. F; CALIJURI, M. C; LAMPARELLI, M. C. A trophic state index for tropical/subtropical reservoirs (TSI_{tr}) **Ecological Engineering**. N. 60, p 126-134. 2013.

DANIEL, T.C., SHARPLEY, A.N., and LEMUNYON, J.L., Agricultural phosphorus and eutrophication: a symposium overview. **Journal of Environmental Quality**, 27 (2), 251– 257. 1998.

DA SILVA, T.C.; SOUZA, L.L.; CAIADO, M.A.C.; REIS, J.A.T. **Avaliação da capacidade de assimilação de compostos de nitrogênio em rios a partir da aplicação de modelo matemático de qualidade de água**. In: 26º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, ABES, Porto Alegre, Rio Grande do Sul. 2011.

DE LUCA, S. J. **“UHE Corumbá IV. Previsão de Impactos nos Recursos Hídricos”**. Anais do 22º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental. Joinville – SC. 2003.

DEVENS, J. A.; BARBOSA JÚNIOR, A. R.; SILVA, G. Q. Modelo de quantificação do coeficiente de dispersão longitudinal de pequenos cursos de água naturais. **Revista Engenharia Sanitária e Ambiental** v.11. n.3. jul/set 2006.

DILLON, P. J.; RIGLER, F. H. A test of a simple nutrient budget model predicting the phosphorus concentration in lake water. **Journal of the fisheries Research Board of Canada**, v. 31, p. 1771-1778, 1974.

DODDS, W. K.; JONES, J. R.; WELCH, E. B. Suggested classification of stream trofic state: distributions of temperature streams types by chlorophyll, total nitrogen, and phosphorus. **Water Research**. V. 32 N5, p1455-1462, 1998.

ESTEVEES, F. A. **Fundamentos de Limnologia**. 2. edição, Interciência (Ed.), Rio de Janeiro – RJ, 602 p. 1998.

FAN, C.; WANG, W., LIU, K.F.; YANG, T. Sensitive analysis and water quality modeling of a tidal river use a modified Streeter-Phelps equation with HER-RAS- Calculated hydraulic characteristics. **Environmental Modelling & Assessment**, n.1, v.17, p. 639-651, 2012.

FERNÁNDEZ, C.; PARODI, E. R. e CÁCERES, E. J. Phytoplankton structure and diversity in the eutrophic-hypereutrophic reservoir Paso de las Piedras, Argentina. **Limnology**. DOI 10.1007/s10201-011-0347-3. 2011.

FIGUEIREDO, M. C. B.; TEIXEIRA, A. S.; ARAÚJO, L. F. P.; ROSA, M. F.; PAULINO, W. D.; MOTA, S.; ARAÚJO, J. C. Avaliação da vulnerabilidade ambiental de reservatórios à eutrofização. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 12, p. 399-409, 2007.

FIRMEZA, S. de M. **A Caracterização Física dos Resíduos Sólidos Domiciliares de Fortaleza Como Fator Determinante do Seu Potencial Reciclável**. Dissertação de Mestrado. Curso de Pós-Graduação em Ciências Marinhas Tropicais, Universidade Federal do Ceará, Fortaleza, 2005.

FLORES, A. P. & SORRINI, E. **Monitoramento em Tempo Real da Qualidade da Água dos Mananciais da Região Metropolitana de São Paulo**. In: Sanare. Revista Técnica Sanepar, Curitiba, v.16, nº 16, p. 28-34, jul./dez. 2001.

FRAGOSO JR., C.R., FERREIRA, T.F., MOTTA MARQUES, D., COLLISCHONN, W., VAN NES, E.H. & SCHEFFER, M. **A Complex Computational System to Cascading Trophic Interactions Evaluation and Alternative Steady States in Subtropical and Tropical Ecosystems**. In: ABRH (Editor), 11th International Conference on Diffuse Pollution and the 1st Joint Meeting of the IWA Diffuse Pollution and Urban Drainage Specialist Groups, Minas Gerais, Brazil. 2007.

