



UNIVERSIDADE FEDERAL DE CAMPINA GRANDE
CENTRO DE TECNOLOGIA E RECURSOS NATURAIS
UNIDADE ACADÊMICA DE ENGENHARIA CIVIL
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA CIVIL E AMBIENTAL

THIAGO CABRAL NEPOMUCENO

MODELO PARA SIMULAÇÃO DE NITROGÊNIO E FÓSFORO EM
SISTEMAS DE RECURSOS HÍDRICOS, APLICAÇÃO EM REGIÃO DO
ALTO CURSO DO RIO PIRANHAS-PB

Campina Grande – PB

Fevereiro de 2018

THIAGO CABRAL NEPOMUCENO

MODELO PARA SIMULAÇÃO DE NITROGÊNIO E FÓSFORO EM
SISTEMAS DE RECURSOS HÍDRICOS, APLICAÇÃO EM REGIÃO DO
ALTO CURSO DO RIO PIRANHAS-PB

Dissertação de mestrado apresentada ao Programa de Pós-graduação em Engenharia Civil e Ambiental da Universidade Federal de Campina Grande – UFCG, em cumprimento às exigências para obtenção do Título de Mestre.

Área de concentração: Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental

Orientadores: Prof. PhD. Wilson Fadlo Curi

Prof. Dr. Valterlin da Silva Santos

Campina Grande – PB

Fevereiro de 2018

FICHA CATALOGRÁFICA ELABORADA PELA BIBLIOTECA CENTRAL DA UFCG

N441m Nepomuceno, Thiago Cabral.
Modelo para simulação de nitrogênio e fósforo em sistemas de recursos hídricos, aplicação em região do alto curso do Rio Piranhas-PB / Thiago Cabral Nepomuceno. – Campina Grande, 2018.
203 f. : il. color.

Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil e Ambiental) – Universidade Federal de Campina Grande, Centro de Tecnologia e Recursos Naturais, 2018.
"Orientação: Prof. PhD.Wilson Fadlo Curi, Prof. Dr. Valterlin da Silva Santos".
Referências.

1. Reservatórios. 2. Rios. 3. Áreas Agrícolas. 4. Modelagem.
I. Curi, Wilson Fadlo. II. Santos, Valterlin da Silva. III. Título.

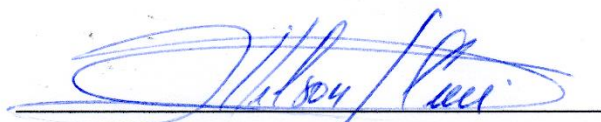
CDU 628.13(043)

THIAGO CABRAL NEPOMUCENO

MODELO PARA SIMULAÇÃO DE NITROGÊNIO E FÓSFORO EM
SISTEMAS DE RECURSOS HÍDRICOS, APLICAÇÃO REGIÃO DO ALTO
CURSO DO RIO PIRANHAS-PB

Dissertação aprovada em: 27 / 02 / 2018

Banca examinadora:



Prof.º PhD. Wilson Fadlo Curi

(Universidade Federal de Campina Grande)



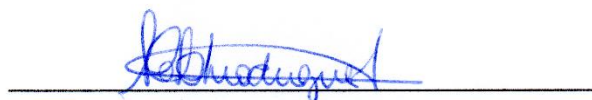
Prof.º Dr. Valterlin da Silva Santos

(Universidade Federal de Campina Grande)



Prof.º Dr. Fernando Fernandes Vieira

(Universidade Estadual da Paraíba)



Prof.ª Dr.ª Andréa Carla Lima Rodrigues

(Universidade Federal de Campina Grande)

Campina Grande – PB

Fevereiro de 2018

DEDICATÓRIA

Aos meus pais, DEDICO.

AGRADECIMENTOS

Sou grato a Deus, pela abundante graça derramada em minha vida, por te me capacitado e cuidado de mim, sempre guiando meus passos. Soli Deo Glória.

Aos meus pais, pelo duro sacrifício realizado para que eu pudesse chegar a conclusão de mais uma etapa, eu os amo incondicionalmente.

A minha irmã, Celi, e ao meu cunhado, Well, pelo grande apoio durante essa árdua caminhada.

A todos os meus familiares, que sempre me apoiaram e lembraram do meu nome em suas orações.

Aos meus orientadores, por todos os ensinamentos passados durante os anos de mestrado, certamente iremos continuar juntos nessa difícil, e prazerosa, busca pelo saber.

Ao meu amor, minha noiva Tarciana, sem a qual eu não conseguiria finalizar esse trabalho, cujo empenho foi além do apoio moral, estando ao meu lado em todas as etapas da elaboração da dissertação, me auxiliando desde a fundamentação teórica até a aplicação da matemática computacional.

Aos meus colegas do mestrado, pela agradável companhia durante esses dois anos, tornando essa caminhada mais leve.

Aos professores do PPGECA, em especial as professoras Iana e Andréa, por todos os ensinamentos passados durante esse período.

Ao professor Fernando Fernandes Viera, pela ajuda no início da elaboração das rotinas de cálculo, estando sempre disponível a me ajudar, sendo uma das maiores referências de engenheiro, docente e pesquisador que eu tenho.

Agradeço a professora Weruska Brasileiro Ferreira, que se tornou uma grande amiga durante esses últimos anos.

A minha sogra, Olga, e meus cunhados, Morgana e John Filho, pela importante força passada nesse período, sempre acreditando que eu conseguiria concluir mais essa importante etapa.

A CAPES, pelo apoio financeiro.

RESUMO

O lançamento de efluentes domésticos em ambientes aquáticos sem o devido tratamento vem comprometendo a qualidade da água de reservatórios e rios. Esta torna-se ainda mais relevante quando, em torno desses corpos hídricos superficiais, existe uma intensa prática agrícola, com aplicação de fertilizantes a base de nitrogênio e fósforo, onde a ocorrência de eventos chuvosos pode gerar escoamento superficial e encaminhar o excesso desses nutrientes presentes no solo para os rios e reservatórios próximos. Portanto, o presente trabalho propôs o desenvolvimento e aplicação de um modelo para simulação de nitrogênio e fósforo em sistemas de recursos hídricos, que permita simular a interação de rios, reservatórios e áreas agrícolas em termos desses parâmetros de qualidade de água. No arranjo estrutural do modelo desenvolvido, duas etapas metodológicas merecem destaque, são elas: modelagem de nitrogênio e fósforo nas áreas agrícolas, considerando os principais fluxos de entrada e saída desses macronutrientes no solo, e definição dos sistemas de equações diferenciais ordinárias que possam representar a dinâmica comportamental de nitrogênio e fósforo nos corpos hídricos, ou seja, rios e reservatórios integrantes de um determinado sistema estudado. Como estudo de caso, foi selecionado um sistema de recursos hídricos localizado na unidade de planejamento hidrológico do Alto Piranhas-PB, compreendendo áreas agrícolas, rios e reservatórios, juntamente com as principais contribuições de nutrientes para o respectivo sistema, além de ser levado em consideração o aporte das águas da transposição do rio São Francisco, proveniente do Eixo Norte da transposição. Para a aplicação do modelo desenvolvido, foram analisados cenários que possibilitassem uma melhor avaliação da resposta do sistema estudado ao lançamento dos efluentes domésticos e agrícolas, além do impacto das águas da transposição. Os resultados das simulações indicaram que os recursos hídricos analisados são sensíveis a ação dos efluentes domésticos e agrícolas, principalmente nos períodos de seca, onde o volume dos reservatórios e vazões nos trechos dos rios são reduzidos. Com o acréscimo das águas da transposição, foram observadas atenuações significativas nos níveis de nitrogênio e fósforo nos corpos hídricos, devido ao maior poderio de diluição dos efluentes proporcionado por esse aporte hídrico, embora foram observados níveis críticos em alguns meses. Desta forma, medidas preventivas e corretivas devem ser adotadas a esse tipo de sistema, de maneira a evitar o comprometimento da biota aquática e dos múltiplos usos as quais as águas estão destinadas.

Palavras-Chave: Modelagem; Áreas agrícolas; Rios; Reservatórios.

ABSTRACT

The release of domestic effluents in aquatic environments without the proper treatment has compromised the water quality of reservoirs and rivers. This becomes even more relevant when, around these surface water bodies, there is an intense agricultural practice, with the use of nitrogen and phosphorus base fertilizers, where the occurrence of rainfall events can generate runoff and return the excess nutrients present in the soil to nearby rivers and reservoirs. Therefore, this work proposed the development and application of a model for simulation of nitrogen and phosphorus in water resources systems, allowing the interaction of rivers, reservoirs and agricultural areas in terms of water quality parameters. In the structural arrangement of the developed model, two methodological steps are worth mentioning: nitrogen and phosphorus modeling in agricultural areas, considering the main input and output flows of these macronutrients in the soil, and definition of the systems of ordinary differential equations that can represent the behavioral dynamics of nitrogen and phosphorus in the water bodies, ie, rivers and reservoirs that are part of a given system studied. As a case study, a water resource system was selected, located in the Alto Piranhas-PB hydrological planning unit, comprising agricultural areas, rivers and reservoirs, together with the main nutrient contributions to the respective system, besides being taken into account the contribution of the waters of the transposition of the São Francisco river, coming from the Eixo Norte of the transposition. For the application of the developed model, scenarios were analyzed to enable a better evaluation of the response of the studied system to the release of domestic and agricultural effluents, besides the impact of the transposition waters. The results of the simulations indicated that the analyzed water resources are sensitive to the action of domestic and agricultural effluents, mainly in periods of drought, where the volume of the reservoirs and flows in the stretches of the rivers are reduced. With the addition of the transposition waters, significant attenuations were observed in the nitrogen and phosphorus levels in the water bodies, due to the higher dilution power of the effluents provided by this water supply, although critical levels were observed in some months. Therefore, preventive and corrective measures should be adopted for this type of system in order to avoid compromising the aquatic biota and the multiple uses to which the waters are destined.

Keywords: Modeling; Agricultural areas; Rivers; Reservoirs.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 – Componentes para representação do sistema.....	28
Figura 2 – Perfil esquemático da concentração da matéria orgânica, bactérias decompositoras e oxigênio dissolvido ao longo do percurso no curso de água e delimitação das zonas de autodepuração.....	43
Figura 3 – Esquemas de segmentação utilizados na modelagem de reservatórios.....	48
Figura 4 – Sistemas de reatores em Feedforward e Feedback com múltiplas contribuições.....	50
Figura 5 – Esquema físico do modelo SMAP mensal.....	75
Figura 6 – Fluxograma do modelo de simulação proposto.....	97
Figura 7 – Solos da bacia hidrográfica do rio Piancó-Piranhas-Açu.....	104
Figura 8 - Fontes hídricas dos municípios e localização dos sistemas adutores.....	107
Figura 9 – Composição das demandas setoriais relacionadas ao uso das águas dos reservatórios Engenheiro Ávidos (a) e São Gonçalo (b)	108
Figura 10 – Layout quantitativo do sistema.....	111
Figura 11 – Layout qualitativo do sistema.....	111
Figura 12 – Atendimento as demandas de abastecimento urbano (sem transposição).....	128
Figura 13 – Vazão defluente nos reservatórios – sem transposição.....	129
Figura 14 – Volume dos reservatórios – sem transposição.....	130
Figura 15 – Vazões afluentes aos reservatórios – sem transposição.....	130
Figura 16 – Abastecimento das demandas agrícolas – sem transposição.....	131
Figura 17 – Atendimento as demandas de abastecimento urbano (com transposição).....	132
Figura 18 – Vazão defluente nos reservatórios – com transposição.....	133
Figura 19 – Volume dos reservatórios – com transposição.....	134
Figura 20 – Vazões afluentes aos reservatórios – com transposição.....	134
Figura 21 – Abastecimento das demandas agrícolas – com transposição.....	135
Figura 22 – Concentração das formas de nitrogênio para o reservatório Engenheiro Ávidos – CENÁRIO 1.....	138
Figura 23 – Concentração das formas de fósforo para o reservatório Engenheiro Ávidos – CENÁRIO 1.....	139
Figura 24 – Índice de Estado Trófico para o reservatório Engenheiro Ávidos – CENÁRIO 1.....	139

Figura 25 – Concentração das formas de nitrogênio para o primeiro trecho do rio Piranhas – CENÁRIO 1.....	140
Figura 26 – Concentração das formas de fósforo para o primeiro trecho do rio Piranhas – CENÁRIO 1.....	141
Figura 27 – Índice de Estado Trófico para o primeiro trecho do rio Piranhas – CENÁRIO 1...	141
Figura 28 – Concentração das formas de nitrogênio para o segundo trecho do rio Piranhas – CENÁRIO 1.....	142
Figura 29 – Concentração das formas de fósforo para o segundo trecho do rio Piranhas – CENÁRIO 1.....	143
Figura 30 – Índice de Estado Trófico para o segundo trecho do rio Piranhas – CENÁRIO 1...	144
Figura 31 – Concentração das formas de nitrogênio para o reservatório São Gonçalo – CENÁRIO 1.....	144
Figura 32 – Concentração das formas de fósforo para o reservatório São Gonçalo – CENÁRIO 1.....	145
Figura 33 – Índice de Estado Trófico para o reservatório São Gonçalo – CENÁRIO 1.....	146
Figura 34 – Concentração das formas de nitrogênio para o terceiro trecho do rio – CENÁRIO 1.....	147
Figura 35 – Concentração das formas de fósforo para o terceiro trecho do rio Piranhas – CENÁRIO 1.....	147
Figura 36 – Índice de Estado Trófico para o terceiro trecho do rio Piranhas – CENÁRIO 1.....	148
Figura 37 – Concentração das formas de nitrogênio para o quarto trecho do rio Piranhas – CENÁRIO 1..	148
Figura 38 – Concentração das formas de fósforo para o quarto trecho do rio Piranhas – CENÁRIO 1...	149
Figura 39 – Índice de Estado Trófico para o quarto trecho do rio Piranhas – CENÁRIO 1.....	149
Figura 40 – Concentração das formas de nitrogênio para o segundo trecho do rio – CENÁRIO 2.....	151
Figura 41 – Concentração das formas de fósforo para o segundo trecho do rio – CENÁRIO 2.....	151
Figura 42 – Índice de Estado Trófico para o segundo trecho do rio Piranhas – CENÁRIO 2.....	152
Figura 43 – Concentração das formas de nitrogênio para o reservatório São Gonçalo – CENÁRIO 2	153

Figura 44 – Concentração das formas de nitrogênio para o reservatório São Gonçalo – CENÁRIO 2.....	154
Figura 45 – Índice de Estado Trófico para o reservatório São Gonçalo– CENÁRIO 2.....	154
Figura 46 – Concentração das formas de nitrogênio para o terceiro trecho do rio – CENÁRIO 2.....	155
Figura 47 – Concentração das formas de fósforo para o terceiro trecho do rio – CENÁRIO 2.....	155
Figura 48 – Índice de Estado Trófico para o terceiro trecho do rio – CENÁRIO 1.....	156
Figura 49 – Concentração das formas de nitrogênio para o quarto trecho do rio – CENÁRIO 2.....	157
Figura 50 – Concentração das formas de nitrogênio para o quarto trecho do rio – CENÁRIO 2.....	157
Figura 51 – Índice de Estado Trófico para o quarto trecho do rio Piranhas – CENÁRIO 2.....	158
Figura 52 – Concentração das formas de nitrogênio para o reservatório Engenheiro Ávidos – CENÁRIO 3.....	159
Figura 53 – Concentração das formas de fósforo para o reservatório Engenheiro Ávidos – CENÁRIO 3.....	159
Figura 54 – Índice de Estado Trófico para o reservatório Engenheiro Ávidos – CENÁRIO 3.....	160
Figura 55 – Concentração das formas de nitrogênio para o primeiro trecho do rio Piranhas – CENÁRIO 3.....	160
Figura 56 – Concentração das formas de nitrogênio para o primeiro trecho do rio Piranhas – CENÁRIO 3.....	161
Figura 57 – Índice de Estado Trófico para o reservatório Engenheiro Ávidos – CENÁRIO 3.....	161
Figura 58 – Concentração das formas de nitrogênio para o segundo trecho do rio Piranhas – CENÁRIO 3.....	162
Figura 59 – Concentração das formas de fósforo para o segundo trecho do rio Piranhas – CENÁRIO 3.....	162
Figura 60 – Índice de Estado Trófico para o segundo trecho do rio Piranhas – CENÁRIO 3.....	163
Figura 61 – Concentração das formas de nitrogênio para o reservatório São Gonçalo – CENÁRIO 3.....	164

Figura 62 – Concentração das formas de fósforo para o reservatório São Gonçalo – CENÁRIO 3.....	164
Figura 63 – Índice de Estado Trófico para o segundo trecho do rio Piranhas – CENÁRIO 3...165	165
Figura 64 – Concentração das formas de nitrogênio para o terceiro trecho do rio Piranhas – CENÁRIO 3.....	166
Figura 65 – Concentração das formas de fósforo para o terceiro trecho do rio Piranhas – CENÁRIO 3.....	167
Figura 66 – Índice de Estado Trófico para o terceiro trecho do rio Piranhas – CENÁRIO 3.....	167
Figura 67 – Concentração das formas de nitrogênio para o quarto trecho do rio Piranhas – Cenário 3.....	168
Figura 68 – Concentração das formas de nitrogênio para o quarto trecho do rio Piranhas – CENÁRIO 3.....	169
Figura 69 – Índice de Estado Trófico para o quarto trecho do rio Piranhas – CENÁRIO 3.....	169
Figura 70 – Concentração das formas de nitrogênio para o segundo trecho do rio Piranhas – CENÁRIO 4.....	170
Figura 71 – Concentração das formas de fósforo para o segundo trecho do rio Piranhas – CENÁRIO 4.....	171
Figura 72 – Índice de Estado Trófico para o segundo trecho do rio Piranhas – CENÁRIO 4.....	172
Figura 73 – Concentração das formas de nitrogênio para o reservatório São Gonçalo – CENÁRIO 4.....	173
Figura 74 – Concentração das formas de fósforo para o reservatório São Gonçalo – CENÁRIO 4.....	174
Figura 75 – Índice de Estado Trófico para o reservatório São Gonçalo – CENÁRIO 4.....	174
Figura 76 – Concentração das formas de nitrogênio para o terceiro trecho do rio Piranhas – CENÁRIO 4.....	175
Figura 77 – Concentração das formas de fósforo para o terceiro trecho do rio Piranhas – CENÁRIO 4.....	175
Figura 78 – Índice de Estado Trófico para o terceiro trecho do rio Piranhas – CENÁRIO 4.....	176
Figura 79 – Concentração das formas de nitrogênio para o quarto trecho do rio Piranhas – CENÁRIO 4.....	177

Figura 80 – Concentração das formas de nitrogênio para o quarto trecho do rio Piranhas – CENÁRIO 4.....	177
Figura 81 – Índice de Estado Trófico para o quarto trecho do rio Piranhas – CENÁRIO 2.....	178
Figura 82 – Comparação dos resultados para o segundo trecho do rio Piranhas.....	179

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 - Precipitação média mensal para o posto São Gonçalo.....	112
Tabela 2 – Médias mensais de precipitação para a contribuição direta aos reservatórios.....	113
Tabela 3 – Vazões afluentes aos reservatórios.....	114
Tabela 4 – Resumo dos parâmetros de calibração do modelo SMAP mensal.....	115
Tabela 5 – Evaporação média mensal do tanque Classe A e valores de Kt.....	115
Tabela 6 – Evapotranspiração de referência.....	116
Tabela 7 – Plano de cultivo e coeficientes de cultivo (Kc).....	117
Tabela 8 – Dados o sistema de irrigação a produtividade das culturas.....	117
Tabela 9 – Quantidade de fertilizantes nitrogenados e fosfatados aplicados as culturas.....	118
Tabela 10 – Quantidade média de fertilizantes nitrogenados e fosfatados removidos pelas culturas.....	118
Tabela 11 – Áreas fertilizadas consideradas na determinação do escoamento superficial.....	119
Tabela 12 – Demandas relacionadas ao agrícola.....	121
Tabela 13 – Área para as culturas nas localidades agrícolas.....	121
Tabela 14 – Contribuições per capita de nitrogênio e fósforo no esgoto doméstico bruto.....	123
Tabela 15 – Condição inicial para as concentrações de nitrogênio e fósforo nos reservatórios.....	123
Tabela 16 – Coeficientes cinéticos de reação para os rios e reservatórios.....	124
Tabela 17 – Temperatura dos reservatórios e trechos dos rios estudados.....	125
Tabela 18 – Parâmetros e critérios adotados para os trechos de rios.....	126
Tabela 19 – Equações utilizadas para a determinação da profundidade e velocidade dos trechos dos rios.....	126
Tabela 20 – Ajuste de profundidade e velocidade em função da vazão.....	126
Tabela 21 – Volume médio mensal evaporado nos reservatórios – sem transposição.....	131
Tabela 22 – Volume médio mensal evaporado nos reservatórios – com transposição.....	135
Tabela 23 – Precipitação média mensal e escoamento superficial para as áreas fertilizadas...	136
Tabela 24 – Nutriente limitante para os corpos hídricos do sistema estudado.....	137

LISTA DE QUADROS

Quadro 1 – Distribuição das formas de nitrogênio presentes em esgotos, segundo diversas condições.....	32
Quadro 2 – Contribuições unitárias de fósforo.....	34
Quadro 3 – IET e equivalência com as médias de fósforo total (FT) e clorofila-a (CL) em rios.....	39
Quadro 4 – IET e equivalência com as médias de fósforo total (FT) e clorofila-a (CL) em reservatórios.....	40
Quadro 5 – Nitrogênio absorvido para determinadas culturas.....	62
Quadro 6 – Fósforo absorvido para determinadas culturas.....	71
Quadro 7 – Valores Característicos da Forma da bacia do Alto Piranhas.....	99
Quadro 8 – Postos pluviométricos em que foram coletados os dados de precipitação direta incidente nos reservatórios do sistema.....	112
Quadro 9 – Postos selecionados para o cálculo do volume mensal afluyente aos reservatórios.....	114
Quadro 10 – Culturas selecionadas para o estudo.....	116

LISTA DE SIGLAS

AESA - Agência de Gestão das Águas do Estado da Paraíba.

AGEITEC - Agência Embrapa de Informação Tecnológica.

ANA – Agência Nacional de Águas.

CEa – Condutividade Elétrica da Água de Irrigação.

CEe – Condutividade Elétrica do Extrato de Solo Saturado.

CL – Clorofila.

CONAMA – Conselho Nacional de Meio Ambiente.

DAEE – Departamento de Águas e Energia Elétrica do Estado de São Paulo.

DBO – Demanda Bioquímica de Oxigênio.

DNOCS - Departamento Nacional de Obras Contra a Seca.

DTD_a - função objetivo destinada a minimizar o déficit do atendimento das demandas nas tomadas d'água dos reservatórios e dos nós do sistema.

Eap – Eficiência do Sistema de Aplicação de Água.

Esis – Eficiência do Sistema de Distribuição de Água.

ESM – Extensão Superficial Média.

E_t – Lâmina de Água Evaporada no Tanque.

ETA – Estação de Tratamento de Água.

ET0 – Evapotranspiração de Referência.

ETP – Evapotranspiração.

FBN – Fixação Biológica de Nitrogênio.

FAO - Food Agriculture Organization.

G - Dotação de Água por Capilaridade à Zona Radicular da Cultura.

IET – Índice de Estado Trófico.

IBGE – Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística.

K_c – Coeficiente de Cultivo.

K_t – Coeficiente do Tanque.

LR - Água Destinada a Lavar os Sais acumulados no Solo.

MO_k - maximização da mão-de-obra oriunda da atividade agrícola nos perímetros irrigados.

NA – Nitrogênio Acumulado.

NDA – Nitrogênio da Deposição Atmosférica.

NFI – Nitrogênio da Fertilização Inorgânica.
NFO – Nitrogênio da Fertilização Orgânica.
NI - Nitrogênio Fornecido Por Meio da Irrigação.
NL – Necessidade de Irrigação Líquida.
NRC – Nitrogênio Removido Pelas Culturas.
NRES – Nitrogênio Removido por Escoamento Superficial.
NRL – Nitrogênio Removido Pela Lixiviação.
NRPG – Nitrogênio Removido por Perdas Gasosas.
NT – Nitrogênio Total.
NTK - Nitrogênio Total Kjeldahj.
PA – Fósforo Acumulado.
PDA – Fósforo da Deposição Atmosférica.
Pe – Precipitação Efetiva.
PFI – Fósforo da Fertilização Inorgânica.
PFO – Fósforo da Fertilização Orgânica.
PI – Fósforo da Irrigação.
PISG – Perímetro Irrigado de São Gonçalo.
Pi – Fósforo Inorgânico.
Po – Fósforo Orgânico.
PISF - Projeto de Integração das Águas do São Francisco.
PNRH - Política Nacional de Recursos Hídricos.
PRC – Fósforo Removido Pelas Culturas.
PRES – Fósforo Removido Pelo Escoamento Superficial.
PT – Fósforo Total.
Qirri – Lâmina de Água Mensal para Irrigação.
QUASAR - Quality Simulation Along Rivers.
RL_k - maximização da receita líquida (RL) oriunda da agricultura irrigada, entendida como o resultado da diferença entre a renda bruta total auferida com a venda da safra agrícola e os respectivos custos de produção envolvidos.
RNQA - Rede Nacional de Monitoramento de Qualidade das Águas.
SIBCS - Sistema Brasileiro de Classificação de Solos.
SIG – Sistema de Informação Geográfica.

SIMCAT - Simulation Catchment.

SMAP - Soil Moisture Accounting Procedure.

SNGRH - Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos.

SSD - Sistemas de Suporte a Decisão.

SUDEMA - Superintendência de Desenvolvimento do Meio Ambiental.

SUDENE - Superintendência do Desenvolvimento do Nordeste.

TOCAT - Temporal Overall Model for Catchment.

UPH – Unidade de Planejamento Hidrológico.

VE_r - função objetivo que se destina a minimizar o déficit entre o volume defluente liberado pelo reservatório r no mês t (Q_{ert}) e a demanda mínima a ser mantida a jusante do reservatório r no mês t (D_{ert}).

VM_r - função objetivo destinada a minimizar o déficit entre o volume de água do reservatório r no final do mês.

W - Reserva de Água do Solo.

SUMÁRIO

1.	INTRODUÇÃO	21
1.1	Objetivos	23
<i>1.1.1</i>	<i>Objetivo Geral</i>	23
<i>1.1.2</i>	<i>Objetivos Específicos</i>	23
2.	REFERENCIAL TEÓRICO	24
2.1	Planejamento integrado em sistemas de recursos hídricos	24
<i>2.1.1</i>	<i>Simulação</i>	25
<i>2.1.2</i>	<i>Otimização</i>	26
<i>2.1.2.1</i>	<i>Modelo desenvolvido por Santos et al. (2011)</i>	27
2.2	Qualidade das águas	29
<i>2.2.1</i>	<i>Parâmetros de qualidade de água</i>	30
<i>2.2.1.1</i>	<i>Nitrogênio – comportamento nas águas e principais fontes de lançamento</i>	31
<i>2.2.1.2</i>	<i>Fósforo – comportamento nas águas e principais fontes de lançamento</i>	33
<i>2.2.2</i>	<i>Eutrofização</i>	35
<i>2.2.2.1</i>	<i>Índice de Estado Trófico – IET</i>	37
<i>2.2.2.2</i>	<i>Nutriente limitante</i>	40
<i>2.2.3</i>	<i>Autodepuração</i>	42
2.3	Modelagem da qualidade da água	44
<i>2.3.1</i>	<i>Modelagem da qualidade da água em rios e reservatórios</i>	46
<i>2.3.1.1</i>	<i>Reservatórios</i>	46
<i>2.3.1.2</i>	<i>Rios</i>	50
2.4	Nitrogênio em áreas agrícolas – importância, disponibilidade e balanço no solo ..	53
<i>2.4.1</i>	<i>Fertilização nitrogenada</i>	57
<i>2.4.2</i>	<i>Nitrogênio na água de irrigação</i>	58
<i>2.4.3</i>	<i>Fixação biológica de nitrogênio</i>	59
<i>2.4.4</i>	<i>Nitrogênio no resíduo cultural</i>	60
<i>2.4.5</i>	<i>Deposição atmosférica de nitrogênio</i>	61
<i>2.4.6</i>	<i>Remoção de nitrogênio pelas culturas</i>	61
<i>2.4.7</i>	<i>Nitrogênio removido por escoamento superficial</i>	62
<i>2.4.8</i>	<i>Lixiviação do nitrogênio para águas subterrâneas</i>	63
<i>2.4.9</i>	<i>Perdas de nitrogênio pela desnitrificação</i>	64
<i>2.4.10</i>	<i>Volatilização da amônia</i>	65
2.5	Fósforo em áreas agrícolas – importância, disponibilidade e balanço no solo	66
<i>2.5.1</i>	<i>Fertilização fosfatada</i>	69
<i>2.5.2</i>	<i>Fósforo na água de irrigação</i>	69

2.5.3	<i>Fósforo no resíduo cultural</i>	70
2.5.4	<i>Deposição atmosférica de fósforo</i>	70
2.5.5	<i>Remoção de fósforo pelas culturas</i>	71
2.5.6	<i>Lixiviação do fósforo para águas subterrâneas</i>	72
2.5.7	<i>Fósforo removido por escoamento superficial</i>	72
2.6	Modelagem hidrológica em áreas agrícolas	73
3.	ESTRUTURA DO MODELO DESENVOLVIDO	76
3.1	Modelagem de nitrogênio e fósforo nas áreas agrícolas	76
3.1.1	<i>Balanço de nitrogênio no solo</i>	76
3.1.1.1	<i>Nitrogênio da deposição atmosférica (NDA)</i>	78
3.1.1.2	<i>Nitrogênio da fixação biológica (NFB)</i>	79
3.1.1.3	<i>Nitrogênio da irrigação (NI)</i>	80
3.1.1.4	<i>Nitrogênio removido pela lixiviação (NRL)</i>	81
3.1.1.5	<i>Nitrogênio removido por perdas gasosas</i>	81
3.1.2	<i>Balanço de fósforo no solo</i>	82
3.1.2.1	<i>Fósforo da deposição atmosférica (PDA)</i>	84
3.1.2.2	<i>Fósforo da irrigação (PI)</i>	84
3.2	Modelagem de nitrogênio e fósforo nos corpos hídricos	85
3.2.1	<i>Modelagem de nitrogênio e fósforo nos reservatórios</i>	86
3.2.2	<i>Modelagem de nitrogênio e fósforo nos rios</i>	88
3.2.2.1	<i>Nitrogênio</i>	88
3.2.2.2	<i>Fósforo</i>	90
3.2.3	<i>Cálculo do Índice de Estado Trófico e nutriente limitante</i>	91
3.3	Cálculo das demandas agrícolas	93
3.4	Fluxograma geral do modelo de simulação	96
4.	ESTUDO DE CASO	97
4.1	Caracterização da área de estudo - bacia hidrográfica do alto piranhas	97
4.1.1	<i>Localização e aspectos gerais</i>	98
4.1.2	<i>Fisiografia</i>	99
4.1.2.1	<i>Forma da bacia</i>	99
4.1.2.2	<i>Declividade média</i>	99
4.1.2.3	<i>Extensão superficial média</i>	100
4.1.3	<i>Climatologia</i>	100
4.1.4	<i>Hidrografia e reservatórios estratégicos do alto piranhas</i>	101
4.1.5	<i>Solos</i>	103
4.1.6	<i>Demandas</i>	105

4.1.6.1	<i>Agricultura – irrigação concentrada e difusa</i>	105
4.1.6.2	<i>Abastecimento humano</i>	106
4.1.6.3	<i>Percentual das demandas dos setores abastecidos pelos reservatórios Engenheiro Ávidos e São Gonçalo</i>	108
4.1.7	<i>Qualidade das águas dos reservatórios estratégicos</i>	108
4.1.8	<i>Sistema de recursos hídricos estudado</i>	110
4.2	Dados de entrada e considerações matemáticas do sistema	112
4.2.1	<i>Precipitação</i>	112
4.2.1.1	<i>Precipitação nas áreas agrícolas</i>	112
4.2.1.2	<i>Precipitação nos reservatórios</i>	112
4.2.2	<i>Vazão afluente aos reservatórios e escoamento nas áreas agrícolas</i>	113
4.2.3	<i>Evaporação nos reservatórios</i>	115
4.2.4	<i>Evapotranspiração nas áreas agrícolas</i>	115
4.2.5	<i>Agricultura</i>	116
4.2.5.1	<i>Culturas selecionadas e plano de cultivo</i>	116
4.2.5.2	<i>Método de irrigação e produtividade</i>	117
4.2.5.3	<i>Fertilizantes nitrogenados e fosfatados</i>	117
4.2.5.4	<i>Áreas fertilizadas consideradas na geração do escoamento superficial</i>	119
4.2.6	<i>Condições para a otimização quantitativa</i>	120
4.2.6.1	<i>Demandas hídricas</i>	120
4.2.6.2	<i>Áreas para o cultivo das culturas</i>	121
4.2.6.3	<i>Volumes iniciais dos reservatórios</i>	121
4.2.7	<i>Dados para a modelagem da qualidade da água</i>	122
4.2.7.1	<i>Cargas poluidoras</i>	122
4.2.7.2	<i>Coefficientes de reação para os rios e reservatórios</i>	124
4.2.7.3	<i>Temperatura dos rios e reservatórios</i>	124
4.2.7.4	<i>Velocidade e profundidade dos trechos do rio</i>	125
4.3	Cenários estudados	127
5.	RESULTADOS E DISCUSSÃO	128
5.1	Otimização quantitativa – cenário sem transposição	128
5.2	Otimização quantitativa – cenário com transposição	132
5.3	Resultados do cálculo do escoamento superficial nas áreas agrícolas	136
5.4	Nutriente limitante	136
5.5	Resultados do cenário 1	137
5.6	Resultados do cenário 2	150
5.7	Resultados do cenário 3	158

5.8	Resultados do cenário 4	169
5.9	Comparação entre os cenários estudados.....	178
6.	CONCLUSÕES.....	181
	REFERÊNCIAS.....	183

1. INTRODUÇÃO

A água é um elemento vital para praticamente todas as atividades humanas. A falta de planejamento dessas atividades, aliado ao crescimento populacional e o desenvolvimento das regiões, vem comprometendo as disponibilidades hídricas em termos de qualidade e quantidade (REBOUÇAS, 2001), aumentando os desafios dos profissionais que atuam na área dos recursos hídricos.

O suprimento de água em regiões com grande variabilidade temporal de chuvas, caso frequente no semiárido brasileiro, deve ser exercido com o auxílio de fontes alternativas de abastecimento, para que as demandas possam ser atendidas nos períodos de escassez com um número mínimo de falhas. Uma medida recorrente no semiárido nordestino é a construção e operação de reservatórios de acumulação, que armazenam água durante os períodos de cheias e proporcionam o atendimento das demandas nas épocas de escassez. As demandas hídricas correspondem aos usos múltiplos das águas, tais como: irrigação, abastecimento humano e industrial, dessedentação de animais, perenização de trechos de rios, mantimento de ecossistemas no entorno e a jusante dos reservatórios, entre outras finalidades (LANNA, 2002).

A importância dos reservatórios de acumulação para o suprimento hídrico das regiões é algo inquestionável, porém, fatores como a falta de controle da poluição, crescimento acelerado da população e desmatamentos podem resultar em impactos negativos a curto e longo intervalo de tempo (VIDAL, 2011).

Principalmente após a instituição de uma Política Nacional de Recursos Hídricos (PNRH) e a criação de um Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos (SNGRH), ambos estabelecidos pela lei 9433/1997, a água passou a ser entendida por meio do binômio qualidade/quantidade. Embora não esteja elencado como um dos fundamentos da PNRH, no seu art. 1, o destaque de aspectos qualitativos da água em tal política é algo inexorável. No art. 2, entre os objetivos da política, tem-se: “Assegurar à atual e as futuras gerações a necessária disponibilidade de água, em padrões de qualidade adequados aos respectivos usos” (I). Entre as diretrizes gerais de ação para implementação da PNRH está “a gestão sistemática dos recursos hídricos, sem dissociação dos aspectos de quantidade e qualidade”. Por fim, com relação a outorga de direitos de uso de recursos hídricos (seção III da respectiva lei), o art. 11 alega que “o regime de outorga de direitos de uso de recursos

hídricos tem como objetivos assegurar o controle quantitativo e qualitativo dos usos da água e o efetivo exercício dos direitos de acesso à água”.

Devido a existência de muitas variáveis que devem ser minuciosamente estudadas, a definição e quantificação dos diversos processos físico-químicos e microbiológicos reinantes em corpos hídricos superficiais é uma atividade extremamente complexa, demandando, desta forma, o auxílio de determinadas ferramentas. No âmbito da modelagem matemática, destacam-se as técnicas de simulação e otimização, ambas sendo consideradas dois dos principais propósitos da engenharia de recursos hídricos. A simulação possibilita verificar o comportamento de um determinado sistema, de maneira mais próxima a sua ocorrência em condições reais, já a otimização envolve a busca de uma maior eficiência para variáveis de decisão, que devem ser melhoradas, juntamente com as funções objetivo (PIZZOLATO e GANDOLPHO, 2013).

Em relação a modelagem da qualidade de águas superficiais, o primeiro registro matemático que envolve a resposta de corpos hídricos ao lançamento de efluentes foi proposto em 1925 por Streeter e Phelps, modelo esse que aborda mecanismos associados ao oxigênio dissolvido na água. Para nitrogênio e fósforo, trabalhos como os desenvolvidos por Montovani e Potelli (2013), Vidal e Neto (2014) tratam da quantificação da dinâmica comportamental desses macronutrientes em corpos hídricos, com contribuições relacionados a efluentes domésticos.

Em regiões com intensiva produção agrícola e prática de adição de fertilizantes fosfatados e nitrogenados, caso não exista um controle adequado da lixiviação e do escoamento superficial, gerados pelas precipitações, pode ocorrer o aporte de nitrogênio e fósforo para o leito dos rios e reservatórios próximos (CARDOSO *et al.*, 2012; KAUFMANN *et al.*, 2014; COSTA *et al.*, 2010; GEBLER *et al.*, 2014; BARBOSA *et al.*, 2015; PANTANO *et al.*, 2016; WEBER *et al.*, 2014; OLIVEIRA *et al.*, 2015), resultando na deterioração da qualidade das águas (GUEDES *et al.*, 2012).

Dessa forma, é extremamente relevante que sejam desenvolvidos modelos de qualidade de água que permitam a integração nas rotinas de cálculo de contribuições relacionadas a efluentes domésticos e cargas agrícolas. Sobre esta perspectiva, o presente trabalho propõe o desenvolvimento de um modelo de simulação de nitrogênio e fósforo para a aplicação em sistemas de recursos hídricos, integrando rios, reservatórios e áreas agrícolas.

1.1 Objetivos

1.1.1 Objetivo Geral

Desenvolver e implementar um modelo que permita a simulação das concentrações de nitrogênio e fósforo em sistemas de recursos hídricos.

1.1.2 Objetivos Específicos

- Modelar o aporte de nitrogênio e fósforo das áreas irrigadas para corpos hídricos;
- Modelar o comportamento de nitrogênio e fósforo nos corpos d'água, provenientes de cargas pontuais e difusas;
- Comparar as cargas de nitrogênio e fósforo das áreas irrigadas com as provenientes do lançamento de esgotos domésticos;
- Determinar o estado trófico dos reservatórios e rios do sistema estudado após a aplicação do modelo de simulação;
- Verificar a necessidade de implantação de unidades de tratamento de efluentes no sistema estudado.

2. REFERENCIAL TEÓRICO

2.1 Planejamento integrado em sistemas de recursos hídricos

A medida que o nível de desenvolvimento das regiões alcança patamares superiores, os vários sistemas, tratados outrora de maneira simplista, passam a necessitar de um alto grau de detalhamento, o que requer análises mais minuciosas de todos os componentes envolvidos. Tais dificuldades são bastante frequentes nas análises dos problemas de recursos hídricos.

A análise de sistemas de recursos hídricos envolve a utilização e o desenvolvimento de técnicas que possibilitem a resolução de problemas complexos de engenharia de recursos hídricos, sendo realizada uma abordagem sistêmica e o arranjo entre técnicas computacionais e a modelagem matemática (LANNA, 2002).

O planejamento e o gerenciamento apropriados de recursos hídricos levam a tomada de decisões mais adequadas a respeito de possíveis cenários existentes, estes últimos podem envolver determinadas demandas hídricas e diferentes possibilidades de suprimento hídrico. Segundo Braga (1997), o déficit entre oferta e demanda deve ser reduzido, e, em condições exíguas de recursos, os sistemas devem ser operados de maneira cada vez mais eficientes.

No processo decisório, em sistemas de recursos hídricos, as técnicas de simulação e otimização merecem maior ênfase, por fornecerem a possibilidade de representar matematicamente a dinâmica comportamental de um sistema sujeito a cenários específicos (simulação), ou encontrar as melhores soluções para as condições que envolvem um determinado sistema (otimização).

Os trabalhos de Yeh (1985), Simonovic (1992) e Wubrs (1993) descrevem uma revisão minudenciada sobre gerenciamento de reservatórios, com destaque para os procedimentos matemáticos que envolvem a simulação e otimização. Os autores também enfatizam as dificuldades reinantes em problemas mais complexos de recursos hídricos, atentando para a inexistência de um procedimento generalizado que seja capaz de proporcionar a solução de todos os problemas (apesar dos significativos avanços, esses obstáculos ainda são encontrados no cenário atual).

Labadie (2004) enfatiza o potencial de utilização de modelos matemáticos e ferramentas computacionais juntamente a metodologias de auxílio a tomada de decisões, estas últimas denominadas de sistemas de suporte a decisão (SSD). As metodologias de SSD vem

sendo aplicadas com êxito em diversos campos da atividade humana em que o problema da decisão é muito complexo, como é o caso do planejamento e gerenciamento de sistemas de recursos hídricos (PORTO e AZEVEDO, 2002).

Segundo Lindim *et al.* (2011), a modelagem matemática como ferramenta complementar à gestão dos recursos hídricos é um instrumento amplamente aceito para o efetivo diagnóstico de problemas de qualidade da água e posterior desenvolvimento de estratégias de resolução.

Estudos dos aspectos de qualidade da água vem sendo desenvolvidos, por desempenharem por exemplo, uma importante tarefa na manutenção de uma boa qualidade de vida à população (MUNAVALLI; KUMAR, 2005). Desta forma, Storey *et al.* (2011) afirmam que existe uma necessidade de melhorar as estratégias de monitoramento de qualidade da água, uma vez que os métodos tradicionais, baseados em laboratório, são muito lentos para desenvolver respostas operacionais e fornecer um nível de proteção à saúde pública em tempo real. Diante disso, a modelagem matemática de qualidade da água, mostra-se uma ferramenta com ótima aplicabilidade e com resultados rápidos e precisos.

A grande variedade de métodos existentes também gera certo desconforto na etapa de seleção da metodologia mais fidedigna ao problema em questão, para isso, Lima e Lanna (2005) ressaltam que a escolha da metodologia dependerá das particularidades do sistema em análise. Tanto os modelos que utilizam programação matemática (linear, dinâmica ou não linear) como os modelos de simulação serão importantes em situações específicas.

2.1.1 Simulação

Para Law (2007), a simulação é uma técnica de modelagem matemática utilizada para aproximar o comportamento de uma realidade física de um sistema, representando os fatores mais importantes por meio de descrições matemáticas ou algébricas. Como principal objetivo, os processos de simulação buscam representar a operação do sistema de maneira mais detalhada possível, sem a existência de nenhuma exigência quanto a natureza do problema, contanto que o mesmo possa ser representado matematicamente.

A realização de estudos de simulação antes da implantação de um sistema real é de grande relevância, permitindo, por exemplo, a aceleração do funcionamento do sistema no tempo, previsão de acidentes que possam ocorrer quando da implantação de um sistema real,

além de poupar recursos econômicos, pois dispensa a construção de protótipos para testes. Devido a sua grande versatilidade e flexibilidade, a simulação é largamente utilizada em operações técnicas e atividades de pesquisa. Algumas das muitas áreas de aplicação da simulação são: sistemas de computação, sistemas de manufatura, negócios, entidades governamentais, ecologia e meio - ambiente, sociedade e biociências.

Para Martins e Filho (2006), a grande aplicação dos modelos de simulação em recursos hídricos tem sido na área do dimensionamento e operação de reservatórios múltiplos. Notadamente quando se deseja levar em conta a aleatoriedade das sequências de vazões afluentes e eventuais correlações cruzadas entre postos em uma bacia, o enfoque mais utilizado, na prática, tem sido a simulação. O desenvolvimento e aplicação de modelos de simulação na qualidade da água de rios e reservatórios também vem merecendo destaque no cenário da modelagem matemática, como será detalhado no item 2.3, (LARENTIS *et al.*, 2008; GONÇALVES *et al.*, 2012; FAN *et al.*, 2013).

A representação detalhada e mais realista da complexidade do sistema estudado, permitindo que todas as suas características sejam descritas matematicamente, é uma vantagem das técnicas de simulação em relação a otimização (SANTOS, 2011). De modo geral, pode-se dizer que modelos de simulação são mais apropriados para análise do desempenho de alternativas operacionais, principalmente, de longo prazo, sendo úteis para representar a operação do sistema com um grau elevado de segurança.

2.1.2 Otimização

Modelos de otimização almejam o encontro de uma solução ou configuração do modelo que possa atender plenamente a determinados critérios, denominados de critérios de otimização. De maneira geral, modelos de otimização checam situações em que existem diversas e diferentes possíveis formulações para o modelo. O grau de complexidade de problemas de otimização tende a aumentar quanto maior for o número de configurações e de critérios a examinar em um problema (GOLDBARG *et al.*, 2015).

Em geral, o modelo de otimização é composto por uma função objetivo $F(X_1, X_2, X_3, \dots, X_n)$, que se deseja maximizar ou minimizar, onde $X_1, X_2, X_3, \dots, X_n$ são as variáveis de decisão do problema. Além da função objetivo, existem também as funções de restrição $g_i(X_1, X_2, X_3, \dots, X_n)$, $i = 1, 2, 3, \dots, m$, que passam a determinar a região viável das variáveis de decisão.

Entre as soluções viáveis, a que satisfaz as restrições do problema e garante o melhor valor da função objetivo é chamada de solução ótima (PIZZOLATO e GANDOLPHO, 2013).