FRAGOSO JR, C. R. **Modelagem de Reservatórios em Zonas Tropicais: Parâmetros Brasileiros**. Encontro Nacional de Hidroinformática – Universidade de Fortaleza, UNIFOR - Fortaleza, Ceará, 2008.

FRAGOSO JR, C. R.; MARQUES, D. M.; FERREIRA, T. F. **Modelagem ecológica de ecossistemas aquáticos**. São Paulo – Editora Oficina de Textos, 2009.

FRAGOSO JR., C. R. **Modelagem tridimensional da estrutura trófica em ecossistemas aquáticos continentais rasos**. Tese. Universidade Federal do Rio Grande do Sul. Instituto de Pesquisas Hidráulicas. Programa de Pós-Graduação em Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental, Porto Alegre, 2009.

FUNASA – Fundação Nacional de Saúde; Instituto de Estudos, Pesquisas e Projetos da UECE. Relatório de diagnóstico do sistema de manejo de águas pluviais (Drenagem Urbana). Fortaleza, 101p, 2006.

FUNDAÇÃO CEARENSE DE METEOROLOGIA (FUNCEME) Disponível em: <http://www.funceme.br/app/calendario/produto/municipios/maxima/anual> Acessado em 13/06/2016.

GOOGLE MAPS. Retirado de: [<https://www.google.com.br/maps/@-3.7459885,-38.5110194,3971a,20y,259.91h,57.6t/data=!3m1!1e3?hl=en>] Acesso em: 09/05/2016.

GOTOVTSEV, A.V. Modification of Streeter-Phelps system with the aim to account for the feedback between dissolved oxygen concentration and organic matter oxidation rate. **Water Resources**, n.2, v.37, p.245-251, 2010.

GONZALEZ R. A.; ANDREOLI R. B.; CANDIDO L. A.; KAYANO M. T.; SOUZA R. A. F. A influência do evento El Niño – Oscilação Sul e Atlântico Equatorial na precipitação sobre as regiões norte e nordeste da América do Sul: **Acta Amazônica**, VOL. 43(4) 469 – 480. 2013.

GUEDES, H.A.S. **Modelagem da qualidade da água e da capacidade de autodepuração do rio Pomba**. Dissertação de Mestrado, Universidade Federal de Viçosa, Engenharia Agrícola, Viçosa, p.149. 2009.

INCROPERA, F.P.; DEWITT, D. P.; In: Fundamentals of heat and mass transfer. 3th Edition, Jonh Wiley, New York, 1990.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA (IBGE) Pesquisa Nacional por Amostras de Domicílios, Rio de Janeiro, v. 31, p.1-135, 2011.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA (IBGE) Disponível em: <http://www.cidades.ibge.gov.br/xtras/temas.php?lang=&codmun=230440&idtema=130&search=ceara|fortaleza|estimativa-da-populacao-2015> - Acessado em 15/09/2015.

INSTITUTO TRATA BRASIL. Acessado em: Maio de 2015. Disponível em: <http://www.tratabrasil.org.br/saneamento-no-brasil>. 2015.

IPECE 2013. Anuário Estatístico do Ceará. Fortaleza: IPECE, 2013. Disponível em: <http://www2.ipece.ce.gov.br/publicacoes/anuario/anuario2013/index.html>. Acessado em 07/05/2015.

JANUS, L.L., and R.A. VOLLENWEIDER. **Summary report: The CECO Cooperative Programme on Eutrophication** -- Canadian contribution Scientific Series No. 131 and 131-S, Canada Centre for Inland Waters, Burlington. Ontario, Canada. 1981.

JI, Z. G. *Hidrodynamics and water quality: modeling rivers, lakes and estuaries*. John **Wiley & Sons Interscience**, New Jersey, EUA, 676. 2008.

JONES, J. R.; BACHMANN, R. Prediction of phosphorus and chlorophyll levels in lakes. **Journal Water Pollution Control Federation**. 1976.

JORDÃO, E. P; PESSOA, C. A. Tratamento de esgotos domésticos. Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental. 7.ed. Rio de Janeiro: ABES.1050p. 2014.

JORGENSEN, S. E. **Lagos e reservatórios. Qualidade da água: O impacto da eutrofização. UNEP-IET/ILEC/IIIE. PNUMA/Instituto Internacional de Ecologia**. São Carlos, SP. Vol. 3. 28p. 2002.

Jornal Tribuna do Ceará. Revitalização Maranguapinho: alguns trechos já foram finalizados, outros não avançaram. **Jornal Tribuna do Ceará**, Fortaleza, 28 julho 2014. Disponível em: <http://tribunadoceara.uol.com.br/audios/tribuna-band-news-fm/revitalizacao-maranguapinho-alguns-trechos-ja-foram-finalizados-outros-nao-avancaram/>. Acessado em: 05/06/2015.

KANNEL, P. R.; KANNEL, S. R.; LEE, S.; LEE, Y.; GAN, T. Y. A review of public domain water quality models for simulating dissolved oxygen in rivers and streams. **Environmental Modeling & Assessment**, n.2, v.16, p.183-204, 2011.

KNAPIK, H G. **Reflexões Sobre Monitoramento, Modelagem e Calibração na Gestão de Recursos Hídricos: Estudo de Caso da Qualidade da Água Da Bacia do Alto Iguaçu**. Dissertação (Pós-Graduação em Engenharia de Recursos Hídricos e Ambiental da Universidade Federal do Paraná – UFPR.). Universidade Federal do Paraná, 2009.

KURUP, R. G., HAMILTON, D. P., PHILLIPS, R. L. "Comparison of two 2-dimensional laterally averaged hydrodynamic model applications to the Swan River Estuary". *Mathematics and Computers Simulation*, 51(2000), 627–638. (1999).

LAMPARELLI, M. C. 2004. **Grau de trofia em corpos d'água do estado de São Paulo: avaliação dos métodos de monitoramento – São Paulo** – Tese (Doutorado) – Instituto de Biociências – USP. 238p. 2004.

LARENTIS, D. G. **Modelagem matemática da qualidade de água em grandes bacias: Sistema Taquari-Antas**. Dissertação (Mestrado) – Instituto de Pesquisas Hidráulicas, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre. 2004.

LEITE, A. E. B. **Simulações do lançamento de esgotos domésticos em rios usando o modelo de qualidade d'água, SisBaHiA®**. FIOCRUZ – Fundação Oswaldo Cruz. Escola Nacional de Saúde Pública. Departamento de Saneamento e Saúde Ambiental. Rio de Janeiro/RJ. 2004.

LIMA, F. F. **Estado trófico do açude Acarape do Meio com prognósticos usando modelagem matemática.** (Dissertação). Departamento de Engenharia Hidráulica e Ambiental, Universidade Federal do Ceará. Fortaleza, 2007.

LIMA, E. V. A. **Aplicação do modelo de Streeter-Phelps na análise de concessão de outorgas de lançamento de efluentes em rios naturais.** Fortaleza, Dissertação (Mestrado) – Programa de pós-Graduação em Engenharia Civil, Área de concentração Saneamento Ambiental, Universidade Federal do Ceará, 2011a.

LIMA, F. P. **Avaliação do Processo de Assoreamento do Açude Santo Anastácio – Fortaleza/CE e Sua Influência no Ecossistema Local.** Monografia (Graduação), Universidade Federal do Ceará, Curso de Engenharia de Pesca, 2011b.

LIMA NETO, I. E.; WIEGAND, M. C.; ARAÚJO, J. C. Sediment redistribution due to a dense reservoir network in a large semi-arid Brazilian basin. **Hydrological Sciences Journal**, v. 56, p. 319-333, 2011.

LIPORINI, L. M. **Estudo preliminar da qualidade da água do lago Paranoá, Brasília-DF, utilizando um modelo de qualidade da água bidimensional.** (Dissertação). Departamento de Tecnologia Ambiental e Recursos Hídricos, Universidade Federal de Brasília. UnB. Brasília, 2012.