Os modelos de programação matemática usualmente são classificados em função do tipo de equações e variáveis do modelo. Labadie (2004) fornece uma classificação básica das técnicas de otimização:

- Programação Linear (PL);
- Programação Dinâmica (PD);
- Programação Não-Linear;
- Métodos Heurísticos.

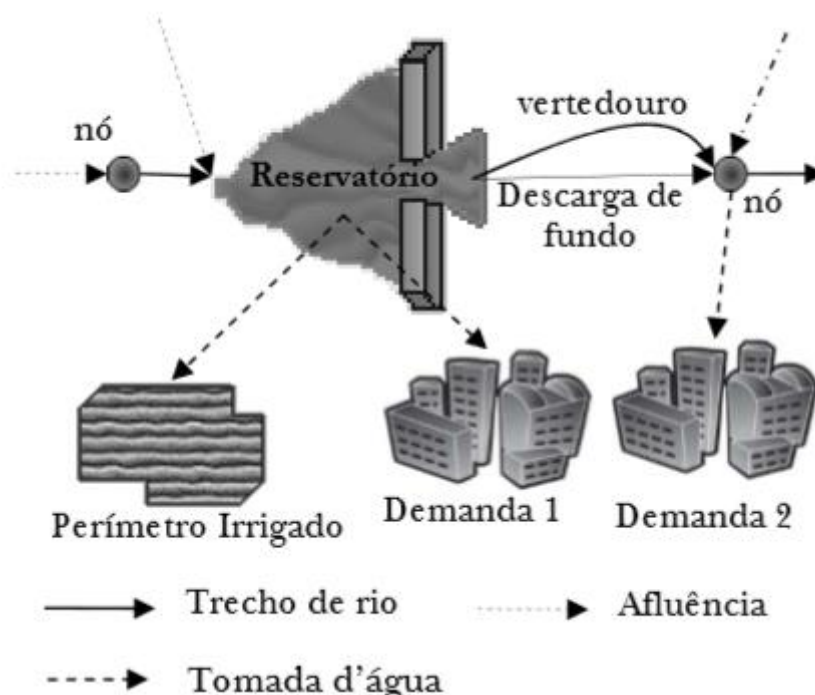
As técnicas referidas anteriormente podem ser resolvidas de maneira determinística ou estocástica. Quando os parâmetros do modelo são constantes desconhecidas, tem-se um caso de programação determinística, se os parâmetros forem variáveis aleatórias, existe a presença de programação estocástica (aleatória).

2.1.2.1 Modelo desenvolvido por Santos et al. (2011)

Buscando favorecer o estudo acerca da alocação ótima de recursos naturais existentes (águas e terras aptas ao plantio), Santos *et al.* (2011) propôs um modelo de otimização multiobjetivo baseado em programação linear, que permite a operação integrada de sistemas de recursos hídricos. Existe a possibilidade de uma representação mais detalhada do sistema, tendo em vista a escolha de melhores práticas operacionais que resultem em uma utilização mais sustentável dos recursos naturais em regiões com escassez hídrica, minimizando problemas recorrentes como o déficit hídrico e conflitos de uso da água.

Por meio da Figura 1 é possível observar componentes do sistema hídrico que podem ser considerados, como nós, links, afluência, reservatório, vertedouro, descarregador de fundo e demandas hídricas.

Figura 1 – Componentes para representação do sistema.



Fonte: Santos *et al.* (2011).

As inúmeras variáveis e equações integrantes do modelo estão vinculadas com a própria infraestrutura e informações obtidas dos elementos naturais identificados no sistema de recursos hídricos. A dinâmica de operação dos reservatórios e dos nós é alicerçada na equação do balanço hídrico.

Em relação aos perímetros irrigados, suas demandas podem ser quantificadas por meio da realização do balanço hídrico no solo para as culturas selecionadas, sendo calculada, desta forma, a necessidade suplementar líquida de irrigação de cada cultura. Além do mais, são levados em consideração os diferentes tipos de sistemas de irrigação, suas necessidades de altura manométrica, as áreas a serem irrigadas, preço da água e de produção, os aspectos econômicos e a combinação ou variação nas fontes de bombeamento e a quantidade de água captada.

A função objetivo do modelo consiste em uma combinação linear das funções objetivo do problema, sendo utilizado o Método das Ponderações (BRAGA e GOBETTI, 2002). Cada função objetivo é normalizada e as ponderações são pesos atribuídos às funções para definir suas prioridades de atendimento. A função objetivo do modelo pode ser visualizada por meio da Equação 1.

$$\min FO = \sum_d \omega_{1d} * DTD_d + \sum_r \omega_{2r} * VE_r + \sum_r \omega_{3k} * VM_r + \sum_k \omega_{4k} * RL_k + \sum_k \omega_{5k} * MO_k \quad (1)$$

Em que:

DTD_d : função objetivo destinada a minimizar o déficit do atendimento das demandas nas tomadas d'água dos reservatórios e dos nós do sistema;

VE_r : função objetivo que se destina a minimizar o déficit entre o volume defluente liberado pelo reservatório r no mês t (Q_{ert}) e a demanda mínima a ser mantida a jusante do reservatório r no mês t (D_{ert});

VM_r : função objetivo destinada a minimizar o déficit entre o volume de água do reservatório r no final do mês;

RL_k : maximização da receita líquida (RL) oriunda da agricultura irrigada, entendida como o resultado da diferença entre a renda bruta total auferida com a venda da safra agrícola e os respectivos custos de produção envolvidos;

MO_k : maximização da mão-de-obra oriunda da atividade agrícola nos perímetros irrigados.

Cada função objetivo está atrelada a várias restrições, que impõem limites físicos, operacionais ou agrônômicos ao sistema, como, por exemplo: balanço hídrico nos reservatórios e nós do sistema, área do espelho d'água do reservatório, capacidade máxima das tomadas d'água, volumes extravasados através dos vertedores, volume máximo aduzido pelos descarregadores de fundo em cada mês, áreas a serem irrigadas em cada perímetro irrigado e não negatividade nas variáveis de decisão.

2.2 Qualidade das águas

A importância da água para o suprimento de inúmeras demandas, que vão desde aspectos ecológicos até as mais variadas cadeias produtivas industriais, torna a definição desse fluido algo muito mais profundo do que sua formulação molecular (H_2O). Paralelamente, os aspectos em comum da qualidade das águas está a grande capacidade da mesma em deslocar compostos, incorporando-os para o seio de seu escoamento.

A qualidade da água é função das condições naturais e do uso e ocupação do solo da bacia hidrográfica, ou seja, é resultante de fenômenos naturais e da atuação antrópica (VON SPERLING, 1996).

É fato que mesmo uma bacia totalmente preservada em suas condições naturais, a qualidade da água é afetada, seja por meio do escoamento superficial ou pela infiltração no solo, ambos provenientes da precipitação atmosférica. Assim, mesmo em altos níveis de preservação, durante os escoamentos, ocorre a incorporação de sólidos em suspensão ou dissolvidos, que acabam alterando a qualidade da água. As modificações por vias naturais não são capazes de deteriorar a qualidade da água de maneira significativa, uma vez que fazem parte do equilíbrio natural dos ecossistemas, porém, certamente é a interferência humana o principal fator para os impactos negativos recorrentes nos corpos hídricos.

A maneira como o homem ocupa o solo tem uma implicação direta na sua contribuição para a qualidade da água, seja de uma forma concentrada, como na geração de efluentes domésticos e industriais, ou de uma forma dispersa, como na aplicação de defensivos agrícolas no solo, contribuindo para a incorporação de compostos na água, e, conseqüentemente, para sua poluição e contaminação (VON SPERLING, 2007).

A poluição indica a ocorrência de alterações prejudiciais ao meio aquático, e quando essas alterações colocam em risco a saúde dos elementos da biota ou do ser humano que dele faz uso, a poluição passa a denominar-se de contaminação (LIBÂNIO, 2010).

2.2.1 Parâmetros de qualidade de água

Os constituintes passíveis de determinação na água, que podem ter algum significado ou aplicação relevante, podem ser definidos como parâmetros de qualidade de água. Para Pivelli e Kato (2005), esses constituintes podem ser agrupados de acordo com os seguintes aspectos: estéticos, microbiológicos, químicos, ecológicos e econômicos. De maneira geral, os parâmetros de qualidade de águas podem ser expressos por meio das características físicas, químicas e biológicas.

A seguir serão detalhados os aspectos referentes ao comportamento de nitrogênio e fósforo nos corpos hídricos, incluindo as principais entradas desses macronutrientes em sistemas aquáticos, uma vez que tais processos compreendem o cerne do presente trabalho de dissertação.

2.2.1.1 Nitrogênio – comportamento nas águas e principais fontes de lançamento

O nitrogênio é considerado um dos macronutrientes mais importantes para o desenvolvimento da vida aquática, sendo um dos constituintes essenciais das células de todos os seres vivos. Embora seja um elemento relativamente abundante, cerca de 99,9% do mesmo encontra-se na forma gasosa (N_2) e não está disponível para a maior parte dos seres vivos (ENRICH-PRAST, 2005).

Segundo Esteves (1998), em ambientes aquáticos, o nitrogênio pode ser encontrado em diversas formas, com destaque para: Nitrato (NO_3^-), Amônia (NH_3), Nitrito (NO_2^-), Óxido Nitroso (N_2O), Nitrogênio Molecular (N_2), Nitrogênio Orgânico Dissolvido (aminas, aminoácidos etc.) e Nitrogênio Orgânico Particulado (bactérias, fito e zooplâncton e detritos).

De maneira natural, as principais fontes de nitrogênio são as chuvas, material orgânico introduzido ao meio e à própria fixação de nitrogênio molecular dentro do corpo hídrico; já artificialmente, pode ser incorporado ao meio aquático através de despejos domésticos e industriais, excremento de animais e fertilizantes, como resultado de atividades antrópicas desenvolvidas no entorno de mananciais hídricos (VON SPERLING, 1996).

Em muitos sistemas aquáticos, a maior fonte de poluição está associada a efluentes domésticos brutos, na qual predominam as formas de nitrogênio orgânico e amoniacal. O nitrogênio orgânico corresponde a agrupamentos de aminas, enquanto que a amônia tem sua principal origem na ureia, que é rapidamente hidrolisada e raramente é encontrada em esgotos brutos. Esses dois, conjuntamente, compõem a parcela denominada de Nitrogênio Total Kjeldahj (NTK). O NTK ainda pode ser dividido em uma fração solúvel (dominada pela amônia) e uma fração particulada (associada a material em suspensão) (VON SPERLING, 2007).

A predominância de algumas formas de nitrogênio na água pode indicar o estágio da poluição. O nitrogênio na forma orgânica ou amoniacal diz respeito a lançamentos de efluentes recentes, uma vez que essas formas são as iniciais nos processos de conversão da matéria nitrogenada (ALABURDA e NISHIHARA, 1998). Já para poluição antiga, predomina, basicamente, o nitrato. No Quadro 1 é possível visualizar as distintas situações relacionadas a distribuição das formas de nitrogênio predominantes em determinadas condições.

Quadro 1 – Distribuição das formas de nitrogênio presentes em esgotos, segundo diversas condições.

Condição	Forma predominante do nitrogênio
Esgoto bruto	Nitrogênio orgânico
	Amônia
Poluição recente em um curso d'água	Nitrogênio orgânico
	Amônia
Estágio intermediário da poluição	Nitrogênio orgânico
	Amônia
	Nitrito (em menores concentrações)
	Nitrato
Poluição remota em um curso d'água	Nitrato
Efluente após tratamento sem nitrificação	Nitrogênio orgânico (em menores concentrações)
	Amônia
Efluente após tratamento com nitrificação	Nitrato
Efluente após tratamento com nitrificação e desnitrificação	Concentrações mais reduzidas de todas as formas de nitrogênio

Fonte: Von Sperling (2007).

Enrich-Prast (2005) e Esteves (1998) descrevem os processos contidos no ciclo do nitrogênio. Estes estão destacados abaixo de maneira resumida.

- Fixação do nitrogênio (biológica): alguns organismos heterótrofos e autótrofos tem a capacidade de fixar o nitrogênio na forma gasosa, sendo os autótrofos responsáveis pela maior porcentagem do nitrogênio fixado no ambiente aquático. Com altas populações de organismos fixadores de nitrogênio, a concentração desse elemento pode ser bastante reduzida, limitando o crescimento de organismos não fixadores;
- Assimilação de nitrato e amônia: essas são as principais formas de nitrogênio inorgânico dissolvido. No entanto, o fitoplâncton assimila preferencialmente a amônia, pois o nitrato, antes de ser consumido, necessita primeiro passar pelo processo de redução assimilatória de nitrito para poder ser convertido à amônia, resultando, assim, em um gasto maior de energia para esses organismos;
- Mineralização ou amonificação: etapa referente à transformação do nitrogênio orgânico particulado e dissolvido em amônia. Essa função é desenvolvida por vários grupos de bactérias e fungos, ou seja, a matéria orgânica é transformada no íon de amônio por intermédio desses organismos. Sempre que ocorre a mineralização, tem-se a liberação do carbono, C, presente na matéria orgânica.

Porém, o mesmo não ocorre com a amônia. A qualidade e a proporção do C:N no substrato degradado determinará se a amônia será liberada ou absorvida pelo meio;

- Nitrificação: referente a oxidação biológica da amônia para nitrato, no processo de decomposição da matéria orgânica. Na nitrificação participam dois gêneros de bactérias: as Nitrosomonas, que oxidam o amônio a nitrito, e as Nitrobacter, que oxidam nitrito para nitrato. Este processo é essencialmente aeróbio, ocorrendo geralmente nas camadas onde o oxigênio está disponível;
- Desnitrificação: em condições anóxicas (ausência de oxigênio e presença de nitratos), os nitratos são utilizados como receptores de elétrons em processos respiratórios de microrganismos heterotróficos. Assim, o nitrato é reduzido a nitrogênio gasoso. A desnitrificação é responsável pela efetiva remoção de nitrogênio da massa líquida;
- Redução dessimilatória: nessa fase do ciclo, o nitrato é reduzido à amônia, por algumas bactérias anaeróbias.

2.2.1.2 Fósforo – comportamento nas águas e principais fontes de lançamento

Em ambientes aquáticos, o fósforo está presente, principalmente, na forma de fosfatos. A maioria dos autores tem adotado uma classificação sumária dos fosfatos, agrupando as várias formas em cinco grupos principais: fosfato particulado, fosfato orgânico dissolvido, fosfato inorgânico dissolvido, fosfato total dissolvido e fosfato total (TRINDADE, 2011). A fração de maior relevância para estudos limnológicos é o ortofosfato, por ser a principal forma assimilada pelos vegetais aquáticos, além de compor as moléculas de ácidos nucléicos e adenosina trifosfato (CORRELL, 1998; ESTEVES, 1998; TUNDISI e MATSUMURA, 2008).

Se comparado a outros macronutrientes, o fósforo encontra-se em baixa disponibilidade. Segundo Chapra (1997), os seguintes fatores são responsáveis pela menor disponibilidade do fósforo nos ecossistemas aquáticos:

- O fósforo não é abundante na crosta terrestre, além dos minerais fosfatados não serem muito solúveis;
- O fósforo inexistente na forma gasosa;

- O fósforo possui ampla afinidade a partículas granuladas, facilitando sua sedimentação e, conseqüentemente, transportando-o para o sedimento do fundo. Este é um importante mecanismo de remoção do fósforo da massa líquida.

Porém, fontes antrópicas são responsáveis pelo lançamento de cargas de fósforo em corpos hídricos. A geração de escoamentos superficiais em áreas fertilizadas e em áreas urbanas (incorporando produtos químicos contendo fósforo), além de contribuições associadas a esgotos, podem ser responsáveis pela elevação dos níveis de fósforo no meio aquático (VON SPERLING, 2014). Para estas situações, a concentração de fósforo dependerá das características qualitativas dos lançamentos, sejam eles pontuais ou difusos (CORRÊA, 2013).

Nos efluentes domésticos, o fósforo encontrado está relacionado à matéria orgânica e ao uso de produtos de limpeza, ainda que a Resolução CONAMA nº 359/2005 estabeleça limites máximos de fósforo na composição dos produtos.

Dentre as fontes de lançamento difusas, as atividades agrícolas merecem maior atenção, em virtude do uso intensivo de fertilizantes fosfatados como meio de elevar a produtividade dos cultivos. No caso da atividade pecuária, a contribuição de fósforo provém do esterco dos animais criados, podendo representar uma importante contribuição dependendo do número de animais por hectare, do tipo do animal e do manejo que é dado à área.

O Quadro 2 apresenta valores típicos da contribuição unitária de fósforo, gerados a partir de diversas referências nacionais e internacionais.

Quadro 2 – Contribuições unitárias de fósforo.

Fonte	Tipo	Faixa e valores típicos (KgP.Km ² .ano ⁻¹)	
		Faixa usual	Valores típicos
Drenagem	Áreas de matas e florestas	1 a 100	10
	Áreas agrícolas	10 a 500	50
	Áreas urbanas	10 a 1000	100

Fonte: Von Sperling (2014).

A dinâmica do fósforo da massa líquida sofre grande influência do sedimento de fundo. A retenção ou liberação a partir do sedimento estão intimamente correlacionadas às condições de oxirredução na interface água-sedimento, ao pH, temperatura, atividade microbiana e concentrações de fósforo e cátions no meio (MOORE *et al.*, 1991). Devido a afinidade do

fósforo com o Fe^{3+} , sob condições oxidadas, o fósforo pode ser adsorvido à superfície de óxidos e hidróxidos, já para condições reduzidas, a liberação de fósforo é normalmente superior (MOORE e REDDY, 1994). Outros fatores como a presença de matéria orgânica e de aceptores alternativos de elétrons (NO_3^- , SO_4^{2-} , entre outros) podem influenciar a dinâmica do fósforo em ambientes aquáticos naturais (BOSTROM *et al.*, 1988; CLAVERO *et al.*, 1997).

Boers *et al.* (1998) demonstraram que a liberação do fósforo adsorvido no sedimento de fundo para a coluna d'água pode contribuir de maneira análoga, ou mesmo exceder, a contribuição das fontes externas de fósforo para a permanência do nível de eutrofização. Deste modo, a liberação do fósforo a partir do sedimento de fundo pode retardar a recuperação de corpos hídricos, mesmo quando medidas para reduzir o aporte de nutrientes são tomadas.

2.2.2 Eutrofização

O desenvolvimento das cidades, além de promover o surgimento de novas tecnologias e produtos, gera cada vez mais resíduos líquidos e sólidos, os mesmos, quando dispostos de forma inadequada, podem ser responsáveis por uma série de impactos negativos ao meio ambiente (TRINDADE e MENDONÇA, 2014). No caso dos corpos hídricos, um dos impactos mais severos diz respeito ao processo da eutrofização (MOTA, 1997).

A eutrofização pode ser conceituada como o crescimento excessivo das plantas aquáticas, tanto planctônicas como aderidas, em níveis tais que interfiram nos inúmeros usos desejáveis dos corpos d'água (THOMANN e MUELLER, 1987). Para Wetzel (1993), a eutrofização é um dos estados de sucessão dos ecossistemas aquáticos. Quando ocorre naturalmente, a eutrofização é gradual e bastante tardia. Entretanto, desenvolvendo-se de maneira acelerada, o aumento desordenado do material algal provoca um desequilíbrio ecológico. Esta última forma é denominada de eutrofização cultural (SOUZA, 1993)

Segundo Henry, *et al.* (1983) a eutrofização artificial ou cultural é a designação empregada para diferenciar a ação do homem daquela causada na evolução dos ambientes aquáticos. O principal fator de estímulo a proliferação da biomassa fotossintetizante é o excesso de nutrientes presente na massa líquida, principalmente nitrogênio e fósforo.

A retirada da vegetação natural da bacia para a prática de atividades agrícolas e a ocupação urbana são responsáveis pelo lançamento de toneladas de nitrogênio e fósforo todos os anos em corpos hídricos. Objetivando maior produtividade, são incrementados fertilizantes nitrogenados e fosfatados nos solos, muitas vezes em quantidades superiores a capacidade de assimilação das culturas. Como resultado, uma parcela representativa desses macronutrientes fica disponível para serem encaminhado para rios e reservatórios. Quanto a ocupação urbana, a drenagem pluvial e o lançamento de esgotos podem transportar elevada carga de nutrientes, favorecendo o aumento dos níveis de algas em corpos d'água.

De acordo com a capacidade de assimilação do corpo receptor, a população de algas poderá alcançar valores elevados, podendo comprometer a biota aquática. Em épocas de elevada insolação (maior fornecimento de energia luminosa para a fotossíntese), superpopulações de algas poderão constituir uma camada superficial. Esta camada impede a penetração da energia solar para regiões mais profundas do corpo d'água, causando a morte das águas presentes nessas localidades, além do desencadeamento de uma série de outros problemas de cunho estético, sanitário e ecológico (VON SPERLING, 2014).

Em águas eutrofizadas destinadas ao abastecimento humano, controle rigoroso de sua qualidade deve ser realizado, principalmente pela possibilidade da presença de cianobactérias na comunidade fitoplanctônica. As cianobactérias produzem poderosas toxinas que causam graves injúrias a animais terrestres, aquáticos e humanos, através da ingestão ou contato com a água contaminada (RAMOS *et al.*, 2016). Além disso, as toxinas eventualmente produzidas não são eliminadas em estações de tratamento de águas (ETAs) que operam de maneira convencional, necessitando, desta forma, de investimentos de altos custos para sua remoção. Além do mais, nas ETAs, os filtros tendem a operar com menores tempos de carreira e a água pode apresentar problemas organolépticos, relacionados a sabor e odor.

A seguir são elencados outros problemas provenientes da eutrofização cultural de corpos d'água.

- Anoxia (ausência de oxigênio dissolvido), que causa a morte de peixes e de invertebrados e também resulta na liberação de gases tóxicos com odores desagradáveis;
- Altas concentrações de matéria orgânica, as quais, se tratadas com cloro, podem criar compostos carcinogênicos;

- Deterioração do valor recreativo de um lago ou de um reservatório devido à diminuição da transparência da água;
- Acesso restrito à pesca e às atividades recreativas devido ao acúmulo de plantas aquáticas;
- Menor número de espécies de plantas e animais (biodiversidade);
- Alterações na composição de espécies daquelas mais importante para as menos importantes (em termos econômicos e valor protéico);
- Depleção de oxigênio, nas camadas mais profundas, durante o outono em lagos e reservatórios de regiões temperadas;
- Diminuição da produção de peixes causada por depleção de oxigênio na coluna d'água.

Vale ser ressaltado que o processo da eutrofização ocorre principalmente em lagos e reservatórios, que são ambientes com características lênticas. Nos rios, ambientes lóticos, condições ambientais como turbidez e velocidades elevadas tornam a eutrofização menos recorrente (PORTO, 1991).

2.2.2.1 *Índice de Estado Trófico – IET*

Para avaliar o processo da eutrofização em corpos hídricos, torna-se fundamental o monitoramento da qualidade da água, principalmente das concentrações de nitrogênio, fósforo e da biomassa. Objetivando relacionar o estado de eutrofização de reservatórios e rios com as concentrações de determinados elementos, foram desenvolvidos os Índices de Estado Trófico – IETs (BEM *et al.*, 2013).

De acordo com Lampareli (2004), o IET tem por finalidade classificar corpos d'água em diferentes graus de trofia, ou seja, avaliar a qualidade da água quanto ao enriquecimento por nutrientes e seu efeito relacionado ao crescimento excessivo das algas ou ao aumento da infestação de macrófitas aquáticas. Já para Trindade e Mendonça (2014), o IET representa a capacidade dos lagos de aumentar a biomassa algal, isto é, as algas, que por meio do consumo de nutrientes, se multiplicam e dobram em quantidade.

O primeiro registro formal que trata de IETs foi elaborado pelo limnólogo sueco Einar Naumann em 1920. Segundo Carlson e Simpson (1996), o conceito de estado trófico de

Naumann estava alicerçado em quatro proposições principais: 1) a quantidade de algas (produção) em um lago é determinada por diversos fatores, principalmente as concentrações de nitrogênio e fósforo; 2) variações regionais na produção algal estão correlacionadas com a estrutura geológica da bacia hidrográfica; 3) a produção em um lago afeta a biologia deste como um todo; 4) existem certas conexões evolucionárias (ontológicas) entre lagos de diversos tipos.

A partir da proposta de Naumann, diversos pesquisadores contribuíram para a ampliação da definição do conceito de IET, inferindo parâmetros e condições que pudessem ser representativos para o grau de trofia de rios e reservatórios. Basicamente, em relação ao estado da arte, entre as variáveis que são utilizadas para definir o estado trófico de um ecossistema, a transparência da água, a biomassa fitoplanctônica e as concentrações de nutrientes têm sido as mais amplamente aceitas (HENNEMANN, 2010).

Um dos índices mais utilizados e difundidos na literatura é o de Carlson (1977), que envolve uma classificação do estado trófico dos ambientes aquáticos baseado em três parâmetros: concentração de clorofila-a, transparência da água e concentração de fósforo total. Embora pesquisadores utilizem os três parâmetros para a determinação do IET, segundo o próprio autor, qualquer um deles pode ser utilizado isoladamente para tal análise (MARANHO *et al.*, 2017).

Porém, o modelo desenvolvido por Carson (1977) engloba ambientes temperados, onde a atividade metabólica dos seres vivos diverge da encontrada em regiões tropicais e subtropicais. Para esses últimos ambientes, por exemplo, há uma possibilidade de alta produção fitoplanctônica durante o ano todo, enquanto que o índice de Carson (1977) considera apenas a fase mais produtiva, durante a primavera e verão em climas temperados (CUNHA *et al.*, 2013).

Visando a correção dessa divergência, Toledo *et al.* (1983) propuseram alterações na formulação matemática do IET de Carlson (1977), adaptando-o às condições climáticas de ambientes tropicais. Como resultado desse estudo, surgiu uma nova classificação de trofia baseada nas concentrações de clorofila-a, fósforo total, ortofosfato e transparência.

Significativa contribuição foi dada por Lamparelli (2004) que, a partir do IET modificado por Toledo *et al.*, (1983), estabeleceu novos índices para ambientes lênticos. As concentrações de fósforo total, clorofila-a e transparência são aplicadas no modelo desenvolvido por Lamparelli (2004). Os valores de transparência podem não ser

representativos para o estado de trofia, pois esta pode ser afetada pela elevada turbidez decorrente de material mineral em suspensão e não apenas pela densidade de organismos planctônicos (MAIA *et al.*, 2015).

No modelo destacado também foi proposta uma classificação para ambientes lóticos. A aplicação do índice de Carlson modificado por Toledo *et al.* (1983) em ambientes lóticos pode resultar em elevadas inconsistências, podendo o fósforo classificar o ambiente em classe superior à obtida pelo valor da clorofila-a (LAMPARELLI, 2004). Em ambientes lóticos, por exemplo, devido a elevada relação entre o volume de água e região marginal, além de uma maior velocidade das águas quando comparados aos ambientes lênticos, são encontradas maiores concentrações de fósforo e menores concentrações de clorofila-a.

O Quadro 3 apresenta as classes de IET modificado por Lamparelli (2004), de acordo com as concentrações de fósforo total e clorofila a, e ponderação.

Quadro 3 – IET e equivalência com as médias de fósforo total (FT) e clorofila-a (CL) em rios.

Nível Trófico	Fósforo Total (mg.L⁻¹)	Clorofila-a (µg.L⁻¹)	IET
Ultraoligotrófico	≤ 0,013	≤ 0,74	≤ 47
Oligotrófico	0,013 < FT ≤ 0,035	0,74 < CL ≤ 1,31	47 < CL ≤ 52
Mesotrófico	0,035 < FT ≤ 0,137	1,31 < CL ≤ 2,96	52 < CL ≤ 59
Eutrófico	0,137 < FT ≤ 0,296	2,96 < CL ≤ 4,70	59 < CL ≤ 63
Supereutrófico	0,296 < FT ≤ 0,640	4,70 < CL ≤ 7,46	63 < CL ≤ 67
Hipereutrófico	> 0,640	> 7,46	> 67

Fonte: Lamparelli (2004).

Para reservatórios, os critérios de classificação dos IETs, segundo Lamparelli (2004), estão presentes no Quadro 4.

Quadro 4 – IET e equivalência com as médias de fósforo total (FT) e clorofila-a (CL) em reservatórios.

Nível Trófico	Fósforo Total (mg.L ⁻¹)	Clorofila-a (µg.L ⁻¹)	IET
Ultraoligotrófico	≤ 0,008	≤ 1,17	≤ 47
Oligotrófico	0,008 < FT ≤ 0,019	1,17 < CL ≤ 3,24	47 < CL ≤ 52
Mesotrófico	0,019 < FT ≤ 0,052	3,24 < CL ≤ 11,03	52 < CL ≤ 59
Eutrófico	0,052 < FT ≤ 0,120	11,03 < CL ≤ 30,55	59 < CL ≤ 63
Supereutrófico	0,120 < FT ≤ 0,233	30,55 < CL ≤ 69,05	63 < CL ≤ 67
Hipereutrófico	> 0,233	> 69,05	> 67

Fonte: Lamparelli (2004).

Conforme observado nos Quadros 3 e 4, a classificação do ambiente aquático quanto ao IET é dada em seis graus de trofia. Tanto para rios como para reservatórios, tem-se: ultraoligotrófico, oligotrófico, mesotrófico, eutrófico, supereutrófico e hipereutrófico (a ordem está expressa no sentido de menor para maior produtividade).

2.2.2.2 Nutriente limitante

O conceito de nutriente limitante é baseado na “Lei do Mínimo” proposta por Liebig, através da qual o desenvolvimento de um organismo é determinado pela substância que estiver presente no ambiente em quantidades mínimas relativas às suas necessidades para crescimento e produção (WETZEL, 1993). Assim, a uma dada estequiometria celular das plantas aquáticas, o nutriente que irá regular a máxima quantidade de biomassa vegetal é o nutriente que atingirá um valor mínimo antes dos demais (SALAS e MARTINO, 2001).

Algumas implicações limitam a utilização desse conceito, uma vez que, em ecossistemas não predomina um estado constante, podendo, desta forma, os nutrientes atuar como limitantes de maneira concomitante.

Apesar dessa objeção, diversos trabalhos demonstram a relevância da utilidade prática do conceito de nutriente limitante. Lee e Jones (1998) destacaram que, com o nitrogênio sendo limitante, o controle da carga do fósforo irá alterar a qualidade das águas, devido à inter-relação entre esses elementos. Analisando a dinâmica de nitrogênio e fósforo em um reservatório localizado no semiárido brasileiro, Vidal e Neto (2014) concluíram que, para o período estudado, a fração nitrogenada foi limitante, favorecendo o surgimento de espécies capazes de fixar o nitrogênio atmosférico.

Salas e Martino (2001), através da análise de vários corpos d'água em áreas tropicais e subtropicais da América do Sul e Caribe, observaram que a limitação do crescimento do fitoplâncton nos mesmos é devida principalmente ao fósforo. Além disso, o fósforo tem sido apontado como o principal responsável pela eutrofização artificial destes ecossistemas. (CASTAGNINO, 1982; FUENTES, 2000; REYNOLDS e DAVIS, 2001). Esse fato pode ser justificado pela abundância de nitrogênio na atmosfera e a capacidade de espécies em fixar a forma gasosa desse elemento (XU *et al.*, 2010; COTOVICZ JÚNIOR, 2013). Desta forma, mesmo que se controle o aporte externo de nitrogênio, devido a capacidade de algas em fixar o nitrogênio atmosférico, esse elemento não teria sua concentração reduzida com a diminuição da carga afluyente.

Por estas razões, prefere-se dar uma maior prioridade ao controle das fontes de fósforo quando se pretende controlar o problema da eutrofização em corpos d'água continentais (VON SPERLING, 1996).

Os métodos utilizados para avaliar a limitação por nitrogênio ou fósforo são os mais variados, com destaque para os seguintes: avaliação de sua composição elementar e quotas celulares; medidas de processos fisiológicos, tais como a elevação da respiração e taxas da fixação de carbono na ausência de luz e perturbação da taxa fotossintética seguida de fornecimento de nutrientes; análise da disponibilidade de nutrientes no ambiente; acompanhamento do crescimento de espécies teste ou de populações naturais seguido de enriquecimento com nutrientes (BEARDALL; YOUNG e ROBERTS, 2001).

A forma mais utilizada para verificar a limitação por nutrientes é o estabelecimento de razões entre as concentrações dos elementos, em especial, nitrogênio e fósforo total (N:P). Diversas razões têm sido estudadas e propostas, sendo, em geral, o estudo realizado por Thomann e Mueller (1987) o mais aplicado. Esses autores sugerem os seguintes critérios para estimar preliminarmente se o crescimento de algas em rios ou reservatórios está sendo controlado pelo fósforo ou nitrogênio:

- Rio dominado por lançamento pontual:
 - Lançamento com remoção de fósforo – $N/P \ll 10$: limitado por N
 - Lançamento sem remoção de fósforo – $N/P \gg 10$: limitado por P
- Rio dominado por lançamentos difusos – $N/P \gg 10$: limitado por P
- Grandes lagos, com predominância de fontes não pontuais – $N/P \gg 10$: limitação por P;

- Pequenos lagos, com predominância de fontes pontuais – $N/P \ll 10$: limitação por nitrogênio.

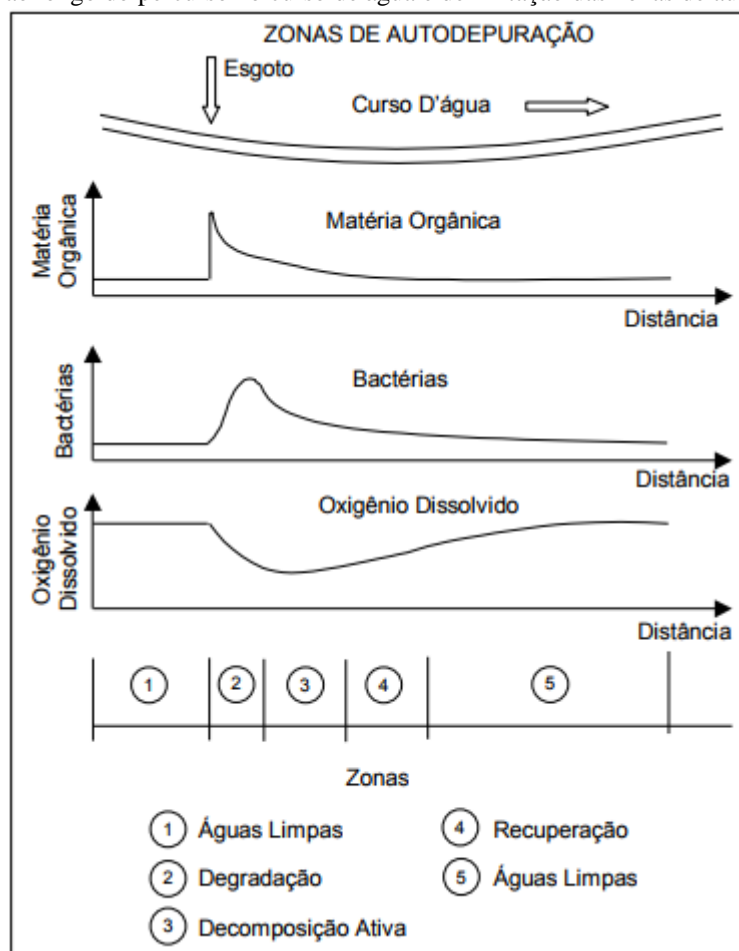
2.2.3 Autodepuração

Os vários usos das águas podem ser severamente comprometidos pelo lançamento de efluentes, os impactos podem ser influenciados pelas características do corpo receptor e da massa líquida introduzida no mesmo. O processo de autodepuração envolve a capacidade de um curso d'água assimilar a carga orgânica decorrente do lançamento de efluentes, envolvendo a conjugação de fenômenos físicos, químicos e biológicos, como a diluição, sedimentação, reaeração atmosférica, decomposição da matéria orgânica e oxidação (ANDRADE, 2010).

Von Sperling (2007) evidencia que nesse fenômeno ocorre um balanço entre as fontes de consumo e produção de oxigênio. Quando a taxa de consumo é superior à de produção, a concentração de oxigênio dissolvido tende a decrescer, ocorrendo o inverso quando a taxa de produção é superior.

Durante o processo de autodepuração, cinco zonas podem ser fisicamente identificáveis em um rio: águas limpas, degradação, decomposição ativa, recuperação e águas limpas. (VON SPERLING, 2007). As citadas zonas podem ser visualizadas por meio da Figura 2.

Figura 2 – Perfil esquemático da concentração da matéria orgânica, bactérias decompositoras e oxigênio dissolvido ao longo do percurso no curso de água e delimitação das zonas de autodepuração.



Fonte: Von Sperling (2007).

- 1) Zona de águas limpas: as águas encontram-se em condições normais em termos dos níveis de oxigênio dissolvido, matéria orgânica e bactérias;
- 2) Zona de degradação: tem início logo após a confluência do efluente com o corpo receptor, sendo caracterizada pela alta concentração de matéria orgânica ainda em seu estágio complexo;
- 3) Zona de decomposição ativa: os microrganismos apresentam alto desempenho na decomposição da matéria orgânica, como resultado, a qualidade da água atinge seu nível mais deteriorado. Assim, nesta zona são encontrados os maiores déficits para o oxigênio dissolvido;
- 4) Zona de recuperação: Após intensas etapas de conversão da demanda bioquímica de oxigênio dissolvido, é iniciada a recuperação. Com a matéria orgânica em

grande parte estabilizada, os níveis de consumo de oxigênio são atenuados. Paralelamente, a entrada de oxigênio na massa líquida também é favorecida.

- 5) Zonas de águas limpas: As condições iniciais, antes do lançamento dos efluentes, são restauradas. Na massa líquida há a predominância de formas completamente oxidadas e estáveis dos compostos minerais, embora o lodo de fundo não esteja necessariamente estabilizado.

O conhecimento da capacidade que um corpo hídrico possui de assimilar o lançamento de um determinado efluente é de extrema relevância, servindo, por exemplo, como suporte a decisões acerca das concentrações máximas permissíveis para um efluente a ser lançado, de maneira que o atendimento das múltiplas demandas as quais as águas do corpo hídrico em questão sejam destinadas não sejam comprometidas.

2.3 Modelagem da qualidade da água

A modelagem da qualidade da água é uma ferramenta que têm como principal característica a simplificação dos fenômenos naturais que ocorrem nos corpos d'água, viabilizando, deste modo, a descrição e quantificação do fenômeno de autodepuração por meio de equações matemáticas (VON SPERLING, 2007).

A primeira representação matemática dos processos que envolvem a resposta dos corpos d'água superficiais a lançamento de efluentes foi efetuada formalmente em 1925 por Streeter e Phelps. O referente modelo permite calcular o perfil da DBO e o de redução do oxigênio dissolvido em rios, sendo base para o desenvolvimento de inúmeros outros modelos mais complexos desenvolvidos posteriormente.

Em relação aos modelos de qualidade de água que foram desenvolvidos após o de Streeter e Phelps, Lima (2001) fez uma abordagem cronológica que trata dos principais avanços e modificações alcançados para a simulação da qualidade da água em rios. Dentre esses modelos, é possível citar os seguintes: CAMP (1963), DOBBINS (1964), O'CONNOR (1967), QUAL I (1971), QUAL II (1972), SIMOX (1974), QUAL-SEMOG (1976), CE-QUAL-W2 (1976), QUAL2E (1985), HSPF (1985), MIKE 11 (1985) e WASP (1985).

Thomman e Mueller (1987) definem modelos de qualidade de água como ferramentas matemáticas baseadas nas leis de conservação da massa, que tem como aspecto fundamental

o balanço de massa, contabilizando todas as entradas e saídas do sistema, juntamente com todos os processos que ocorrem no mesmo. Já para Chapra (1997), a modelagem da qualidade da água busca quantificar as concentrações de constituintes nos corpos d'água através de funções matemáticas.

Os modelos podem ser classificados quanto a modificação de suas variáveis no tempo e no espaço. Em relação a variação no tempo, os modelos podem ser classificados em permanentes e não permanentes. Os modelos em regime permanente desconsideram a variação no tempo das variáveis envolvidas no processo, enquanto que os modelos em regime não permanente levam em conta essa variação. Os modelos em regime permanente podem ainda ser uniformes, considerando a velocidade ao longo do rio constante, e não uniformes, com a velocidade variável (SILVA, 2002). Já em relação a escala espacial, os modelos podem ser classificados em: concentrados, unidimensionais, bidimensionais e tridimensionais (TUCCI, 2005).

Outra possibilidade de classificar um modelo é quanto ao tipo de parâmetros, desta forma, os modelos podem ser conservativos e não conservativos. O primeiro não trata das reações químicas e biológicas no sistema aquático. No modelo não conservativo são tratados os parâmetros que podem ser representados matematicamente quanto às reações citadas

Os tipos de corpos d'água considerados na modelagem são: lagos e reservatórios, rios e canais, e estuários e sistemas costeiros (PEREIRA, 2004). Muitos estudos de modelagem da qualidade de água tratam de sistemas que incluem rios ou reservatórios, ou os dois de maneira integrada.

Para a modelagem da qualidade da água de rios e córregos, Kannel *et al.*, (2011) enfatiza alguns modelos, como: SIMCAT (simulation catchment), TOCAT (temporal overall model for catchment), QUASAR (quality simulation along rivers). Esses modelos, diferenciam-se quanto aos procedimentos de representação, os dados de entrada, as suposições e na capacidade de modelagem. Outros trabalhos envolvendo a qualidade da água de rios são os desenvolvidos por Scariot (2008) e Piol (2014), que criaram modelos computacionais e realizaram aplicações em diferentes segmentos de rios.

Para o estudo da qualidade da água em reservatórios, os trabalhos de Júnior (2013), Gastaldini *et al.* (2002), Lopes *et al.* (2014) e Pereira e Niencheski. (2004) abordam a aplicação e/ou o desenvolvimento de ferramentas matemática que possibilitam a determinação

de diferentes parâmetros de qualidade de água em reservatórios, a partir de distintos aportes de efluentes nos respectivos sistemas.

Envolvendo a integração sistêmica de rios e reservatórios, é possível citar o SisBaHiA® (Sistema Base de Hidrodinâmica Ambiental), que envolve um sistema de modelos computacionais, dentre eles o modelo de qualidade de água baseado no transporte Euleriano que permite a determinação de até 11 parâmetros de qualidade de água em sistemas de rios/reservatórios ou trata-los de maneira individual. Tercini (2014), Larentis (2004) realizaram pesquisas envolvendo a qualidade de águas em grandes sistemas que integraram rios e reservatórios.

2.3.1 Modelagem da qualidade da água em rios e reservatórios

2.3.1.1 Reservatórios

No âmbito da limnologia, os ambientes aquáticos podem ser categorizados em lóticos ou lânticos: os primeiros englobam corredeiras, como rios, já os segundos compreendem sistemas com dinâmica baixa ou água parada, situação típica de lagos (MARGALEF, 1983). Um ambiente intermediário também pode ser inserido na citada classificação, onde se enquadram os reservatórios artificiais, construídos para diversas finalidades, cuja velocidade e tempo de residência dependem tanto das características hidrológicas da bacia hidrográfica quanto de regras operacionais e de manejo (WETZEL, 1981).

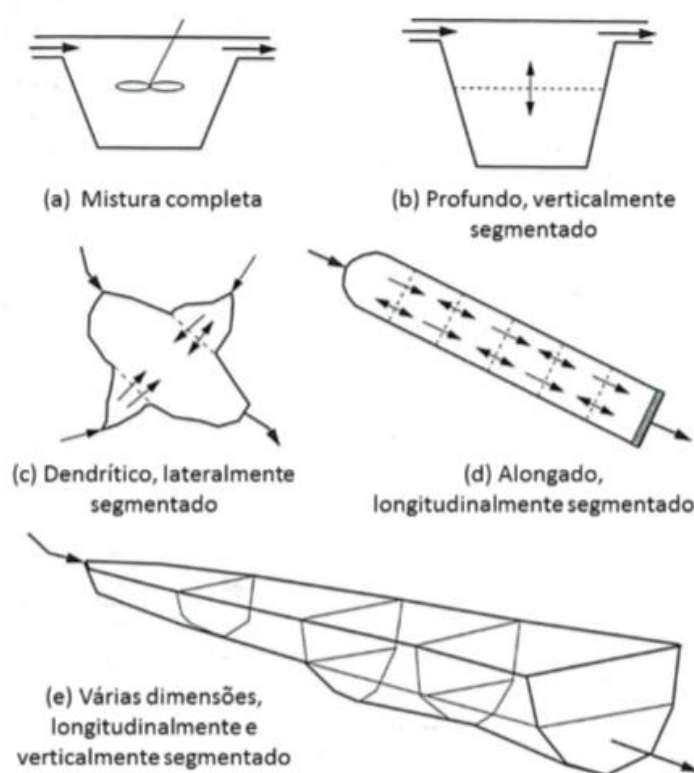
Enquanto os lagos naturais ocupam depressões, os reservatórios são formados a partir do barramento proposital de vales de rios, possuindo, desta forma, dessemelhança quanto a idade, morfologia, formato, formas de utilização e comportamento limnológico (STRASKRABA; TUNDISI, 2000).

Os estudos relacionados à qualidade da água em reservatórios buscam formular matematicamente os conceitos intrínsecos desses sistemas. Apesar das dificuldades no equacionamento dos fenômenos hidrológicos, físicos, químicos e biológicos presentes em um sistema aquático, os modelos permitem agrupar tais processos de maneira simples e prática (JÚNIOR, 2013). Segundo Gastaldini e Mendonça (2001), a utilização desses modelos oferta a possibilidade de simular eventos, identificando fatores que afetam a qualidade e/ou o volume de água armazenado, as condições futuras e as alternativas propostas para o sistema, podendo

serem empregados para fins de pesquisa (compreensão de fenômenos, por exemplo) e gerenciamento (uso prático).

Evidenciando aspectos acerca da modelagem da qualidade da água em reservatórios, Chapra (1997) classifica os mesmos a partir de determinadas feições e peculiaridades características de cada vertente. Quanto à forma, podem ser alongados ou dentríticos (com muitos afluentes ao reservatório); em relação ao tamanho, classificam-se em pequenos (tempo de residência inferior a um ano) e grandes (tempo de residência superior a um ano), além de rasos (profundidade inferior a 7 metros) e profundos (profundidade superior a 7 metros). Os profundos tendem a sofrer o processo da estratificação em determinados períodos do ano. A Figura 3 ilustra as classificações destacadas.