LOPES, A. A. S.; **Desenvolvimento de uma Metodologia, com Base na Teoria Fuzzy, Aplicada a Modelos de Oxigênio Dissolvido (OD), para Calcular o Risco de Degradação Ambiental em Rios Naturais.** (Tese). Departamento de Engenharia Hidráulica e Ambiental, Universidade Federal do Ceará 2009.

LUNG, W.S., LARSON, C.E. Water quality modeling of upper Mississippi River and Lake Pepin. **Journal Environmental. Eng.** 121 (10), 691–699, 1995.

MACEDO, D. R; CALLISTO, M.; MAGALHÃES JR., A. P. Restauração de Cursos d'água em Áreas Urbanizadas: Perspectivas para a Realidade Brasileira RBRH — **Revista Brasileira de Recursos Hídricos** Volume 16 n.3 -, 127-139p. Jul/Set 2011.

MAGNO, P. S. do L.; OLIVEIRA J. R. **Tratamento de efluentes através de lagoas de estabilização: comparação entre eficiência teórica e eficiência real.** Anais do XV Congresso Brasileiro de Aguas Subterrâneas, Natal, RN, 2008.

MALMAEUS, J. M.; HAKANSON, L. Development of Lake Eutrophication Model. **Ecological Modelling**, Vol. 171. P 35-63. 2004.

MCCUTCHEON, S.C.; FRENCH, R.H. **Water Quality Modeling - transport and surface exchange in rivers.** v. 1. Boca Raton, Florida: CRC. 325 p. 1989.

MEEUWIG, J. J. **All water is Wet: predicting eutrophication in lakes and estuaries.** Montreal, Canada: McGill University, 1998.

- MENDES, W, J, S. **Adaptação do Modelo de Streeter-Phelps para a Modelagem da Qualidade da Água em uma Grande Bacia Semiárida.** (Dissertação). Departamento de Engenharia Hidráulica e Ambiental, Universidade Federal do Ceará, 2014.
- MONTOVANI, C. P.; POLETTI, E. C. C. Modelagem matemática da concentração de fósforo: uma ferramenta para gestão de recursos hídricos. **HOLOS Environment**, v.13, n.2, pag 200-211. ISSN 1598-8634 (on-line), 2013.
- MORIHAMA, A. C. D; AMARO, C; E. TOMINAGA, N. S; YAZAKI, L. F. O. L; PEREIRA, M. C. S; PORTO, M. F. A; MUKAI, P; e LUCCI, R. M. **Integrated solutions for urban runoff pollution control in Brazilian metropolitan regions. Water Science and Technology.** 66.4 pag. 704-711, 2012.
- MOTA, S. **Urbanização e Meio Ambiente** 4ª ed. Atualizada e revisada. Rio de Janeiro; Fortaleza: ABES, 2011.
- MOURÃO JÚNIOR, P. R. **Aplicação do modelo de autodepuração de qualidade das águas QUAL-UFMG estudo de caso sub-bacia do Rio Piracicaba.** Universidade Federal de Ouro Preto. Dissertação (Mestrado) – Programa de Pós-Graduação. 2010.
- NEVES, M.G.F.P; TUCCI.C.E.M. G., Gerenciamento Integrado em Drenagem Urbana: Quantificação e Controle de Resíduos Sólidos. In: XV Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos / ABRH, Curitiba, 2003.
- NUNES, D. G. **Modelagem da autodepuração e qualidade da água do rio turvo sujo.** Viçosa, 2008.
- OLIVEIRA, A. C. B. **Avaliação da Qualidade das Águas do Açude Santo Anastácio.** (Dissertação). Programa de Pós-Graduação em Química da Universidade Federal do Ceará – UFC, 2013.
- OLIVEIRA F. D. A; LIMA N. C; LIMA, A. C. A; STEFANUTTI, R. Proposta de coleta seletiva da fração orgânica dos resíduos sólidos domiciliares no bairro Pici, Fortaleza-CE. **Revista DAE** Volume 64. Jan/Abr. 2016.
- OLIVEIRA FILHO, A, A. **Modelagem da Qualidade da Água do Rio Poti.** (Dissertação). Departamento de Engenharia Hidráulica e Ambiental, Universidade Federal do Ceará, 2014.
- OLIVEIRA, M. A. **Eutrofização Antrópica: Aspectos Ecológicos e uma Nova Abordagem para a Modelagem da Cadeia Trófica Pelágica em Reservatórios Tropicais de Pequena Profundidade.** (Tese). Departamento de Engenharia Hidráulica e Ambiental, Universidade Federal do Ceará 2001.
- O'NEILL SUSAN, ACHYUT R. ADHIKARI, MAHESH R. GAUTAM & KUMUD ACHARYA. Bacterial contamination due to point and nonpoint source pollution in a rapidly growing urban center in an arid region. **Urban Water Journal**, 10:6, 411-421, DOI: 10.1080/1573062X.2012.750372, 2013.
- O POVO Jornal. Notícia Jornal cotidiano. Disponível em:
<http://www.opovo.com.br/app/opovo/cotidiano/2013/07/03noticiasjornalcotidiano/>

3085162/moradores-pedem-mais-informacoes-sobre-projeto-rio-maranguapinho. Acessado em: 16/05/2015.

OSTFELD, A.; SALOMONS, S. A hybrid genetic-instance based learning algorithm for CE-QUAL-W2 calibration. **Journal of Hydrology**, n.1-4, v.310, p122-142, 2005.

PÁEZ, R.; RUIZ, G.; MÁRQUEZ, R.; SOTO, M. S.; MONTIEL, M. e LOPEZ, C. Limnological Studies on a Shallow Reservoir in Western Venezuela (Tulé Reservoir). **Limnologica**, V.31, p. 139-145, 2001.

PALMIERI, V.; CARVALHO, R. J. QUAL2E Model for the Corumbataí River. **Ecological Modelling**, n.1-2, v.198, p 269-275, 2006.

PARK, S.S.; LEE, Y. S. **A water quality modeling study of the Nakdong River, Korea.** **Ecological Modelling**, vol.152, p.65-75, 2002.

PEIXOTO, R. T. G; ALMEILDA, D. L.; FRANCO, A. A. Compostagem de Lixo Urbano Enriquecido com Fontes de Fósforo. In: **Pesquisa Agropecuária Brasileira, Brasília**, 24(5):599-606, maio 1989.

PEREIRA, L. H.; MIRANDA, C. S.; TEODORO, A.; RIBEIRO, M. L. **Estudo da capacidade de autodepuração no córrego Lagoa.** In: 26º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, ABES, Porto Alegre, Rio Grande do Sul. 2011.

PORTO, M F. A. et al. Qualidade da Água da Bacia do Rio Iguaçu: Diferenças Conceituais entre os Modelos QUAL2E e QUAL2K. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos.** Porto Alegre, RS, Volume 16 n.2, p. 75-88, Abr/Jun 2011.

PORTO, R. L. L. et al. **Hidrologia Ambiental.** 1ªEd. São Paulo: Editora da Universidade de São Paulo: Associação Brasileira de Recursos Hídricos. Coleção ABRH de Recursos Hídricos. Vol.3.411p.1991.

PRADA, S. M.; OLIVEIRA, E. de. Distribuição de nutrientes (C, N e P) em testemunhos de sedimentos do reservatório das Graças, Cotia – SP. In: Reunião Anual da Sociedade Brasileira de Química, 29. São Paulo – SP. 2006.

RAUCH, W.; HENZE, M.; KONCSOS, L.; SHANAHAN, P.; River water Quality: I State of the art. **Water Science and Technology** (11), 38, 237-244, 1998.

RECKHOW, K. H. **Uncertainty applied to Vollenweider's phosphorus criterion.** Department of Resource Development. Michigan, USA: Michigan State University, 1979.

RECKHOW, K. H., BEAULAC, M. N., SIMPSON, J. T. **Modeling Phosphorus Loading and Lake Response under Uncertainty. A manual and compilation of export coeficients.** Department of Resource Development. Michigan, USA: Michigan State University, 1980.

Relatório do Mapeamento Batimétrico, Prefeitura Municipal de Fortaleza - Secretaria de Meio Ambiente e Controle Urbano – SEMAM. Universidade Federal do Ceará – UFC - Instituto de ciências do mar – LABOMAR - Programa lagoas de fortaleza, Março 2007.