Figura 3 – Esquemas de segmentação utilizados na modelagem de reservatórios.



Fonte: Chapra (1997).

A representação matemática dos processos envolvidos nos estudos de qualidade da água é alicerçada no princípio da conservação da massa. O balanço de massa em um volume de controle, evidenciando os fluxos de entrada e saída de um determinado constituinte além do seu acúmulo, pode ser expresso por meio da Equação 2:

$$\frac{d(C * V)}{dt} = Q_0 * C_0 - Q * C + X_p * V - X_c * V \quad (2)$$

Onde C corresponde a concentração de um composto em um tempo t, V o volume do reservatório (reator) considerado, C₀ concentração afluyente do composto, Q₀ é a vazão volumétrica afluyente ao reservatório, Q a vazão volumétrica defluyente do reservatório, t o tempo e os termos X_p e X_c envolvem as taxas de reação de produção e consumo do composto em questão.

Para simplificações matemáticas, muitos modelos consideram a variação do volume do reservatório em função do tempo como sendo nula. Desta forma, a Equação 2, a partir da consideração acerca do volume, resulta em uma forma simplificada do balanço de massa. Como a única dimensão é o tempo, o formam-se equações diferenciais ordinárias, possuindo solução matemática mais simplificada. Como será encontrado nos escritos posteriores desse documento, o modelo proposto e aplicado permite o incremento de ajustes que representam a variação do volume dos reservatórios com o tempo.

Caso a parcela dV/dt não seja considerada constante, a expressão 2 pode assumir a seguinte forma:

$$\frac{dC}{dt} = \left(-\frac{dV}{dt} * C + Q * C_0 - Q * C + X_p * V - X_c * V \right) * V^{-1} \quad (3)$$

Muitas vezes é necessário verificar a influência das concentrações de constituintes inseridos no reservatório a partir de uma vazão proveniente de um reservatório a montante. Quando tais práticas são demandadas, tem-se sistemas de reatores acoplados em séries (reatores em Feedforward).

No caso de reatores em Feedforward, o balanço de massa para os reatores, nas condições estabelecidas, pode ser realizado a partir das seguintes equações:

$$\text{Reator 1} \rightarrow \frac{d(C_1 * V_1)}{dt} = (Q_0 * C_0 + W_{1(T)}) - (Q_{12} * C_1 + K_1 * V_1 * C_1) \quad (4)$$

$$\text{Reator 2} \rightarrow \frac{d(C_2 * V_2)}{dt} = (Q_{12} * C_1 + W_{2(T)}) - (Q_{23} * C_2 + K_2 * V_2 * C_2) \quad (5)$$

$$\text{Reator 3} \rightarrow \frac{d(C_3 * V_3)}{dt} = (Q_{23} * C_2 + W_{3(T)}) - (Q_{34} * C_3 + K_3 * V_3 * C_3) \quad (6)$$

Em que C_1 , C_2 e C_3 correspondem as concentrações nos reatores no intervalo de tempo t , V_1 , V_2 e V_3 os volumes dos reservatórios no instante de tempo t , Q_0 e C_0 a vazão volumétrica e concentração de um determinado elemento afluentes ao primeiro reator, W_1 , W_2 e W_3 as cargas imputadas em cada um dos reatores, Q_{12} e Q_{23} as vazões defluentes do segundo e terceiro reator, respectivamente, e, por fim, K_1 , K_2 e K_3 os coeficientes cinéticos de reação para os três reservatórios.

Outra situação passível de ocorrer é quando dois ou mais reservatórios são conectados entre si, o que caracteriza um sistema com retroalimentação, ou Feedback.

Para a reatores em Feedback, os balanços de massas para os reatores são equacionados a seguir (com os parâmetros já nomeados anteriormente):

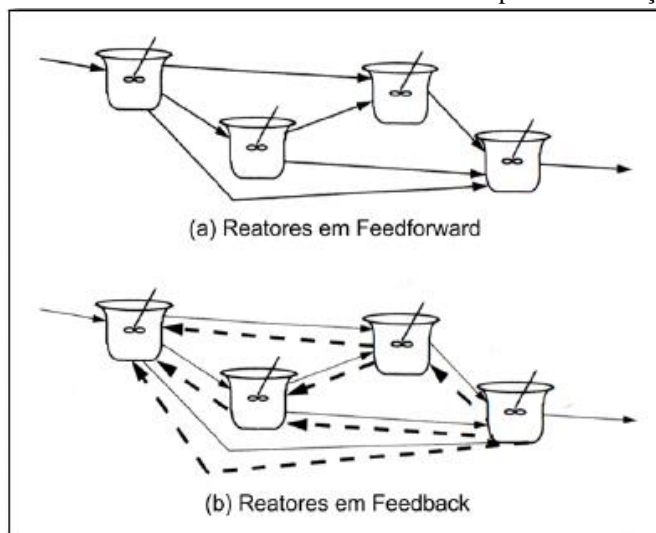
$$\text{Reator 1} \rightarrow \frac{d(C_1 * V_1)}{dt} = (Q_0 * C_0 + W_{1(T)} + Q_{21} * C_2) - (Q_{12} * C_1 + K_1 * V_1 * C_1) \quad (7)$$

$$\text{Reator 2} \rightarrow \frac{d(C_2 * V_2)}{dt} = (Q_{12} * C_1 + W_{2(T)} + Q_{32} * C_3) - (Q_{23} * C_2 + K_2 * V_2 * C_2 + Q_{21} * C_2) \quad (8)$$

$$\text{Reator 3} \rightarrow \frac{d(C_3 * V_3)}{dt} = (Q_{23} * C_2 + W_{3(T)}) - (Q_{34} * C_3 + K_3 * V_3 * C_3 + Q_{32} * C_3) \quad (9)$$

Para um mesmo reservatório, podem existir contribuições de dois ou mais reservatórios a montante, bem como o mesmo pode regularizar vazões para barramentos a jusante. Assim, os incrementos de entrada e saída devem ser computados tanto nas equações para sistemas em Feedforward como para reatores em Feedback. A Figura 4 representa uma ilustração de sistemas de reatores, em Feedforward e Feedback, com múltiplas contribuições.

Figura 4 – Sistemas de reatores em Feedforward e Feedback com múltiplas contribuições



Fonte: Chapra (1997).

2.3.1.2 Rios

Um constituinte presente na massa líquida de um curso d'água, escoando na direção longitudinal, pode ser definido como conservativo ou não conservativo. Uma substância conservativa não sofre reduções devido a processos físicos, químicos e biológicos, ou seja, a concentração afluente em um volume de controle é análoga ao valor para o efluente (THOMANN e MULLER, 1987). Já para substâncias não conservativas, processos como sorção, sedimentação, ressuspensão e biodegradação influenciam na modificação de suas concentrações no decorrer das seções dos trechos de um rio.

Desta forma, os processos físicos de transporte de massa, como a difusão (molecular e turbulenta) e a advecção, devem ser distinguidos dos cinéticos, estes últimos responsáveis pelas alterações nas concentrações de um ou mais elementos nos corpos d'água (HUBER, 1993). Além disso, tais processos podem ocorrer segundo os três eixos do corpo d'água, prevalecendo o eixo longitudinal (x) para o caso dos rios (VON SPERLING, 2007).

Nos rios, o principal mecanismo de transporte dos constituintes é a advecção, que pode ser descrita como o resultado do movimento unidirecional do fluido, não alterando as características das substâncias transportadas. Sobre essa perspectiva, a advecção move o constituinte de montante para jusante. Rosman *et al.* (2007) destacam que todo o transporte resolvível dentro da escala de interesse é nomeado de advectivo, ao passo que o transporte não resolvível é o difuso.

A difusão diz respeito ao movimento da massa a partir do deslocamento aleatório da mistura. Esse transporte causa espalhamento e diluição do constituinte ao longo do tempo, com desprezível movimento do seu centro de massa. Quando tratada a nível microscópico destaca-se a difusão molecular, resultando do movimento Browniano das moléculas de água. Já para uma escala maior, o movimento aleatório ocorre por meio da difusão turbulenta.

Os processos físicos e bioquímicos, relativos a conversão e consumo, protagonizam as modificações na massa das substâncias não conservativas. Entre os de natureza física, é cabível mencionar a sedimentação e ressuspensão de formas de alguns elementos encontrados na massa líquida, como, por exemplo, sedimentação de fósforo inorgânico e ressuspensão de nitrogênio amoniacal. Os bioquímicos podem ser representados pelo consumo biológico, decaimento bacteriano, competição interespecífica ou intraespecífica, entre outros.

Caso seja assumida a hipótese de que a influência difusiva seja desprezível, se comparado a advectiva, pode ser aceito o modelo hidráulico de fluxo em pistão (dispersão nula). Este fluxo é comumente utilizado para representar rios, que possuem uma elevada relação comprimento-largura, apresentando, desta forma, uma dispersão longitudinal mínima. Neste conceito idealizado, as partículas entram em uma extremidade do reator, passam através da extensão do comprimento do mesmo, sendo descarregadas na outra extremidade, não ocorrendo misturas longitudinais. As reações ocorrem a medida que uma seção transversal hipotética flui em direção a jusante.

Estabelecendo uma condição de mistura perfeita entre uma contribuição pontual e o rio receptor, a equação geral para a mistura é uma média ponderada entre concentrações e vazões dos dois componentes que se misturam. A concentração de um determinado constituinte, após a mistura instantânea entre os componentes, é dada pela seguinte expressão:

$$C_0 = \frac{Q_1 * C_1 + Q_2 * C_2}{Q_1 + Q_2} \quad (10)$$

Em que:

C_0 : concentração da mistura (mg.L^{-1} ou g.m^{-3});

C_1 : concentração do constituinte presente a montante do ponto de lançamento (mg.L^{-1} ou g.m^{-3});

C_2 : concentração do constituinte presente na vazão de contribuição (mg.L^{-1} ou g.m^{-3})

Q_1 : vazão a montante do ponto de lançamento ($\text{m}^3.\text{s}^{-1}$, $\text{m}^3.\text{h}^{-1}$ ou L.s^{-1});

Q_2 : vazão de contribuição ($\text{m}^3.\text{s}^{-1}$, $\text{m}^3.\text{h}^{-1}$ ou L.s^{-1});

Para substâncias não conservativas presentes em ambientes aquáticos, a cinética de reação é um parâmetro relevante a ser elencado nas etapas de modelagem. A relação entre a taxa de reação, a concentração do elemento em questão e a ordem da reação é dada pela expressão:

$$r = K * C^n \quad (11)$$

Onde:

r: taxa de reação ($\text{M.L}^{-3}.\text{T}^{-1}$);

K: constante de reação (T^{-1});

C: concentração do elemento (M.L^{-1});

n: ordem da reação.

As ordens de reação mais comumente empregadas na modelagem da qualidade da água são as de ordem zero e de primeira ordem. Na reação de ordem zero, a taxa de reação independe da concentração do elemento, sendo, desta forma, a mesma para qualquer concentração do elemento. As de primeira ordem possuem uma taxa de reação diretamente proporcional à concentração do elemento, em assim sendo, ao longo de um trecho de um rio, a taxa de alteração da concentração do elemento em questão é proporcional a concentração do mesmo no dado instante. As reações de primeira ordem são de fundamental importância para a engenharia ambiental, uma vez que a modelagem de constituintes (DBO, fosfatos, nitrogênio e coliformes) é baseada nesta cinética, tanto para o decaimento como para a formação de elementos.

Além das equações que tratam do comportamento de certos constituintes na água e da mistura do efluente com o corpo receptor, a capacidade de um rio assimilar as cargas dos efluentes lançados merecem ser elucidadas em estudos acerca desse tema. Um rio com reduzida capacidade de diluição certamente sofrerá de maneira mais intensiva os efeitos da poluição, em contrapartida, um rio de grande vazão, recebendo uma pequena contribuição de

esgotos, poderá não sentir impactos importantes (VON SPERLING, 2007). Neste contexto, o cálculo de fatores como a razão de diluição pode fornecer informações práticas acerca do impacto do lançamento de esgotos nos cursos d'água.

Estudos envolvendo outorga e cobrança por lançamentos de efluentes em corpos hídricos também tem voltando sua atenção para a ótica da capacidade de um corpo d'água em receber determinada carga de materiais. A metodologia desenvolvida por Ribeiro e Lanna (2003) possibilita identificar a vazão máxima permitida pelo enquadramento, o cálculo da vazão necessária para diluir a carga lançada, obedecendo à concentração máxima permitida pela classe do corpo hídrico em questão, além da definição de critérios de racionamento para situação em que a vazão disponível não é suficiente para a demanda. Mais recentemente, Teodoro *et al.* (2013) incorporaram no modelo QUAL-UFMG o cálculo das vazões de diluição e um balanço quali-quantitativo no lançamento de efluentes, juntamente com os custos intrínsecos dessa prática.

Assim, tanto para rios como para reservatórios a modelagem dos mais variados elementos, respeitando as características hidráulicas e morfológicas dos mesmos, oferta um apoio na tomada de decisões no planejamento e na gestão dos recursos hídricos, seja em nível de subsistemas, ou em escalas de bacias hidrográficas.

2.4 Nitrogênio em áreas agrícolas – importância, disponibilidade e balanço no solo

O nitrogênio é um elemento notável em vários aspectos, sendo, para muitas culturas, o nutriente requerido em maiores quantidades, além de ser o mais oneroso. Devido a ocorrência de um grande número de reações químicas e biológicas, juntamente com a dependência de condições ambientais específicas, o manejo do nitrogênio na produção agrícola é uma laboriosa tarefa.

Nas plantas, o nitrogênio é integrante das moléculas das proteínas (por fazer parte dos aminoácidos), além de estar presente na constituição de compostos como a purina, pirimidina, pafininas e coenzima. Outro fator que reforça a relevância do nitrogênio na atividade vegetal é a participação desse macronutriente na síntese da clorofila, tornando-o indispensável também na atividade fotossintética. Para Malta (2009), a falta de nitrogênio influencia significativamente a produtividade agrícola, sendo um fator limitante para o desenvolvimento

das culturas. Desta forma, critérios diretos de essencialidade classificam o nitrogênio como um nutriente vital para o metabolismo vegetal (CARVALHO, 2005).

O nitrogênio é encontrado no solo basicamente nas formas orgânicas e inorgânicas. A forma predominantemente encontrada no solo é a orgânica, que pode estar presente como aminoácidos, ácidos húmicos, ácidos fúlvicos, açúcares nitrogenados e outras proteínas. Segundo Malavolta (1986), a maior parte do nitrogênio presente no solo parece estar ligado a lignina (um derivado do carboidrato) como um complexo ligno protéico. O mesmo autor menciona que, em média, um hectare de solo brasileiro com profundidade de 30 cm pode possuir de 1000 a 15000 Kg de nitrogênio total. Deste total, apenas 25 Kg corresponde a fração mineral.

Entre as formas inorgânicas de nitrogênio presentes no solo, é possível citar o íon amônio (NH_4^+), a amônia (NH_3), o nitrito (NO_2^-), o nitrato (NO_3^-), o óxido nitroso (N_2O), o óxido nítrico (NO), o dióxido de nitrogênio (NO_2) e o nitrogênio diatômico (N_2). As formas nítricas e amoniacais possuem maior relevância, por serem as principais formas de nitrogênio disponíveis no solo para serem assimilados pelos vegetais, assim, as transformações de formas orgânicas a inorgânicas, e vice-versa, são de grande importância.

Dois processos afetam o nitrogênio no solo, são eles: a mineralização e a imobilização. A mineralização consiste na conversão do nitrogênio orgânico para formas minerais, enquanto que a imobilização envolve a passagem do nitrogênio mineral para as formas orgânicas. Os dois processos podem ocorrer simultaneamente (RAIJ, 1983).

Por meio da mineralização, a matéria orgânica do solo é decomposta, ocorrendo a liberação de gás carbônico e formas minerais de nitrogênio, enxofre e fósforo. A liberação de nitrogênio é favorecida por valores baixos da relação C/N (carbono/nitrogênio) da matéria orgânica.

A imobilização de nitrogênio consiste na incorporação de sua forma mineral ao protoplasma dos microrganismos. O processo é favorecido em solos com relação C/N muito acima daquela encontrada em solos cultivados bem drenados, que se situa em torno de 10, ou quando são incorporados ao solo restos orgânicos frescos com elevada relação C/N.

A mineralização do nitrogênio orgânico ocorre por meio de uma série reações protagonizadas por microrganismos. Durante a mineralização do nitrogênio, ocorre a lenta transformação do nitrogênio da matéria orgânica em NH_4^+ , liberando-o para o solo, onde pode

ficar fortemente absorvido ou relativamente imóvel, podendo também ser utilizado pelas plantas, movido para os sedimentos ou convertido em nitrato. O nitrato, por sua vez, pode ser absorvido pelas plantas, lixiviado para fora da zona de absorção das raízes ou ser convertido em nitrogênio gasoso, sendo perdido para a atmosfera (BOEIRA, 2004).

Entre os processos que envolvem a interação do nitrogênio em agrossistemas, a nitrificação e a desnitrificação merecem destaque especial. Segundo Tisdale *et al.* (1985), a nitrificação pode ser entendida como uma oxidação biológica em que o amônio, tanto proveniente da mineralização da matéria orgânica do solo, quanto o de fertilizantes amílicos ou amoniacais é convertido a nitrato por microrganismos presentes no solo. Basicamente, esse processo pode ser dividido em duas etapas, na primeira ocorre a formação de nitrito por ação das bactérias *Nitrossomonas* e na segunda, por meio da ação das bactérias do gênero *Nitrobacter*, o nitrito é convertido a nitrato. Nos dois casos, as bactérias são quimioautotróficas – fixam CO₂ com a energia obtida nas reações - e aeróbias.

Microrganismos heterotróficos como bactérias, fungos e actinomicetos podem mediar as reações de nitrificação, porém, no sistema solo, as nitrobactérias são consideradas mais efetivas e representativas (BUCKMAN e BRADY, 1969).

Dos fatores físicos, químicos e biológicos que influenciam na nitrificação no solo, os mais impactantes na ocorrência natural desse processo são textura, umidade, aeração, pH e a temperatura do solo. O devido conhecimento desses fatores, e das interações entre os mesmos, é um importante aliado para a adoção de medidas operacionais de controle da nitrificação no solo (SAHRAWAT, 2008).

Além de ser responsável pela liberação de nitrato, a nitrificação fornece ao solo íons de hidrogênio, que pode contribuir significativamente para reduções acentuadas no pH dos solos agrícolas, principalmente aqueles adubados com fertilizantes nitrogenados amoniacais (SIMEK, 2000).

Em solos com boa drenagem e com reação neutra a levemente ácida, característica assídua de muitos solos brasileiros, ocorre predominância do nitrogênio da forma nítrica (NO₃⁻), uma vez que a velocidade de oxidação do NO₂⁻ é superior à do NH₄⁺ (TISDALE *et al.*, 1985). A assertiva anterior pode ser explicada, em parte, pelo baixo ganho energético proveniente da oxidação do NO₂⁻ a NO₃⁻, cerca de 18 Kcal/mol, comparado aos 65 Kcal/mol para a oxidação do NH₄⁺ a NO₂. Assim, as bactérias do gênero *Nitrobacter* têm de processar maior quantidade de substrato para sobreviver (CANTARELLA, 2007).

Preocupações especiais com a forma nítrica envolvem as dificuldades de sua fixação nas partículas do solo, permanecendo em solução e podendo ser facilmente lixiviado, além de estarem susceptíveis a perdas por desnitrificação. De acordo com Cantarella e Marcelino (2008), a lixiviação ocorre devido a predominância de cargas negativas na camada superficial do solo e à baixa interação química do NO_3^- com os minerais do solo, que fazem com que esse ânion seja perdido, acompanhando o movimento descendente da água que percola no perfil do solo. Já em relação as formas amoniacais, as principais perdas decorrem dos escoamentos superficiais ou processos erosivos, uma vez que se encontram comumente aderidos nas partículas de solo.

A forma de nitrato apresenta um grande potencial poluidor, podendo comprometer a qualidade das águas superficiais e subterrâneas. Além disso, o seu consumo por meio das águas de abastecimento está associado a dois efeitos adversos à saúde pública: a indução à metemoglobinemia, especialmente em crianças, e a formação potencial de nitrosaminas e nitrosamidas carcinogênicas (BOUCHARD *et al.*, 1992).

A desnitrificação é um processo de redução biológica em que bactérias facultativas, principalmente dos gêneros *Pseudomonas sp.* e *Micrococcus sp.*, em ambientes alagados e com baixas concentrações de oxigênio, transformam a forma nítrica assimilável pela planta em formas gasosas (NO , N_2O , N_2) que se perdem para a atmosfera.

Juntamente com os processos descritos anteriormente, a compreensão das entradas e saídas de nitrogênio em agrossistemas é de grande interesse para a determinação da quantidade desse nutriente disponível para ser arrastada por um escoamento superficial proveniente de precipitações atmosféricas. Os aportes de nitrogênio podem ser provenientes da adubação química (fertilizantes), da adubação orgânica, da fixação biológica, da deposição atmosférica e de resíduos culturais. Além da desnitrificação e da lixiviação, as perdas de nitrogênio no solo podem ocorrer a partir do percentual removido pela cultura, da volatilização da forma amoniacal da amônia e escoamento para corpos hídricos superficiais (MALTA, 2009).

Em áreas agrícolas, o balanço de nitrogênio quantifica o equilíbrio entre o nitrogênio fornecido ao sistema e o removido do mesmo, em hectares de área agrícola. Desta forma, o balanço de nitrogênio deve estar associado a áreas com atual atividade agrícola, potencialmente fertilizadas, para evitar um viés em países com grandes áreas disponibilidade de áreas, mas que não são utilizadas (OECD, 2001).

A Organização para Cooperação de Desenvolvimento Econômico (OECD, 2001), adota um balanço anual de nitrogênio baseado em seu ciclo. Desta forma, o balanço desse nutriente na superfície do solo é calculado pela diferença entre as entradas e saídas anuais. Em relação as entradas, são considerados os seguintes aportes: fertilização inorgânica, fertilização orgânica, nitrogênio proveniente da fixação biológica, matéria orgânica reciclada, nitrogênio associado aos resíduos culturais e os aportes da deposição atmosférica. Já as perdas de nitrogênio envolvem a parcela removida pelas culturas. O balanço de nitrogênio promovido pela OECD não envolve todas as possíveis perdas desse elemento no sistema, sendo priorizado a interação solo-água. Assim, as liberações de nitrogênio para a atmosfera, pela volatilização da amônia e desnitrificação, não são contabilizadas.

Aplicações de metodologias para o balanço de nitrogênio em áreas agrícolas (em diferentes escalas) são encontradas em publicação da Food Agriculture Organization - FAO (2003). Estudo realizado para a verificação da depleção de nutrientes no solo da África Subsariana, entre os anos 1983 e 2000, tomou como base, para o balanço de nitrogênio, as entradas pela fertilização orgânica e inorgânica, deposição atmosférica, fixação biológica e sedimentação; já para as saídas, foram computadas as perdas pela remoção das culturas, formação do resíduo cultural, lixiviação, perdas gasosas e erosão. Desta forma, foi verificada uma redução da fertilidade do solo nos países estudados.

2.4.1 Fertilização nitrogenada

A partir da década de 1830, estudos conduzidos por Jean-Baptiste Boussingault mostraram que o valor nutricional de um fertilizante era proporcional ao seu conteúdo de nitrogênio. De maneira similar, os pesquisadores John Bennet Lawes e Joseph Henry Gilbert concluíram que fertilizantes contendo nitrogênio (e também fósforo) eram fundamentais para o aumento da produtividade em culturas de grãos como trigo e milho.

Devido às dificuldades de recomendação de nitrogênio com base na análise de solo, a quantidade deste nutriente tem sido estudada e recomendada regionalmente com base na curva de calibração, levando em consideração o tipo e manejo do solo, a produtividade esperada e, em algumas situações, os teores foliares do elemento (MELO *et al.*, 2011).

Na literatura, trabalhos como Embrapa (2010) e Ferreira Filho *et al.*, (2013) fornecem informações acerca da fertilização nitrogenada para a goiaba e a mandioca. Já para fruteiras

tropicais do Brasil, a Embrapa (EMBRAPA, 2009) estabelece, entre outros aspectos, níveis de fertilização para a nutrição mineral dessas culturas. Todas essas recomendações de fertilização são baseadas, principalmente, na produtividade esperada.

O fertilizante nitrogenado mais utilizado no Brasil e no mundo é a ureia (IFA, 2013). Esta fonte se destaca devido à sua elevada concentração de nitrogênio que, por outro lado, reduz o custo de transporte além possuir alta solubilidade e facilidade de mistura com outras fontes. No entanto, a ureia possui grande suscetibilidade à volatilização de amônia, um tipo de perda que é mais intensificado em países de regiões tropicais, como o Brasil, onde há predomínio de altas temperaturas na maior parte do ano (Frazão *et al.*, 2014).

2.4.2 Nitrogênio na água de irrigação

A qualidade da água para irrigação nem sempre é definida de maneira meticulosa. Muitas vezes esse aspecto é representado pela salinidade ou por meio da condutividade elétrica da água. No entanto, para que se possa fazer correta interpretação da qualidade da água para irrigação, os parâmetros analisados devem estar relacionados com seus efeitos no solo, na cultura e no manejo da irrigação, os quais serão necessários para controlar ou compensar os problemas associados a qualidade da água (SILVA *et al.*, 2011).

A agricultura irrigada depende tanto da quantidade como da qualidade da água, sendo o aspecto da qualidade muitas vezes negligenciado em projetos de irrigação. Algo que corrobora com a afirmação anterior é o fato de que, no passado, as fontes de água eram abundantes e de qualidade satisfatória, situação que vem sendo modificada de maneira acelerada com o passar dos anos. Com a deterioração da qualidade das águas, os projetos antigos e os recentes inclinam-se a recorrer às águas de qualidade inferior. Desta maneira, um planejamento adequado deve existir, assegurando o melhor uso possível das águas (AYERS e WESTCOT, 1999). A utilização apropriada da água de irrigação pode assegurar aos produtores melhor desenvolvimento das plantas, produtos de qualidade superior e maior produtividade (ANDRADE JÚNIOR *et al.*, 2012).

Nutrientes como o nitrogênio, presentes na água, podem amenizar as quantidades fornecidas por fertilizantes nitrogenados, embora, a fertirrigação (aplicação de fertilizantes via água de irrigação) pode possibilitar a substituição do sistema de adubação tradicional

(SOUSA *et al.*, 2002). Deve ser destacado que a concentração de nitrogênio, ou fósforo, na água de irrigação deve respeitar a classe em que o corpo hídrico está enquadrado, já que a mesma é extraída de fontes como rios ou reservatórios (exceção deve ser dada quando a técnica fertirrigação é empregada).

Por ser um macronutriente essencial no balanço de massa no solo, a entrada de nitrogênio pela vazão destinada ao suprimento das necessidades agrícolas deve ser mensurada, seja por meio de análises laboratoriais, ou a partir da modelagem da qualidade da água.

2.4.3 Fixação biológica de nitrogênio

A fixação biológica de nitrogênio (FBN) é a conversão do nitrogênio atmosférico em formas assimiláveis pelos organismos vivos, sendo considerada o segundo processo biológico mais importante do planeta, depois da fotossíntese (MOREIRA e SIQUEIRA, 2006). A FBN é realizada por meio de um complexo enzimático denominado nitrogenase, presente apenas em alguns microorganismos procarióticos, conhecidos como diazotróficos.

Além de promoverem a FBN, as bactérias diazotróficas são relevantes para a produção de reguladores de crescimento e de sideróforos e a solubilização de fosfatos, entre outros benefícios para as plantas (BHATTACHARYYA e JHA, 2012). Desta maneira, há inoculantes comerciais para culturas, com essas bactérias, em todo o mundo (BREDA, *et al.*, 2016).

De acordo com o tipo de relação que os microorganismos diazotróficos estabelecem com as plantas, eles podem ser classificados em simbióticos (que desenvolvem uma associação mutualística com seus hospedeiros) ou associativos (que habitam o interior ou a superfície dos tecidos) (MOREIRA e SIQUEIRA, 2006). Dentre eles, a associação simbiótica entre espécies da família das leguminosas e as bactérias diazotróficas (conhecidas como rizóbios) é o sistema mais bem estudado. A associação de bactérias diazotróficas a gramíneas também pode ser vantajosa, possibilitando, por exemplo, reduzir a aplicação de adubos nitrogenados (FERNANDES *et al.*, 2013).

Avaliando a cultura do milho, Lana *et al.*, (2012) concluíram que em resposta à inoculação com *Azospirillum brasilense*, sem o incremento da fertilização nitrogenada, proporcionou incrementos na produtividade de 15,4 e 7,4%, para as safras 2000/2001 e

2002/2003, respectivamente. A inoculação proporcionou produtividade semelhante àquela obtida com 100 kg ha⁻¹ de N em cobertura, na safra 2000/ 2001.

Estudando determinados sistemas de cultivo, Paulino *et al.*, (2009) verificaram que, em dois cortes, a crotalária (*Crotalaria juncea*) forneceu 149,5 kg ha⁻¹ por ano de N, com 96,5 kg derivados da FBN. A gliricídia (*Gliricidia sepium*) com três podas anuais forneceu 56,4 e 80,3 kg ha⁻¹ por ano de N, com 45 e 64 kg derivados da FBN, em dois anos consecutivos.

Embora muitos trabalhos brasileiros evidenciem a eficiência da inoculação de bactérias específicas para a fixação de N₂ em diversas leguminosas (feijão, ervilha, grão de bico, etc.), apenas na cultura da soja essa prática é rotineiramente utilizada. De acordo com Hungria *et al.* (2013), mais de 97% dos inoculadores contendo Rizóbios comercializados no Brasil são destinados a cultura da soja. Sendo assim, caso a soja não seja selecionada para o cultivo, a parcela NFB pode ser desprezada do balanço.

2.4.4 Nitrogênio no resíduo cultural

O plantio direto, sistema conservacionista de manejo, que mantém os resíduos culturais na superfície do solo, constitui uma importante técnica para a manutenção e recuperação da capacidade produtiva de solos manejados convencionalmente e de áreas degradadas (TORRES *et al.*, 2005), além do mais, pode ser um importante meio para reduzir custos de produção de (TEIXEIRA *et al.*, 2012). No entanto, a disponibilidade desses nutrientes às plantas é um fator pouco estudado (MALUF *et al.*, 2015).

A manutenção e decomposição de resíduos das culturas agrícolas na superfície do solo contribuem para que parte dos nutrientes absorvidos pelas plantas retorne ao solo, podendo ser aproveitados por culturas subsequentes (MALUF *et al.*, 2015).

A liberação de nitrogênio dos resíduos culturais do consórcio entre centeio e ervilhaca peluda foi avaliada por Ranells e Wagger (1996), os quais constataram que a quantidade de N liberada obedeceu à seguinte ordem: ervilhaca peluda > ervilhaca peluda + centeio > centeio. Nesse mesmo trabalho, o N liberado dos resíduos culturais do consórcio, nos primeiros 15 dias, foi 13,4 % menor do que aquele encontrado no tratamento com ervilhaca solteira.

Maluf *et al.* (2015) observaram que a taxa de recuperação de alguns nutrientes, como o nitrogênio e o fósforo, dependentes do tipo de resíduos cultural, principalmente do conteúdo de cada nutriente, do teor de argila e do tempo.

O Committe on Long-Range Soil and Water Conservation Policy, National Research Council (1993), para representar a participação do resíduo cultural no balanço de massa em áreas agrícolas, considerou que os nutrientes que retornam ao solo por meio dos resíduos culturais é o mesmo para formar o resíduo no ciclo seguinte. Malta (2009) também adotou essa simplificação para o balanço de massa no solo.

2.4.5 Deposição atmosférica de nitrogênio

A composição química da água da chuva retrata as características da massa de ar através da qual atravessam as gotas de chuva durante a precipitação. Evidência disso é a variação da composição química da água da chuva no decorrer de um evento de precipitação (de MELLO, 1988). Sendo assim, as deposições atmosféricas de nitrogênio podem representar um importante papel na remoção e transferência dos nutrientes e poluentes da atmosfera para os diferentes ecossistemas terrestres (VITOUSEK *et al.*, 1997; MATSON *et al.*, 1999).

2.4.6 Remoção de nitrogênio pelas culturas

O nitrato e o amônio são as formas de nitrogênio inorgânico mais absorvidas pelos vegetais superiores, sendo que o conteúdo de nitrogênio requerido para o máximo desenvolvimento pode variar de 2% a 5% da matéria seca da planta (MARSCHNER, 1995). A absorção de nitratos torna-se mais acentuadas em solos poucos ácidos e bem drenados, onde a nitrificação ocorre de maneira intensa (SÁ, 1999).

Coelho e França (1994) afirma que o conhecimento da dinâmica de absorção de nutrientes durante o desenvolvimento da planta é uma ferramenta de grande relevância. Para o mesmo autor, embora a marcha de absorção de nutrientes sofra influência do clima, cultivares e sistemas de cultivo, de modo geral, é possível afirmar que a absorção dos nutrientes é em função do ciclo das culturas na translocação das folhas e dos caules para órgãos reprodutivos.

Segundo Paul e Beuchamp *et al.*, (1996), as quantidades de nutrientes extraídas por uma cultura variam diretamente de acordo com a produtividade desejada. Esta, por sua vez, é sensível a disponibilidade hídrica e de nutrientes, condições climáticas, manejo das culturas e do solo, forma de cultivo, entre outros fatores.

Assim, diversos autores relacionam a extração de nitrogênio com a produtividade. No Quadro 5 encontram-se dados referentes a quantidade de nitrogênio removido para diversas culturas, em função, basicamente, da taxa de produção das mesmas.

Quadro 5 – Absorção de nitrogênio para determinadas culturas.

Cultura	Nitrogênio Removido	Referência
Goiaba	66,8 Kg.ha ⁻¹	Natale <i>et al.</i> (2002)
Caju	22 g.Kg ⁻¹	Kernot (1998)
Milho	16,4 Kg.ton ⁻¹	USDA (2003)
Arroz	13,9 Kg.ton ⁻¹	USDA (2003)
Sorgo	18,7 Kg.ton ⁻¹	USDA (2003)

2.4.7 Nitrogênio removido por escoamento superficial

As precipitações intensas que provocam escoamentos superficiais são responsáveis pelo transporte de espécies químicas aos corpos de águas superficiais próximos. Sistemas convencionais de preparo do solo (áreas descobertas e fisicamente degradadas) sofrem elevada erosão hídrica em decorrência da energia de impacto das gotas da chuva que desagregam e transportam partículas de solo, principalmente pelo salpicamento (REICHERT e CABEDA, 1992). Em áreas rurais, os principais fatores atuantes são os atributos físicos e químicos do solo, juntamente com manejo agrícola desenvolvido pelos produtores (KAUFMANN *et al.*, 2014). A aplicação de fertilizantes, principalmente quando não é efetuada sua incorporação no solo, potencializa as perdas de nutrientes via escoamento superficial (SOILEAU *et al.*, 1994).

Diversos estudos têm tratado da qualidade de águas superficiais e a erosão do solo (POTE *et al.*, 1999; GUADAGNIN *et al.*, 2005; LOBATO *et al.*, 2009), destacando que a perda de nutrientes nesses sistemas ambientais sofre grande influência da erosão hídrica, uma

vez que eles são transportados pela enxurrada, associados aos sedimentos ou dissolvidos na água.

O nitrogênio perdido pelo escoamento superficial pode estar tanto na forma solúvel como na forma particulada (orgânico + amoniacal). Formas solúveis, principalmente o nitrato, normalmente estão presentes em baixas concentrações no escoamento superficial, enquanto que o nitrogênio particulado é encontrado em maiores níveis (SMITH *et al.*, 1990; SHARPLEY *et al.*, 1987). Grande parte do nitrogênio amoniacal é perdido pelo escoamento superficial e processos erosivos, já que essas formas estão fortemente aderidas no solo.

A concentração de determinado nutriente nas vazões superficiais varia, principalmente, devido a sua presença no solo, que é influenciada pelo tipo de solo, pelas adubações e pelas características do manejo empregado (SCHICK *et al.*, 2000b; GUADAGNIN, 2003). A quantidade total do nutriente transportado pela erosão hídrica, no entanto, depende da sua concentração no material erodido e do volume total desse material perdido pela erosão (SEGANFREDO *et al.*, 1997; SCHICK *et al.*, 2000b; BERTOL *et al.*, 2003; GUADAGNIN, 2003).

2.4.8 Lixiviação do nitrogênio para águas subterrâneas

A lixiviação é um processo caracterizado pelo movimento de íons de camadas superiores do solo para camadas inferiores. Desta forma, esse mecanismo determina perdas de nutrientes da zona radicular para camadas mais profundas do perfil do solo, tornando-os indisponíveis para as culturas (SANTOS, 2011).

Do nitrogênio disponível às plantas, a lixiviação de nitrato é considerada a principal perda (ERREBHI *et al.*, 1998). Ela é influenciada diretamente pelos fatores que regulam o fluxo de água no solo e pela concentração de nitrato na solução (WHITE, 1987). Fatores como sistema de preparo do solo, tipo de solo, precipitação e forma de aplicação dos fertilizantes nitrogenados podem influenciar tanto o fluxo de água quanto a concentração de nitrato na solução do solo.

Em solos com carga líquida negativa, grande parte do amônio é adsorvido eletrostaticamente. A maioria dos ânions, mesmo possuindo o mesmo tipo de carga do solo, é adsorvida por complexos de esfera interna. O nitrato, entretanto, por ter o comportamento de uma base fraca, tem baixa afinidade pelos centros eletrofílicos dos sítios de adsorção química, permanecendo, desta forma, na solução do solo (MANTOVANI *et al.*, 2007). Esse fato

justifica a grande propensão do nitrato ao processo de lixiviação e, conseqüentemente, contaminação de águas subterrâneas.

O potencial de contaminação de ambientes devido a lixiviação do nitrato tem motivando pesquisas desde a década de 1980. No Reino Unido, por exemplo, discussões sobre os efeitos do aumento dos níveis de nitrato em águas profundas tem estimulado programas de pesquisa. De maneira similar, a América do Norte e na Europa vem mostrando maiores preocupações (ADDISCOTT, 2000).

Nesse contexto, as perdas de nitrato nas águas de drenagem subterrânea e seus efeitos, a curto e longo prazo, precisam ser quantificados, para que melhores práticas agrícolas possam ser adotadas. (JADOSKI *et al.*, 2010).

2.4.9 Perdas de nitrogênio pela desnitrificação

A perda de nitrogênio na forma de gases é um importante mecanismo em sistemas de produção agrícola. As perdas incluem os processos de volatilização, nitrificação e desnitrificação, que resultam na liberação para a atmosfera de NH_3 , NO , N_2O e nitrogênio atmosférico (FAO e IFA, 2004). Os fluxos de NO e N_2O em solos agrícolas são grandemente influenciados pelos processos de nitrificação e desnitrificação (FIRESTONE e DAVIDSON, 1989).

A nitrificação é realizada por bactérias autotróficas, e depende basicamente de condições aeróbias do solo e da disponibilidade de NH_4^+ . Já a desnitrificação ocorre geralmente em ambientes anaeróbios, pela ação de bactérias heterotróficas anaeróbias facultativas. Essas bactérias, na ausência de O_2 , oxidam formas orgânicas de C utilizando o NO_3^- como acceptor final de elétrons. Ambos os processos podem ocorrer de maneira simultânea no solo, ocupando zonas com maior ou menor conteúdo de água (BATEMAN e BAGGS, 2005).

A disponibilidade de nitrogênio inorgânico e carbono lábil, a concentração de oxigênio, além de fatores como pH, textura, temperatura e umidade do solo, influenciam a atividade microbológica e a difusão dos gases, reduzindo ou elevando a produção e a emissão de N_2O e N_2 , bem como a razão $\text{N}_2\text{O}:\text{N}_2$. Os processos de geração dos gases dependem de uma complexa interação entre as propriedades do solo, microrganismos, fatores climáticos e

práticas de manejo, que podem ser extremamente variáveis no tempo e no espaço (MATHIEU *et al.*, 2006).

A natureza do fertilizante aplicado também pode influir nas emissões gasosas provenientes de áreas agrícolas. Fertilizantes amoniacais podem participar das emissões por meio da nitrificação e desnitrificação, enquanto que os de caráter nítrico somente podem contribuir a partir da desnitrificação. Estudos tem verificado maiores emissões após o incremento de formas nítricas, uma vez que as condições ambientais podem ser desfavoráveis para a atividade nitrificadora (CLAYTON *et al.*, 1997).

O N_2O é um intermediário obrigatório do processo de desnitrificação, embora também possa ser gerado durante a nitrificação. A perda de nitrogênio na forma de N_2O reduz a eficiência da fertilização nitrogenada e pode causar um impacto negativo sobre o meio ambiente, pois é um dos principais gases do efeito estufa, além de ser um intermediador do processo da destruição da camada de ozônio. O NO tem um importante papel na química atmosférica, influenciando a regulação do equilíbrio de agentes oxidantes (FAO e IFA, 2004).

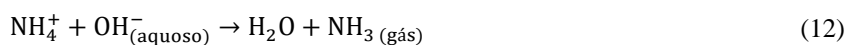
Segundo Cantarella (2007), de 5 a 30% de todo o nitrogênio aplicado na forma de fertilizante pode ser perdido por meio de liberações na forma de N_2O . Já em estudos realizados por Bouwman (1996), foi verificada uma relação linear e positiva entre a quantidade de nitrogênio aplicado e as emissões de N_2O no solo. Na relação citada anteriormente, foi definido que a cada 100 Kg de N aplicado no solo, 1,25 Kg pode ser perdido na forma de N_2O .

Avanços recentes permitiram o desenvolvimento de modelos que possibilitaram quantificar as parcelas de nitrogênio, nas formas de N_2O e NO, perdidas por meio da desnitrificação em sistemas agrícolas (LI e ABER, 2000; FAO IFA, 2004; FAO, 2004). De maneira geral, os modelos que tratam das perdas por meio da desnitrificação incluem os processos importantes para o ciclo do carbono e do nitrogênio, bem como os fluxos de entradas e saídas associados a esses processos.

2.4.10 Volatilização da amônia

O processo de perda de nitrogênio por volatilização consiste na passagem da amônia presente no solo à atmosfera (DIEST, 1988). Em áreas fertilizadas, essas perdas podem atingir cerca de 60% do total aplicado (CANTARELA *et al.*, 2008). O manejo do solo e o clima do

local tem influência direta no processo de volatilização da amônia, que tende a ocorrer de maneira mais acentuada em solos alcalinos, conforme mostrado na Equação química abaixo.



Em condições de campo, a volatilização da amônia ocorre principalmente devido a presença do nitrogênio na matéria orgânica e da aplicação de fertilizantes. Esse processo tende a se desenvolver de maneira rápida, nos primeiros cinco dias de adubação (LARA CABEZAS *et al.*, 1997).

Dos fertilizantes nitrogenados mais aplicados no Brasil, a ureia é a mais empregada, devido ao elevado conteúdo de nitrogênio em sua composição e o menor custo por unidade do nutriente aplicado (SCIVITTARO *et al.*, 2010). Entretanto, a aplicação superficial da ureia tem como grande desvantagem as significativas perdas por volatilização da amônia. Em estudo comparativo, Vitti *et al.* (2007) verificaram que do total de ureia aplicado, cerca de 32% foi perdido, enquanto que para o sulfato de amônio, as perdas foram da ordem de apenas 2%.

A susceptibilidade da ureia a volatilização da amônia está atrelada a rápida hidrólise sofrida por esse fertilizante, por meio da ação da enzima urease, enzima essa produzida por microrganismos presentes no solo, como bactérias e fungos, além de estar presente em restos vegetais (REYNOLDS e WOLF, 1987). Na hidrólise da ureia, a mesma é convertida em carbonato de amônio, este por sua vez, é facilmente passado para a CO₂, água e gás, de acordo com as equações químicas mostradas abaixo.



2.5 Fósforo em áreas agrícolas – importância, disponibilidade e balanço no solo

O fósforo é um elemento que, assim como o nitrogênio, possui papel fundamental na produtividade das culturas, tendo significativa influência no desenvolvimento do sistema radicular das plantas (CRUSCIOL *et al.*, 2005), auxilia no aumento da resistência das culturas

a fatores bióticos e abióticos, como estresse hídrico e doenças (LEÃO, 2006; SANTOS *et al.*, 2004; YAMADA, 2002), além de possuir efeitos no metabolismo vegetal, tais como: transferência de energia, síntese de ácidos nucleicos, regulador de atividades enzimáticas, respiração e fotossíntese. A importância do fósforo torna-se ainda mais latente pelo fato do mesmo ser escasso em regiões tropicais, tanto nas várzeas como no cerrado (FIDELIS *et al.* 2013).

No solo, o fósforo pode ser dividido em dois grupos principais, a parte inorgânica (Pi) e a fração orgânica (Po), dependendo da natureza do composto a que está ligado. O fósforo orgânico é normalmente encontrado em húmus e em outros materiais orgânicos, onde sua disponibilidade está relacionada a susceptibilidade de decomposição do radical orgânico ao qual o fosfato está ligado (GATIBONI *et al.*, 2008). Assim, a parcela orgânica é liberada por meio de processos biológicos, regulados por fatores como temperatura e tipo do solo. As formas inorgânicas compreendem, principalmente, aquelas adsorvidas aos grupos funcionais dos colóides inorgânicos.

O balanço entre as formas orgânicas e inorgânicas de fósforo no solo é influenciado pela produção da enzima fosfohidrolase, liberada pelas raízes das plantas, que possui a capacidade de catalisar a mineralização do Po. A síntese da fosfohidrolase, por sua vez, é regulada pelo conteúdo de fósforo lábio no solo (a definição de fósforo lábio será descrita nas assertivas subsequentes). Estudos indicam que essa enzima é produzida de acordo com a demanda de fósforo, sendo inibida quando o fornecimento desse nutriente é adequado (TORRENT, 2010).

No que se refere a nutrição das plantas, independente da natureza química, o fósforo pode ser dividido em fosfatos lábeis e não-lábeis, de acordo com a reposição das concentrações presentes na solução do solo. A fração lábio é representada pelo conjunto de compostos fosfatados capazes de repor rapidamente a solução do solo, quando ele é absorvido por plantas ou microrganismos (CROSS e SCHLESINGER, 1995). Quando ocorre o envelhecimento do fosfato lábil, o mesmo adquire uma constituição mineralógica mais estável e de mais difícil solubilização (RAIJ, 1893). Essas formas não-reversíveis, ou pouco reversíveis, são denominadas de não-lábeis.