REZENDE, J. H.; CARBONI, M.; MURGEL, M. A. de T.; CAPPS, A. L. de A. P.; TEIXEIRA, H. L.; SIMÕES, G. T. C.; RUSSI, R. R. LOURENÇO, B. L. R.; OLIVEIRA, C. de A. Composição Gravimétrica e Peso Específico dos Resíduos Sólidos Urbanos em Jaú – SP. **Revista Engenharia Sanitária e Ambiental** v.18. n.1. jan/mar 2013.

ROLOFF, G.; SZCZYPIOR, L. M. **A modelagem como ferramenta para o planejamento e gerenciamento de mananciais.** In: ANDREOLI, C. V. (Ed.). Mananciais de abastecimento: planejamento e gestão. Estudo de Caso do Altíssimo Iguaçu. Curitiba: SANEPAR/FINEP, p. 237-265. 2003.

ROSMAN, P. C. C. Referência Técnica do SISBAHIA – SISTEMA BASE DE HIDRODINÂMICA AMBIENTAL, Programa COPPE: Engenharia Oceânica, Área de Engenharia Costeira e Oceanográfica, UFRJ, Rio de Janeiro, Brasil. 2000.

RULEY, J. E; RUSCH, K. A. An assessment of longterm post-restoration water quality trends in a shallow, subtropical, urban hypereutrophic lake. **Ecological Engineering** 19(4): 265-280, 2002.

RULEY, J. E.; RUSCH, K. A. Development of a simplified phosphorus management model for a shallow, subtropical, urban hypereutrophic lake. **Journal Ecology Engineering.** 22 (2004) 77-99, 2004.

SABÓIA, M. A. M. de. **Desenvolvimento de modelo de qualidade da água em rios com vistas a avaliação custo-efetividade do enquadramento dos corpos de água.** (Dissertação). Departamento de Engenharia Hidráulica e Ambiental, Universidade Federal do Ceará 2001 Fortaleza, 2011.

SALAS, H. J., MARTINO, P. A simplified phosphorus trophic state model for warm-water tropical lakes. **Water Research.** 25 (3), 341–350, 1991.

SALES, J. W. de. F. **Análise Multivariada aplicada na qualidade de água dos principais sistemas lacustres da bacia hidrográfica do Rio Cocó, Fortaleza-CE.** (Dissertação). Departamento de Engenharia Hidráulica e Ambiental, Universidade Federal do Ceará, Fortaleza, 2010.

SALLA, M. R.; PEREIRA, C. E.; ALAMY FILHO, J. E.; PAULA, L. M. de; PINHEIRO, A. M. Estudo da autodepuração do Rio Jordão, localizado na bacia hidrográfica do Rio Dourados. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 18, n.2, p 105 – 114. 2013.

SANTOS, O. G.; ZANELLA, M. E.; SILVA, L. F. F. Correlações entre indicadores sociais e o lixo gerado em Fortaleza, Ceará, Brasil. **Revista Eletrônica do PRODEMA**, Fortaleza v.2, n.1, p.45-63, jun. 2008.

SAUER, E. P; VANDEWALLE, J. L; BOOTSMA, M. J; MCLELLA, N. S. L. Detection of the human specific Bacteroides genetic marker provides evidence of widespread sewage contamination of stormwater in the urban environment. **Water Research**, 45, pp. 4081–4091. 2011.

SERCU, B.; Van de WERFHORST, L.C.; MURRAY, J.; HOLDEN, P.A. Storm drains are sources of human fecal pollution during dry weather in three urban

southern California watersheds. **Environmental Science Technology**, 43, pp. 293–298, 2009.

SHEN, H., CHENG, A., WANG, K. H., TENG, M. H., LIU, C. **Environmental fluid mechanics: theories and applications**. ASCE, 2002.

SHILTON, A. *Pond Treatment Technology*. IWA Publishing, London. 498 p, 2008.