Assim, a disponibilidade de fósforo é regida fundamentalmente pelo equilíbrio estabelecido entre o fosfato na fase sólida do solo (fator quantidade, Q) e sua concentração na solução (fator intensidade, I). A relação entre Q e I varia de acordo com o equilíbrio a ser

alcançado. Sorção e desorção são dois importantes processos atuantes no sentido do equilíbrio buscado.

A desorção ocorre quando o fósforo é removido da solução do solo, onde o fator capacidade vai atuar na manutenção de uma concentração adequada na solução. Pelo contrário, sempre que a concentração de fósforo na solução do solo é elevada, estabelece-se um novo equilíbrio, aumentando a quantidade de fósforo associado à fase sólida através do processo de sorção (TORRENT, 2010).

A intensidade das reações de sorção é variável, devido às diferentes energias apresentadas pelos componentes dos solos (SOUZA *et al.*, 2006). A natureza e a energia dessas ligações permitem classificá-las em adsorção, fixação e precipitação, as quais juntas compõem o complexo de sorção, visto que quantificá-las separadamente é praticamente impossível.

A quantidade de fósforo presente no solo em um determinado período também depende das respectivas entradas e saídas desse nutriente do sistema analisado, onde tais variáveis possuem importância ainda mais acentuada quando a área estudada compreende localidades agrícolas com incremento frequente de fertilizantes fosfatados. Para essas regiões, o balanço de fósforo torna-se uma importante ferramenta para o controle dos fluxos desse elemento, além de auxiliar nas corretas reposições do mesmo para a nutrição das plantas.

Os principais aportes de fósforo compreendem as aplicações de adubos químicos e orgânicos, deposição atmosférica, resíduos culturais e concentrações presentes na água de irrigação. Já as perdas envolvem, principalmente, a remoção pelas culturas e o escoamento superficial. No caso do fósforo, em solos tropicais, o mesmo está fortemente ligado as partículas do solo, conseqüentemente, as perdas desse nutriente por lixiviação são praticamente nulas (FAO, 2003).

Malta (2009) desenvolveu um modelo, integrado a uma ferramenta SIG, com o objetivo de quantificar a dinâmica de nitrogênio e fósforo em agrossistemas. Para o fósforo, o balanço efetuado levou em consideração as entradas por deposição atmosférica, fertilização orgânica e inorgânica, já em relação as saídas, as perdas por escoamento superficial, lixiviação e remoção pelas culturas foram avaliadas.

Em estudo realizado na Alemanha, Bach e Frede (1998) quantificaram as entradas e saídas de nitrogênio, fósforo e potássio em áreas agrícolas alemãs entre os anos de 1970 e

1995. Para o fósforo, as entradas desse elemento foram por meio de fertilizantes químicos, adubos orgânicos e lodo de esgoto, já as remoções de fósforo analisadas compreenderam perdas por meio de absorção pelas culturas e o excesso desse nutriente aplicada para a produção (parcela essa disponível para ser conduzida a corpos hídricos por escoamento superficial, por exemplo).

2.5.1 Fertilização fosfatada

A reduzida disponibilidade de fósforo em solos tropicais é uma das principais causas para a limitação do crescimento e produção de espécies (ROLIM NETO, *et al.*, 2004), tornando necessário o fornecimento desse nutriente por meio de fertilizantes. O acompanhamento dos teores de P inorgânico (Pi) e de P orgânico (Po) tem auxiliado no entendimento do comportamento em crescimento e na eficiência de utilização do nutriente pelas plantas (FURTINI NETO, 1994). Respostas a adubação fosfatada, para várias culturas, tem sido tem sido relatada na literatura especializadas.

Analisando mudas do pinhão, Lima *et al.*, (2011) verificaram que a adição de fertilizantes fosfatados favoreceu o crescimento principalmente de raízes e área foliar, além de influenciar significativamente todas as características de crescimento e teores de nutrientes na parte aérea das plantas. Tokura *et al.*, (2011) encontraram correlação significativa e positiva com as variáveis de produção do arroz.

A aplicação de fertilizantes pode ser responsável por, aproximadamente, 25% do desembolso necessário para a formação de determinadas culturas. Várias opções de fertilizantes fosfatados podem ser utilizadas para o suprimento de fósforo às plantas, contudo, é necessário levar em conta aspectos técnicos e econômicos destes insumos para a definição da fonte ideal a ser utilizada. Misturas granuladas NPK são bastante utilizadas para o fornecimento de fósforo, embora também seja comum a aplicação de superfosfato simples e superfosfato triplo (BAZANI, 2014).

2.5.2 Fósforo na água de irrigação

Os mesmos aspectos teóricos relacionados ao nitrogênio, item 2.4.2, quanto a presença de nutrientes na água de irrigação, podem ser empregadas para o caso do fósforo.

2.5.3 Fósforo no resíduo cultural

Casali *et al.* (2011) analisaram a liberação das formas de fósforo presentes nos resíduos de plantas de cobertura, constatando que as espécies com maior teor de fósforo inorgânico liberaram mais rapidamente esse elemento ao solo, até mesmo sem ser acompanhado pela degradação dos resíduos vegetais. Porém, pelo fato de uma parte do fósforo ser constituinte da estrutura do tecido vegetal, a sua liberação também está intrinsecamente atrelada a mineralização desses materiais (Giacomini *et al.*, 2003). Marsola (2008) verificou que aproximadamente 33% das espécies de fósforo dos tecidos é insolúvel, sendo que esta fração necessita da ação de microorganismos para ser decomposta e liberar os nutrientes para as plantas subseqüentes.

Segundo Casali *et al.*, (2011), a quantidade de fósforo liberado dos resíduos das plantas não é dependente apenas da sua taxa de decomposição e do seu teor total de fósforo. O mesmo autor afirma que as plantas de cobertura apresentam quantidades e formas de fósforo no tecido vegetal com variada labilidade, o que pode interferir na liberação destes a partir da decomposição dos resíduos culturais.

Em relação a influência do resíduo cultural no balanço do fósforo em áreas fertilizadas, as mesmas simplificações associadas ao nitrogênio, descritas no item 2.4.4, também podem ser aplicadas.

2.5.4 Deposição atmosférica de fósforo

Apesar de ser considerada de menor magnitude, a contribuição da deposição atmosférica para os níveis de fósforo no solo não deve ser negligenciada (MIGON e SANDRONI, 1999). Segundo os mesmos autores, a queima da biomassa é um importante fator responsável para o acréscimo de fósforo antropogênico depositado por vias atmosféricas. As atividades agrícolas também merecem destaque no aumento das concentrações de fósforo transportadas pelas águas de chuva.

2.5.5 Remoção de fósforo pelas culturas

A absorção de fósforo pelas raízes se dá principalmente pelo processo da difusão, onde ocorre a formação de um gradiente de concentração na solução do solo próximo da superfície das raízes. Os teores de fósforo são mais elevados na medida em que a proximidade das raízes é maior, conseqüentemente, os níveis de fósforo são inferiores em locais longínquos. Assim, a absorção do nutriente depende do volume de solo explorado pelas raízes (Malavolta *et al.*, 1997).

As formas de fósforo assimiláveis pelas plantas estão presentes na solução do solo e são, principalmente, fosfato (H_2PO_4^-) e fosfito (HPO_4^-), ambas espécies aniônicas da dissociação do ácido fosfórico (H_3PO_4^-) (ADAMI; HEBLING, 2005). Fatores como a elevada acidez do solo e elásticas faixas de fixação desse elemento, que variam de acordo com a quantidade e mineralogia das argilas, contribuem para as baixas concentrações de fósforo disponível para as plantas (Raij, 1991).

Para fins de modelagem desse macronutriente em áreas fertilizadas, assim como para o nitrogênio, é possível relacionar a parcela absorvida com a produtividade esperada. Wolkowski *et al.*, (2003) demonstraram que a remoção do fósforo pelas culturas está intimamente relacionada com a produtividade.

Desta forma, na literatura encontram-se dados referentes as frações de fósforo absorvidas para várias culturas. No Quadro 6 estão sintetizados, para algumas culturas, valores referentes a esse fluxo de saída de fósforo do solo.

Quadro 6 – Fósforo absorvido para determinadas culturas.

Cultura	Fósforo Removido	Produtividade	Referência
Goiaba	8,3 Kg.ha ⁻¹	49,4 t.ha ⁻¹	Natale <i>et al.</i> (2002)
Banana	9,22 Kg.ha ⁻¹	1333 plantas.ha ⁻¹	Faria (1997)
Milho	6,11 Kg.ha ⁻¹	5000 Kg. ha ⁻¹	Perdomo e Cazzaré (2001)
Arroz	10,6 Kg.ha ⁻¹	3645 Kg. ha ⁻¹	Crusciol <i>et al.</i> (2003)

2.5.6 Lixiviação do fósforo para águas subterrâneas

Analisando o processo de percolação de íons nitrato e fosfato em coluna de solo, Anami *et al.* (2008) verificaram que, diferentemente do íon nitrato, o íon fosfato apresentou baixo potencial de percolação e, conseqüentemente, menor potencial de contaminação por esse meio. Esse fato pode ser justificado pela baixa mobilidade do fósforo no solo, o que acarreta em reduzida movimentação vertical desse elemento em áreas agrícolas. Sendo assim, as perdas por lixiviação em solos agricultáveis podem ser consideradas insignificantes (BASSO *et al.*, 2005).

Exceções podem ser encontradas em solos arenosos, com pouca capacidade de retenção. Nestes casos, a lixiviação pode ocorrer através dos macroporos do solo (SIMS *et al.*, 1998). O incremento abusivo de fertilizantes, em doses superiores a demanda das culturas, também podem causar a movimentação de fósforo no perfil do solo, devido a diminuição de sua capacidade de adsorção (SUTTON *et al.*, 1982; HESKETH e BROOKES, 2000), além da possibilidade da movimentação de fósforo na forma orgânica (MOZAFFARI e SIMS, 1994).

2.5.7 Fósforo removido por escoamento superficial

Grande parte do fósforo aplicado ao solo para fins nutricionais de plantas é perdida e, por isso, sua reposição é feita em níveis superiores aos necessários para satisfazer a demanda das plantas no processo de produção agrícola (CUNHA *et al.*, 2010).

Aplicações frequentes de fertilizantes fosfatados em um mesmo local ocasionam acúmulo de fósforo, especialmente em camadas superficiais do solo (LOURENZI *et al.*, 2013). Isto ocorre de tal modo, que a energia de ligação do fósforo, derivado de dejetos ou adubação mineral, com os colóides do solo é reduzida, principalmente em função da saturação dos sítios de adsorção, aumentando sua disponibilidade às plantas (GUARDINI *et al.* 2012) e potencializando as transferências deste por escoamento superficial.

As perdas de fósforo por escoamento superficial podem ocorrer tanto na forma particulada, ligado a partículas orgânicas ou minerais, como na dissolvida. Segundo Sims e Kleinman (2005), a perda de fósforo na forma particulada pode representar até 90% do fósforo total.

O fósforo solúvel, junto a uma fração variável do fósforo particulado, constitui a parcela biodisponível desse elemento, que é a mais crítica em termos de eutrofização, uma vez que é potencialmente disponível à absorção por algas em um curto intervalo de tempo (SHARPLEY *et al.*, 1992). A longo prazo, o fósforo particulado representa um reservatório susceptível para o crescimento e desenvolvimento de plantas aquáticas (SHARPLEY *et al.*, 1994).

As quantidades desse elemento transferido são dependentes, especialmente, das entradas desse nutriente no solo, tipo de solo, da frequência e do volume de água das precipitações, bem como do sistema de cultivo e da capacidade de exportação das plantas (CERETTA *et al.*, 2010). Quanto ao tipo de nutrição fornecida, a aplicação de dejetos pode favorecer o surgimento de um selo sobre a superfície do solo, reduzindo a capacidade de infiltração e, conseqüentemente, aumentando o escoamento superficial (BERTOL *et al.*, 2007; PELES, 2007).

Gebler *et al.* (2012), utilizando simulação de chuva, determinaram a carga média anual transportada de fósforo total reativo em parcelas cobertas por diferentes culturas, tendo os valores sido avaliados na escala da bacia hidrográfica. Eles determinaram uma carga de 191,3 kg. ha⁻¹.ano⁻¹ em área de cobertura herbácea e de 3879,4 kg. ha⁻¹.ano⁻¹ em cultura arbórea.

Em estudo desenvolvido pela indústria de fertilizantes brasileira, foi constatado que, em média, apenas 54% do fosfato aplicado como fertilizante químico é aproveitado pelas plantas, enquanto que os 46% restantes eram perdidos para o ambiente (CUNHA *et al.*, 2010). Para culturas anuais, como milho ou soja, por exemplo, a exigência deste nutriente pode variar entre 25 a 45 kg.ha⁻¹.ano⁻¹, ao mesmo tempo em que, para ocasionar a eutrofização acelerada das águas de rios e lagos, basta uma quantidade disponível variando entre 1 e 2 kg.ha⁻¹.ano⁻¹ de fósforo (HANSEN *et al.*, 2002). Isto demonstra o alto risco de eutrofização existente no caso de algumas bacias hidrográficas rurais antropizadas.

2.6 Modelagem hidrológica em áreas agrícolas

O entendimento dos processos hidrológicos é fundamental em estudos que envolvem o meio ambiente, como a gestão dos recursos hídricos e projetos hidráulicos. O tempo que a água permanece na hidrosfera influencia na disponibilidade hídrica, na ocorrência de inundações, na dinâmica de nutrientes e poluentes, entre outros fatores. Dessa forma, a

modelagem hidrológica é utilizada como ferramenta para a obtenção de conhecimento mais aprofundado a respeito de fenômenos físicos, além da previsão de cenários (MORAES, 2003).

Os modelos hidrológicos são ferramentas de análise importantes, podendo ser utilizados para entender processos hidrológicos, analisar o desempenho de práticas de manejo, avaliar os riscos e benefícios advindos de diferentes tipos de uso do solo, além de quantificar a parcela da precipitação que, após as interações com o meio, pode ser responsável pelo escoamento superficial (SPRUILL *et al.*, 2000).

Uma fração do volume total precipitado é interceptada pela vegetação e o restante atinge a superfície do solo. O escoamento superficial ocorre quando a intensidade da precipitação excede a velocidade de infiltração da água no solo. Após a velocidade de infiltração ser excedida, a água começa a preencher as depressões existentes na superfície do solo e, na sequência, começa o escoamento superficial (MOHAMOUD *et al.*, 1990).

Em sistemas formados por áreas agrícolas próximas a corpos d'água, a ocorrência de precipitações atmosféricas que, dependendo dos fatores mencionados na assertiva anterior, gere escoamento superficial, pode ser responsável pelo arraste do excesso de nutrientes no solo, direcionando-os para os trechos de rios e reservatórios próximos. Deve ser destacado que tal aporte de nutrientes também está relacionado a aspectos como a forma de ocupação do solo, a maneira de fornecimento de fertilizantes, bem como a quantidade dos mesmos fornecidos as culturas.

Para o estudo de vazões superficiais, a utilização de um modelo hidrológico adequado pode detalhar da melhor maneira possível a forma que as interações interferem no escoamento, quantificando o volume de chuva escoado pela bacia até o seu exultório.

Um dos procedimentos mais usuais para a determinação do escoamento superficial, a nível mensal, promovido por um evento chuvoso é o *Soil Moisture Accounting Procedure* (SMAP).

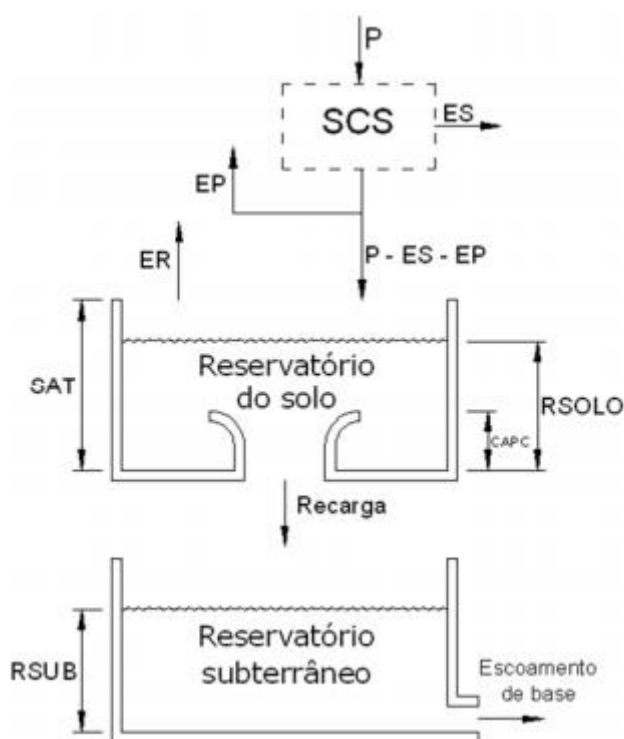
O modelo determinístico de simulação hidrológica, do tipo transformação chuva-vazão, foi introduzido por Lopes *et al.* (1981). O mesmo possui uma estrutura simples, que utiliza a separação do escoamento, baseada nos parâmetros do US Soil Conservation (TUCCI, 1998). O desenvolvimento do SMAP teve como base a experiência com a aplicação dos modelos Stanford Watershed IV e Mero em trabalhos realizados no DAEE – Departamento de Águas e Energia Elétrica do Estado de São Paulo. Inicialmente, o SMAP foi desenvolvido

para intervalos de tempo diários, sendo posteriormente utilizado em estudos mensais e horários, com devidas adaptações em sua estrutura.

Como dados de entrada, o modelo utiliza as alturas totais de precipitação e evaporação no intervalo de tempo desejado, a área de drenagem e condições iniciais da bacia hidrográfica.

A versão mensal do modelo (SMAP-M), utilizada neste estudo, é constituída por dois reservatórios matemáticos que representam o solo (reservatório do solo) e o aquífero (reservatório subterrâneo). Desta maneira, o reservatório de superfície é excluído da estrutura do modelo, pois o amortecimento desse reservatório ocorre em intervalos inferiores a um mês. Os dois reservatórios considerados no modelo mensal são destacados na Figura 5, juntamente com a integração entre os mesmos.

Figura 5 – Esquema físico do modelo SMAP mensal.



Fonte: Saraiva *et al.* (2010).

3. ESTRUTURA DO MODELO DESENVOLVIDO

O modelo desenvolvido está estruturado em duas etapas basilares, são elas: modelagem de nitrogênio e fósforo nas áreas agrícolas e nos corpos hídricos. Como será descrito nos itens ulteriores, a sequência dos procedimentos matemáticos destacados não torna a etapa seguinte independente da anterior, por exemplo, a concentração de nitrogênio ou fósforo em um reservatório decerto influenciará no balanço de massa em uma área agrícola.

3.1 Modelagem de nitrogênio e fósforo nas áreas agrícolas

Nesta etapa foi realizado um balanço de massa, a nível mensal, levando em consideração os principais fluxos de entrada e saída de tais macronutrientes no solo. O modelo possui em seu arranjo estrutural equações que permitem a quantificação de parcelas, como a quantidade de nitrogênio ou fósforo proveniente da precipitação atmosférica, caso não se disponha de dados do sistema que está sendo estudado.

3.1.1 Balanço de nitrogênio no solo

O balanço geral mensal de nitrogênio no solo em uma área irrigada j pode ser efetuado pela Equação 15, a mesma é descrita abaixo:

$$\sum_{i=1}^{Nc} NA_{i,j,t-1} + \sum_{i=1}^{Nc} NI_{i,j,s,t-1} + \sum_{i=1}^{Nc} NFO_{i,j,t} + \sum_{i=1}^{Nc} NFI_{i,j,t} + \sum_{i=1}^{Nc} NFB_{i,j,t} + NDA_{j,t} = \sum_{i=1}^{Nc} NRC_{i,j,t} + \sum_{i=1}^{Nc} NRPG_{i,j,t} + \sum_{i=1}^{Nc} NRL_{j,t} + \sum_{i=1}^{Nc} NRES_{i,j,t} + \sum_{i=1}^{Nc} NA_{i,j,t} \quad (15)$$

Onde:

$NA_{i,j,t-1}$: nitrogênio acumulado na localidade onde está sendo cultivada a cultura i, na área agrícola j no mês t-1 ($\text{Kg} \cdot \text{ha}^{-1}$);

$NA_{i,j,t}$: nitrogênio acumulado na localidade onde está sendo cultivada a cultura i, na área agrícola j no fim do mês t ($\text{Kg} \cdot \text{ha}^{-1}$);

$NI_{i,j,s,t-1}$: nitrogênio fornecido por meio da irrigação a cultura i , na área agrícola j , correspondente a vazão retirada do nós e no mês $t-1$ ($Kg.ha^{-1}$);

$NFO_{i,j,t}$: nitrogênio proveniente da fertilização orgânica, fornecido a uma cultura i , na área agrícola j e no mês t ($Kg.ha^{-1}$);

$NFI_{i,j,t}$: nitrogênio proveniente da fertilização inorgânica, fornecido a uma cultura i , na área agrícola j e no mês t ($Kg.ha^{-1}$);

$NFB_{i,j,t}$: nitrogênio incorporado por meio da fixação biológica da cultura i , na área agrícola j e no mês t ($Kg.ha^{-1}$);

$NDA_{j,t}$: nitrogênio incorporado por meio da deposição atmosférica na área agrícola j e no mês t ($Kg.ha^{-1}$);

$NRC_{i,j,t}$: nitrogênio removido pela cultura i , na área agrícola j e no mês t ($Kg.ha^{-1}$);

$NRPG_{i,j,t}$: nitrogênio removido por perdas gasosas na área onde está sendo cultivada a cultura i , na área agrícola j e no mês t ($Kg.ha^{-1}$);

$NRL_{i,j,t}$: parcela do nitrogênio perdida pela lixiviação na área onde está sendo cultivada a cultura i , na área agrícola j e no mês t ($Kg.ha^{-1}$);

$NRES_{i,j,t}$: parcela do nitrogênio removida pelo escoamento superficial na área onde está sendo cultivada a cultura i , na área agrícola j e no mês t ($Kg.ha^{-1}$);

N_c : número de culturas.

As parcelas do lado esquerdo da igualdade estão relacionadas as entradas de nitrogênio, conseqüentemente, as do lado direito correspondem as saídas mensais desse nutriente de uma área agrícola j . Uma simplificação adotada é que o nitrogênio removido para a formação do resíduo cultural é igualmente retornado ao solo pela deposição de tal resíduo ao fim de um mês ou ciclo. Sendo assim, o resíduo cultural proveniente da cultura anterior será utilizado para formar o resíduo da cultura atual, podendo essa parcela ser desconsiderada do balanço.

Como descrito no item 2.4.3, no Brasil, apenas para a cultura da soja a prática da inoculação de bactérias específicas para FBN é difundida em grande escala. Sendo assim, caso a soja não seja selecionada para o cultivo, a parcela NFB pode ser desprezada do balanço.

Destaque deve ser dado a parcela correspondente ao acúmulo de nitrogênio no fim do mês t ($NA_{i,j,t}$), que só assumirá valores quando as perdas forem inferiores as entradas, por exemplo, quando em um determinado mês não forem registradas precipitações suficientes para proporcionarem escoamento superficial ou lixiviação, não ocorrendo, desta forma, a perda de nutrientes por tais saídas. Assim, o valor da quantidade de nitrogênio acumulado que

seria utilizado como entrada no próximo mês ($NA_{i,j,t-1}$) também está em consonância com o que foi descrito anteriormente.

Por meio de um rearranjo na Equação 15, é possível isolar apenas o termo que representa as perdas de nitrogênio pelo escoamento superficial (NRES). Desta forma, o escoamento superficial será definido como a fonte de lançamento direto das concentrações de nitrogênio nos corpos hídricos superficiais. A Equação 16 representa o balanço definitivo de nitrogênio nos perímetros e áreas agrícolas utilizado no presente estudo.

$$\sum_{i=1}^{Nc} NRES_{i,j,t} = \left(\sum_{i=1}^{Nc} NFO_{i,j,t} + \sum_{i=1}^{Nc} NFI_{i,j,t} + \sum_{i=1}^{Nc} NFB_{i,j,t} + NDA_{j,t} + \sum_{i=1}^{Nc} NA_{i,j,t-1} + \sum_{i=1}^{Nc} NI_{i,j,t} \right) - \left(\sum_{i=1}^{Nc} NRC_{i,j,t} + \sum_{i=1}^{Nc} NRPG_{i,j,t} + \sum_{i=1}^{Nc} NRL_{i,j,t} + \sum_{i=1}^{Nc} NA_{i,j,t} \right) \quad (16)$$

Assim, para uma área agrícola j , o somatório de todo o nitrogênio perdido por escoamento superficial em cada hectare onde está sendo cultivada uma cultura i possibilita a quantificação total desse nutriente que foi encaminhado para um determinado corpo hídrico.

A seguir são exteriorizadas as equações que permitem o cálculo das seguintes parcelas: nitrogênio da deposição atmosférica (NDA), nitrogênio da irrigação (NI), nitrogênio incorporado pela fixação biológica (NFB), nitrogênio removido por lixiviação (NRL) e nitrogênio perdido por formas gasosas (NRPG). Fluxos como entrada por meio de fertilizantes e remoção pelas culturas podem ser obtidos a partir de literatura especializada, fornecida, por exemplo, pela Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária (EMBRAPA) para diferentes regiões e sistemas de produção.

3.1.1.1 Nitrogênio da deposição atmosférica (NDA)

Para o cálculo da deposição atmosférica mensal de nitrogênio em uma área agrícola j , em quilogramas por hectare, é utilizada a Equação 17, proposta pela FAO (2003).

$$NDA_{j,t} = 0,14 \times P_{j,t}^{0,5} \quad (17)$$

Em que:

$P_{j,t}$: precipitação média mensal na área agrícola j (mm.mês^{-1}).

Uma importante observação deve ser dada a essa parcela. O balanço de nutrientes no solo é executado por cultura, já a entrada de nitrogênio pela precipitação é computada em função da área agrícola e o mês considerado. Em consonância com o que foi destacado, o modelo considera que a precipitação incidente sobre a localidade cultivada é a mesma em toda a sua extensão. Caso seja necessário obter a entrada de nitrogênio via precipitação nos hectares onde está presente uma determinada cultura, basta multiplicar a área total pela entrada em Kg. ha⁻¹.

Desta forma, é possível calcular a quantidade de nitrogênio que é fornecido a uma área agrícola mensalmente por meio da precipitação pluviométrica. Para os perímetros ou áreas irrigadas no entorno de reservatórios, por exemplo, podem ser fixadas as precipitações mensais diretas nos próprios reservatórios. No geral, podem ser utilizados valores médios mensais correspondentes ao posto pluviométrico mais próximo.

3.1.1.2 Nitrogênio da fixação biológica (NFB)

A parcela de nitrogênio incorporada pela fixação biológica, quando a soja for adotada, é determinada pela Equação 18, desenvolvida pela Embrapa (2002).

$$NFB_{j,t} = 2 \times PMS_{j,t} \times TN_{j,t} \quad (18)$$

Em que:

NFB: fixação biológica de nitrogênio para a cultura da soja, cultivada na área agrícola j no mês t (Kg.ha⁻¹);

PMS_{j,t}: produção de soja em Kg de matéria seca cultivada na área agrícola j no mês t (admitida pela EMBRAPA como sendo duas vezes a produção de grãos);

TN_{j,t}: teor de nitrogênio na cultura da soja em Kg de N por Kg de matéria seca para a área agrícola j no mês t (segundo o Intergovernmental Panel on Climate Change – IPCC, 1997, o valor para TN pode ser 0,030).

3.1.1.3 Nitrogênio da irrigação (NI)

A concentração de nitrogênio total presente nas águas de irrigação sofre influência tanto da vazão destinada ao abastecimento das culturas, como da própria modelagem da qualidade da água no nó ou reservatório em que ocorre a retirada dos respectivos volumes de água. Os procedimentos matemáticos para a definição da lâmina mensal de água para a irrigação da cultura i , na área agrícola j durante o mês t , juntamente com a etapa de modelagem de nutrientes na água são descritos em itens posteriores, mais especificamente, nos itens 3.3 e 3.4. O cálculo da contribuição NI, em $\text{Kg} \cdot \text{ha}^{-1}$, é realizado por meio da Equação 19.

$$\sum_{i=1}^{Nc} NI_{i,j,t} = \frac{Q_{i,j,s,t} \times \left(\frac{CNT_{i,j,s,t-1}}{1000} \right) \times Nsm_t}{A_{i,j,t}} \quad (19)$$

Em que:

$Q_{i,j,s,t}$: vazão de irrigação para suprimento hídrico da cultura i , na área agrícola j , retirada do nó s do sistema no mês t ($\text{m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$);

$CNT_{i,j,s,t-1}$: concentração de nitrogênio total presente da vazão de irrigação, retirada no nó s do sistema, destinada a atender a cultura i na área agrícola j e no fim do mês $t-1$ ($\text{g} \cdot \text{m}^{-3}$);

Nsm_t : número de segundos no mês t ;

$A_{i,j,t}$: área onde está sendo cultivada a cultura i , na área agrícola j e no mês t (ha);

Caso seja considerada a irrigação no entorno de um reservatório r , os nutrientes acumulados nessas áreas agrícolas poderão ser encaminhados para o próprio reservatório, ou seja, ao mesmo tempo em que a área agrícola recebe água de irrigação contendo nitrogênio, pode contribuir para a elevação dos níveis desse constituinte no reservatório (o mesmo pode ocorrer em um nó específico em um trecho de rio, onde pode ser retirada água e ocorrer contribuição de efluentes agrícolas). Desta forma, para o impasse comentado anteriormente, em um mês t a concentração de nitrogênio presente na água corresponde ao valor calculado para o fim do mês anterior, ou seja, no início do mês é fornecida água para o suprimento agrícola.

3.1.1.4 Nitrogênio removido pela lixiviação (NRL)

Para o cálculo da quantidade mensal de nitrogênio perdida pela lixiviação, em Kg.ha^{-1} , é utilizada a Equação 20, desenvolvida pela FAO (2003).

$$\sum_{i=1}^{Nc} \text{NRL}_{i,j,t} = 0,1917 + P_{j,t} \times \left\{ \left(0,0021 + 0,0007 \times \sum_{i=1}^{Nc} F_{i,j,t} \right) \right\} + 0,3 \times \left(\sum_{i=1}^{Nc} \text{EN}_{i,j,t} \right) - 0,10 \times \sum_{i=1}^{Nc} \text{NRC}_{i,j,t} \quad (20)$$

Onde:

$\text{NRL}_{i,j,t}$: nitrogênio perdido por lixiviação na área onde está sendo cultivada a cultura i , na agrícola j e no mês t (Kg.ha^{-1});

F : fator relacionado a fertilidade do solo onde está sendo cultivada a cultura i , na área agrícola j e no mês t (ruim = 1, moderada = 2 e alta = 3);

$\text{EN}_{i,j,t}$: entradas de nitrogênio correspondente a cultura i , na área agrícola j e no mês t (Kg.ha^{-1});

De acordo com NIELSEN *et al.* (1982) um dos fatores determinantes para as saídas de nitrogênio por lixiviação, além da quantidade de N aplicado, é o volume de água precipitado. Assim, quando não ocorrer precipitação em um determinado mês, as perdas por lixiviação podem ser consideradas nulas. Além do mais, as técnicas de irrigação inseridas no modelo apresentam significativa eficiência de aplicação, com ínfimos decréscimos por essa via.

3.1.1.5 Nitrogênio removido por perdas gasosas

No modelo desenvolvido, o cálculo das perdas de nitrogênio por formas gasosas (NO_2 , NO e NH_3) é efetuado por meio Equação 21, sugerida pela FAO (2003).

$$\sum_{i=1}^{Nc} \text{NRPG}_{i,j,t} = \text{Cd} + 0,2083 \times \sum_{i=1}^{Nc} F_{i,j,t} + 0,3 \times \left(\sum_{i=1}^{Nc} \text{EN}_{i,j,t} \right) - 0,1 \times \sum_{i=1}^{Nc} \text{NRC}_{i,j,t} \quad (21)$$

Onde:

$NRPG_{i,j,t}$: nitrogênio removido por perdas gasosas na área onde está sendo cultivada a cultura i , na área agrícola j e no mês t ($Kg.ha^{-1}$);

Cd : constante de desnitrificação, podendo ter valores como $1 Kg.ha^{-1}$ e $0,9167 Kg.ha^{-1}$ para áreas não irrigadas e irrigadas, respectivamente.

Como pode ser observado, no cálculo das perdas de nitrogênio por lixiviação e formas gasosas, foi estabelecido que as entradas por precipitação atmosférica, irrigação e acúmulo do mês anterior também estão sujeitas a eliminação desse elemento pelas vias destacadas.

3.1.2 Balanço de fósforo no solo

Para a o balanço mensal de fósforo em uma área agrícola j , a Equação 22 pode ser empregada:

$$\begin{aligned} & \sum_{i=1}^{Nc} PFO_{i,j,t} + \sum_{i=1}^{Nc} PI_{i,j,t} + \sum_{i=1}^{Nc} PFI_{i,j,t} + PDA_{j,t} + \sum_{i=1}^{Nc} PA_{i,j,t-1} \\ & = \sum_{i=1}^{Nc} PRC_{i,j,t} + \sum_{i=1}^{Nc} PRL_{i,j,t} + \sum_{i=1}^{Nc} PRES_{i,j,t} + \sum_{i=1}^{Nc} PA_{i,j,t} \end{aligned} \quad (22)$$

Onde:

$PA_{i,j,t-1}$: fósforo acumulado no local onde está sendo cultivada a cultura i , na área agrícola j no mês $t-1$ ($Kg. ha^{-1}$);

$PA_{i,j,t}$: fósforo acumulado no local onde está sendo cultivada a cultura i na área agrícola j no fim do mês t ($Kg. ha^{-1}$);

$PI_{i,j,n,t}$: fósforo fornecido por meio da irrigação a cultura i , na área agrícola j , correspondente a vazão retirada do nó n e no mês t ($Kg. ha^{-1}$);

$PFO_{i,j,t}$: fósforo proveniente da fertilização orgânica, fornecido a uma cultura i , na área agrícola j e no mês t ($Kg. ha^{-1}$);

$PFI_{i,j,t}$: fósforo proveniente da fertilização inorgânica, fornecido a uma cultura i , na área agrícola j e no mês t ($Kg. ha^{-1}$);

$PDA_{j,t}$: fósforo incorporado por meio da deposição atmosférica, na área agrícola j e no mês t ($Kg. ha^{-1}$);

$PRC_{i,j,t}$: fósforo removido pela cultura i , na área agrícola j e no mês t ($Kg. ha^{-1}$);

$PRL_{i,j,t}$: parcela do fósforo perdida pela lixiviação, na área onde está sendo cultivada a cultura i , na área agrícola j e no mês t (Kg. ha^{-1});

$PRES_{i,j,t}$: parcela do fósforo perdida pelo escoamento superficial, na área onde está sendo cultivada a cultura i , na área agrícola j e no mês t (Kg. ha^{-1}).

Em relação a contribuição do resíduo cultural, para o fósforo foi realizada a mesma simplificação considerada para o balanço de nitrogênio. Desta forma, a parcela de fósforo proveniente do resíduo cultural anterior será utilizada para formar o resíduo cultural atual em uma área agrícola j .

Como as formas de fósforo presentes no solo estão fortemente adsorvidas, as perdas desse nutriente pelo processo de lixiviação são ínfimas, podendo ser desconsideradas. Desta forma, a parcela correspondente as perdas de fósforo por lixiviação (RPL) não foi considerada no balanço.

Em relação ao acúmulo de fósforo, os mesmos critérios estabelecidos para o nitrogênio também alicerçaram o balanço do nutriente enfatizado no presente item.

Isolando o termo “PRES” da Equação 22, tem-se a carga de fósforo (Kg. ha^{-1}), em uma área agrícola j , no mês t , disponível para ser removida do solo e encaminhada para corpos hídricos superficiais por contribuição direta. A Equação 23 representa o rearranjo do balanço de fósforo no solo.

$$\sum_{i=1}^{Nc} PRES_{i,j,t} = \left(\sum_{i=1}^{Nc} PFO_{i,j,t} + \sum_{i=1}^{Nc} PFI_{i,j,t} + PDA_{j,t} + \sum_{i=1}^{Nc} PI_{i,j,s,t} + \sum_{i=1}^{Nc} PA_{i,j,t-1} \right) - \left(\sum_{i=1}^{Nc} PRC_{i,j,t} + \sum_{i=1}^{Nc} PA_{i,j,t} \right) \quad (23)$$

Entradas de fósforo a partir de fertilizantes fosfatados, além da quantidade incorpora pelas culturas em estudo, podem ser estimadas a partir da produtividade almejada, também levando em consideração as práticas produtivas da região estudada. Para o fósforo, na literatura especializada também podem ser encontrados documentos basilares para essas definições.

3.1.2.1 Fósforo da deposição atmosférica (PDA)

A determinação da quantidade mensal de fósforo proveniente da precipitação atmosférica em uma área agrícola j foi calculado por meio da Equação 24 estabelecida pela FAO (2003).

$$PDA_{j,t} = 0,053 \times P_{j,t}^{0,5} \quad (24)$$

Onde:

$PDA_{j,t}$ = Fósforo proveniente da deposição atmosférica na área agrícola j e no mês t (Kg. ha⁻¹).

A mesma consideração feita para a entrada de nitrogênio pela precipitação, item 3.1.1.1, a respeito da uniformidade espacial de sua influência, também se aplica ao fósforo.

3.1.2.2 Fósforo da irrigação (PI)

O procedimento matemático para o cálculo da entrada de fósforo no solo foi similar ao efetuado para o nitrogênio. A Equação 25 é utilizada para a quantificação mensal da parcela PFI.

$$\sum_{i=1}^{Nc} PI_{i,j,t} = \frac{Q_{i,j,s,t} \times \left(\frac{CPT_{i,j,s,t-1}}{1000} \right) \times Nsm_t}{A_{i,j,t}} \quad (25)$$

Em que:

$CPT_{i,j,s,t-1}$: concentração de fósforo total presente da vazão de irrigação, retirada no nó s do sistema, destinada a atender a cultura i, na área agrícola j e no fim do mês t-1 (g.m⁻³).

As mesmas atribuições definidas para o caso da vazão de irrigação, no caso do nitrogênio, também foram estabelecidas para o caso do fósforo.

3.2 Modelagem de nitrogênio e fósforo nos corpos hídricos

Neste item estão descritos os procedimentos matemáticos empregados para a representação comportamental do nitrogênio e fósforo nos corpos hídricos. Para essa etapa, as seguintes considerações gerais foram pré-estabelecidas:

- A estrutura do modelo envolve reservatórios e os trechos de rios;
- Para os reservatórios, o modelo hidráulico considerado foi o de mistura completa, já para os rios, foi adotado o fluxo em pistão;
- As reações envolvem cinética de primeira ordem, ou seja, a taxa de reação é diretamente proporcional à concentração do reagente;
- Os coeficientes de reação, sedimentação e ressuspensão foram corrigidos em função da temperatura;
- Para as cargas poluidoras, os lançamentos das cidades foram considerados como pontuais;
- Para os efluentes das áreas ou perímetros agrícolas foi considerado lançamento pontual, uma vez que para o período mensal, a discretização da vazão não possui influência significativa.
- Para o nitrogênio, tanto nos rios como nos reservatórios, foram considerados cinco coeficientes de reação, que envolvem os seguintes processos que ocorrem na massa líquida (salientando que os coeficientes devem respeitar as características reinantes nesses dois ambientes distintos):
 - Sedimentação do nitrogênio orgânico particulado;
 - Conversão do nitrogênio orgânico a amônia (amonificação);
 - Liberação de amônia pelo sedimento de fundo;
 - Oxidação da amônia a nitrito;
 - Oxidação do nitrito a nitrato.

A nitrificação é modelada em duas etapas, ou seja, conversão da amônia a nitrito e deste último a nitrato, o que proporciona uma maior fidedignidade com as condições encontradas na realidade. A sedimentação do nitrogênio orgânico é devida ao fato deste ser um constituinte particulado, podendo este mecanismo ser responsável por uma perda significativa de nitrogênio. A liberação de amônia pelo sedimento de fundo contribui para a

elevação dos níveis de nitrogênio na massa líquida e relaciona-se inversamente com a profundidade do rio.

Ainda em relação ao nitrogênio, o modelo não considera a incorporação da amônia e do nitrato a biomassa de organismos aquáticos (principalmente algas), a qual é de difícil quantificação, necessitando de um estudo específico prévio na área de estudo.

No modelo do fósforo foram representados 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 conversão de fósforo orgânico a inorgânico proporciona um decréscimo na concentração do primeiro e, conseqüentemente, um aumento nos níveis da fração inorgânica. O sedimento de fundo de rios, lagos e reservatórios pode atuar como fonte ou como dreno de fósforo para os ecossistemas aquáticos (BOSTIC e WHITE, 2007).

A principal simplificação relacionada a modelagem do fósforo reside no fato de que a biomassa algal não foi modelada, devido à dificuldade na representação de seu balanço de crescimento, decaimento e sedimentação. Conseqüentemente, não foram computados os mecanismos de conversão de fósforo inorgânico em biomassa algal, juntamente com o acréscimo dos teores de fósforo orgânico devido as algas.

3.2.1 Modelagem de nitrogênio e fósforo nos reservatórios

Para os reservatórios, é realizado um balanço de massa a nível mensal, considerando os mecanismos e as reações de conversão para cada nutriente estudado. Por meio da Equação 26 (TUCCI, 2008) é possível visualizar, de maneira geral, o balanço de massa empregado para os reservatórios.

$$\frac{dC_{c,r,t}V_{r,t}}{dt} = \left(\sum_{c=1}^n C_{c,t} \times Q_{r,t} + \sum_{c=1}^n C_{c,r,t} \times V_{r,t} \times K_{c,r,t} + \sum_{c=1}^n \frac{S_{c,r,t}}{H_{r,t}} \right) - \left(\sum_{c=1}^n Q'_{r,t} \times C_{c,r,t} + \sum_{c=1}^n C_{c,r,t} \times V_{r,t} \times K'_{c,r,t} \right) \quad (26)$$

Em que:

$C_{c,r,t}$: concentração do constituinte c no reservatório r e no mês t ;

$V_{r,t}$: volume do reservatório r no mês t ;

$Q_{r,t}$: vazão que proporciona entrada de um constituinte c ao reservatório r no mês t ;

$C_{c,t}$: concentração do constituinte c na vazão afluente ao reservatório r durante o mês t ;

$K_{c,r,t}$: coeficiente que representa a entrada de um constituinte c na massa líquida do reservatório r por meio de uma reação de conversão no mês t ;

$S_{c,r,t}$: coeficiente relacionado a entrada de um constituinte c na massa líquida do reservatório r por meio da liberação do sedimento de fundo no mês t ;

$H_{r,t}$: profundidade do reservatório r no mês t ;

$Q'_{r,t}$: vazão defluente do reservatório r no mês t ;

$K'_{c,r,t}$: coeficiente que representa a saída de um constituinte c da massa líquida do reservatório r em um mês t por meio de conversão, sedimentação ou outras formas;

Utilizando os princípios do cálculo diferencial, correlatados a regra da cadeia, o lado esquerdo da Equação 26 pode ser trabalhado, tendo como resultado a Equação 27, expressa abaixo.

$$V_{r,t} \frac{dC_{c,r,t}}{dt} + C_{c,r,t} \frac{dV_{r,t}}{dt} = \left(\sum_{c=1}^n C_{c,r,t} \times Q_{r,t} + \sum_{c=1}^n C_{c,r,t} \times V_{r,t} \times K_{c,r,t} + \sum_{c=1}^n \frac{S_{c,r,t}}{H_{r,t}} \right) - \left(\sum_{c=1}^n Q'_{r,t} \times C_{c,r,t} + \sum_{c=1}^n C_{c,r,t} \times V_{r,t} \times K'_{c,r,t} \right) \quad (27)$$

Como pode ser visualizado, a quantificação da concentração de um determinado constituinte para um tempo t depende da solução de uma equação diferencial ordinária (EDO). No caso dos nutrientes estudados, nitrogênio e fósforo, tem-se um sistema de EDOs, sendo que cada equação representa uma das formas do nutriente em questão. A dedução analítica do sistema de EDOs pode vir a se tornar um trabalho árduo, sendo assim, foi utilizado um método numérico para a respectiva etapa. A solução numérica dos sistemas não lineares de

EDOs foi obtida a partir de uma rotina elaborada no Matlab[®] com aplicação do método de Runge-Kutta de 4ª ordem.

Outra manobra matemática realizada envolve o volume mensal do reservatório r ($V_{r,t}$). Muitos modelos de qualidade de água fixam o volume como constante ao longo do tempo, o que se aplica bem caso o período estudado seja relativamente curto, porém, como foi calculado o balanço hídrico mensal para cada reservatório, as variações nas entradas e saídas de água pode contribuir para a alteração significativa do volume dos reservatórios a cada mês. Desta forma, após a realização dos balanços hídricos e quantificação dos volumes mensais para os reservatórios, é possível determinar o valor da parcela $\frac{dV_{r,t}}{dt}$. Caso não se disponha de dados do balanço hídrico, é possível ajustar um modelo empírico que represente a variação do volume com o tempo.

3.2.2 Modelagem de nitrogênio e fósforo nos rios

3.2.2.1 Nitrogênio

As equações utilizadas para a modelagem do nitrogênio nos rios foram baseadas nos trabalhos de Chapra (1997) e Von Sperling (2007).

A seguir estão descritas as equações utilizadas para a modelagem do nitrogênio:

➤ Nitrogênio orgânico

$$\frac{dN_{org_c}}{dt} = -K_{oa_c}xN_{org_c} - K_{so_c}xN_{org_c} \quad (28)$$

Em que:

N_{org_c} : concentração de nitrogênio orgânico no trecho de rio c ($mgN.L^{-1}$);

K_{oa_c} : coeficiente de conversão de nitrogênio orgânico a amônia no trecho de rio c (dia^{-1});

K_{so_c} : coeficiente de remoção de nitrogênio orgânico por sedimentação no trecho de rio c (dia^{-1}).

➤ Nitrogênio amoniacal

$$\frac{dN_{\text{amon}_c}}{dt} = K_{\text{oa}_c} \times N_{\text{org}_c} - K_{\text{an}_c} \times N_{\text{amon}_c} + \frac{S_{N_{\text{amon}_c}}}{H_c} \quad (29)$$

Em que:

N_{amon_c} : concentração de nitrogênio amoniacal no trecho de rio c (mgN.L^{-1});

K_{an_c} : coeficiente de conversão de amônia a nitrito no trecho de rio c (coeficiente de nitrificação) (dia^{-1});

$S_{N_{\text{amon}_c}}$: coeficiente de liberação de amônia pelo sedimento de fundo no trecho de rio c ($\text{mg.m}^{-2}.\text{dia}^{-1}$);

H: profundidade do trecho de rio c (m).

➤ Nitrito

$$\frac{dN_{\text{itrito}_c}}{dt} = K_{\text{an}_c} \times N_{\text{amon}_c} - K_{\text{nn}_c} \times N_{\text{itrito}_c} \quad (30)$$

Em que:

N_{itrito_c} : concentração de nitrito no trecho de rio c (mgN.L^{-1});

K_{nn_c} : coeficiente de conversão do nitrito a nitrato (dia^{-1}).

➤ Nitrato

$$\frac{dN_{\text{itrato}}}{dt} = K_{\text{nn}} \times N_{\text{nitrito}} \quad (31)$$

Em que:

N_{itrato_c} : concentração de nitrato no trecho de rio c (mgN.L^{-1});

$K_{nn\ c}$: coeficiente de conversão de nitrito a nitrato (dia^{-1}).

Assim, para um determinado trecho ou nó do sistema, a concentração total de nitrogênio (NT) no trecho de rio c é dada por:

$$NT_c = N_{org_c} + N_{amon_c} + N_{nitrito_c} + N_{nitrato_c} \quad (32)$$

3.2.2.2 Fósforo

O equacionamento dos processos que representam o comportamento do fósforo na água foi alicerçado nos trabalhos de Chapra (1997), Von Sperling (2007). As equações para a modelagem de fósforo nos rios são:

➤ Fósforo orgânico

$$\frac{dP_{org_c}}{dt} = -K_{oi_c} \times P_{org_c} - K_{spo_c} \times P_{org_c} \quad (33)$$

Em que:

$P_{org\ c}$: concentração de fósforo orgânico no trecho de rio c (mg.L^{-1});

$K_{oi\ c}$: coeficiente de conversão de fósforo orgânico a fósforo inorgânico para o trecho de rio c (dia^{-1});

$K_{spo\ c}$: coeficiente de remoção do fósforo orgânico por sedimentação (dia^{-1}).

➤ Fósforo inorgânico

$$\frac{dP_{inorg_c}}{dt} = K_{oi_c} \times P_{org_c} + \frac{P_{pinorg_c}}{H_c} \quad (34)$$

Em que:

$P_{inorg\ c}$: Concentração de fósforo inorgânico (mg.L^{-1});

$P_{pinorg\ c}$: coeficiente de liberação de fósforo inorgânico pelo sedimento de fundo ($\text{mg.m}^{-2}.\text{dia}^{-1}$).

A concentração total de fósforo (PT) no trecho de rio c corresponde a soma de suas frações orgânica e inorgânica, como é mostrado na Equação 35:

$$PT_c = P_{inorg_c} + P_{org_c} \quad (35)$$

De maneira análoga ao caso dos reservatórios, a resolução dos sistemas de EDOs para o caso dos trechos de rios estudados foi por meio de uma rotina de cálculo desenvolvida em ambiente Matlab®, sendo utilizado o método numérico de Runge-Kutta de 4ª ordem.

3.2.3 Cálculo do Índice de Estado Trófico e nutriente limitante

Os índices de estado trófico para os rios e reservatórios foram calculados para cada mês de estudo, a partir dos modelos propostos por Lamparelli (2004). As equações de 36 a 39 correspondem aos procedimentos adotados para os rios, enquanto que as de 40 a 43 dizem respeito aos reservatórios.

$$\ln CL_{i,r,t} = 0,6 * \ln (PT_{i,r,t}) - 1,86 \quad (36)$$

Onde:

$CL_{i,r,t}$: concentração de clorofila-a no trecho i do rio r e no mês t ($\mu\text{g.L}^{-1}$);

$PT_{i,r,t}$: concentração de fósforo total no trecho i do rio r e no mês t ($\mu\text{g.L}^{-1}$).

$$IET(CL)_{i,r,t} = 10 * \left(6 - \left(\frac{(-0,7 - 0,6 * \ln CL_{i,r,t})}{\ln 2} \right) \right) - 20 \quad (37)$$

$$IET(PT)_{i,r,t} = 10 * \left(6 - \left(\frac{(0,42 - 0,36 * \ln PT_{i,r,t})}{\ln 2} \right) \right) - 20 \quad (38)$$

Em que:

$IET (CL)_{i,r,t}$: Índice de Estado Trófico para a clorofila correspondente ao trecho i do rio r e no mês t;

IET (PT)_{i,r,t}: Índice de Estado Trófico para o fósforo total correspondente ao trecho i do rio r e no mês t.

$$IET_{i,r,t} = \frac{IET (CL_{i,r,t}) + IET (PT_{i,r,t})}{2} \quad (39)$$

Em que:

IET_{i,r,t}: índice de estado trófico para o trecho i do rio r durante o mês t.

$$\ln CL_{r,t} = -2,5136 + 1,23564 \ln (PT_{r,t}) \quad (40)$$

Em que:

CL_{r,t}: concentração de clorofila-a no reservatório r e no mês t (µg.L⁻¹);

PT_{r,t}: concentração de fósforo total no reservatório r e no mês t (µg.L⁻¹).

$$IET(CL)_{r,t} = 10 * \left(6 - \left(\frac{(0,92 - 0,34 * \ln CL_{r,t})}{\ln 2} \right) \right) \quad (41)$$

$$IET(PT)_{r,t} = 10 * \left(6 - \left(\frac{(1,77 - 0,42 * \ln PT_{r,t})}{\ln 2} \right) \right) \quad (42)$$

Em que:

IET (CL)_{r,t}: Índice de Estado Trófico para a clorofila-a correspondente ao reservatório r e o mês t;

IET (PT)_{r,t}: Índice de Estado Trófico para o fósforo total correspondente ao reservatório r e o mês t.

$$IET_{r,t} = \frac{IET (CL_{r,t}) + IET (PT_{r,t})}{2} \quad (43)$$

Em que:

IET_{r,t}: índice de estado trófico para o reservatório r durante o mês t.

Conforme observado nos Quadros 3 e 4, a classificação do ambiente aquático quanto ao IET é dada em seis graus de trofia. Tanto para rios como para reservatórios, tem-se: ultraoligotrófico, oligotrófico, mesotrófico, eutrófico, supereutrófico e hipereutrófico (a ordem está expressa no sentido de menor para maior produtividade).

Assim, em posse dos valores correspondentes aos IETs (para os rios e reservatórios), os ambientes aquáticos podem ser classificados de acordo com os graus de trofia presentes nos Quadros 3 e 4. Baixos valores calculados para o IET implicam em menor produtividade, e, conseqüentemente, menor impacto da ação antrópica.

O nutriente limitante, para os reservatórios e rios, foi calculado a partir da razão entre as concentrações dos elementos (N:P) a partir dos critérios estabelecidos por Thomann e Mueller (1987).

3.3 Cálculo das demandas agrícolas

O modelo permite que sejam calculadas as demandas agrícolas a partir da determinação da necessidade hídrica da cultura *i*, na área agrícola *j* e no mês *t*. Os procedimentos matemáticos para o cálculo da lâmina de rega estão descritos a seguir.

Inicialmente é calculada a evapotranspiração máxima de uma cultura *i* na área ou perímetro irrigado *j* durante o mês *t* ($ETP_{i,j,t}$), que depende basicamente do clima e da cultura em questão. O valor de $ETP_{i,j,t}$ diz respeito a água consumida, em um determinado intervalo de tempo, pela cultura em plena atividade vegetativa, livre de doenças, em um solo em que o conteúdo de água é próximo a capacidade de campo. A Equação 44 é utilizada para o cálculo da $ETP_{i,j,t}$.

$$ETP_{i,j,t} = Kc_{i,j,t} \times ET0_{j,t} \quad (44)$$

Em que:

$Kc_{i,j,t}$: coeficiente de cultivo mensal da cultura *i* para a área agrícola *j* durante o mês *t*;

$ET0_{j,t}$: Evapotranspiração de referência na área a área agrícola *j* durante o mês *t* (mm.mês^{-1});

O valor da $ET0_{j,t}$ pode ser estimado, por exemplo, por meio de dados de evaporação de uma superfície livre, como o tanque evaporimétrico Classe A. A lâmina de água (E_t)

evaporada no tanque, relacionada com o coeficiente do tanque (K_t) resulta no valor da $ET0_{j,t}$, como é mostrado na Equação 45.

$$ET0_{j,t} = Et_{j,t} \times K_{j,t} \quad (45)$$

Em que:

$Et_{j,t}$: evaporação mensal medida no tanque evaporimétrico na área agrícola j e no mês t ($mm.mês^{-1}$);

$K_{j,t}$: coeficiente do tanque evaporimétrico na área ou perímetro agrícola j no mês t ;

Uma importante parcela para a determinação da necessidade de irrigação da cultura i corresponde a fração da chuva que efetivamente permanece disponível para as raízes das plantas, ou precipitação efetiva ($Pe_{j,t}$), uma vez que uma parte dela escoia superficialmente e outra pode ser perdida por percolação. A metodologia utilizada para o cálculo de $Pe_{j,t}$ foi a estabelecida pela FAO (1988) apud Curi e Curi (2001), para terrenos com declividade entre 4 e 5%, como é mostrado nas equações 46 e 47.

$$Pe_{j,t} = (0,8 * P_{j,t}) - 25, \text{ para } P_{j,t} \geq 75 \text{ mm} \quad (46)$$

$$Pe_{j,t} = (0,6 * P_{j,t}) - 10, \text{ para } P_{j,t} < 75 \text{ mm} \quad (47)$$

O balanço hídrico no solo, que resulta no cálculo da necessidade de irrigação líquida ($NL_{i,j,t}$), é efetuado pela seguinte expressão:

$$NL_{i,j,t} = ETP_{i,j,t} - Pe_{j,t} - G_{i,j,t} - W_{j,t} \quad (48)$$

Em que

$NL_{i,j,t}$: necessidade de irrigação líquida para a cultura i , na área agrícola j e no mês t ;

$G_{i,j,t}$: dotação de água por capilaridade à zona radicular da cultura i , na área agrícola j durante o mês t ;

$W_{j,t}$: reserva de água do solo na área agrícola j no início do mês t ;

A dotação por capilaridade ($G_{i,j,t}$) depende da existência de um lençol freático próximo a zona radicular da cultura, já a reserva ($W_{j,t}$) pode ser estimada a partir do armazenamento de

água no solo. No modelo proposto foi considerado que não existe dotação por capilaridade para a zona radicular e que as reservas de água no princípio de cada mês são desprezíveis, ou seja, $G_{i,j,t}$ e $W_{j,t}$ não são computados.

Os sais contidos nas águas utilizadas para a irrigação, após a mesma ser consumida pela planta ou sofrer evaporação, acumulam-se no solo cultivado, aumentando a concentração de minerais já existentes. Para evitar danos as culturas irrigadas, decorrentes dos acentuados níveis de sais nos solos, é necessário adotar técnicas adequadas de manejo e drenagem. A irrigação deve proporcionar uma quantidade de água suficiente para garantir a drenagem do excesso dos sais.

Rhoades e Merrill (1976) apud GOMES (1999) propuseram equações que permitem calcular a fração de água destinada a lavar os sais acumulados no solo ($LR_{i,j,t}$), as mesmas são destacadas abaixo:

Para irrigação por inundação e por aspersão de baixa frequência:

$$LR_{i,j,t} = \frac{CE_{a,j,t}}{5CE_{e,i,j,t} - CE_{a,j,t}} \quad (49)$$

Para as irrigações de alta frequência (gotejamento e microaspersão):

$$LR_{i,j,t} = \frac{CE_{a,j,t}}{2CE_{e,i,j,t}} \quad (50)$$

Em que:

$LR_{i,j,t}$: Água destinada a lavar os sais acumulados no solo onde está sendo cultivada a cultura i na área agrícola j durante o mês t ;

$CE_{a,j,t}$: condutividade elétrica da água de irrigação, medida a 25°C, aplicada a cultura i , na área agrícola j durante o mês t ($dS.m^{-1}$);

$CE_{e,i,j,t}$: condutividade elétrica do extrato de solo saturado que acarreta determinada redução no rendimento potencial da cultura i , na área agrícola j durante o mês t ($dS.m^{-1}$);

Para irrigação por microaspersão e por gotejamento, esta última considerada no presente trabalho, o valor estimado de $CEe_{i,j,t}$ é aquele que reduz a zero o rendimento da cultura (redução de 100 %.) Já para aspersão convencional é recomendável utilizar valores de condutividade elétrica no extrato de saturação do solo que possa provocar uma redução máxima de 10% no rendimento da cultura. Ayers e Westcot (1985) apud Gomes (1999) sugerem valores de $CEe_{i,j,t}$ para os dois casos citados.

Por fim, a lâmina de água mensal para atender a demanda da cultura i , na área agrícola j durante o mês t ($Q_{irr_{i,j,t}}$), convertida em vazão por unidade de área, pode ser obtida por:

$$Q_{irr_{i,j,t}} = \frac{NL_{i,j,t}}{(1 - LR_{i,j,t}) \times Es_{i,j} \times Eap_{i,j}} \quad (51)$$

Em que:

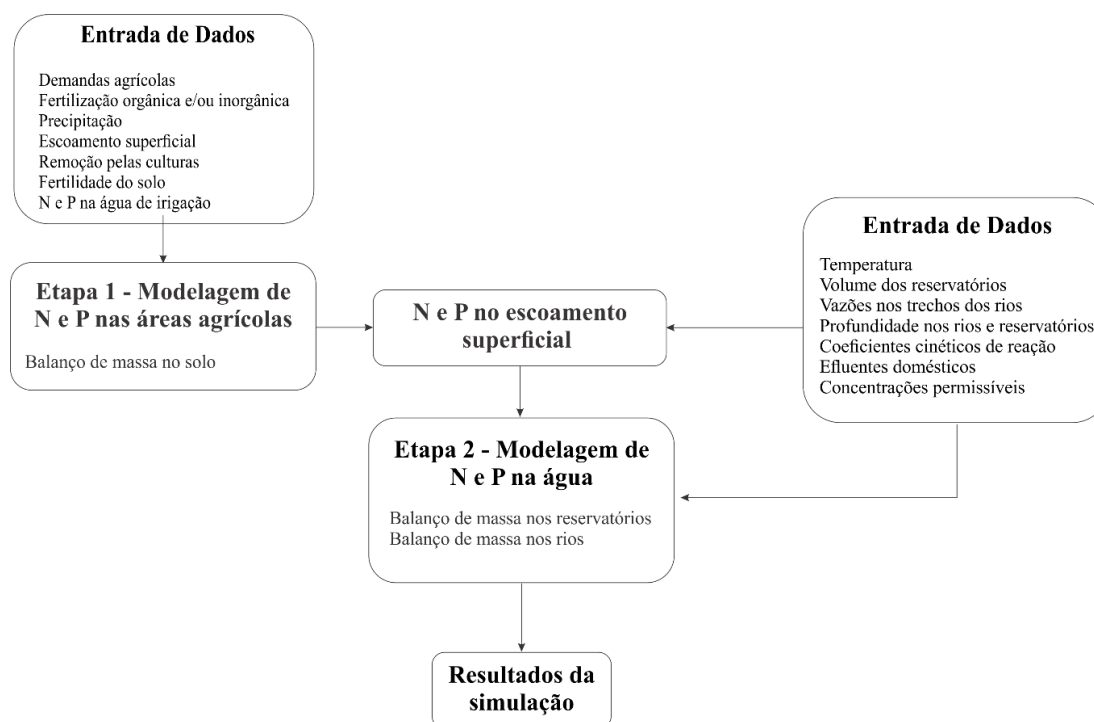
$Es_{i,j}$: eficiência do sistema de distribuição de água para cada cultura agrícola i na área agrícola j ;

$Eap_{j,t}$: eficiência da aplicação da irrigação por cultura agrícola.

3.4 Fluxograma geral do modelo de simulação

Após a discretização de todas as etapas que integram a estrutura do modelo de simulação, na Figura 6 está presente o fluxograma com a sua esquematização geral.

Figura 6 – Fluxograma do modelo de simulação proposto.



Desta maneira, com o modelo proposto é possível quantificar o comportamento de nitrogênio e fósforo, e suas formas fracionadas, em sistemas de recursos hídricos que integram rios, reservatório e áreas agrícolas, verificando o atendimento dos níveis desses nutrientes de acordo com as classes em que os corpos hídricos estão enquadrados, além de ser determinado o grau de trofia dos corpos d'água analisados. As etapas de modelagem apresentadas também possibilitam a quantificação das demandas agrícolas, ou necessidade suplementar líquida de irrigação, a partir da realização do balanço hídrico no solo.

4. ESTUDO DE CASO

4.1 Caracterização da área de estudo - bacia hidrográfica do alto piranhas

Neste tópico estão destacadas as principais características da bacia do Alto Piranhas – PB, sendo mencionados aspectos fisiográficos, climatológicos e hidrográficos da bacia. Será dada maior evidência ao sistema que incorpora os reservatórios Engenheiro Ávidos e São Gonçalo, que serão alvo da aplicação do modelo de simulação. A fonte primordial das informações técnicas acerca da bacia hidrográfica do Alto Piranhas - PB foram provenientes

do Plano Diretor de Recursos Hídricos da Bacia do Rio Piancó e Alto Piranhas do Estado da Paraíba (SCIENTEC, 1997) e do Plano de Recursos Hídricos da Bacia do Rio Piancó-Piranhas-Açu (ANA, 2016). As demais informações provieram de trabalhos técnicos que se dedicaram a respectiva área de estudo.

Os recursos hídricos integrantes do sistema estudado são responsáveis pelo abastecimento das demandas de municípios e áreas agrícolas, além de serem alvo do Projeto de Integração das Águas do rio São Francisco, cuja contribuição será imputada no sistema por meio do ramal Engenheiro Ávidos, via Eixo Norte da transposição. Essa relevância descrita anteriormente, aliado ao fato de que os rios e reservatórios do sistema são fontes constantes de lançamentos de efluentes agrícolas e domésticos, justifica a seleção da área em questão para aplicação do modelo de simulação desenvolvido.

4.1.1 Localização e aspectos gerais

A bacia do alto Piranhas corresponde a uma das sete sub-bacias do Rio Piranhas, estando localizada no extremo oeste do estado da Paraíba, entre as latitudes 6° 36' 47'' e 7° 22' 56'' Sul e entre as longitudes 37° 48' 15'' e 38° 38' 15'' Oeste no Sertão Paraibano. A bacia do alto Piranhas é uma das 11 unidades de planejamento hidrológico (UPH) da bacia do rio Piancó-Piranhas-Açu, tais unidades foram divididas a partir dos seguintes critérios: hidrografia, presença de reservatórios de grande porte e unidades de gestão adotadas pelos Estados. A caracterização da bacia do alto Piranhas, no que se refere à sua área, percentual que ocupa na bacia, número de municípios abrangidos e sedes municipais está descrita a seguir: Área de 2.562 Km², que corresponde a 5,9% de toda a bacia, 19 municípios e 7 sedes municipais. Em termos hidrográficos, está limitada ao Sul e ao Leste com a bacia do Rio Piancó, ao Norte com a bacia do Rio do Peixe, na direção Nordeste com o Médio Piranhas e, por fim, com o estado do Ceará a Oeste.

As nascentes do Rio Piranhas localizam-se na Serra da Arara, no município de Bonito de Santa fé. Na sua margem a esquerda recebe contribuições de quatro cursos d'água principais, sendo eles: Riacho do Juá, Riacho da Caiçara, Riacho Cajazeiras e Riacho Grande. Já em sua margem direita, destacam-se seis contribuições: Riacho do Domingos, Riacho São Domingos, Riacho Mutuca, Riacho Logradouro, Riacho Catolé e Riacho Bonfim.

4.1.2 Fisiografia

4.1.2.1 Forma da bacia

A área da bacia do Alto Piranhas é delimitada a partir das cartas digitalizadas da SUDENE em escala 1:100.000 é de 2.562 km². O seu perímetro, comprimento da linha do divisor de águas que a delimita, medido na mesma base cartográfica é de 318 km.

O comprimento do curso d'água principal, o Rio do Alto Piranhas, perfaz um total de 178 km, medido desde a sua nascente na Serra da Arara no município de Bonito de Santa Fé até o exutório da bacia no município de Pombal.

As características relacionadas a forma da bacia do Alto Piranhas estão expressos Quadro 7.

Quadro 7 – Valores Característicos da Forma da bacia do Alto Piranhas.

Sub-bacia	A (Km ²)	P (Km)	Lp (Km)	F	Kc	L (Km)	l (Km)
Alto Piranhas	2.562	318	178	0,08	1,79	1,43	18

Onde: F é o fator de forma, Kc é o coeficiente de compactidade e L e l são os comprimentos do retângulo equivalente.

Os dados destacados no Quadro 7 indicam que a bacia é alongada, compacta e regular, desta forma, desconsiderando a influência de outros fatores, a ocorrência de enchentes é pouco provável.

4.1.2.2 Declividade média

O tempo levado para a água da chuva concentrar-se nos leitos fluviais que constituem a rede de drenagem é fortemente regido pela declividade do terreno, uma vez que a mesma controla em boa parte a velocidade de escoamento superficial. Por sua vez, a rapidez do escoamento nos terrenos da bacia influencia a magnitude dos picos de enchente e a maior ou menor oportunidade de infiltração e susceptibilidade para erosão dos solos.

Em consonância com a bacia do Rio Piancó, a do Alto Piranhas possui uma alta predominância da faixa de 0 a 5% de declividade. Em faixas superiores a 20%, ocorrem áreas espacialmente dispersas, porém concentradas em pequenas porções da bacia.

4.1.2.3 Extensão superficial média

Outro parâmetro influente no processo de escoamento superficial em uma bacia hidrográfica é a “Extensão Superficial Média” (ESM), definida como a média das distâncias percorridas pelo escoamento até atingir o curso d’água. Assim, quanto menor o valor de ESM, mais rapidamente as águas pluviais atingirão as calhas fluviais, diminuindo o período de infiltração e aumentando a parcela relativa ao escoamento superficial. A bacia do Alto Piranhas tem ESM de 0,36 Km.

4.1.3 Climatologia

A bacia do Alto Piranhas encontra-se inserida numa região classificada, segundo a classificação climática de Koppen, como tropical chuvoso com estação pluviosa concentrada no verão e no outono. Em relação aos valores de temperatura da região, registrados por meio da estação meteorológica de São Gonçalo, o valor médio mensal corresponde a 26,4 °C, com variações de 23,14 °C (Maio) a 28,8°C (outubro). Desta forma, a amplitude térmica anual corresponde a 5,4° C, podendo ser considerado baixo.

De acordo com a estação climática de São Gonçalo, a média de horas de insolação em um dia é de 9,5 horas. dia⁻¹. Em termos de umidade relativa do ar, os dados coletados na estação de São Gonçalo indicam que os meses mais secos são Setembro, Outubro e Novembro, com uma média mensal de 64%. Sobre a velocidade dos ventos, o valor médio mensal registrado na estação de São Gonçalo é de 2,75 m.s⁻¹. No que diz respeito a direção predominante dos ventos, de acordo com o Atlas Climatológico do Estado da Paraíba (Silva, 1984), ocorre um maior deslocamento entre SE e NE.

Para a bacia do Alto Piranhas, a evaporação é estudada a partir de dados de evaporímetros de tipo tanque classe A. A estação de São Gonçalo registra uma taxa de evaporação de valor médio anual de 3056,6 mm, caracterizando uma taxa de

evapotranspiração muito alta. Quanto à pluviometria, a bacia apresenta chuvas concentradas em poucos meses do ano e um padrão de forte variabilidade interanual, caracterizado pela alternância entre anos de pluviosidade acima da média, regular e anos consecutivos de valores abaixo da média, que resultam em secas prolongadas e baixa disponibilidade hídrica. Os dados na região da bacia, colhidos nos postos de Pombal, São Gonçalo e Nazarezinho, indicam uma precipitação média anual em torno de 800 mm. Os meses de fevereiro, março e abril concentram aproximadamente 65% do total anual precipitado na bacia.

4.1.4 Hidrografia e reservatórios estratégicos do alto piranhas

O Alto curso do Rio Piranhas é significativamente declivoso, com um comprimento de aproximadamente 33 Km e declividade média de 9,1 m/Km. O médio curso tem declividade média de 1,66 m/Km e comprimento correspondente a 87 Km. Por fim, o baixo curso, com elevada planicidade, tem declividade média de 0,1 m/Km e 58 Km de comprimento.

O coeficiente de confluência (R_c) para a bacia do Alto Piranhas corresponde a 4,51, indicando uma forma regular da rede de drenagem. A relação entre o comprimento médio dos cursos de água de ordem x e $x-1$ define o coeficiente de comprimento (R_{ix}). O coeficiente de comprimento médio de toda a bacia, R_i , é teoricamente igual à média geométrica dos valores de R_{ix} para cada ordem. Para a bacia do Alto Piranhas, o valor de R_i é de 0,56.

Em termos de eficiência de drenagem, a bacia do Alto Piranhas pode ser classificada de razoável a média, com densidade de drenagem (D_d) na faixa de 1,4 Km/Km² (O coeficiente de drenagem é expresso pela relação entre o comprimento total dos cursos d'água, perenes ou não, de uma bacia e a sua área total).

Os rios Piancó e o Piranhas nascem e se juntam ainda no estado da Paraíba e, após sua confluência, o rio formado, que passa a ser chamado de Piranhas, segue em direção ao estado do Rio Grande do Norte. No Rio Grande do Norte, o rio Piranhas adentra pelo município de Jardins de Piranhas, recebe as águas dos rios Espinharas e Seridó e cruza a região central do Estado. Passando pela barragem Armando Ribeiro Gonçalves, o rio Piranhas passa a se chamar Açú e recebe dois afluentes principais, o rio Paraú e o rio Pataxó, antes de desaguar no oceano Atlântico.

Os reservatórios da bacia têm um significativo efeito de regularização das vazões naturais, acumulando água nos períodos chuvosos, para que o déficit entre oferta e demanda nos períodos de estiagem possam ser reduzidos. Na região do alto Piranhas, existem um total de 72 reservatórios superficiais (ANA, 2016), quantificados de acordo com a área de espelho d'água, esta por sua vez, variando de 5 hectares até valores superiores a 50 hectares. Seis açudes localizados na UPH do alto Piranhas tem área de espelho d'água superior a 50 ha.

Devido a importância dos reservatórios superficiais para o atendimento de demandas, principalmente em regiões que são martirizadas por longos períodos de seca, 51 reservatórios da bacia do rio Piancó-Piranhas-Açu foram fixados como estratégicos, no âmbito do PRH Piancó-Piranhas-Açu, todos com capacidade superior a 10 hm^3 . Dos reservatórios estratégicos destacados na assertiva anterior, na bacia do Alto Piranhas são encontrados três desses açudes, são eles: Bartolomeu I, localizado no município Bonito de Santa Fé, com capacidade máxima de $17,6 \text{ hm}^3$, e os reservatórios Engenheiro Ávidos e São Gonçalo, o primeiro localizado no município de Cajazeiras e com capacidade máxima de 255 hm^3 e o segundo no município de Souza, comportando uma capacidade máxima de $44,6 \text{ hm}^3$.

O Reservatório Engenheiro Ávidos, juntamente com Curema/Mãe d'Água e Engenheiro Armando Ribeiro Gonçalves, este último localizado no estado do Rio Grande do Norte, possuem cerca de 70% de toda a capacidade de armazenamento da bacia do rio Piancó-Piranhas-Açu. Nos trechos de rios a jusante desses reservatórios, usos múltiplos das águas são identificados, com destaque para a prática agrícola e abastecimento humano.

Quanto a gestão, tanto o reservatório Engenheiro Ávido como São Gonçalo são de responsabilidade Federal (ambos construídos pelo Departamento Nacional de Obras Contra a Seca – DNOCS). Em relação a dominialidade dos trechos dos rios, definida de acordo com a Resolução ANA nº 399/2004, o trecho superior do rio Piranhas-Açu, a montante da confluência com o rio Piancó, compreende uma bacia totalmente inserida nos limites do estado da Paraíba, o que faz com que todos os rios nesta sub-bacia, incluindo o próprio curso superior, sejam de dominialidade estadual paraibana.

Mesmo que o atendimento dos diversos usos em períodos de estiagem seja assegurado, de fato, pelos reservatórios de maior porte, cabe reconhecer que os reservatórios de pequeno porte cumprem o importante papel de fontes hídricas para diversas comunidades e propriedades rurais ao longo da bacia (reservação superficial difusa), nos períodos de estiagem ou nos primeiros meses de secas mais severas.

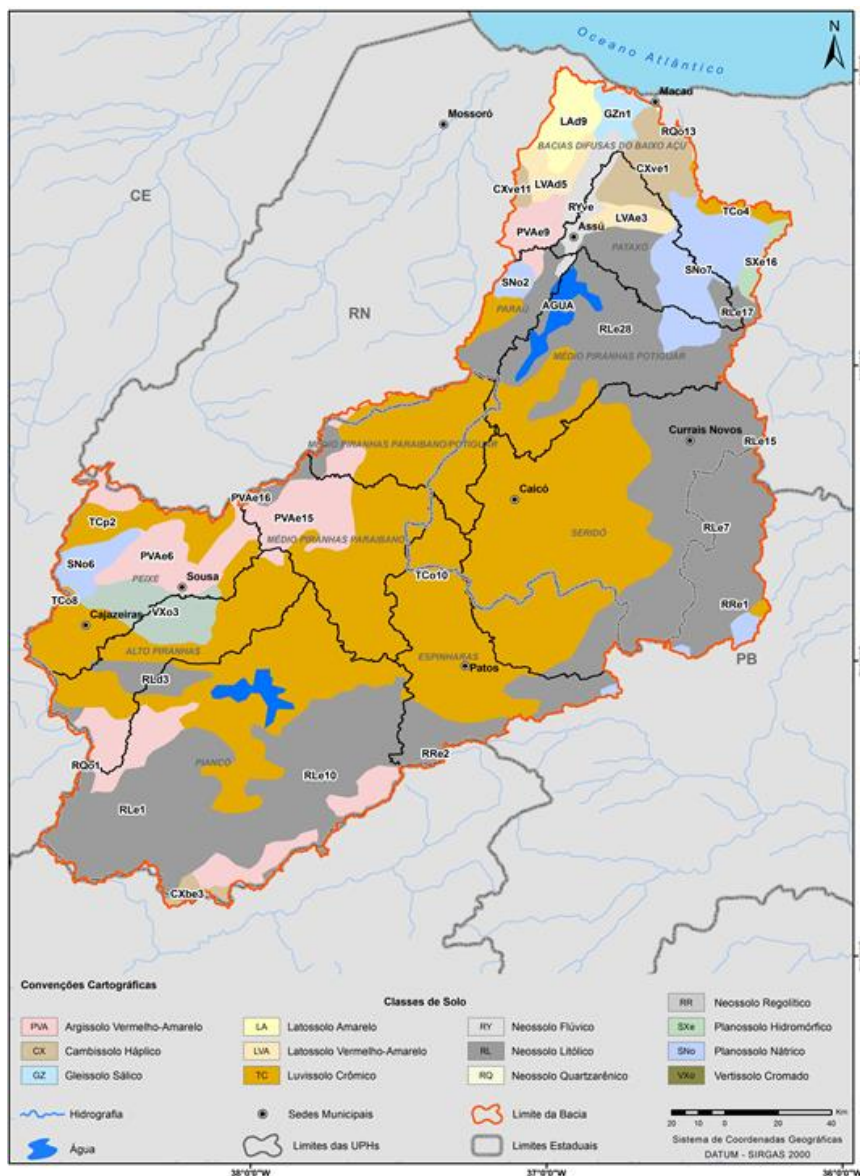
Os açudes de menor capacidade geralmente não possuem dispositivos de controle de vazão e, além disso, permanecem vazios durante todo o período de estiagem. A existência de um número significativo de açudes localizados a montante dos reservatórios de maior porte pode impactar a operação desses últimos, já que armazenam água que deveria ser acumulada nos considerados estratégicos.

4.1.5 Solos

O Sistema Brasileiro de Classificação de Solos (SIBCS) é dividido em seis níveis categóricos, são eles: 1º nível (ordens), 2º nível (subordens), 3º nível (grandes grupos), 4º nível (subgrupos), 5º nível (famílias) e 6º nível (séries). Atualmente, um solo pode ser corretamente classificado utilizando-se a chave de classificação até o 4º nível categórico do sistema, uma vez que os níveis 5 e 6 ainda são motivos de discursão.

Por meio da Figura 7 é possível visualizar a divisão das classes dos solos presentes na bacia do rio Piancó-Piranhas-Açu de acordo com o segundo nível categórico, com presença das seguintes classes de solos (subordens): Argissolo Vermelho-Amarelado, Cambissolo Háplico, Gleissolo Sáfico, Latossolo Amarelo, Latossolo Vermelho-Amarelado, Luvisolo – Crômico, Neossolo Flúvico, Neossolo Litólico, Neossolo Quartzarênico, Neossolo Regolítico, Planossolo Hidromórfico, Planossolo Nátrico e Vertissolo Cromático.

Figura 7 – Solos da bacia hidrográfica do rio Piancó-Piranhas-Açu



Fonte: ANA (2016).

Ainda em relação a Figura 7, verifica-se que na Bacia do Alto Piranhas estão presentes as seguintes subordens de solos: Argiloso Vermelho-Amarelos, Neossolo Litólico, Luvissolo Crômico e Planossolo Hidromórfico.

A Agência Embrapa de Informação Tecnológica (AGEITEC), evidencia as principais características dos solos predominantes na bacia do Alto Piranhas, destacando também o potencial de utilização dos mesmos para fins agrícolas.

4.1.6 Demandas

Em relação as demandas hídricas da Bacia do Alto Piranhas – PB, foi dado destaque apenas aos usos das águas dos reservatórios estratégicos Engenheiro Ávidos e São Gonçalo, que formaram o sistema de estudo da presente pesquisa. Foram enfatizadas as duas principais demandas atendidas pelas águas dos dois reservatórios, a agricultura irrigada e o abastecimento humano, que são responsáveis pelos maiores percentuais de consumo de água dos reservatórios.

4.1.6.1 Agricultura – irrigação concentrada e difusa

A perenização do rio piranhas, com a construção dos açudes Engenheiro Ávidos e São Gonçalo, foi responsável pela criação de um centro de irrigação nas cidades de Sousa e Marizópolis, bem como o primeiro polo de fruticultura do Nordeste.

A agricultura irrigada é uma das principais atividades econômicas da UPH do Alto Piranhas, respondendo pela maior parte da demanda hídrica total. Essa atividade foi incentivada como uma estratégia de desenvolvimento regional adotada inicialmente pelo governo federal, sendo também estabelecida pelos governos estaduais, que passaram a implantar perímetros irrigados ao longo da bacia do rio Piancó-Piranhas-Açu. A UPH do alto piranhas destaca-se, a nível estadual, com 4.014 ha de área irrigada, sendo boa parcela desses hectares correspondentes aos perímetros irrigados das várzeas de Sousa e de São Gonçalo.

O perímetro irrigado de São Gonçalo (PISG) é um dos três principais perímetros irrigados públicos concentrados da bacia do rio Piancó_Piranhas –Açu, estando localizado no distrito de mesmo nome, próximo a cidade de Sousa. O PISG possui 3046 ha de área irrigável, sendo 2404 ha de área implantada divididos entre pequenos produtores, com um total de 452 lotes e uma média de 4,28 ha; 19 lotes e uma média de 10,58 ha destinados a técnicos agrícolas; e 8 lotes, com média de 16,03 ha, para engenheiros agrônomos. O DNOCS é responsável pela administração do PISG.

O suplemento hídrico do PISG é realizado por meio dos reservatórios Engenheiro Ávidos e São Gonçalo, com sistema de irrigação de superfície (83,88%) e microaspersão (16,12%). Canais principais e secundários são formam a rede de irrigação responsável pela

condução da água até o limite dos lotes agrícolas, sendo a captação feita diretamente na tomada d'água do açude São Gonçalo por meio dos canais principais Norte e Sul.

O perímetro irrigado produz principalmente, banana, coco, goiaba, maracujá, arroz, feijão, milho, tomate de mesa, algodão herbáceo e capim de corte. Como culturas temporárias de maior produção, destacam-se o milho e o feijão e para as perenes, banana e um intenso cultivo de coco. Outras atividades desenvolvidas no perímetro incluem: pecuária leiteira (bovinos) e produção de carne (bovinos) e de animais para reprodução (bovinos e ovinos).

Em relação a irrigação com as águas do reservatório Engenheiro Ávidos, existe um perímetro irrigado público com área irrigada de 500 ha, sendo 100 ha já implantados.

Além desses perímetros irrigados destacados, as águas dos dois reservatórios e os trechos do alto piranhas abastecem uma demanda que atende uma irrigação difusa que é praticada às margens dos açudes e vales perenizados, onde são cultivados gêneros alimentícios e pastagens.

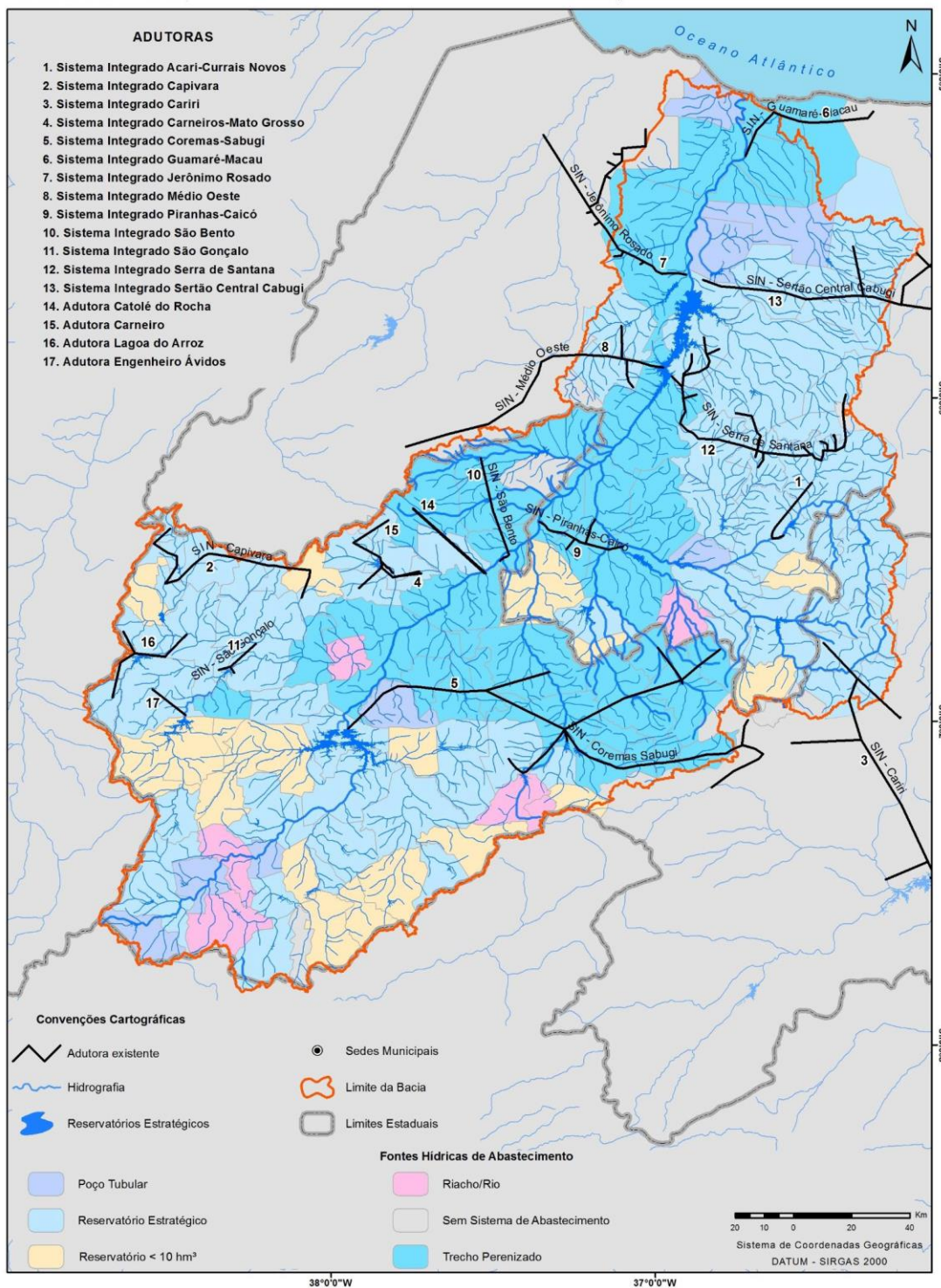
Devido à crise hídrica que assola o semiárido brasileiro nos últimos anos (estabelecida a partir de 2012) e os baixos níveis dos reservatórios Engenheiro Ávidos e São Gonçalo, a ANA suspendeu a prática de irrigação concentrada e difusa com as águas dos respectivos reservatórios e dos trechos a jusante desde agosto de 2015. A irrigação continua suspensa até a data desse documento, com vista ao cumprimento do art. 1º da Lei 9433/1997, que estabelece a priorização do abastecimento humano e dessedentação de animais em situações de escassez.

4.1.6.2 Abastecimento humano

O reservatório Engenheiro Ávidos é destinado ao abastecimento do município de Cajazeiras e do distrito de Engenheiro Ávidos. Para o abastecimento humano, a vazão demandada para o reservatório Engenheiro Ávidos é de 0,18 m³/s. Já o reservatório de São Gonçalo tem a finalidade de abastecer os municípios de Marizópolis, Nazarezinho, Sousa e o distrito de São Gonçalo, que demandam, atualmente 0,17 m³/s.

Por meio da Figura 8 são identificadas as principais fontes de abastecimento e os sistemas adutores da bacia do rio Piancó-Piranhas-Açu. Para os reservatórios Engenheiro Ávidos e São Gonçalo, os sistemas adutores são os de número 17 e 11. O sistema adutor de São Gonçalo destaca-se por ser integrado, ou seja, atende a mais de uma sede municipal.

Figura 8 - Fontes hídricas dos municípios e localização dos sistemas adutores

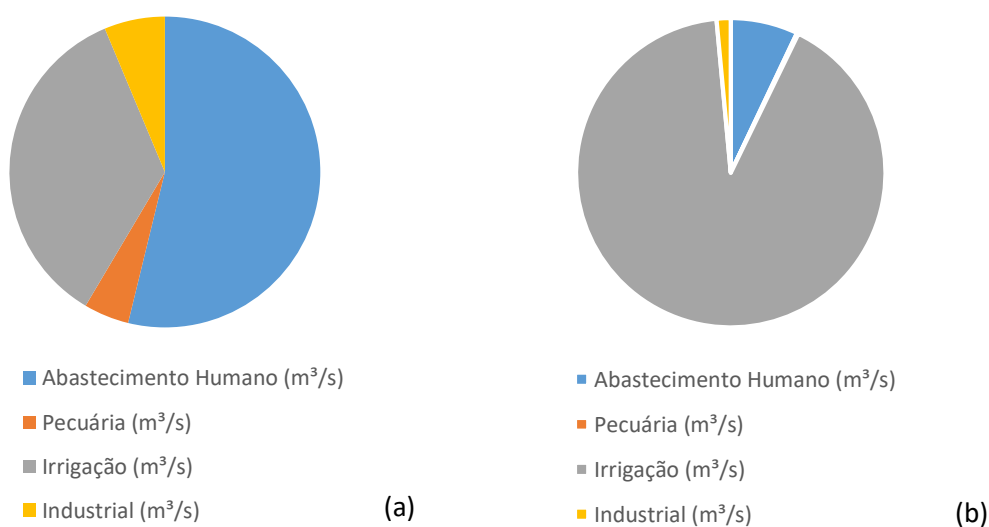


Fonte: ANA (2016).

4.1.6.3 Percentual das demandas dos setores abastecidos pelos reservatórios Engenheiro Ávidos e São Gonçalo

Por meio da Figura 9 (A e B) é possível verificar o percentual de cada demanda de água correspondente aos reservatórios Engenheiro Ávidos e São Gonçalo. Na Figura 9 (A e B) também estão representadas as demandas atuais das atividades industriais e da Pecuária, que apresentam uma pequena parcela das demandas totais e, como mencionado anteriormente, não são alvo da pesquisa. A produção agrícola na região do reservatório Engenheiro Ávidos demanda uma vazão inferior ao setor de abastecimento público, sendo observado o contrário da região abastecida pelo reservatório São Gonçalo, com grande demanda para o setor agrícola, principalmente devido a presença do Perímetro Irrigado de São Gonçalo.

Figura 9 – Composição das demandas setoriais relacionadas ao uso das águas dos reservatórios Engenheiro Ávidos (a) e São Gonçalo (b).



Fonte: ANA (2016).

4.1.7 Qualidade das águas dos reservatórios estratégicos

O monitoramento de qualidade das águas dos reservatórios é feito pelo estado da Paraíba, e a rede de monitoramento é operada pela Superintendência de Desenvolvimento do Meio Ambiental (SUDEMA), que classificou como sendo de Classe 2, CONAMA 357/05, os açudes da sub-bacia do Alto Piranhas, em função dos usos aos quais os mesmos se destinam.

A ANA formalizou em 2013 (Resolução ANA nº 903/2013) a criação da Rede Nacional de Monitoramento de Qualidade das Águas (RNQA). A RNQA foi concebida em parceria com as instituições estaduais que realizam monitoramento de qualidade de água. Coincide em grande parte com as redes estaduais já existentes e atende aos critérios mínimos de padronização definidos no Programa Nacional de Avaliação de Qualidade das Águas (PNQA). A RNQA é operada de forma descentralizada em parceria com os órgãos gestores estaduais e a ANA tem fornecido diversos equipamentos para auxiliar os estados nessa operação.