SIDHU, J. P.; HODGERS, L.; AHMED, W.; CHONG, M. N.; TOZE, Prevalence of human pathogens and indicators in stormwater runoff in Brisbane, Australia **Water Research**, 46, pp. 6652–6660, 2012.

SILVA, L. H. P. **Avaliação Qualitativa da Lagoa Jacuném, com Ênfase em Eutrofização**. Dissertação (Mestre em Ciências em Engenharia Ambiental). 138 f. Universidade Federal do Espírito Santo, Vitória, 1998.

Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento: diagnóstico dos serviços de água e esgotos – 2011 – Brasília: MCIDADES.SNSA, 2013.

SMAHA, N.; GOBBI, M. F. Implementação de um modelo para simular a eutrofização do reservatório Passaúna - Curitiba - PR. RBRH – **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**. Volume 8 n.3 Jul/Set 2003, 59-69, Curitiba, 2003.

SPELTING, E. V. **Influências climatológicas no processo de eutrofização de lagos e reservatórios tropicais**. In: X Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos, Anais. Gramado, 381-385, 1993.

SPIEGEL, M. R. **Estatística (3ª Edição)** - São Paulo: Pearson Makron Books, (Coleção Schaum). 1993.

SOUZA, R. S. **Simulação hidrodinâmica da qualidade da água. Estudo de caso: Ajuste do modelo CE–QUAL–W2 à sub-bacia do Arroio Demétrio, bacia hidrográfica do rio Gravataí/RS**, Dissertação de Mestrado, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Instituto de Pesquisas Hidráulicas – IPH, Programa de Pós- Graduação em Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental, Porto Alegre – RS, 156p. 2006.

TEEGAVARAPU R. S. V; SIMONOVIC S. P. Simulation of Multiple Hydropower Reservoir Operations Using System Dynamics Approach. **Water Research Management** 28:1937–1958 (2014).

TEEGAVARAPU R. S. V; TANGIRALA A. K, ORMSBEEL. Modeling water quality management alternatives for a nutrient impaired stream using system dynamics and simulation. **Journal Environmental Informatics** 5(2):73–81. (2005).

TERCINI J. R. B; MÉLLO JÚNIOR, A. V. Modelo de simulação de OD e DBO integrando rio e reservatório aplicado ao rio Tietê. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos** vol. 21 no.2 Porto Alegre abr./jun. p. 338 – 346. (2016).

THOMANN, V. R. e MUELLER, J. A. **Principles of surface Water Quality Modeling and Control**. Harper & Row Publishers (ed), E.U.A., 644p. (1987).

- TOLEDO JÚNIOR, A. P.; TALARICO, M.; CHINEZ, S. J.; AGUDO, E. G. **A aplicação de modelos simplificados para a avaliação de processo de eutrofização em lagos e reservatórios tropicais.** Camburiu; Anais do 12^o Congresso de Engenharia Sanitária e Ambiental. Camburiu, 1983.
- TOLEDO JÚNIOR, A. P. **Informe preliminar sobre os estudos para obtenção de um índice para avaliação do estado trófico de reservatórios de regiões quentes tropicais.** São Paulo: CETESB, 12p. (relatório Interno), 1990.
- TONÉ, A. J. A. **Modelagem de Fósforo em Açudes do Semiárido Cearense.** Monografia (Graduação em Engenharia Civil). Universidade Federal do Ceará, Fortaleza, 2014.
- TONÉ, A. J. A.; LIMA NETO, I. E. **Modelagem de Fósforo em Açudes do Semiárido Cearense.** Anais do 12^o Simpósio de Hidráulica e Recursos Hídricos em Países de Língua Portuguesa. Brasília, 2015.
- TRINDADE, P. B. C. B. **Classificação de Estado Trófico de Reservatórios – Estudo de Caso: Reservatório de Rio Bonito (ES)** (Dissertação). Departamento de Engenharia Ambiental, Universidade Federal do Espírito Santo
- TUCCI, E.M. et al. organiz. **Drenagem Urbana.** Porto Alegre: ABRH/Editora da Universidade/UFRGS, 1995.
- TUCCI, C. E. M. Gerenciamento Integrado das Inundações Urbanas no Brasil. In: **Revista de Gestão de Água da América Latina/REGA/v. 1, n.1, p. 59-73, 2004.**
- TUNDISI, J. G. **Água no século XXI. Enfrentando a escassez.** Ed. Rima II E, 247p. 2003.
- UNEP-IETC. **Lagos e Reservatórios. Qualidade da Água: O impacto da eutrofização.** São Carlos, vol.3. 2001.
- USEPA. **An approach to a relative trophic index system for classifying lakes and reservoirs. Working paper no. 24.** Pacific Northwest Environmental Research Laboratory. Corvallis, USA: Oregon, 1974.
- VAN HAANDEL, A. C.; LETTINGA, G. **Anaerobic sewage treatment: a practical guide for regions with a hot climate.** J. Wiley, Chichester, UK. 226 p. 1994
- VOLLENWEIDER, R. A. Advances in defining critical loading levels for phosphorus in lake eutrophication. **Mem. Ist. Ital. Idrobiol**, v. 33, p. 53-83. 1976.
- VON SPERLING, M. Princípios do tratamento biológico de águas residuárias. **Lagoas de Estabilização.** Vol. 3. 2^a Ed. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, Universidade Federal de Minas Gerais. 196 p. 2002.
- VON SPERLING, M. Princípios do tratamento biológico de águas residuárias. **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos.** Vol. 1. 3^a Ed.

Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, Universidade Federal de Minas Gerais. 452 p. 2005.

VON SPERLING, M. Princípios do tratamento biológico de águas residuárias. **Estudos e Modelagem da Qualidade da água**. Vol. 7. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, Universidade Federal de Minas Gerais. 588 p. 2007.

VON SPERLING, M. Princípios do tratamento biológico de águas residuárias. **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos**. Vol. 1. 4ª Ed. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, Universidade Federal de Minas Gerais. 472 p. 2014.

WANG, H.; LIANG, X.; JIANG, P.; WANG, J.; WU, S.; WANG, H. TN:TP ratio and planktivorous fish do not affect nutrient-chlorophyll relationships in shallow lakes. **Freshwater Biology**, v. 53, p.935–944, 2008.

WANG, H.; WANG, H. Mitigation of lake eutrophication: Loosen nitrogen control and focus on phosphorus abatement. **Progress in Natural Science**, v. 19, p. 1445-1451, 2009.

WANG, Q.; LI, S.; JIA, P.; QI, C.; DING, F. A Review of Surface Water Quality Models, **The Scientific World Journal**, vol. 2013, Article ID 231768, 7 pages, 2013.

WELCH, E.B.; COOKE, G.D. Internal Phosphorus loading in shallow lakes: Importance and control. **Lake Reserv. Manage.** 21, 209-217. 2005.

WETZEL, R.G.. **Limnology**. Philadelphia: Saunders Company, 767p. 1983.

XAVIER, C. F. **Avaliação da Influência do Uso e Ocupação do Solo e de Características Geomorfológicas Sobre a Qualidade das Águas de dois Reservatórios da região Metropolitana de Curitiba – Paraná**. Dissertação (Pós Graduação em Ciências do Solo da Universidade Federal do Paraná – UFPR.).138 f. Universidade Federal do Paraná, 2005.

YAMAMOTO, A; CROMAR, N.J.; NIXON, J.B.; SWEENEY, D.G.; FALLOWFIELD, H.J. Nitrogen cycling in waste stabilization ponds. In: *IWA Specialist Conference on Waste Stabilizations Ponds*, 8, Belo Horizonte, Proceedings. Belo Horizonte: International Water Association. 2009.

ZEILHOFER, P.; NUNES, E. B; LIMA, R; LIMA, G. A. R. Land use effects on water quality in the urban agglomeration of Cuiabá and Várzea Grande, Mato Grosso State, central Brazil, **Urban Water Journal**, 7:3, 173-186, 2010.

ZHANG, X. **Restoration of a small, shallow, eutrophic lake by submerged aeration and comparison with a similar lake**. Colorado, USA: Colorado State University, 2013.