A ausência de esgotamento sanitário na bacia do Alto Piranhas implica no lançamento de efluentes nos sistemas hídricos da bacia. Dos sete municípios inseridos na bacia do Alto Piranhas, 64,6% da população tem acesso a rede coletora de esgoto, porém, 0,0 % da população é atendida com rede coletora associada a um sistema de tratamento dos efluentes. Os reservatórios de Engenheiro Ávidos e São Gonçalo são destinos finais de efluentes não tratados provenientes tanto da irrigação como de municípios próximos. Como justificativa do que foi exposto anteriormente, os esgotos do município de São José de Piranhas são encaminhados para o reservatório Engenheiro Ávidos, já os efluentes gerados em Marizópolis e Nazarezinho são encaminhados sem tratamento para o açude São Gonçalo.

O lançamento desses efluente é fonte de questionamentos por parte do comitê da Bacia do Rio São Francisco, uma vez que as águas do Projeto de Integração das Águas do São Francisco (PISF) irão ser encaminhadas para o açude Engenheiro Ávidos por meio do Eixo Norte. Dessa forma, a falta de saneamento nos municípios pode dificultar a chegada das águas do rio São Francisco.

A falta de representatividade da série de dados e a ausência de alguns parâmetros limitam a possibilidade de identificação das fontes poluidoras, a caracterização mais detalhada dos problemas de qualidade de água na bacia e, conseqüentemente, a definição de ações de gestão a serem tomadas.

De acordo com os levantamentos realizados entre os períodos de 2007 e 2011, a maior preocupação com a qualidade das águas superficiais da bacia do Alto Piranhas está associada a eutrofização dos açudes, que representa uma das maiores ameaças à qualidade de água na bacia. Praticamente todos os açudes apresentam altas concentrações de fósforo, o que implica grande potencial de eutrofização. O reservatório de Engenheiro Ávidos, por exemplo, a partir dos dados da estação de monitoramento EA01, apresentou concentração média de fósforo de

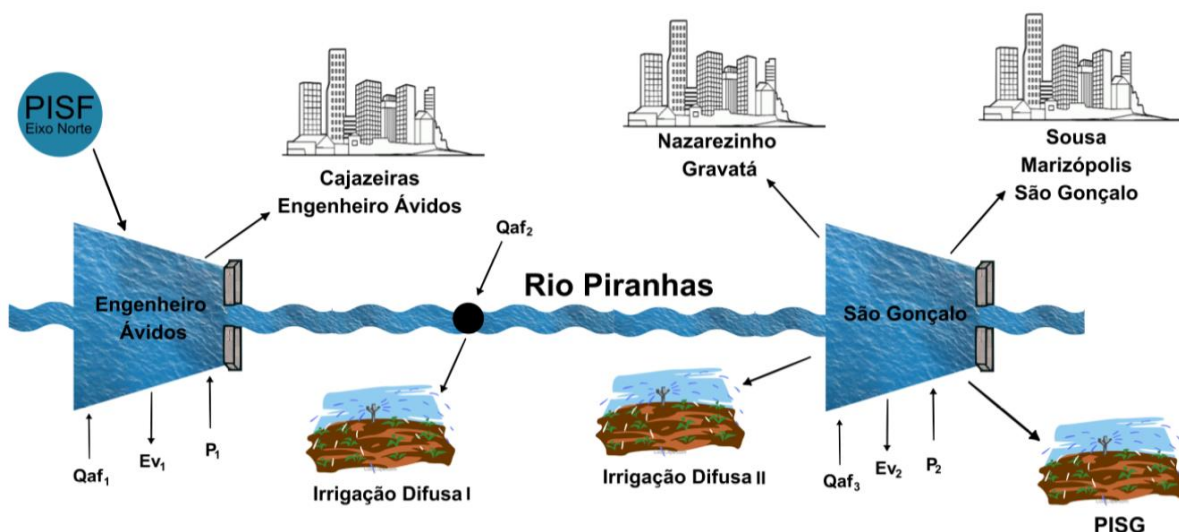
0,39 mg/L, valor superior ao máximo permitido pela resolução do CONAMA 357/05 para corpos d'água enquadrados na classe 2, que é de 0,03 mg/L.

4.1.8 Sistema de recursos hídricos estudado

O sistema a ser estudado nesta pesquisa compreende os reservatórios ligados em série Engenheiro Ávidos, localizado no município paraibano de Cajazeiras, e São Gonçalo, localizado no município de Sousa, também inserido no estado da Paraíba. Já será considerado a vazão proveniente do PISF, que fornecerá, pelo eixo Norte, uma vazão firme de $1,7 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ a montante do reservatório Engenheiro Ávidos. Em relação a agricultura irrigada, será considerado o Perímetro Irrigado de São Gonçalo (PISG), a irrigação difusa entre os dois reservatórios e no entorno do açude São Gonçalo.

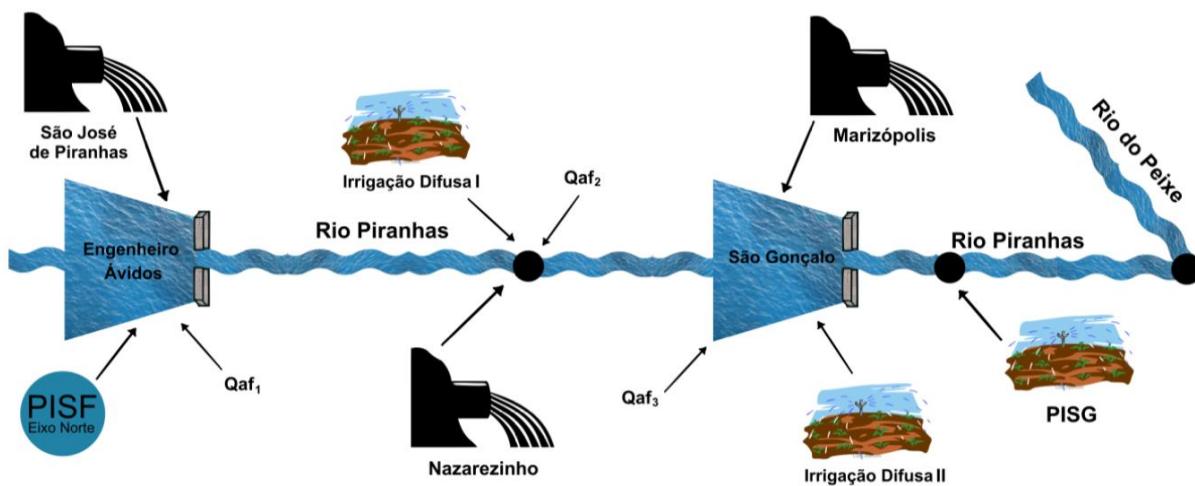
A Figura 10 apresenta o layout quantitativo do sistema que será estudado, com as respectivas demandas hídricas, que compreendem o abastecimento humano e agrícola. O modelo de simulação desenvolvido demanda que sejam fornecidos dados dos volumes e vazões para os trechos dos rios, dessa forma, foi utilizado o modelo desenvolvido por Santos *et al.* (2011) para a obtenção desses dados, como será descrito no item 4.2.6.1. Já a Figura 11 corresponde ao layout qualitativo do sistema de recursos hídricos, com todos os lançamentos considerados. Em relação aos efluentes agrícolas, serão considerados os provenientes da irrigação difusa entre os dois reservatórios (Irrigação Difusa I), no entorno do Reservatório São Gonçalo (Irrigação Difusa II) e das cargas do PISG.

Figura 10 – Layout quantitativo do sistema.



Fonte: Própria (2018).

Figura 11 – Layout qualitativo do sistema.



Fonte: Própria (2018).

4.2 Dados de entrada e considerações matemáticas do sistema

4.2.1 Precipitação

4.2.1.1 Precipitação nas áreas agrícolas

Em relação aos dados de precipitação média mensal, para todas as manchas de terra com prática da agricultura irrigada, foi selecionado o posto pluviométrico de São Gonçalo uma vez que o mesmo é o mais próximo das áreas supridas pelo rio Piranhas e no entorno do reservatório de São Gonçalo, além do PISG. Os mencionados dados foram utilizados tanto no cálculo das demandas das áreas agrícolas, por meio do balanço hídrico no solo, como para a geração dos escoamentos superficiais nas áreas agrícolas.

As médias mensais dos valores da precipitação no posto pluviométrico de São Gonçalo podem ser observadas por meio da Tabela 1.

Tabela 1 - Precipitação média mensal para o posto São Gonçalo.

Precipitação Mensal (mm.mês ⁻¹)												
Posto	Jan	Fev	Mar	Abr	Mai	Jun	Jul	Ago	Set	Out	Nov	Dez
São Gonçalo	140,9	168,2	224,0	167,9	106,4	41,1	20,3	5,3	0,5	38,7	3,3	40,4

4.2.1.2 Precipitação nos reservatórios

A precipitação direta sobre os reservatórios, parte integrante do balanço hídrico na otimização quantitativa, foi estabelecida a partir de dados dos postos presentes no Quadro 8.

Quadro 8 – Postos pluviométricos em que foram coletados os dados de precipitação direta incidente nos reservatórios do sistema.

Reservatório	Período	Posto pluviométrico
Reservatório São Gonçalo	2007 a 2016	São Gonçalo
Engenheiro Ávidos	2007 a 2009	Engenheiro Ávidos
	2010 a 2016	São José de Piranhas

A mudança a partir do ano de 2010, sendo incluído o posto de São José de Piranhas, ocorreu pelo fato do elevado número de falhas nos dados do posto de Engenheiro Ávidos entre os anos de 2010 e 2016 (Quadro 8).

Para os postos considerados, na Tabela 2 podem ser observadas o volume mensal de água proveniente da precipitação.

Tabela 2 – Volume mensal de água nos reservatórios provenientes da precipitação.

Posto	Volume Mensal (hm ³ .mês ⁻¹)											
	Jan	Fev	Mar	Abr	Mai	Jun	Jul	Ago	Set	Out	Nov	Dez
São Gonçalo	0,5	0,7	1,0	0,9	0,6	0,2	0,1	0,0	0,0	0,1	0,0	0,1
Engenheiro Ávidos	2,3	2,6	3,9	2,9	1,8	0,6	0,4	0,1	0,0	0,5	0,6	0,9

4.2.2 Vazão afluente aos reservatórios e escoamento nas áreas agrícolas

No plano de recursos hídricos na bacia hidrográfica do rio Pirancó-Piranhas-Açu (ANA, 2016), em sua etapa de modelagem da disponibilidade hídrica superficial, o SMAP-M foi ajustado a postos fluviométricos de interesse, como a calibração e validação dos parâmetros necessários. Desta forma, os parâmetros do modelo hidrológico foram obtidos já calibrados.

Com base no modelo SMAP-M, calibrado e validado junto a estação fluviométrica de Piancó (37340000), foram gerados os dados referentes as vazões afluentes aos reservatórios do sistema em estudo. Desta forma, por meio do Quadro 9 é possível visualizar os postos a quais foram utilizadas as séries históricas de precipitação para o cálculo do volume mensal afluentes aos reservatórios.

Quadro 9 – Postos selecionados para o cálculo do volume mensal afluyente aos reservatórios.

Reservatório	Período	Posto pluviométrico
Reservatório São Gonçalo	2007 a 2009	Fazenda Timbaúba, Engenheiro Ávidos e São Gonçalo
	2010 a 2016	Aguiar, Cajazeiras e São Gonçalo
Engenheiro Ávidos	2007 a 2009	Bonito de Santa Fé, Serra Grande, Fazenda Timbaúba, Arapuã, Engenheiro Ávidos
	2010 a 2016	Bonito de Santa Fé, Serra Grande, São José de Piranhas e Aguiar

A mudança em postos selecionados foi devido à ausência de dados de precipitação para todo o período estudado, juntamente com a inativação de determinados postos.

As médias mensais das vazões afluentes aos reservatórios e nós do sistema são encontradas na Tabela 3.

Tabela 3 – Vazões afluentes aos reservatórios.

Vazão Mensal (hm³.mês⁻¹)												
Reservatórios e Nós	Jan	Fev	Mar	Abr	Mai	Jun	Jul	Ago	Set	Out	Nov	Dez
São Gonçalo	0,21	1,84	2,87	1,82	1,13	0,15	0,05	0,00	0,00	0,01	0,00	0,00
Engenheiro Ávidos	3,70	9,90	33,93	18,47	11,62	1,58	0,88	0,10	0,00	0,10	0,16	0,31
Nó 2 – Rio Piranhas*	0,84	6,23	18,91	7,53	8,45	1,30	0,28	0,04	0,00	0,05	0,01	0,01

* Vazão referente a sub-bacia de contribuição do nó 2.

Para o cálculo da parcela da precipitação que possa resultar em escoamento superficial (precipitação efetiva), incorporando o nitrogênio e o fósforo disponíveis no solo, nas áreas fertilizadas, também foi utilizado o SMAP-M. Na Tabela 4 encontram-se os parâmetros de calibração do SMAP-M para a estação fluviométrica selecionada. Os dados de precipitação foram retirados a partir da série histórica do posto pluviométrico de São Gonçalo.

Tabela 4 – Resumo dos parâmetros de calibração do modelo SMAP mensal.

Estação Fluviométrica	Período de Calibração	Parâmetros do Modelo SMAP - Mensal						
		Sat	Pes	Crec	K	Tuin	Ebin	R ²
Piencó	Jan/99 a dez/2004	539	3,9	0,0	3	19	0,0	0,81

Fonte: ANA (2016).

4.2.3 Evaporação nos reservatórios

O volume de água mensal evaporado nos reservatórios foi obtido a partir da multiplicação da área do espelho d'água pela lâmina evaporada em tanques evaporimétricos Classe A. Para os dois reservatórios foram utilizadas medições de evaporação obtidas junto a estação climatológica de São Gonçalo, sendo adotados os valores mensais do coeficiente do tanque Kt estimados por Oliveira *et al.* (2005) para a região do cariri paraibano.

Os dados de evaporação média mensal nos reservatórios e os respectivos coeficientes do tanque Kt podem ser observados por meio da Tabela 5.

Tabela 5 – Evaporação média mensal do tanque Classe A e valores de Kt.

Estação Climatológica	Evaporação média mensal (mm.mês ⁻¹)											
	Jan	Fev	Mar	Abr	Mai	Jun	Jul	Ago	Set	Out	Nov	Dez
São Gonçalo	300,7	213,9	195,5	170,0	183,1	176,0	214,4	247,8	315,1	344,7	333,9	332,5
Kt	0,77	0,79	0,78	0,92	0,93	0,91	0,80	0,81	0,77	0,78	0,76	0,76

4.2.4 Evapotranspiração nas áreas agrícolas

Para as áreas agrícolas, as informações de evapotranspiração utilizadas foram provenientes do banco de dados da Organização das Nações Unidas para a Alimentação e Agricultura – FAOCLIM, que apresenta o cálculo da evapotranspiração pelo método de Penman-Monteith. Por possuir um banco de dados mais representativo para as áreas de estudo, foi selecionada a estação climatológica de São Gonçalo. Os dados de evapotranspiração de referência e da respectiva estação estão mostrados na Tabela 6.

Tabela 6 – Evapotranspiração de referência.

Estação Climatológica	Evaporação média mensal (mm.mês ⁻¹)											
	Jan	Fev	Mar	Abr	Mai	Jun	Jul	Ago	Set	Out	Nov	Dez
São Gonçalo	210	183	189	173	164	148	162	189	202	222	217	220

Assim, para uma cultura i , na área agrícola j durante o mês t , a multiplicação do valor da evapotranspiração de referência pelo coeficiente de cultivo K_p , resulta em sua evapotranspiração potencial.

4.2.5 Agricultura

4.2.5.1 Culturas selecionadas e plano de cultivo

As principais culturas produzidas no sistema estudado, para irrigação difusa e concentrada, são banana, coco, milho e feijão, sendo as duas primeiras perenes e as duas últimas sazonais. Levando em consideração a tradição agrícola da região, adaptabilidade das culturas nas manchas de solo da região, dados de outorga obtidos para as áreas agrícolas estudados, antes da irrigação ser suspensa, além dos estudos desenvolvidos por Farias (2004) e Vieira (2011), foram selecionadas 5 (cinco) culturas para o plantio durante o período analisado.

Por meio do Quadro 10 e da Tabela 7 é possível verificar as culturas selecionadas para cada área fertilizada, o plano de cultivo para as mesmas e os respectivos coeficientes de cultivos.

Quadro 10 – Culturas selecionadas para o estudo.

Culturas permanentes e temporárias			
Culturas permanentes	Coco	Banana	Goiaba
Culturas temporárias	Milho	Mandioca	-

Tabela 7 – Plano de cultivo e coeficientes de cultivo (Kc).

Culturas	Jan	Fev	Mar	Abr	Mai	Jun	Jul	Ago	Set	Out	Nov	Dez
Banana	0,40	0,45	0,50	0,60	0,70	0,85	1,00	1,10	1,10	0,90	0,80	0,80
Coco	0,75	0,75	0,75	0,75	0,75	0,75	0,75	0,75	0,75	0,75	0,75	0,75
Goiaba	0,70	0,70	0,70	0,70	0,70	0,70	0,70	0,70	0,70	0,70	0,70	0,70
Mandioca*	0,30	0,30	0,30	0,30	0,60	1,07	1,10	1,10	1,10	1,10	0,65	1,07
Milho	-	0,75	1,00	1,00	0,70	-	-	-	-	-	-	-

* O ciclo vegetativo adotado para a mandioca foi de 12 meses.

Fonte: Gomes (1999).

4.2.5.2 Método de irrigação e produtividade

Os dados de produtividade para cada cultura estudada, sistema de irrigação selecionado, eficiência de distribuição e aplicação podem ser visualizados por meio da Tabela 8. Em relação a produtividade, foram obtidos dados da Produção Agrícola Municipal: Culturas Temporárias e Permanentes, publicados pelo IBGE. Os citados dados correspondem a produção média para o estado da Paraíba durante o período de simulação selecionado.

Tabela 8 – Dados o sistema de irrigação a produtividade das culturas.

Culturas	Método de irrigação	Esis (%)	Edis (%)	Produtividade (Kg/ha/ano)/*(frutos/planta/ano)
Banana	Gotejamento	90	92	14200
Coco	Gotejamento	90	92	80*
Goiaba	Gotejamento	90	92	7300
Mandioca	Gotejamento	90	92	9000
Milho	Gotejamento	90	92	500

4.2.5.3 Fertilizantes nitrogenados e fosfatados

A quantidade de fertilizantes nitrogenados e fosfatados fornecidos a cada cultura foi estabelecida em função dos valores de produtividade, ocorrendo de maneira análoga para a fração desses nutrientes removida pelas culturas. Os fertilizantes selecionados foram a uréia (nitrogenado) e o superfosfato simples (fosfatado), devido a maior utilização dos mesmos na região de estudo e seu significativo emprego para as culturas em questão. Nas Tabelas 9 e 10

encontram-se os respectivos dados, juntamente com as fontes literárias que foram basilares para o estabelecimento dos mesmos.

Tabela 9 – Quantidade de fertilizantes nitrogenados e fosfatados aplicados as culturas.

Culturas	Anos de formação (kg.ha ⁻¹)		Anos de produção (kg.ha ⁻¹)	
	Ureia	Superfosfato simples	Ureia	Superfosfato simples
Culturas perenes	Ano1	Ano1		
	Banana	156 ¹	444 ¹	253 ¹ 333 ¹
Coco	Ano1/Ano2/Ano3	Ano1/Ano2/Ano3	Ano4/Ano5/Ano6/Ano7	Ano4/Ano5/Ano6/Ano7
	40/81/122 ²	114/60/91 ²	162/203/243/284 ²	121/151/182/213 ²
Goiaba	Ano1/Ano2/Ano3	Ano1/Ano2/Ano3		
	80,7/160/323 ³	0/120/239 ³	489 ³	210 ³
Culturas temporárias				
Mandioca	Ureia	Superfosfato simples	-	-
	150 ⁴	114 ⁴	-	-
Milho	42 ⁵	83,33 ⁵	-	-

Fonte: 1-Embrapa (2009); 2 – Embrapa (2002) ;3- Natale *et al.* (1996); 4 – Souza *et al.* (2006);5 – Coelho (2006).

Tabela 10 – Quantidade média de fertilizantes nitrogenados e fosfatados removidos pelas culturas.

Culturas	Quantidade de N e P removida pelas culturas (kg.ha ⁻¹ .ano ⁻¹) e *(kg.ha ⁻¹ .meses de cultivo ⁻¹)				
	Banana	Coco	Goiaba	Mandioca*	Milho*
Nitrogênio	27,5 ¹	38 ²	10 ³	19 ⁴	11,3 ⁵
Fósforo	9 ¹	5,45 ²	1,8 ³	4,6 ⁴	4,5 ⁵

Fonte: 1 – Embrapa (2009);2-Embrapa (2002); 3-Natale *et al.* (2002);4-Sousa *et al.* (2006); 5 - Coelho e França (1995).

Como os fertilizantes não são totalmente constituídos por nitrogênio ou fósforo, para o balanço de massa nas áreas fertilizadas foram ajustados os valores a partir da porcentagem de nutrientes presentes em cada fertilizante. A ureia possui 45% de nitrogênio em sua composição, já o superfosfato simples apresenta 18% de pentóxido de difósforo (P₂O₅).

Como descrito nas Tabelas 9 e 10, os dados relacionados a fertilização e absorção de nitrogênio e fósforo correspondem a períodos anuais ou meses de cultivo. Para o presente estudo, foi considerado aplicação e consumo mensal, ou seja, foi realizado o fracionamento da adubação mineral.

Dependendo das condições das áreas fertilizadas, as perdas de nitrogênio pelo escoamento superficial ocorrem, principalmente, na forma amoniacal (BOEIRA, 2004). Já para o fósforo, nessa remoção predominam as formas particuladas. Porém, como a escala temporal do modelo desenvolvido corresponde a períodos mensais, é tempo suficiente para a ocorrência das reações e, conseqüentemente, predomínio das últimas formas dos elementos. Desta forma, para o nitrogênio e fósforo, basicamente foram considerados nos efluentes agrícolas concentrações de nitrato e fósforo inorgânico.

4.2.5.4 Áreas fertilizadas consideradas na geração do escoamento superficial

No presente estudo, o escoamento superficial foi calculado para as áreas agrícolas localizadas entre os dois reservatórios e no entorno de São Gonçalo. Além disso, também foi calculada a vazão gerada no PISG, que contribui para o aporte de nutrientes no rio Piranhas, a jusante do reservatório São Gonçalo. Com base em informações obtidas a partir dos irrigantes, dos dados de outorga emitidas para as áreas de estudo e do plano de recursos hídricos concernente a bacia (ANA, 2016), foram definidas as áreas de irrigação difusa e do PISG, conforme observado na Tabela 11.

Tabela 11 – Áreas fertilizadas consideradas na determinação do escoamento superficial.

Local da irrigação	Área da irrigação (ha)
Entorno de São Gonçalo	39,5
Leito do rio Piranhas (entre os reservatórios)	213,5
PISG	2514,86

Quanto a fertilidade das áreas agrícolas, para definição do índice de fertilidade F, foi definido que os solos apresentam níveis médios de nutrição (LEITE *et al.*, 2012; EMBRAPA, 2006), ou seja, fertilidade moderada.

4.2.6 Condições para a otimização quantitativa

A otimização quantitativa foi realizada com base em dois cenários principais, são eles: sem considerar a vazão do PISF – Eixo Norte e avaliando a influência dessa contribuição ao sistema estudado. A vazão firme do PISF foi de $1,7 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$, conforme estabelecido no Plano de Recursos Hídricos da bacia do rio Piancó-Piranhas-Açú (ANA, 2016).

4.2.6.1 Demandas hídricas

Para a etapa de otimização quantitativa, o modelo de otimização utilizado (Santos, 2010) demanda que sejam fornecidos dados de entrada relacionados ao sistema de recursos hídricos estudado. Para o presente estudo de caso, as demandas relacionadas ao abastecimento humano e a irrigação difusa (1 e 2), correspondem a valores outorgados pela Agência Nacional de Águas (ANA). Para abastecimento humano, tem-se:

- Cajazeiras e Engenheiro ávidos: $0,4775 \text{ hm}^3 \cdot \text{mês}^{-1}$;
- Sousa, Marizópolis e São Gonçalo: $0,4132 \text{ hm}^3 \cdot \text{mês}^{-1}$;
- Nazarezinho: $0,0186 \text{ hm}^3 \cdot \text{mês}^{-1}$.

Para o PISG, foi calculada a necessidade suplementar líquida das culturas por meio do balanço hídrico no solo. A partir da Tabela 12 é possível observar as vazões médias para o abastecimento das áreas agrícolas.

Tabela 12 – Demandas relacionadas ao agrícola.

Demanda	Demandas Mensais (hm ³ .mês ⁻¹)											
	Jan	Fev	Mar	Abr	Mai	Jun	Jul	Ago	Set	Out	Nov	Dez
Irrigação Difusa 1	0,07	0,06	0,06	0,06	0,07	0,08	0,09	0,10	0,10	0,10	0,10	0,10
Irrigação Difusa 2	0,23	0,15	0,15	0,15	0,24	0,29	0,37	0,47	0,53	0,48	0,57	0,49
PISG	1,81	1,22	1,33	1,31	1,75	2,34	3,05	2,97	3,17	3,06	3,06	2,79

4.2.6.2 Áreas para o cultivo das culturas

As áreas estabelecidas para o cultivo de cada cultura, nas localidades onde é praticada a agricultura irrigada, pode ser observada por meio da Tabela 13.

Tabela 13 – Área para as culturas nas localidades agrícolas.

Cultura	Áreas estabelecidas para as culturas (ha)*		
	Irrigação Difusa 1	Irrigação Difusa 2	PISG
Coco	12,4	208,83	2013,4
Banana	17,4	2	501,46
Goiaba	0,7	2	-
Milho	-	1	-
Mandioca	9	-	-

*Os valores são baseados nas outorgas emitidas.

4.2.6.3 Volumes iniciais dos reservatórios

Como condições iniciais para o volume dos reservatórios, foram considerados os volumes apresentados pelos mesmos no mês de janeiro do ano de 2007, uma vez que o período de simulação corresponde a dez anos. Assim, para Engenheiro Ávidos, o volume inicial foi de 158,075 hm³. Já para o reservatório de São Gonçalo, o volume inicial foi de 22,52 hm³. Em relação as prioridades de atendimento, foi dada primazia ao abastecimento humano.

4.2.7 Dados para a modelagem da qualidade da água

4.2.7.1 Cargas poluidoras

A vazão de esgotos da cidade i , durante o mês t , foi quantificada por meio da Equação 52.

$$Q_{\text{esg}_{i,t}} = Q_{\text{abs}_{i,t}} * CR \quad (52)$$

Em que:

$Q_{\text{esg}_{i,t}}$: vazão de esgotos da cidade i durante o mês t ($\text{m}^3 \cdot \text{mês}^{-1}$);

$Q_{\text{abs}_{i,t}}$: vazão de abastecimento da cidade i durante o mês t ($\text{m}^3 \cdot \text{mês}^{-1}$);

CR: coeficiente de retorno.

O valor adotado para o coeficiente de retorno foi de 0,80 Von Sperling (1996).

A concentração da forma c de nitrogênio ou fósforo presente nos esgotos domésticos foi determinada pela Equação 53.

$$C_{c,q,t} = \frac{\text{Pop}_{i,n} * \text{CPC}_c * \text{Nsm}_t}{Q_{\text{esg}_{i,t}}} \quad (53)$$

Em que:

$C_{c,q,t}$: concentração do constituinte c na vazão de esgotos q durante o mês t ($\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$ ou $\text{g} \cdot \text{m}^{-3}$);

$\text{Pop}_{i,n}$: população do município i durante o ano n ;

CPC_c : contribuição per capita do constituinte c ($\text{mg} \cdot \text{hab}^{-1} \cdot \text{dia}^{-1}$);

Nsm_t : número de segundos no mês t ;

A contribuição per capita de cada forma de nitrogênio e fósforo presentes nos esgotos domésticos foi estabelecida de acordo com Von Sperling (2007), conforme mostrado na Tabela 14.

Tabela 14 – Contribuições per capita de nitrogênio e fósforo no esgoto doméstico bruto.

Parâmetro	Contribuições per capita para as formas de nitrogênio e fósforo (g.hab⁻¹.dia⁻¹)				
Nitrogênio	Nitrogênio total	Nitrogênio orgânico	Amônia	Nitrito	Nitrato
	8	3,5	4,5	0	0
Fósforo	Fósforo total	Fósforo orgânico	Fósforo inorgânico	-	-
	1	0,3	0,7	-	-

Fonte: Von Sperling (2007).

Para a contribuição das vazões afluentes aos reservatórios, devido à ausência de dados dos rios em questão, foram fixados os limites estabelecidos pela resolução do Conselho Nacional de Meio Ambiental – CONAMA N° 357/2005 para a classe em que os rios são enquadrados. Os trechos de rios contribuintes são enquadrados na classe 2. Já para a vazão do PISF, que será incrementada ao reservatório Engenheiro Ávidos, também foram consideradas as concentrações de acordo com a classe 2.

Como condição inicial para a concentração das formas de nitrogênio e fósforo nos reservatórios, foram definidos valores médios fornecidos pela AESA (2017). Na Tabela 15 encontram-se os valores das concentrações iniciais de nitrogênio e fósforo.

Tabela 15 – Condição inicial para as concentrações de nitrogênio e fósforo nos reservatórios.

Reservatório	Concentrações iniciais de nitrogênio e fósforo para os reservatórios (mg.L⁻¹)				
Engenheiro Ávidos	Nitrogênio total	Nitrogênio orgânico	Amônia	Nitrito	Nitrato
	4.9899	0.0867	0,9000	0,0032	4,0000
	Fósforo total	Fósforo orgânico	Fósforo inorgânico	-	-
	0,0288	0,0090	0,0198	-	-
São Gonçalo	Nitrogênio total	Nitrogênio orgânico	Amônia	Nitrito	Nitrato
	5.7005	0.0912	0,3863	0,1230	5,1000
	Fósforo total	Fósforo orgânico	Fósforo inorgânico	-	-
	0,00994	0,0082	0,00174	-	-

4.2.7.2 Coeficientes de reação para os rios e reservatórios

Os coeficientes cinéticos de reação, para os dois nutrientes estudados, foram definidos a partir dos valores propostos por Von Sperling (2007) e CHAPRA (1997), para uma temperatura de 20°C. Vale ser destacado que tais coeficientes de reação variam, entre outros aspectos, de acordo com as condições reinantes nos ambientes, como, por exemplo, regimes lóticos ou lênticos. Os valores médios dos coeficientes de reação, para os rios e reservatórios, na temperatura de 20°C, podem ser visualizados por meio da Tabela 16.

Tabela 16 – Coeficientes cinéticos de reação para os rios e reservatórios.

Coeficientes cinéticos para rios e reservatórios a 20°C			
Reservatórios		Rios	
S_{amon} (g.m².mês⁻¹)	2,0245	S_{amon} (g.m².mês⁻¹)	2,4223
K_{oa} (mês⁻¹)	8,5500	K_{oa} (mês⁻¹)	7,7283
K_{an} (mês⁻¹)	8,2896	K_{an} (mês⁻¹)	6,9984
K_{so} (mês⁻¹)	1,6571	K_{so} (mês⁻¹)	1,5729
K_{nn} (mês⁻¹)	10,9149	K_{nn} (mês⁻¹)	19,7318
S_{Pinorg} (g.m².mês⁻¹)	3,2391	S_{Pinorg} (g.m².mês⁻¹)	0,009
K_{oi} (mês⁻¹)	9,0957	K_{oi} (mês⁻¹)	8,2216
K_{spo} (mês⁻¹)	1,3257	K_{spo} (mês⁻¹)	0,9437

4.2.7.3 Temperatura dos rios e reservatórios

Para a correção dos coeficientes de reação em função da temperatura da água, foram utilizadas medições desse parâmetro físico obtidos junto a Agência Executiva de Gestão das Águas do Estado da Paraíba (AESAs), por meio de seu sistema de monitoramento da qualidade da água de rios e reservatórios. Devido ausência de dados para os quatro trechos do rio Piranhas analisados, para a temperatura, foram estabelecidos dois segmentos, são eles: o primeiro entre os dois reservatórios e o segundo a jusante do reservatório São Gonçalo. A Tabela 17 permite visualizar os valores da temperatura para os reservatórios e o rio Piranhas.

Tabela 17 – Temperatura dos reservatórios e trechos dos rios estudados.

Temperatura média mensal em °C												
Reservatórios/Rios	Jan	Fev	Mar	Abr	Mai	Jun	Jul	Ago	Set	Out	Nov	Dez
Engenheiro Ávidos	24,3	21,6	21,6	23	26	23	25	25	22	23	21,5	25,5
São Gonçalo	23	19	32	24,3	26	25,4	25	22	23	22,2	21	26,4
Trecho 1 – Rio Piranhas ¹	22	26	21	21,4	23,5	23,6	22,4	28,6	24,2	25,8	26,1	26
Trecho 2 – Rio Piranhas ²	24,9	26	25,7	25	25,2	27,7	23,1	23,6	23,5	27,4	24,7	27,9

1 – Trecho compreendido entre os dois reservatórios.

2 – Trecho a jusante do reservatório São Gonçalo.

Fonte: AESA (2017).

Os coeficientes cinéticos de reação foram corrigidos a partir da seguinte expressão:

$$K_{T2} = K_{T1} * \varnothing^{T_2 - T_1} \quad (54)$$

Em que:

K_{T1} : constante de reação para a temperatura 1;

K_{T2} : constante de reação para a temperatura 2, ou 20°C;

\varnothing : coeficiente de temperatura (adimensional).

4.2.7.4 Velocidade e profundidade dos trechos do rio

A estimativa da velocidade e da profundidade dos trechos do rio foi realizada com base em ajustes, por análise de regressão, das curvas resultantes da fórmula de Manning. Foram especificados vários valores para a profundidade (h), sendo calculada a área molhada (A_m) e o raio hidráulico (Rh) para cada h. A vazão (Q) foi calculada a partir da fórmula de Manning. Em seguida, com a vazão e a área molhada, foi calculada a velocidade. Nas Tabelas 18 e 19 encontram-se os parâmetros e as equações adotados para esta etapa. Os modelos de regressão, com os coeficientes de determinação, para os trechos podem ser visualizados por meio da Tabela 20.

Tabela 18 – Parâmetros e critérios adotados para os trechos de rios.

Trecho	Seção adotada	Largura (m)	Declividade média (m.m ⁻¹)	Coefficiente de Rugosidade
Entre os reservatórios	Retangular	14,53 ¹	0,0091 ²	0,035 ³
A jusante de São Gonçalo	Retangular	16,61 ¹	0,0091 ²	0,035 ³

Fonte: 1- Earth Explorer (2017); 2 - (SCIENTEC, 1997); 3 - Porto (2004).

Tabela 19 – Equações utilizadas para a determinação da profundidade e velocidade dos trechos dos rios.

Área molhada (m ²)	Perímetro molhado (m)	Raio hidráulico (m)	Vazão (m ³ .s ⁻¹)	Velocidade (m.s ⁻¹)
$L_{i,r} \times H_{i,r,t}$	$L_{i,r} + 2 \times H_{i,r,t}$	$\frac{L_{i,r} \times Pm_{i,r,t}}{L_{i,r} + 2 \times H_{i,r,t}}$	$\frac{1}{n_{i,r}} \times A_{i,r,t} \times Rh_{i,r,t}^{\frac{2}{3}} \times i_{i,r}^{\frac{1}{2}}$	$V_{i,r,t} = \frac{Q_{i,r,t}}{A_{i,r,t}}$

Tabela 20 – Ajuste de profundidade e velocidade em função da vazão.

Trecho	Análise de regressão	R ²	
Entre os reservatórios	Profundidade x Vazão	$H_{i,r,t} = 0,1112 \times Q_{r,t}^{0,6419}$	0,9929
	Velocidade x Vazão	$V_{i,r,t} = 0,6148 \times Q_{r,t}^{0,3581}$	0,9978
A jusante de São Gonçalo	Profundidade x Vazão	$H_{i,r,t} = 0,1024 \times Q_{r,t}^{0,6383}$	0,9981
	Velocidade x Vazão	$V_{i,r,t} = 0,5879 \times Q_{r,t}^{0,3617}$	0,9941

Onde:

$L_{i,r}$: largura do trecho i do rio r (m);

$H_{i,r,t}$: profundidade do trecho i do rio r no mês t (m);

$Pm_{i,r,t}$: perímetro molhado em uma seção do trecho i no rio r e no mês t (m);

n_r : coeficiente de rugosidade para o trecho i do rio r;

$A_{i,r,t}$: área molhada para uma seção do trecho i do rio r, no mês t (m²);

$Rh_{i,r,t}$: raio hidráulico para uma seção do trecho i, no rio r e no mês t (m²);

$I_{i,r}$: declividade para o trecho i do rio r ($m.m^{-1}$);

$Q_{i,r,t}$: vazão do trecho i , do rio r no mês t ($m^3.s^{-1}$);

$V_{i,r,t}$: velocidade no trecho i do rio r , no mês t ($m.s^{-1}$).

Como pode ser observado na Tabela 19, para as análises de regressão, o rio Piranhas foi subdividido em dois trechos. Similaridades envolvendo a morfologia fluvial permitiram tal consideração. Desta forma, a cada incremento de lançamento de efluentes (agrícolas ou domésticos) e alteração da vazão efluente dos reservatórios, foi possível calcular os valores da velocidade e profundidade para cada segmento do rio.

4.3 Cenários estudados

Para uma melhor avaliação de possíveis alterações no sistema, foram estudados cenários com distintas possibilidades, conforme mostrado abaixo:

- CENÁRIO 1: Sem levar em consideração a vazão firme do PISF e também as contribuições das cargas agrícolas;
- CENÁRIO 2: Sem levar em consideração a vazão firme do PISF, porém sendo imputadas das cargas agrícolas;
- CENÁRIO 3: Considerando a vazão firme do PISF, mas sem cargas agrícolas;
- CENÁRIO 4: Considerando a vazão firme do PISF e também as contribuições agrícolas.

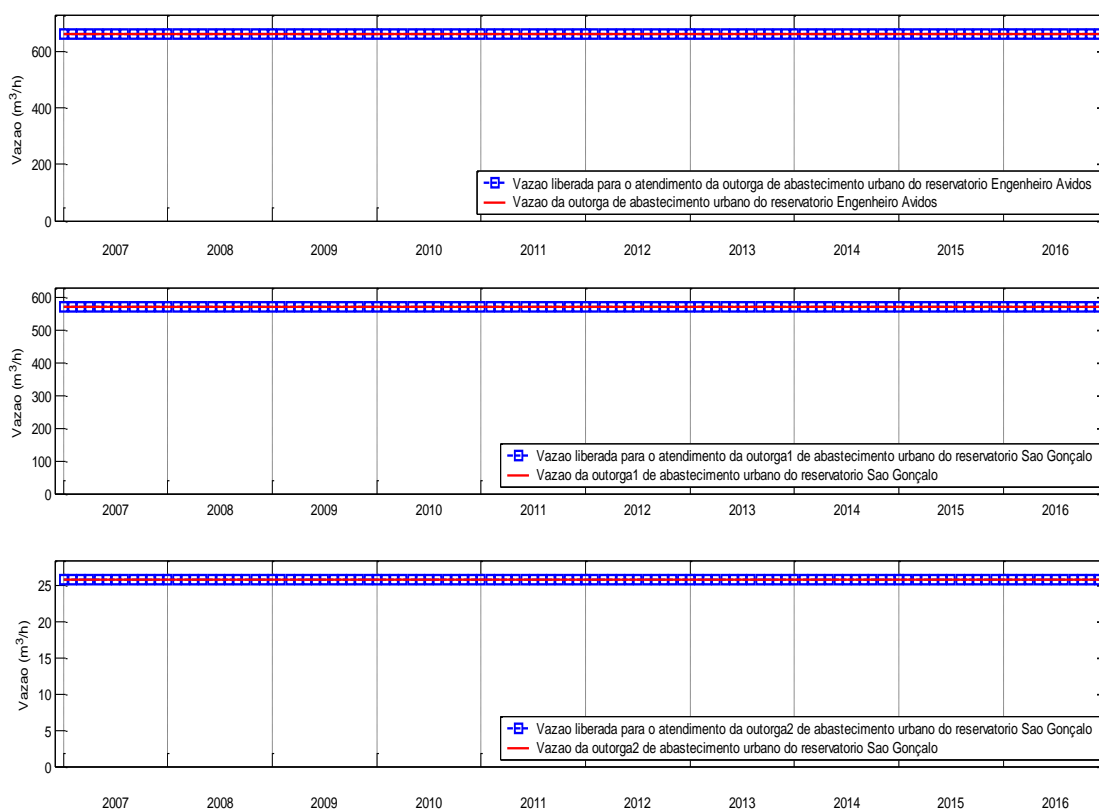
O período selecionado para os cenários foi de dez anos, ou seja, cento e vinte meses, sendo possível avaliar as variações das concentrações dos elementos durante meses de seca e de maiores índices pluviométricos. Dessa forma, de acordo com o tempo de simulação descrito, dados como precipitação, evaporação, evapotranspiração e vazões afluentes aos reservatórios foram selecionados para o período entre 2007 e 2016.

5. RESULTADOS E DISCUSSÃO

5.1 Otimização quantitativa – cenário sem transposição

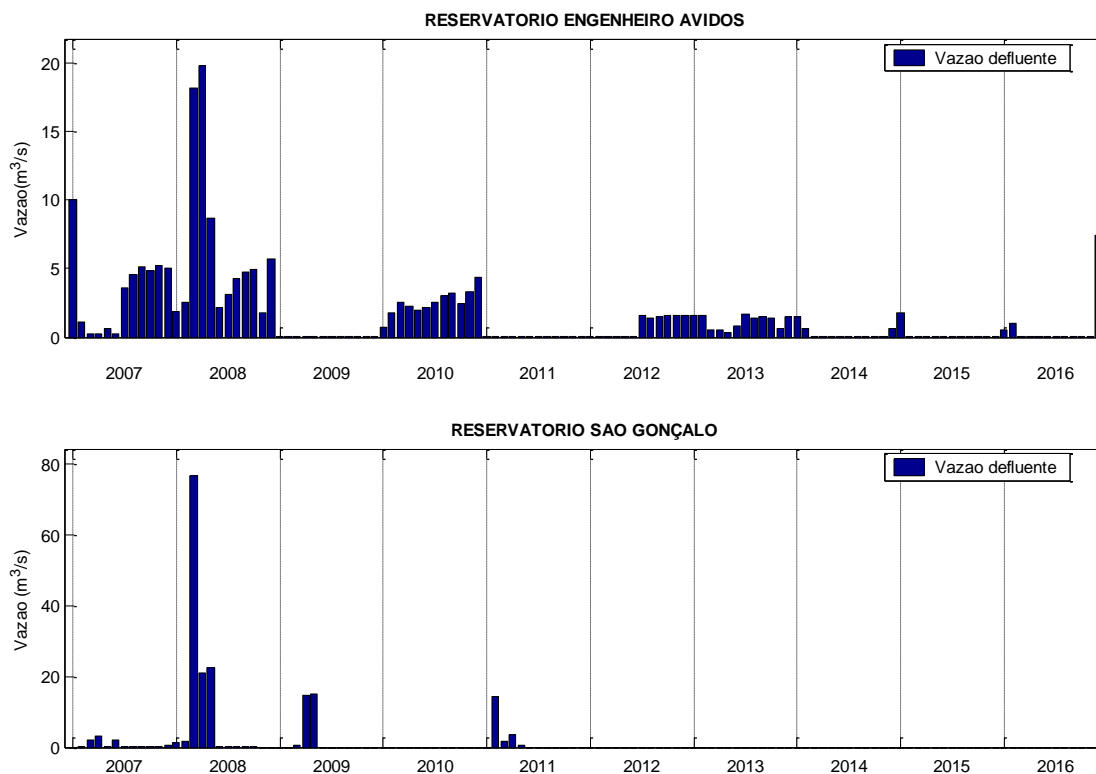
Na Figura 12 é possível verificar o atendimento das demandas relacionadas ao abastecimento urbano, para os dois reservatórios. É observado que o abastecimento humano foi atendido sem a ocorrência de falhas durante os 10 anos de operação.

Figura 12 – Atendimento as demandas de abastecimento urbano (sem transposição).



A vazão defluente dos reservatórios é mostrada na Figura 13. O reservatório Engenheiro Ávidos apresentou vazão defluente em todos os meses, uma vez que é necessário atender as demandas no leito do rio Piranhas, entre os dois reservatórios, e auxiliar o suprimento hídrico das demandas do Reservatório São Gonçalo. É relevante destacar que não existe uma demanda a ser atendida a jusante de São Gonçalo, fato que pode justificar o número menor de meses em que a vazão defluente foi observada, esta última ocorrendo, principalmente, por vertimento, nos meses com elevada afluência. Os próprios volumes defluentes dos reservatórios, por vertimento e/ou pelo descarregador de fundo, compreendem as vazões dos trechos do rio Piranhas.

Figura 13 – Vazão defluente nos reservatórios – sem transposição.



A variação mensal do volume dos reservatórios encontra-se na Figura 14. Para o reservatório Engenheiro Ávidos, a maior afluência durante os períodos chuvosos (Figura 15), principalmente entre fevereiro e julho, proporcionou um incremento em seu volume. Nos demais meses, é observado redução do volume do reservatório, algo que caracteriza o clima da região, com grande variabilidade interanual de chuvas. Quanto a São Gonçalo, o mesmo possui uma grande dependência da contribuição de Engenheiro Ávidos, apresentando decréscimos importantes em seu volume em curtos intervalos de tempo (inferiores a um ano), principalmente quando a vazão defluente de Engenheiro Ávidos é menor. Também deve ser enfatizado a grande demanda que São Gonçalo deve suprir, com destaque para o PISG.

Algo que pode justificar a dependência de São Gonçalo da vazão a montante do rio Piranhas é que cerca de 72,90% de toda a afluência do reservatório é proveniente dessa entrada. A precipitação direta contribui, em média, com 19,93% de toda a efluência e, consequentemente, a bacia de contribuição com 7,70%.

Figura 14 – Volume dos reservatórios – sem transposição.

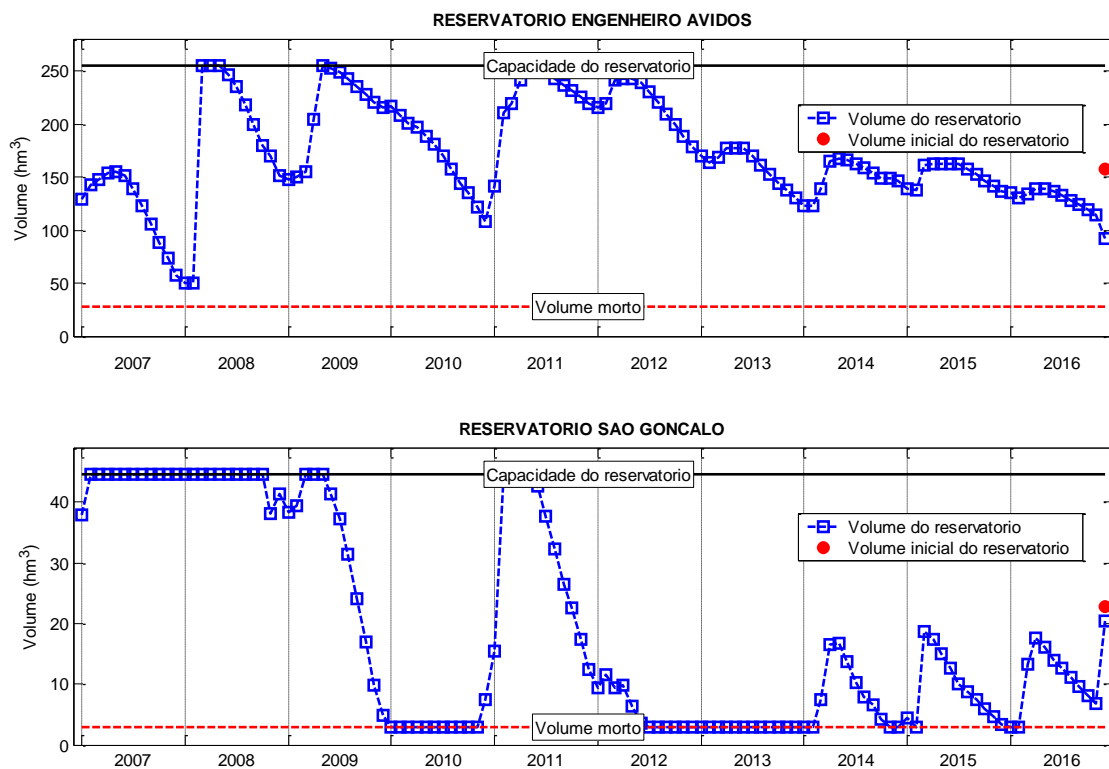
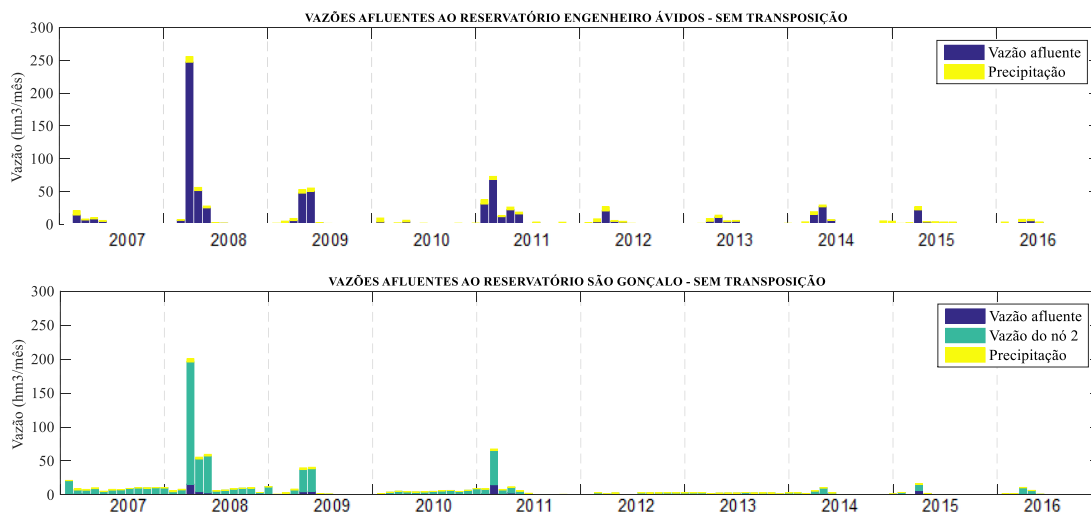


Figura 15 – Vazões afluentes aos reservatórios – sem transposição.



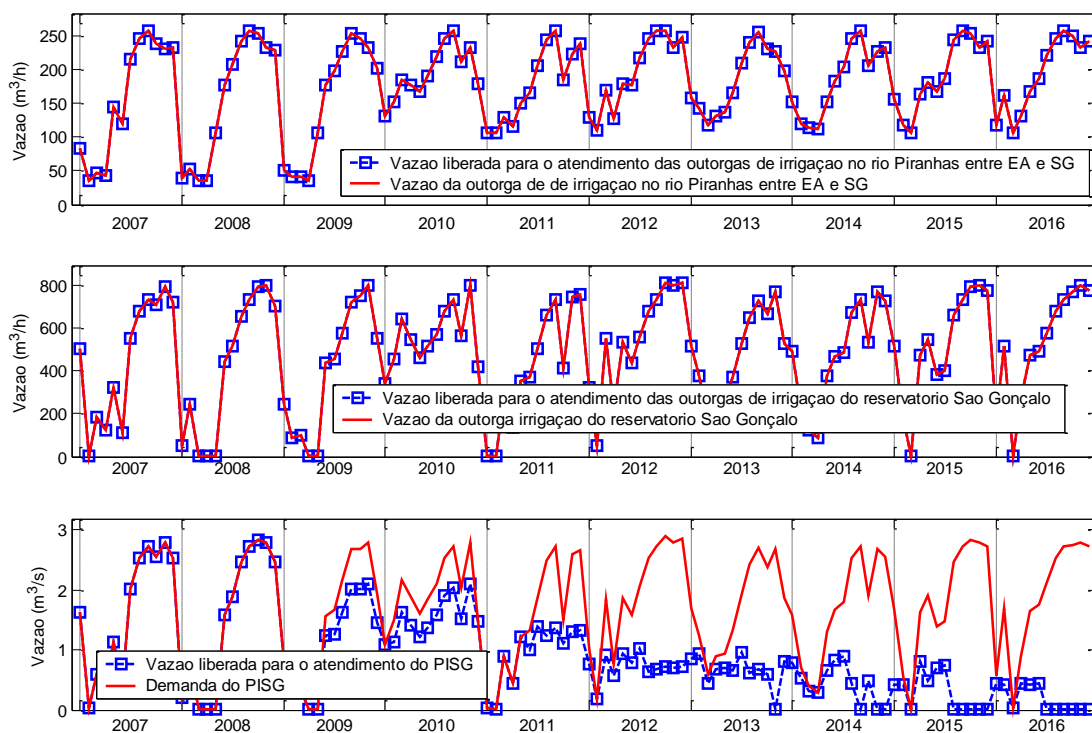
Na Tabela 21 estão presentes os volumes médios mensais evaporados nos dois reservatórios. Por apresentar uma maior área de espelho d'água, Engenheiro Ávidos foi responsável por maiores volumes evaporados.

Tabela 21 – Volume médio mensal evaporado nos reservatórios – sem transposição.

Reservatório	Evaporação média mensal ($\text{hm}^3.\text{mês}^{-1}$)											
	Jan	Feb	Mar	Abr	Mai	Jun	Jul	Ago	Set	Out	Nov	Dez
Eng. Ávidos	4,16	3,06	3,04	3,43	3,88	3,67	3,88	4,83	5,03	5,32	4,81	4,55
São Gonçalo	0,65	0,54	0,57	0,64	0,70	0,63	0,64	0,77	0,78	0,80	0,68	0,66

Quanto as demandas agrícolas, a vazão destinada ao atendimento das mesmas é destacada na Figura 16. A irrigação difusa no leito do rio Piranhas e no entorno do reservatório São Gonçalo foi atendida em sua totalidade, porém, para o PISG, a partir do ano 2009, falhas no atendimento de sua demanda foram recorrentes. A elevada necessidade hídrica do PISG, juntamente com a seca que assola a região, iniciada em 2009, podem justificar o baixo atendimento a essa demanda.

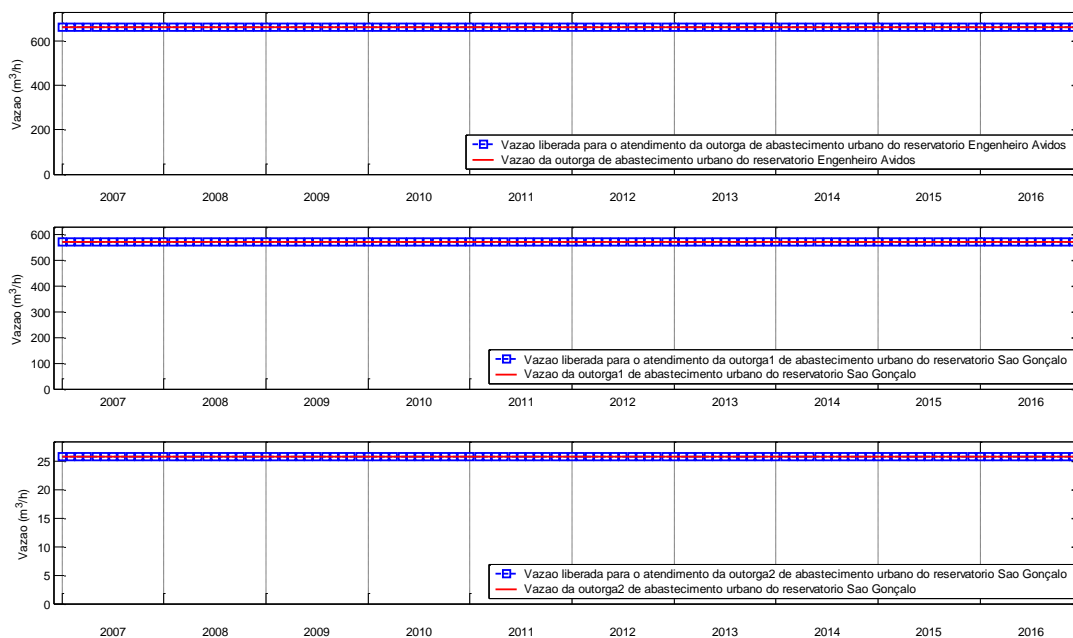
Figura 16 – Abastecimento das demandas agrícolas – sem transposição.



5.2 Otimização quantitativa – cenário com transposição

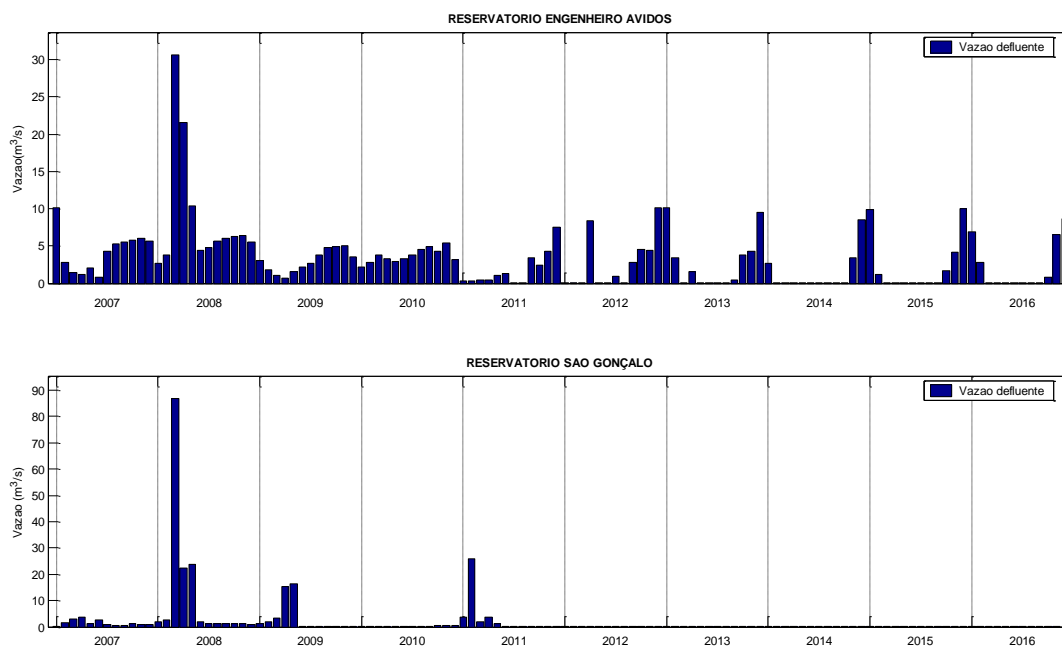
Levando em consideração o incremento mensal da vazão firme do PISF, na Figura 17 é destacado o atendimento as demandas associadas ao abastecimento urbano. A respectiva demanda foi atendida em sua totalidade, algo já observado mesmo sem a contribuição do PISF.

Figura 17 – Atendimento as demandas de abastecimento urbano (com transposição).



Com o fornecimento da vazão do PISF, $1,7 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$, nos dois reservatórios foram verificadas vazões defluentes durante todos os meses de operação. Para Engenheiro Ávidos, mesmos nos anos com menores médias pluviométricas (a partir de 2009), maior defluência foi observada, em comparação com o cenário sem transposição. Em relação a São Gonçalo, a inexistência de necessidade de perenização do rio Piranhas foi responsável pelas menores vazões liberadas a jusante. Os resultados destacados na assertiva anterior podem ser contemplados na Figura 18.

Figura 18 – Vazão defluente nos reservatórios – com transposição.



A variação mensal do volume dos reservatórios sofreu positivo impacto após o acréscimo das águas do PISF, conforme mostrado da Figura 19. Durante os quatro anos iniciais de estudo, São Gonçalo permaneceu com sua capacidade máxima de armazenamento ($44,6 \text{ hm}^3$), algo observado apenas no primeiro ano de operação do cenário anterior. A partir de 2011, com intensificação da seca, o volume armazenado mensalmente passou a sofrer maior variabilidade, atingindo o volume morto durante novembro de 2014, outubro e novembro de 2015 e outubro de 2016. Os picos positivos no volume do reservatório São Gonçalo, observados nos anos de 2014, 2015 e 2016, podem ser justificados pela maior afluência ao reservatório durante esses períodos.

Na Figura 20 estão presentes as vazões afluentes aos reservatórios, com valores superiores aos observados sem a contribuição da vazão do PISF, algo que corrobora com o maior volume armazenado pelos reservatórios para esse cenário.

Figura 19 – Volume dos reservatórios – com transposição.

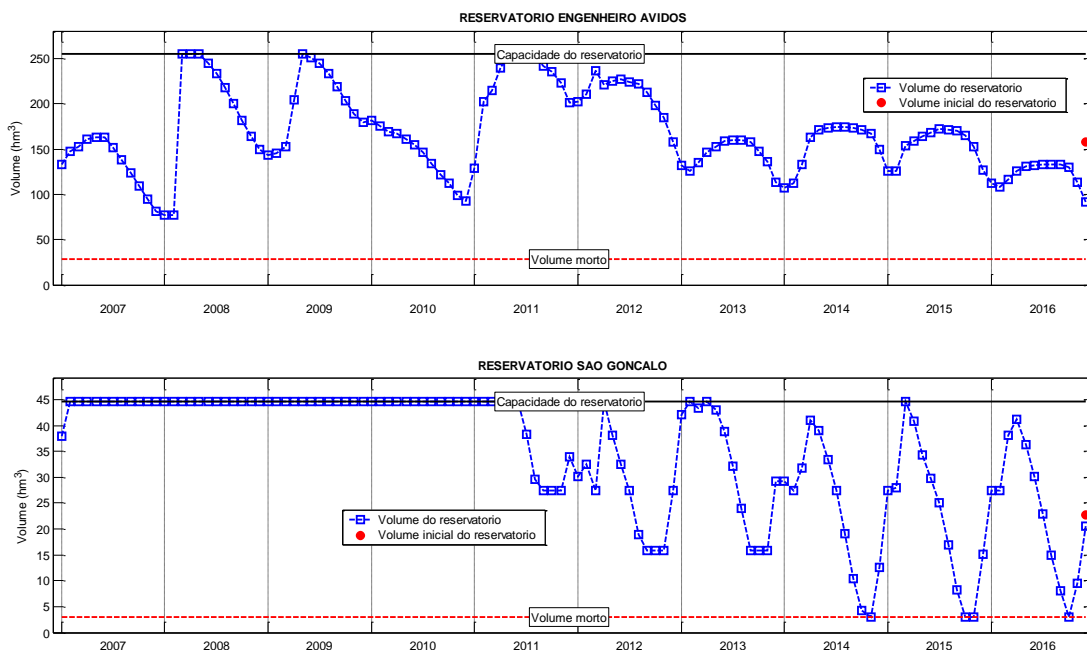
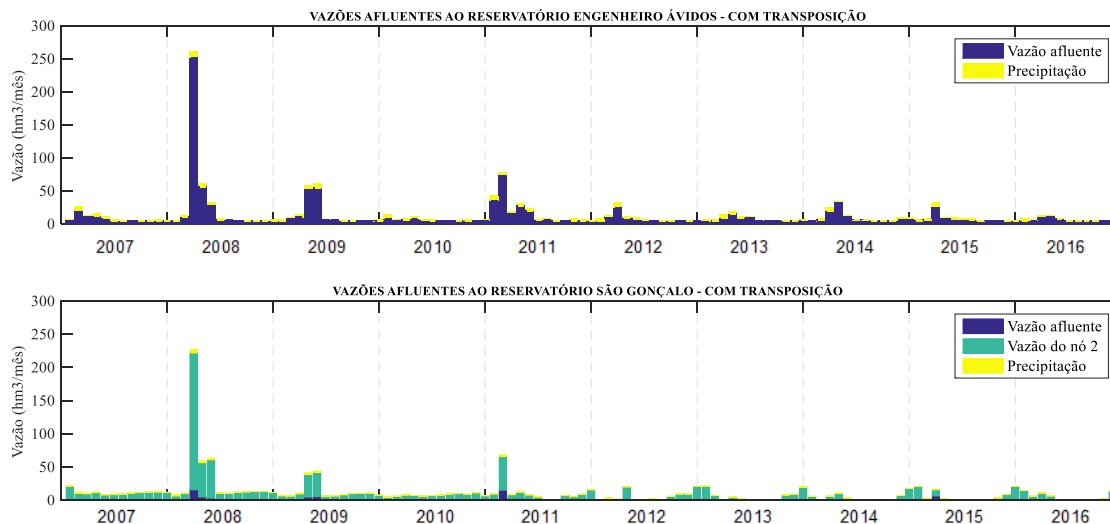


Figura 20 – Vazões afluentes aos reservatórios – com transposição.



Na Tabela 22 encontram-se os volumes médios mensais evaporados nos dois reservatórios, levando em consideração a vazão firme do PISF. O comportamento foi similar ao encontrado quando não foi considerada a contribuição do PISF, com maiores volumes evaporados para o reservatório Engenheiro Ávidos, devido a maior área de espelho d'água. Deve ser destacado que as parcelas evaporadas, para os dois reservatórios, foram superiores

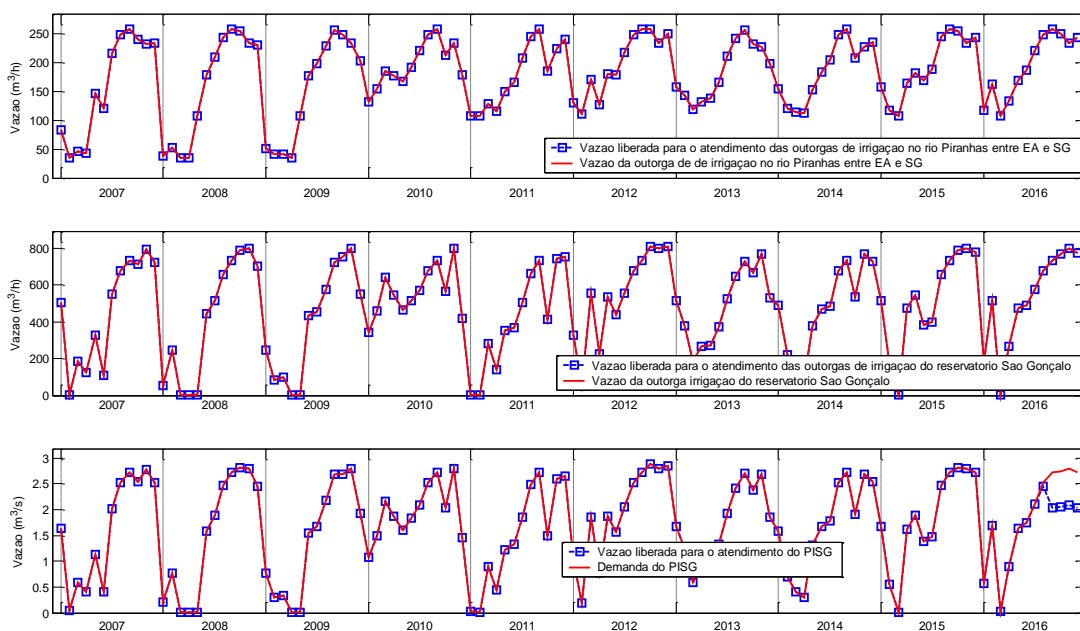
ao cenário anterior, devido aos Com maiores volumes apresentados pelos reservatórios e, consequentemente, elevado espelho d'água.

Tabela 22 – Volume médio mensal evaporado nos reservatórios – com transposição.

Evaporação média mensal ($\text{hm}^3.\text{mês}^{-1}$)												
Reservatório	Jan	Fev	Mar	Abr	Mai	Jun	Jul	Ago	Set	Out	Nov	Dez
Eng. Ávidos	3,91	2,87	2,88	3,28	3,75	3,59	3,85	4,85	5,11	5,42	4,83	4,41
São Gonçalo	1,30	1,03	0,97	1,04	1,14	1,02	1,03	1,20	1,15	1,16	1,07	1,20

O atendimento das demandas associadas a irrigação difusa foi realizado em sua totalidade (Figura 21), de maneira análoga ao cenário sem as águas do PISF, porém, para o PISG, mesmo com essa contribuição, ocorreram falhas de atendimento nos últimos quatro meses de 2016. Esses meses demandaram, em média, $5.038.345 \text{ m}^3$ de água, vazão superior ao próprio acréscimo das águas do PISF, que forneceram, por mês, cerca de $4.406.400 \text{ m}^3$ de água.

Figura 21 – Abastecimento das demandas agrícolas – com transposição.



5.3 Resultados do cálculo do escoamento superficial nas áreas agrícolas

As vazões geradas nas três localidades fertilizadas integrantes do sistema estudado, calculadas a partir do SMAP-M, podem ser visualizadas na Tabela 23, assim como os dados de precipitação que foram utilizados para a determinação do escoamento superficial. Relação direta entre vazões superficiais e precipitação média mensal foram observadas, ou seja, maior escoamento superficial foi verificado para os meses com maiores índices pluviométricos.

Por apresentar uma maior área, 2654,41 ha, o PISG foi responsável pelas maiores vazões, com um máximo de $16808449 \text{ m}^3 \cdot \text{mês}^{-1}$, correspondente a março de 2008. Para as áreas fertilizadas 1 e 2, maior escoamento superficial também foi gerado no mesmo mês, $258543,8 \text{ m}^3 \cdot \text{mês}^{-1}$ para a primeira e $1384049 \text{ m}^3 \cdot \text{mês}^{-1}$ para a segunda, respectivamente.

Tabela 23 – Precipitação média mensal ($\text{mm} \cdot \text{mês}^{-1}$) e escoamento superficial ($\text{hm}^3 \cdot \text{mês}^{-1}$) para as áreas fertilizadas.

Áreas Fertilizadas	Jan	Fev	Mar	Abr	Mai	Jun	Jul	Ago	Set	Out	Nov	Dez
Irrigação Difusa I	1354	9986	34192	12695	14437	2186	489	80	0	66	6	23
Irrigação Difusa II	1414	8362	173080	136856	122221	18868	6198	676	0	177	4	83
PISG	16669	100568	2105535	1687852	1498427	228453	75534	7951	0	2122	50	957
Precipitação mensal	141	168	224	168	106	41	20	5	0	39	3	40

5.4 Nutriente limitante

Na Tabela 24 estão presentes os resultados para o cálculo dos nutrientes limitantes, os mesmos evidenciam o fósforo como sendo o nutriente limitante em mais de 90% dos resultados para todos os corpos hídricos modelados, nos quatro cenários. Tais resultados corroboram com o levantamento feito por Salas e Martino (2001) e Lamparelli (2004), que destacam que em áreas tropicais e subtropicais a limitação do fitoplâncton é limitada principalmente pelo fósforo.

Tabela 24 – Nutriente limitante para os corpos hídricos do sistema estudado.

Corpo hídrico	Cenário estudado	Nutriente limitante	Percentual das observações (%)
Engenheiro Ávidos	Cenário 1	Fósforo	91
	Cenário 2	Fósforo	91,3
	Cenário 3	Fósforo	92,4
	Cenário 4	Fósforo	96,3
São Gonçalo	Cenário 1	Fósforo	92,5
	Cenário 2	Fósforo	96,7
	Cenário 3	Fósforo	95,6
	Cenário 4	Fósforo	94,5
Rio Piranhas – trecho 1	Cenário 1	Fósforo	93,4
	Cenário 2	Fósforo	98,1
	Cenário 3	Fósforo	99,3
	Cenário 4	Fósforo	97,2
Rio Piranhas – trecho 2	Cenário 1	Fósforo	92,9
	Cenário 2	Fósforo	91,5
	Cenário 3	Fósforo	95,6
	Cenário 4	Fósforo	94,3
Rio Piranhas – trecho 3	Cenário 1	Fósforo	96
	Cenário 2	Fósforo	95
	Cenário 3	Fósforo	97
	Cenário 4	Fósforo	98
Rio Piranhas – trecho 4	Cenário 1	Fósforo	94,3
	Cenário 2	Fósforo	99
	Cenário 3	Fósforo	93
	Cenário 4	Fósforo	91

5.5 Resultados do cenário 1

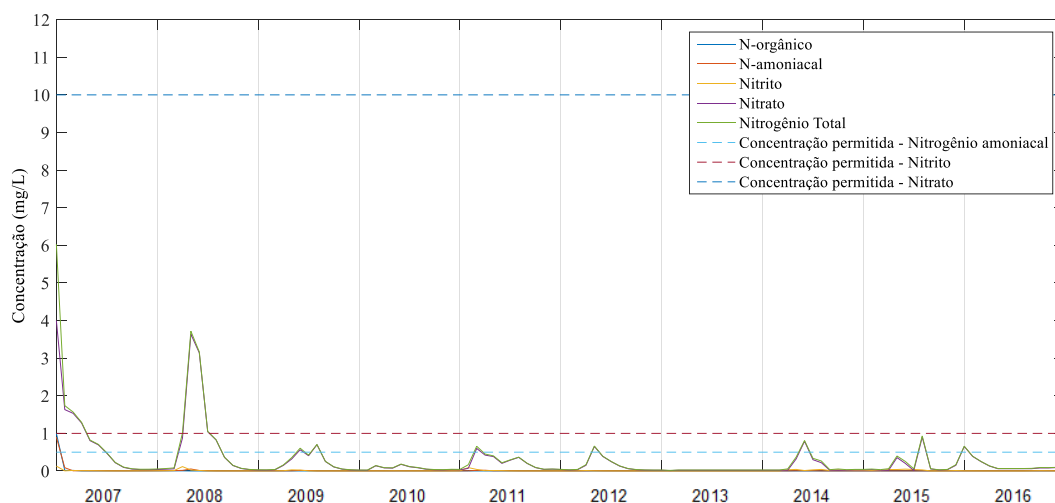
O modelo desenvolvido foi aplicado em um computador com processador Intel Core i5 (2.20 GHz), memória RAM de 6,00 Gigabytes e placa de vídeo dedicada NVIDIA GeForce 930M (2,00 Gigabytes). O tempo médios das simulações foi de 2,80 segundos.

Os resultados da variação das formas de nitrogênio para o reservatório Engenheiro Ávidos podem ser observados na Figura 22. Para todos os meses, os padrões estabelecidos pela resolução do CONAMA 357/05 para a classe em que o reservatório está enquadrado,

classe 2, não foram ultrapassados, mesmo durante os períodos de menor volume armazenado. Desta forma, é possível afirmar que o reservatório em análise apresentou capacidade de diluição suficiente para o mantimento de concentrações de nitrogênio amoniacal, nitrito e nitrato dentro da classe 2.

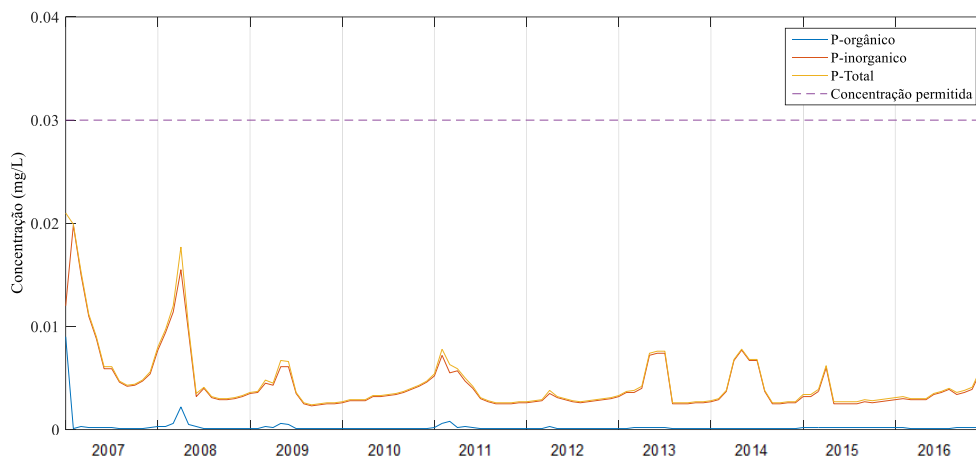
Ainda em relação a Figura 22, em determinados meses ocorreram picos nas concentrações das formas de nitrogênio, esse fato pode ser justificado pela grande afluência mensal ao reservatório nesses períodos, as maiores da série. Como a massa de um constituinte que entra no reservatório é dependente diretamente da vazão, uma elevada afluência, mesmo com reduzidas concentrações, pode resultar em um incremento mais representativo desse constituinte.

Figura 22 – Concentração das formas de nitrogênio para o reservatório Engenheiro Ávidos – CENÁRIO 1.



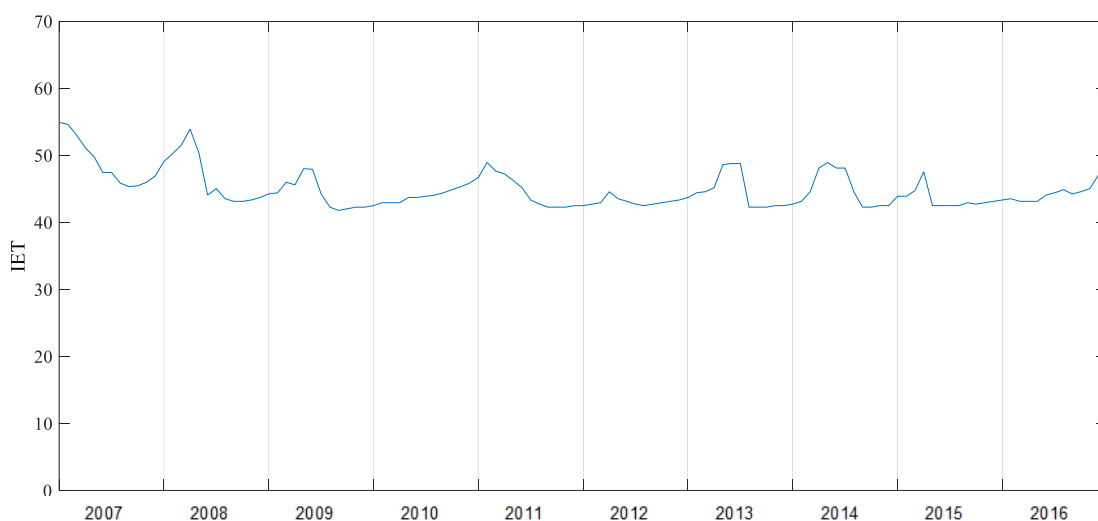
Para o fósforo, na Figura 23 estão presentes os perfis da parcela orgânica e inorgânica, além do fósforo total, respectivamente. As concentrações de fósforo permaneceram, para todos os meses de simulação, abaixo do valor máximo estabelecido pela CONAMA 357/05 para corpos d'água lênticos enquadrados na classe 2. Assim como no caso do nitrogênio, os meses de maior afluência também foram responsáveis por incrementos mais acentuados de fósforo.

Figura 23 – Concentração das formas de fósforo para o reservatório Engenheiro Ávidos – CENÁRIO 1.



A variação mensal do IET para o reservatório Engenheiro Ávidos é destacada na Figura 24, com maior índice possuindo um valor de 55, o que o insere, para esse mês, em um estado Mesotrófico, ou seja, com uma produtividade intermediária, onde os níveis dos parâmetros de qualidade de água, na maioria dos casos, são aceitáveis (LAMPARELLI, 2004). Para os demais meses, níveis Ultraoligotróficos e Oligotróficos foram encontrados, sendo essas classes com reduzida produtividade.

Figura 24 – Índice de Estado Trófico para o reservatório Engenheiro Ávidos – CENÁRIO 1.

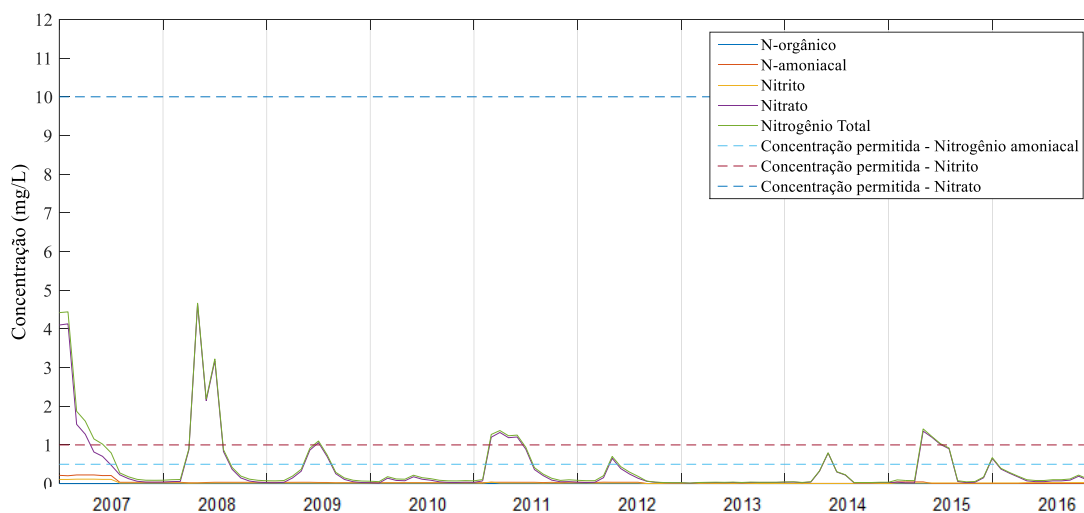


A concentrações de nitrogênio orgânico e amoniacal, nitrito e nitrato, além da concentração total desse elemento, para o primeiro trecho do rio Piranhas, estão presentes na Figura 25. Para todos os meses foram respeitados os limites estabelecidos para ambientes

lóticos enquadrados na classe 2. O fato elencado anteriormente pode ser justificado pela razão de que a vazão do trecho de rio em questão é regulada pelo reservatório Engenheiro Ávidos, assim, como no reservatório as concentrações das formas de nitrogênio permaneceram abaixo do máximo permitido pela legislação vigente, o trecho de rio analisado também apresentou qualidade de água, em termos de nitrogênio e suas formas, em consonância com a resolução CONAMA 357/05. Também deve ser destacado que esse trecho do rio não recebe contribuições de esgotos domésticos ao longo de sua extensão, algo que favorece o mantimento da qualidade da água em condições satisfatórias, em termos de nitrogênio.

Mesmo sem receber aporte de efluentes, é verificado uma elevação, embora discreta, dos níveis de nitrato e, conseqüentemente, nitrogênio total (Figura 25), já que foi considerado a resuspensão de amônia pelo sedimento de fundo, que pode contribuir para a elevação dos níveis de nitrogênio na massa líquida. Como os balanços de massa foram realizados a nível mensal, esse período é suficiente para a ocorrência das reações de conversão, desta forma, foi tempo necessário para a amônia incorporada pelo sedimento de fundo ser convertida a nitrato.

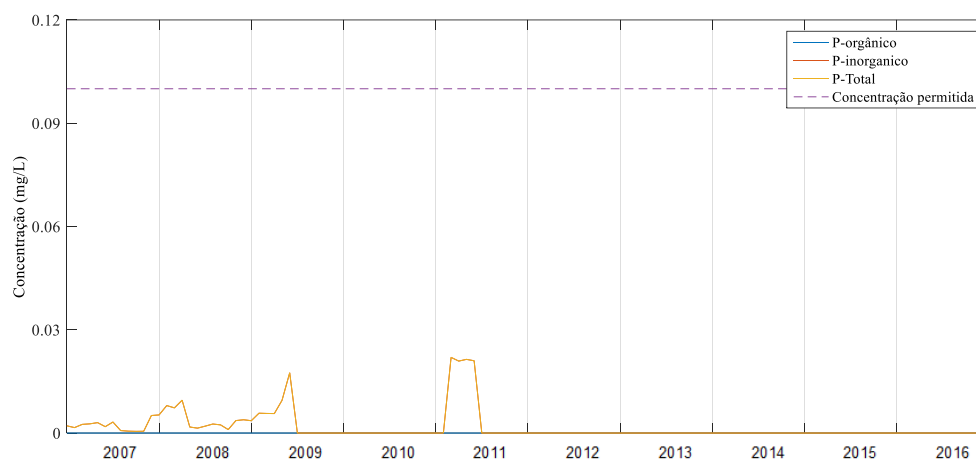
Figura 25 – Concentração das formas de nitrogênio para o primeiro trecho do rio Piranhas – CENÁRIO 1.



A concentração de fósforo total para o primeiro trecho do rio Piranhas permaneceu abaixo do limite preconizado pela CONAMA 357/05 para a classe 2, como é mostrado na Figura 26, já que as vazões defluentes do reservatório Engenheiro Ávidos apresentaram concentrações de fósforo dentro dos limites estabelecidos pela legislação, além do fato de não ocorrerem entradas de esgotos brutos para esse trecho.

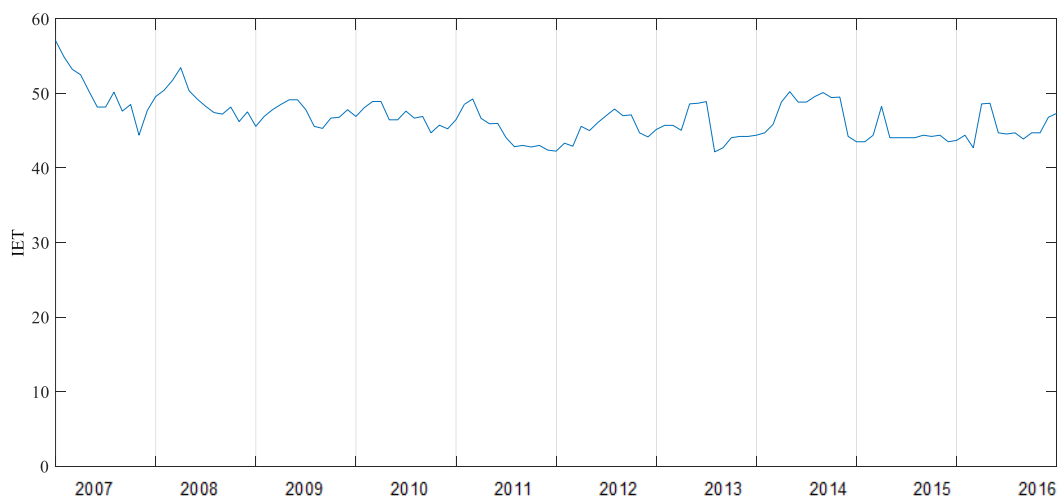
A elevação dos níveis de fósforo inorgânico, Figura 26, se deve a ressuspensão por parte do sedimento de fundo, principalmente nos meses em que a vazão do rio foi baixa e, conseqüentemente, a sua profundidade foi menor (a contribuição por essa via é inversamente proporcional a profundidade do rio). Por se tratar de um trecho de rio sem o lançamento constante de efluentes, tais condições favorecem para uma menor ressuspensão de fósforo presente no sedimento.

Figura 26 – Concentração das formas de fósforo para o primeiro trecho do rio Piranhas – CENÁRIO 1.



Na Figura 27 encontra-se a variação do IET, com maior valor correspondente a 44,33. De acordo com a classificação de Lamparalli (2004), esse valor diz respeito ao nível Ultraoligotrófico, sem riscos para a qualidade das águas e seus múltiplos usos.

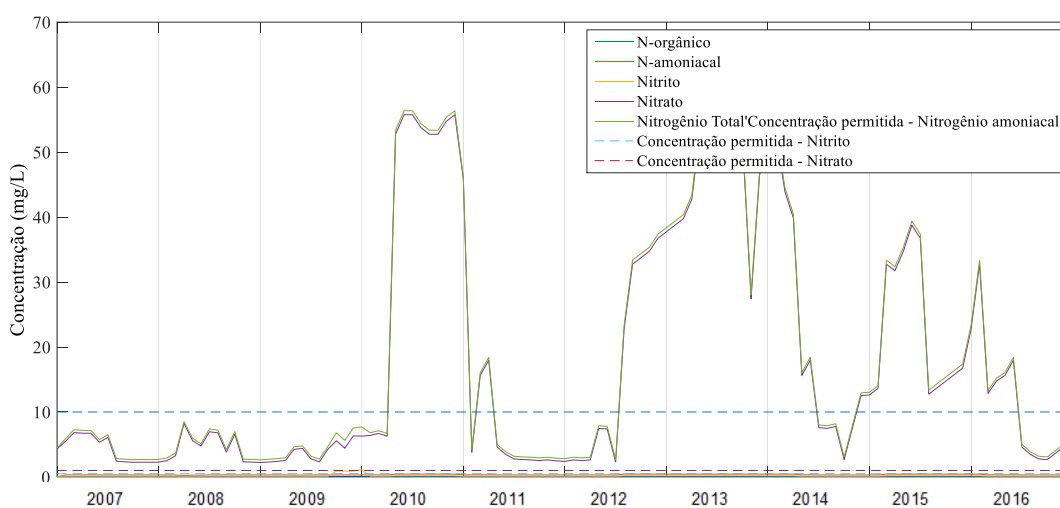
Figura 27 – Índice de Estado Trófico para o primeiro trecho do rio Piranhas – CENÁRIO 1.



Para o segundo trecho do rio, os resultados relacionados ao nitrogênio podem ser visualizados por meio da Figura 28. Nos anos iniciais de simulação, mesmo com o aporte de esgotos domésticos do município de Nazarezinho no trecho analisado, os níveis de nitrogênio amoniacal, nitrito e nitrato respeitaram os valores estabelecidos para a classe 2. Deve ser evidenciado que nesses meses, a vazão do rio Piranhas era significativa, devido aos maiores índices pluviométricos, o que favorecia o seu potencial de diluição dos efluentes. Durante os períodos de seca, consequentemente, a capacidade do rio em diluir os esgotos foi afetada, e até mesmo nula, já que em determinados meses não foram observadas vazões, ou seja, as concentrações iniciais corresponderam basicamente aos valores dos esgotos. Assim, para o nitrato, por exemplo, foram calculadas concentrações de até 55.35 mg. L⁻¹, cerca de 5.335 vezes superior ao limite máximo para rios enquadrados na classe 2.

A problemática do lançamento de efluentes em rios intermitentes é enfatizada por autores como Von Sperling (2007) e Alves *et al.* (2012). Os citados autores afirmam que rios intermitentes se encontram mais vulneráveis a problemas decorrentes da ação antrópica. Segundo Von Sperling (2007), o estudo de cursos d'água intermitentes torna-se uma atividade extremamente complexa, necessitando de uma abordagem diferenciada. Como durante os períodos de seca escoam pela calha do rio apenas os esgotos, o aspecto quantitativo também é afetado, já que possíveis demandas não poderão ser atendidas.

Figura 28 – Concentração das formas de nitrogênio para o segundo trecho do rio Piranhas – CENÁRIO 1.

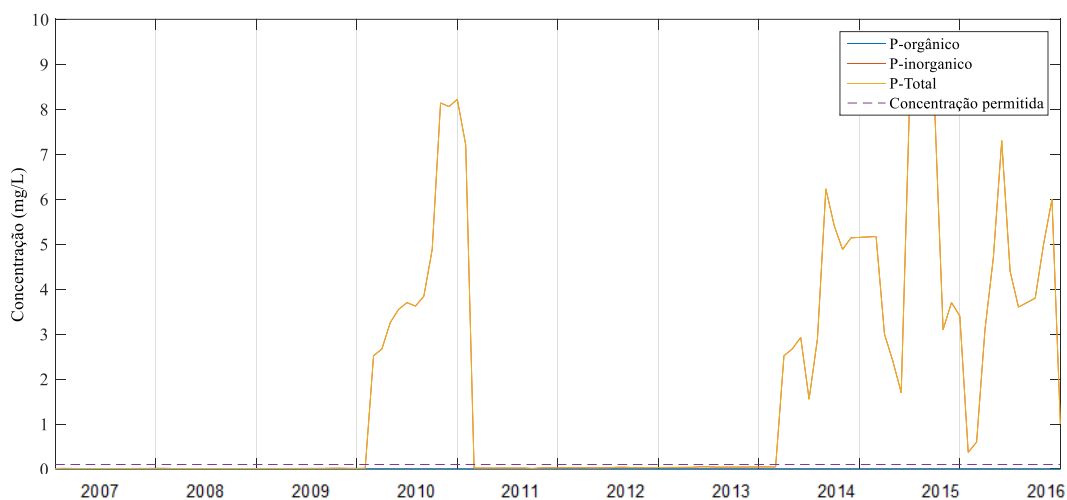


No caso das concentrações de fósforo orgânico, inorgânico e total, comportamentos similares ao nitrogênio foram observados, com valores mais baixos, respeitando os limites para a classe 2, para os períodos em que o rio apresentou maiores vazões e, durante os meses

de seca, com diluição dos efluentes praticamente nula, elevação substancial das concentrações desse nutriente, como observado na Figura 29.

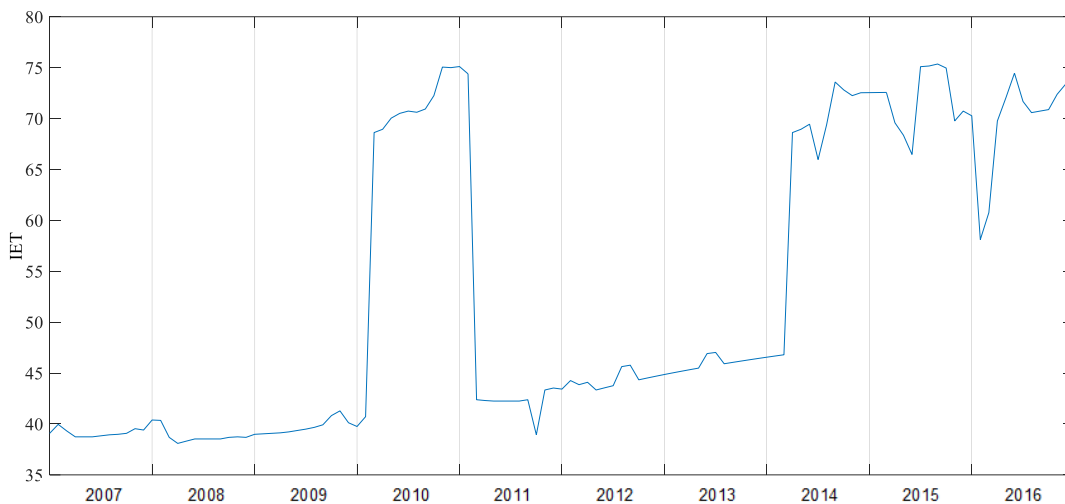
De acordo com Esteves (1998), Sondergaard, *et al.* (2003) e Esteves (2011), fatores como o pH do meio, concentração de oxigênio, condições de oxirredução e a profundidade podem influenciar significativamente a liberação de fósforo pelo sedimento de fundo. Em determinadas situações, essa liberação pode se igualar ou, até mesmo, superar as contribuições de efluentes. Certamente, durante os períodos de seca, com os rios apresentando baixas vazões e lançamentos constantes de esgotos, condições como a menor profundidade e predominância de anaerobiose favorecem o aumento dos níveis de fósforo na massa líquida.

Figura 29 – Concentração das formas de fósforo para o segundo trecho do rio Piranhas – CENÁRIO 1.



O IET para o segundo trecho do rio pode ser verificado a partir da Figura 30. Em vários meses foram observados valores do IET entre 63 e 67, o que caracteriza níveis Supereutróficos, com clara influência antrópica. Em ambientes Supereutróficos, nível elevada produtividade algal, são observadas elevadas concentrações de matéria orgânica e nutrientes, com intensivas florações de algas e consequências indesejáveis para seus múltiplos usos.

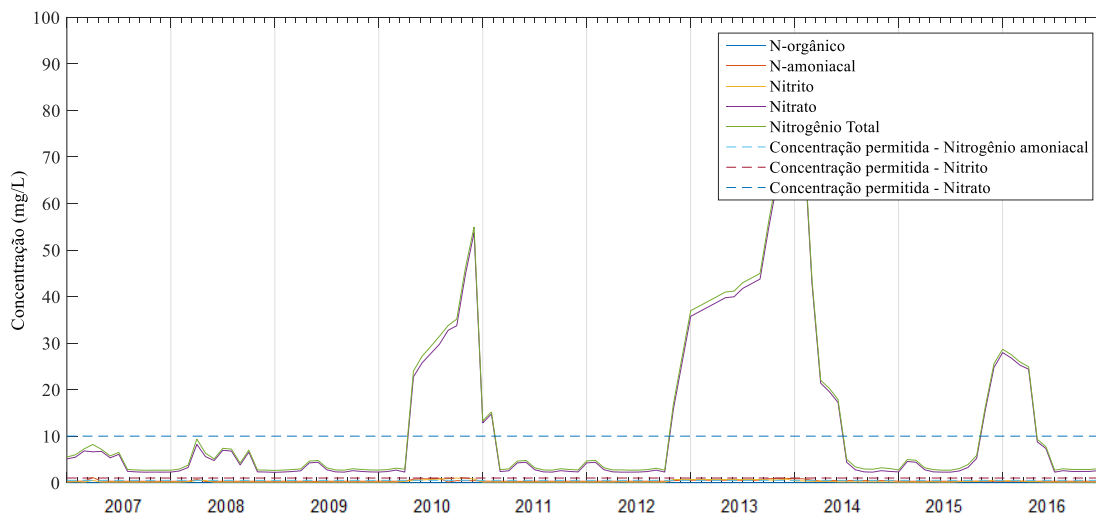
Figura 30 – Índice de Estado Trófico para o segundo trecho do rio Piranhas – CENÁRIO 1.



Quanto a variação das concentrações das formas nitrogenadas no reservatório São Gonçalo, nos meses iniciais do período de simulação os padrões estabelecidos pela CONAMA 357/05, para ambientes lênticos classe 2, não foram ultrapassados, ocorrendo o contrário nos meses de seca (Figura 31). O reservatório São Gonçalo possui capacidade máxima de armazenamento correspondente a 44,6 hm³, assim, seu potencial para diluir os lançamentos de efluentes e sofrer menor grau de impacto é inferior ao reservatório Engenheiro Ávidos.

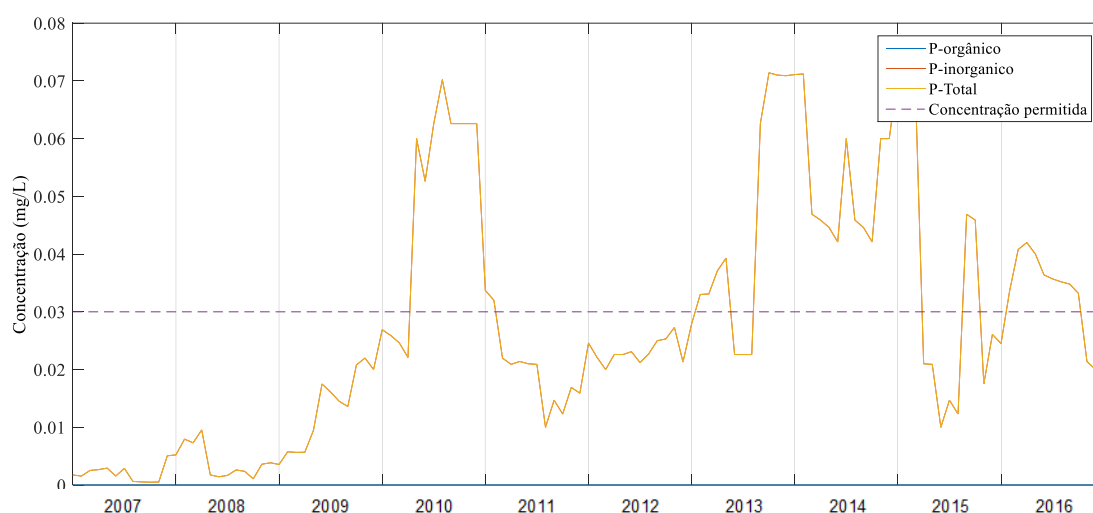
Desta maneira, nos meses críticos, onde São Gonçalo chegou ao seu volume morto (2,6 hm³), o incremento mensal dos efluentes de Marizópolis, juntamente com as elevadas concentrações do trecho a montante do rio Piranhas, foram cruciais para a elevação dos níveis das formas nitrogenadas no reservatório em questão, conforme mostrado nas Figura 31.

Figura 31 – Concentração das formas de nitrogênio para o reservatório São Gonçalo – CENÁRIO 1.



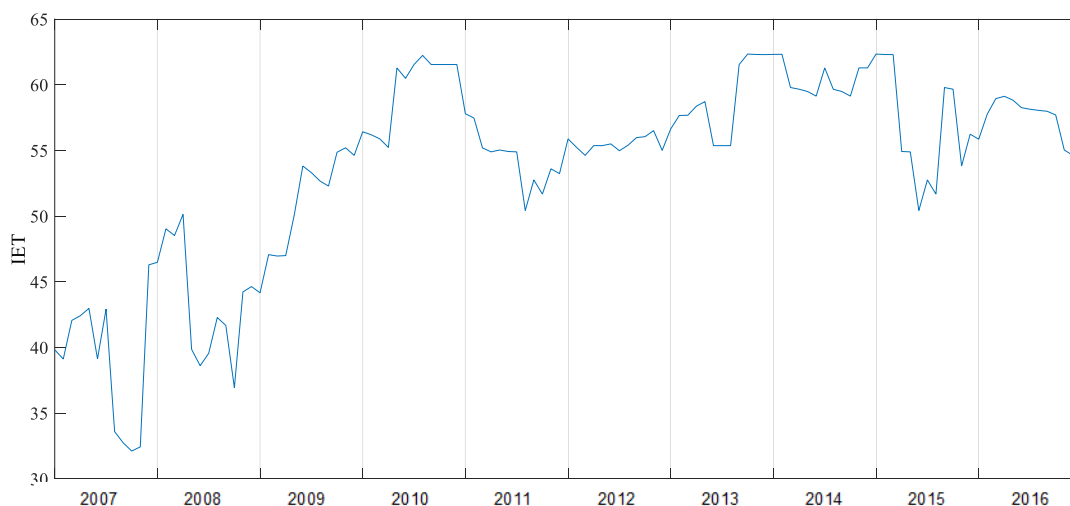
O comportamento do fósforo para o reservatório São Gonçalo pode ser visualizado por meio das Figura 32. Nas condições mais críticas, a concentração de fósforo total no reservatório atingiu valores de 0.0714, valor este 2.38 vezes superior ao limite estabelecido pela legislação. De maneira similar ao caso do nitrogênio, os reduzidos volumes apresentados pelo reservatório, juntamente com as cargas afluentes, favoreceram a elevação dos níveis de fósforo e, conseqüentemente, a deterioração da qualidade de suas águas. Durante os períodos em que o reservatório apresentou maior volume armazenado, as concentrações de fósforo permaneceram dentro dos padrões definidos pela resolução CONAMA 357/2005.

Figura 32 – Concentração das formas de fósforo para o reservatório São Gonçalo – CENÁRIO 1.



A partir dos resultados da quantificação das concentrações do fósforo no reservatório São Gonçalo, foi determinada a variação mensal do IET, esses resultados estão presentes na Figura 33. O IET para o reservatório São Gonçalo variou de 32,1182 a 75,3419, o que define os níveis tróficos, para esses valores, Ultraoligotrófico a Supereutrófico.

Figura 33 – Índice de Estado Trófico para o reservatório São Gonçalo – CENÁRIO 1.

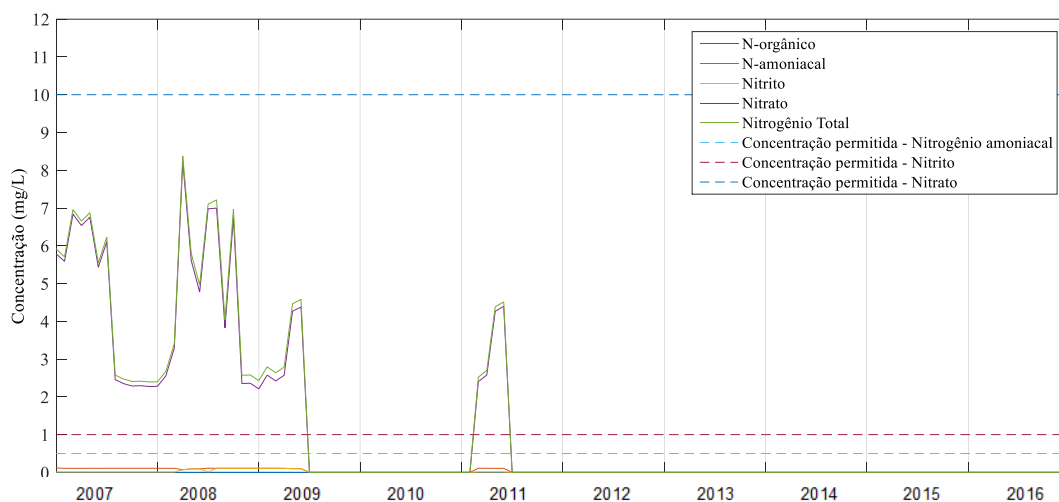


Por possuir menor capacidade de armazenamento de água, o reservatório São Gonçalo é susceptível a maiores variações de seus volumes, sendo dependente da vazão liberada pelo reservatório Engenheiro Ávidos para o atendimento das múltiplas demandas as quais suas águas estão destinadas. Aliado a essas informações, como esse corpo hídrico é fonte de lançamento contínuo de efluentes, o mesmo se torna vulnerável a deterioração da qualidade de suas águas, merecendo ser fonte de práticas efetivas de planejamento e gestão. Trabalhos como o próprio plano de recursos hídricos da bacia do rio Piancó-Piranhas-Açu (ANA, 2016) corroboram com as afirmações já descritas.

O terceiro e o quarto trecho do rio Piranhas, para esse cenário, só apresentaram vazões escoando pela calha do rio quando ocorreu vertimento pelo reservatório São Gonçalo, como já detalhado no item 5.1. Assim, só foram observadas concentrações de nitrogênio e fósforo nesses trechos durante os períodos de maior afluência.

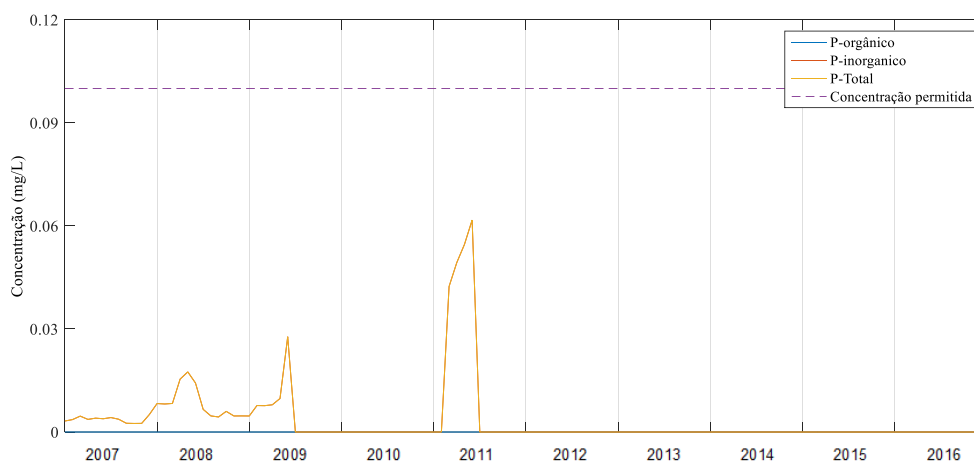
Para o terceiro trecho, a Figura 34 compreende os perfis para as formas nitrogenadas estudadas e o nitrogênio total. Como só ocorreu escoamento durante os períodos de maiores afluências ao reservatório, nessas situações o reservatório São Gonçalo apresentou concentrações de nitrogênio dentro dos limites estabelecidos para a classe 2, assim, para o rio a jusante, as concentrações máximas permitidas não foram ultrapassadas.

Figura 34 – Concentração das formas de nitrogênio para o terceiro trecho do rio – CENÁRIO 1.



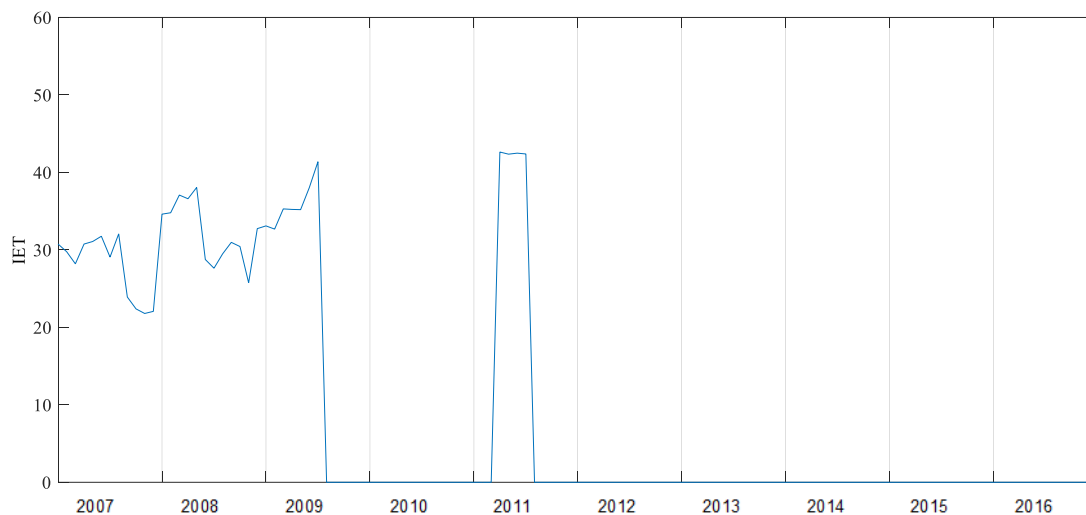
Na Figura 35 estão presentes os resultados das concentrações de fósforo orgânico e inorgânico, além do fósforo total para o terceiro trecho. Como observado, o limite para rios classe 2 foi respeitado durante todo o período de simulação, com justificativa análoga a efetuada para o caso do nitrogênio. Incremento discreto de fósforo inorgânico também pode ser observado na Figura 35, devido a contribuição dessa fração por parte do sedimento de fundo.

Figura 35 – Concentração das formas de fósforo para o terceiro trecho do rio Piranhas – CENÁRIO 1.



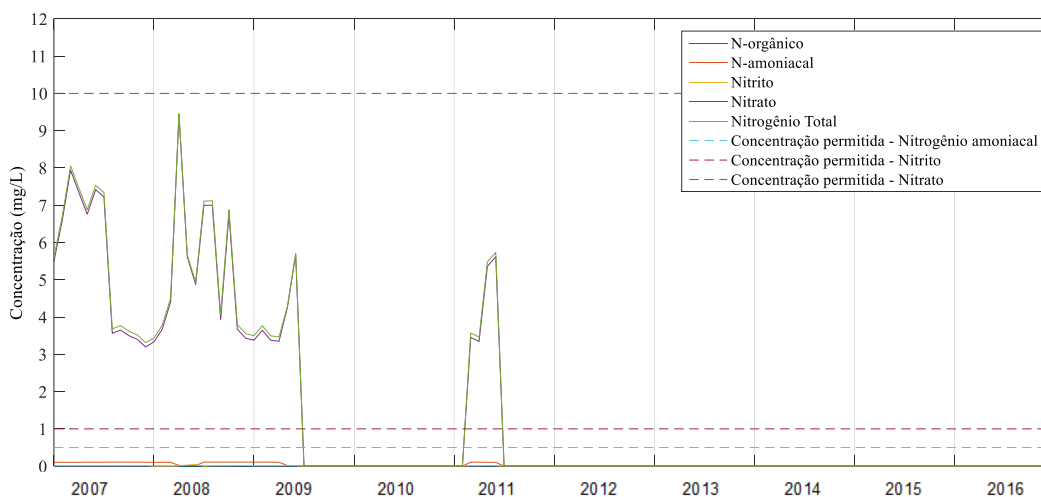
Em relação ao IET, para o terceiro trecho predominou o Ultraoligotrófico, com produção intermediária, com possíveis implicações podendo ocorrer, mas, na maioria dos casos, os parâmetros estão dentro dos limites definidos. Por meio da Figura 36, é possível visualizar a variação dos valores do IET para o terceiro trecho do rio Piranhas.

Figura 36 – Índice de Estado Trófico para o terceiro trecho do rio Piranhas – CENÁRIO 1.



Como não foram computadas as contribuições da vazão do PISG, as concentrações iniciais de nitrogênio e fósforo para o quarto trecho correspondem aos valores finais do trecho anterior. As concentrações de nitrogênio para o presente trecho do rio Piranhas podem ser verificadas por meio da Figura 37. A ausência de contribuição ao longo do percurso do quarto trecho favoreceu, nos períodos em que houve escoamento, o mantimento das concentrações das formas de nitrogênio em valores abaixo dos preconizados pela norma 357/2005 do Conama. Apenas houve contribuição de amônia pelo sedimento de fundo, sendo logo convertido a nitrito e, posteriormente, a nitrato.

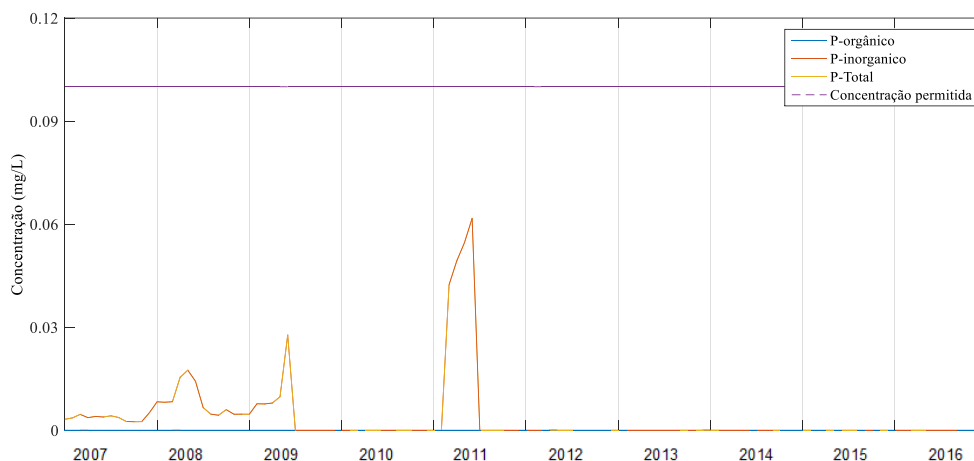
Figura 37 – Concentração das formas de nitrogênio para o quarto trecho do rio Piranhas – CENÁRIO 1.



Já em relação ao fósforo, os resultados para o quarto trecho encontram-se na Figura 38, com o limite máximo para a classe 2 não sendo ultrapassado em nenhum mês do período

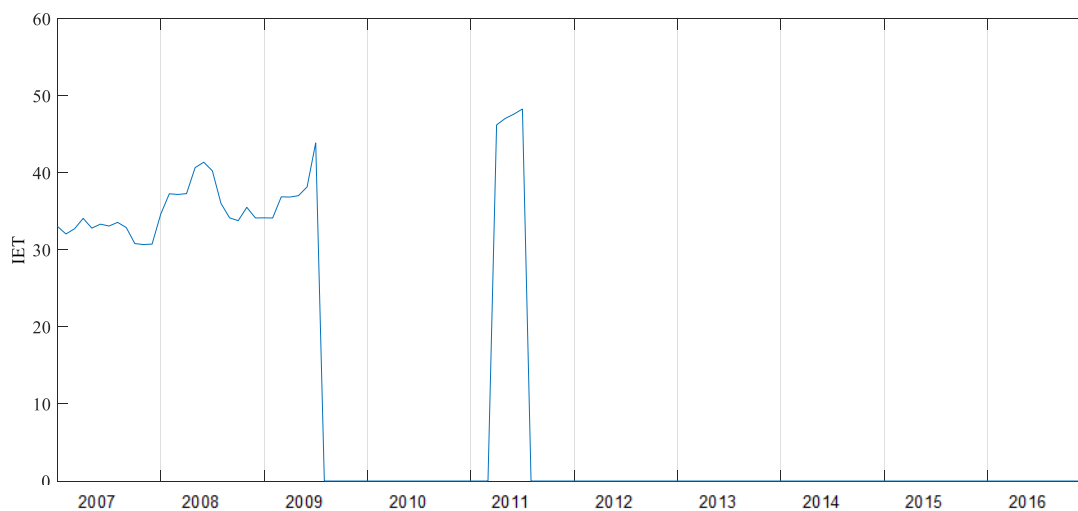
simulado. As maiores contribuições de fósforo inorgânico pelo sedimento de fundo ocorreram quando as vazões foram menores, já que esse fluxo é inversamente proporcional a profundidade do rio.

Figura 38 – Concentração das formas de fósforo para o quarto trecho do rio Piranhas – CENÁRIO 1.



O IET para o quarto trecho do rio variou entre 30,70 e 48,29, conforme mostrado na Figura 39. Segundo a classificação de Lamparelli (2004), esses valores dizem respeito os níveis tróficos Ultraoligotrófico e Oligotrófico, o que justifica os parâmetros estarem de acordo com a classe em que estão enquadrados.

Figura 39 – Índice de Estado Trófico para o quarto trecho do rio Piranhas – CENÁRIO 1.



5.6 Resultados do cenário 2

Como o reservatório Engenheiro Ávidos e o primeiro trecho do rio Piranhas não sofrem interferência das cargas agrícolas, para este cenário serão destacados os resultados da modelagem de nitrogênio e fósforo a partir do segundo trecho.

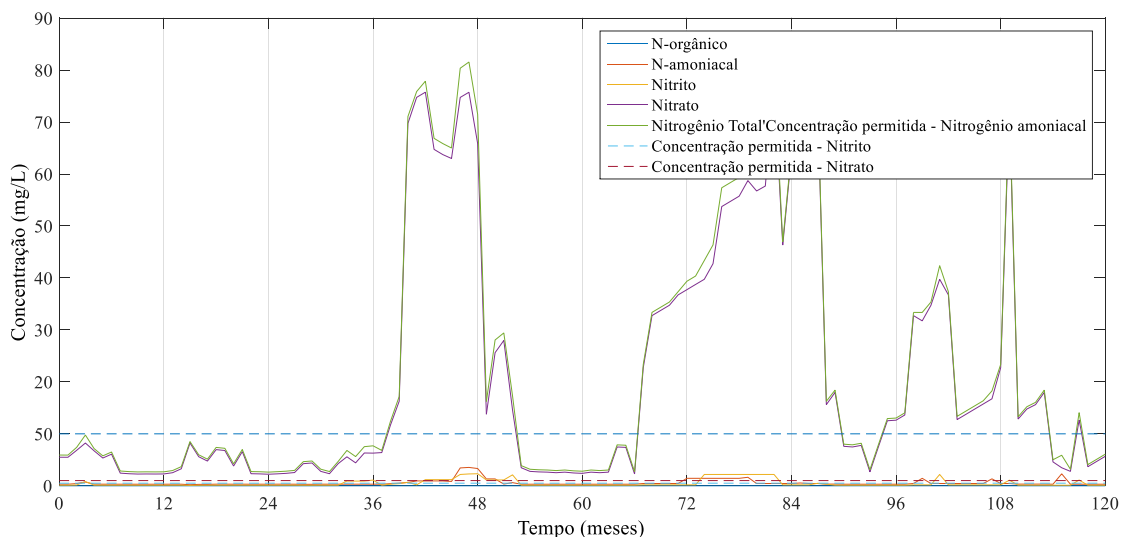
Para o segundo trecho do rio Piranhas, na Figura 40 estão presentes os resultados relacionados as concentrações das parcelas nitrogenadas e do nitrogênio total, respectivamente. No início do período simulado, embora as concentrações de nitrito e nitrato no trecho estudado sejam superiores aos valores encontrados para o Cenário 1, ainda é observado que os limites elencados pela resolução vigente não são ultrapassados, devido a maior capacidade, nesse período, do rio em incorporar e diluir os efluentes lançados, fato que não ocorre em períodos de seca.

A partir do segundo semestre do ano de 2009, a menor vazão fornecida pelo reservatório Engenheiro Ávidos não proporcionou diluição satisfatória dos efluentes lançados, agora incluindo as cargas agrícolas, que foram responsáveis por elevação substancial na concentração do nitrogênio no rio. Durante os períodos de menores índices pluviométricos, a vazão gerada na área agrícola 1 foi menor, porém, os efluentes foram lançados de maneira mais concentrada.

Ainda em relação a Figura 40, em comparação aos resultados obtidos para o mesmo trecho de rio estudado no cenário 1 (Figura 28), diferenças relevantes em termos das concentrações de nitrogênio foram encontradas, com maiores valores correspondentes ao atual cenário. Para justificar a assertiva anterior, a maior concentração de nitrogênio total no cenário 1 foi de 56,37 mg. L⁻¹, já levando em consideração as cargas agrícolas, a concentração mais elevada correspondeu a 81,56 mg. L⁻¹, cerca de 1,45 vezes superior ao valor anterior.

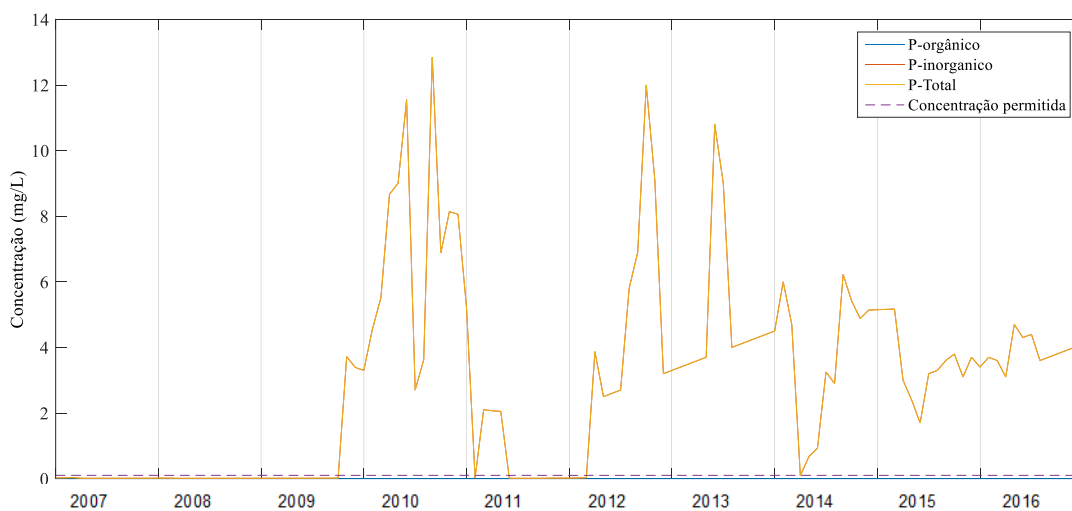
Timofiecsyk *et al.* (2012), estudando o transporte de elementos como o nitrogênio em áreas agrícolas, destacam a relevância que deve ser dada a transferência de nitrogênio por escoamentos superficiais, o que pode contribuir diretamente para o processo da eutrofização. Os mesmos autores verificaram elevada concentração de nitrogênio amoniacal nos efluentes agrícolas, reforçando a necessidade de adoção de técnicas conservacionistas para o plantio.

Figura 40 – Concentração das formas de nitrogênio para o segundo trecho do rio – CENÁRIO 2.



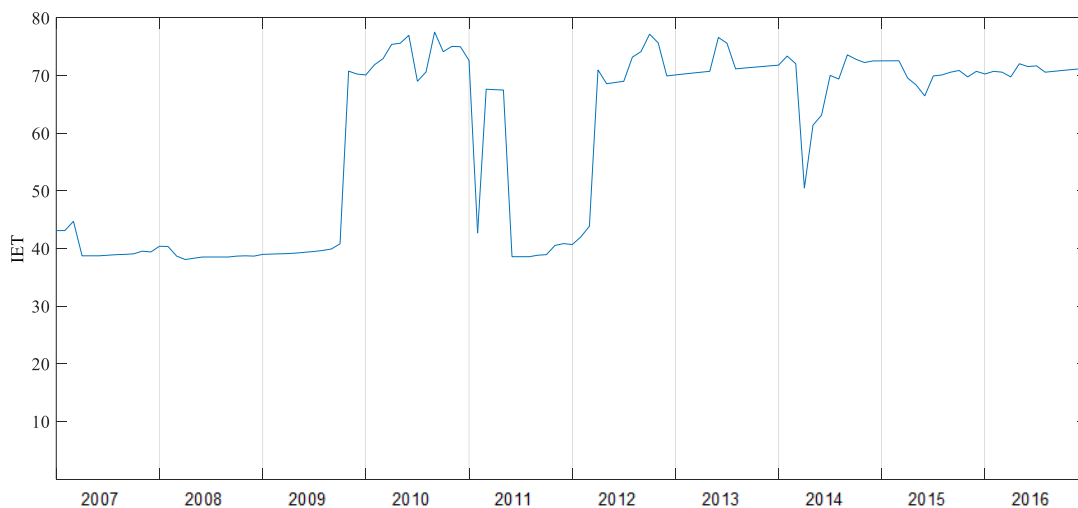
As concentrações de fósforo orgânico e inorgânico, além do fósforo total, para o segundo trecho do rio, no cenário estudado, estão destacadas nas Figura 41. Em comparação ao cenário sem as contribuições agrícolas, os teores de fósforo no segundo trecho do rio para o atual cenário foram superiores, com concentrações máximas de $12,84 \text{ mg. L}^{-1}$, valor este 1,49 vezes mais elevado do que a maior concentração de fósforo total observada no cenário 1 ($8,60 \text{ mg. L}^{-1}$). Como não foram consideradas perdas de fósforo por lixiviação, devido a forte interação desse elemento com as partículas de solo, grande parte é perdida pelo escoamento superficial, elevando os níveis na massa líquida. CERETTA *et al.* (2003), em experimento de quatro anos em áreas de pastagem, com aplicação frequente de fertilizantes fosfatados, verificaram valores extremamente altos de fósforo disponível na superfície do solo.

Figura 41 – Concentração das formas de fósforo para o segundo trecho do rio – CENÁRIO 2.



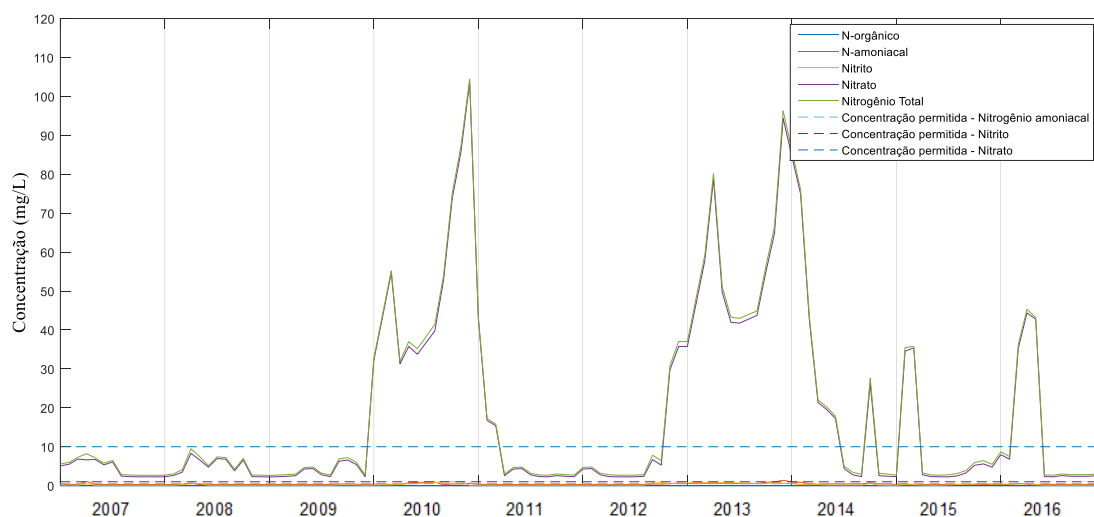
O IET para o segundo trecho do rio, no cenário 2, é mostrado na Figura 42. Durante o período estudado, muitos meses apresentaram nível trófico Hiereutrófico, ou seja, IET superior a 67, uma classe superior em relação aos valores encontrados no cenário 1 para o mesmo trecho de rio (Figura 30). Esses valores foram recorrentes durante o período de seca, que foram frequentes a partir do ano de 2009.

Figura 42 – Índice de Estado Trófico para o segundo trecho do rio Piranhas – CENÁRIO 2.



As concentrações de nitrogênio referentes ao reservatório São Gonçalo podem ser visualizadas na Figura 43. As contribuições mensais das cargas agrícolas proporcionaram uma elevação dos níveis de nitrogênio no reservatório São Gonçalo, se compara do ao cenário 1 (Figura 31), com maiores valores encontrados nos meses em que o reservatório apresentou menor volume acumulado. Durante esses períodos, o reservatório também recebeu contribuições significativas do segundo trecho do rio Piranhas, o que foi representativo para o declínio da qualidade da água. Desse modo, as formas de nitrogênio atingiram valores superiores aos limites estabelecidos pela CONAMA 357/2005.

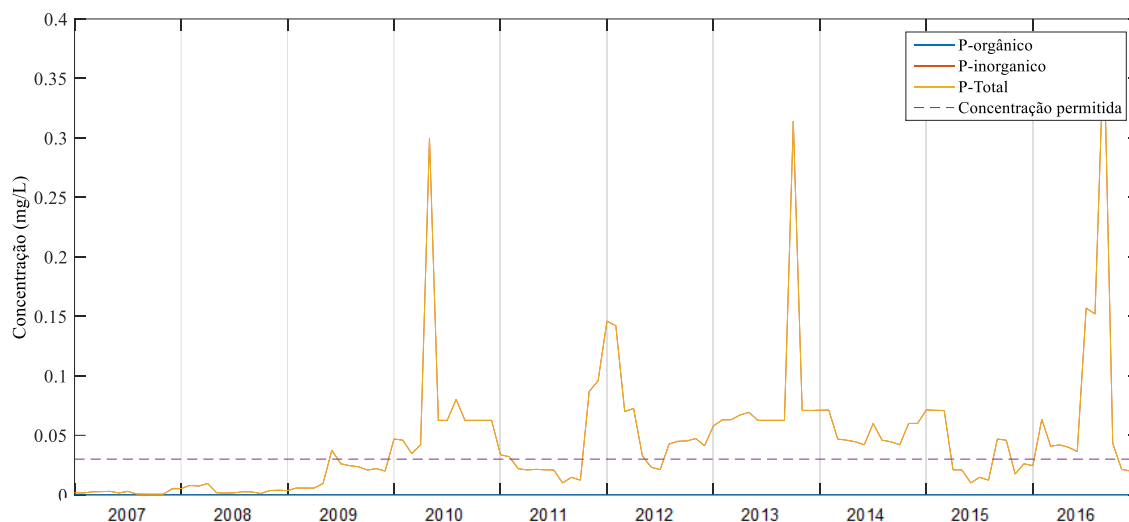
Figura 43 – Concentração das formas de nitrogênio para o reservatório São Gonçalo – CENÁRIO 2.



Os resultados discutidos permitem evidenciar o caráter sistêmico da poluição, com transferência de problemas de um ambiente para outro. A erosão, principal causa da degradação nas áreas agrícolas, a partir do desprendimento e transporte de partículas de solo, também vem sendo responsável pelo assoreamento e eutrofização de reservatórios (SOUSA et al., 2007). A pouca cobertura vegetal nas áreas agrícolas no entorno de reservatórios e rios, aliado a maiores índices pluviométricos, é um importante fator regulador para as perdas de nutrientes para corpos d'água, conforme destacado por Lobato *et al.*, (2009).

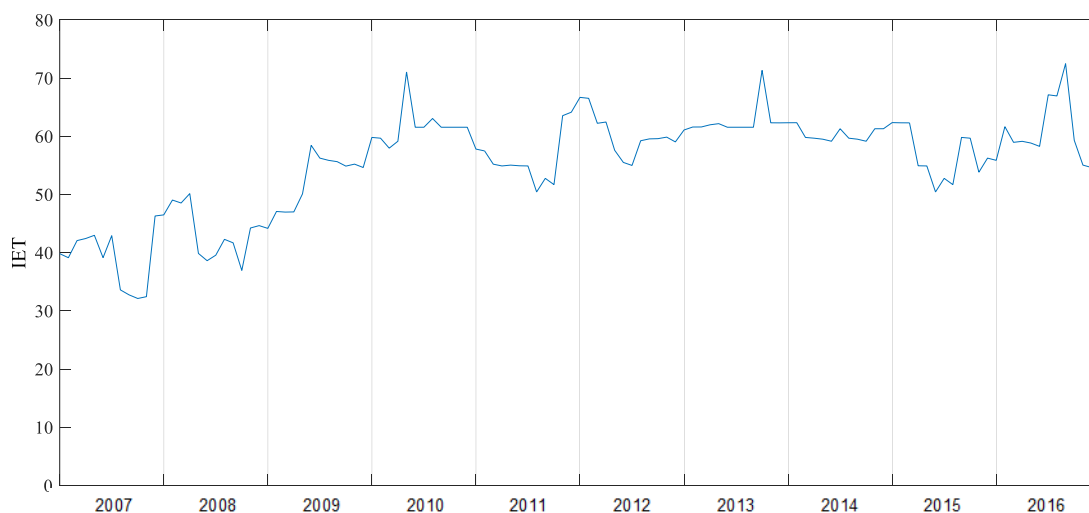
De maneira similar as oscilações apresentadas pelo nitrogênio, as concentrações de fósforo orgânico, inorgânico e total no reservatório São Gonçalo também foram mais elevadas a partir da inserção da contribuição dos efluentes agrícolas nos procedimentos de modelagem, conforme mostrado na Figura 44. Apenas em determinados meses do primeiro ano de simulação, o limite estabelecido pela CONAMA 357/2005 foi respeitado. Mesmo com o reservatório atingindo sua capacidade máxima de armazenamento, em fevereiro de 2011, as concentrações continuaram acima do máximo permitido pela legislação vigente, esse fato se deve ao reservatório já está em condições críticas, e o aumento de sua capacidade de diluição não foi suficiente para que os níveis de fósforo ficassem abaixo de $0,03 \text{ mg.L}^{-1}$.

Figura 44 – Concentração das formas de fósforo para o reservatório São Gonçalo – CENÁRIO 2.



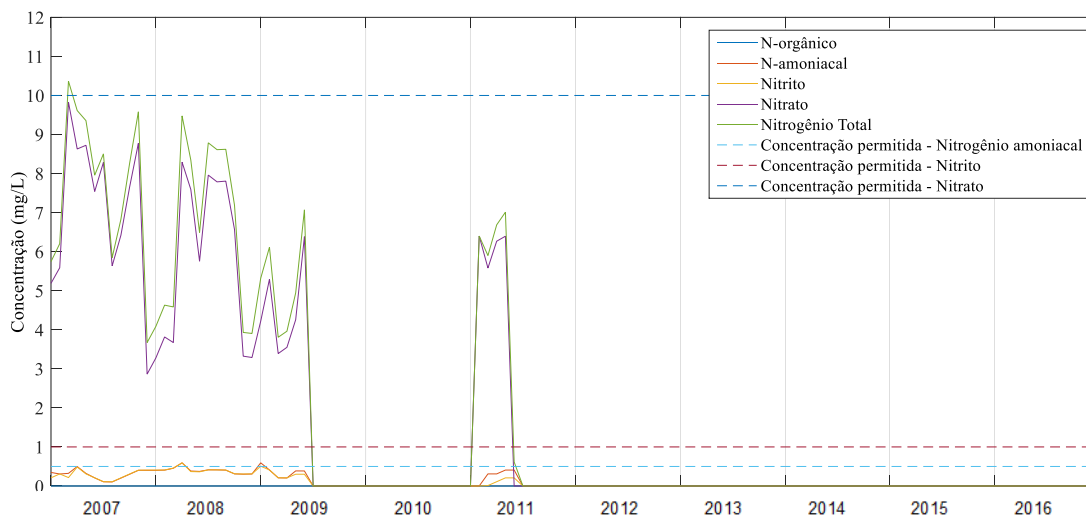
Esses resultados favoreceram a predominância de condições Hipereutróficas, com o IET superior a 67, Figura 45. Mesmo sem as contribuições agrícolas, nos meses de baixo volume armazenado, o reservatório São Gonçalo apresentou níveis críticos, em termos de nitrogênio e fósforo, situação intensificada com o incremento dos efluentes das áreas fertilizadas.

Figura 45 – Índice de Estado Trófico para o reservatório São Gonçalo– CENÁRIO 2.



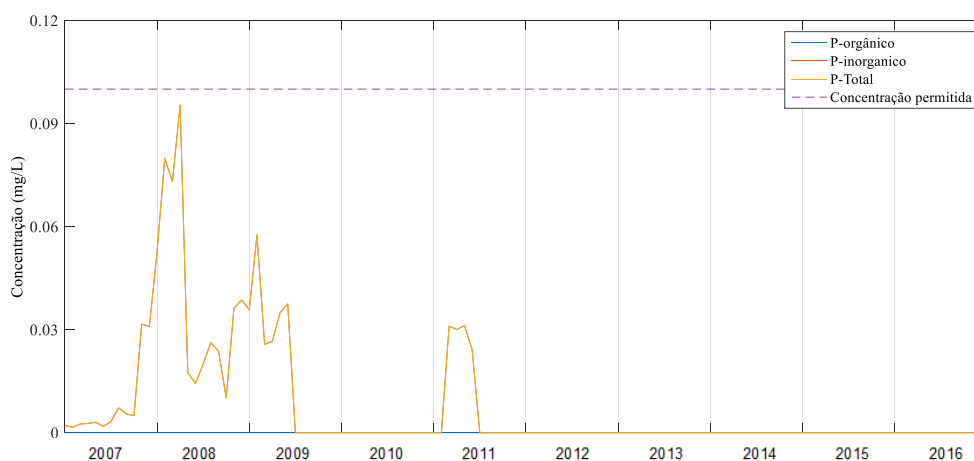
Para o atual cenário, as concentrações das frações de nitrogênio no terceiro trecho do rio Piranhas foram mais elevadas do que as apresentadas no cenário 1, este fato se deve a contribuição direta da área agrícola 2, no reservatório São Gonçalo, e do nitrogênio remanescente do segundo trecho do rio Piranhas. Os perfis para as concentrações da forma orgânica, amoniacal, nitrito, nitrato, além do nitrogênio total, encontram-se na Figura 46.

Figura 46 – Concentração das formas de nitrogênio para o terceiro trecho do rio – CENÁRIO 2.



Para o terceiro trecho do rio Piranhas, no atual cenário as concentrações de fósforo não ultrapassaram o valor especificado pela CONAMA 357/2005, embora seja possível observar incremento de fósforo inorgânico devido ao sedimento de fundo. Deve ser destacado que apenas foram observadas vazões neste trecho quando o reservatório São Gonçalo apresentou elevado volume armazenado, conseqüentemente, nestes períodos a qualidade da água, em termos de nitrogênio e fósforo, atendeu a legislação vigente. Para o elemento fósforo, a Figura 47 compreende os resultados para o terceiro trecho do rio Piranhas.

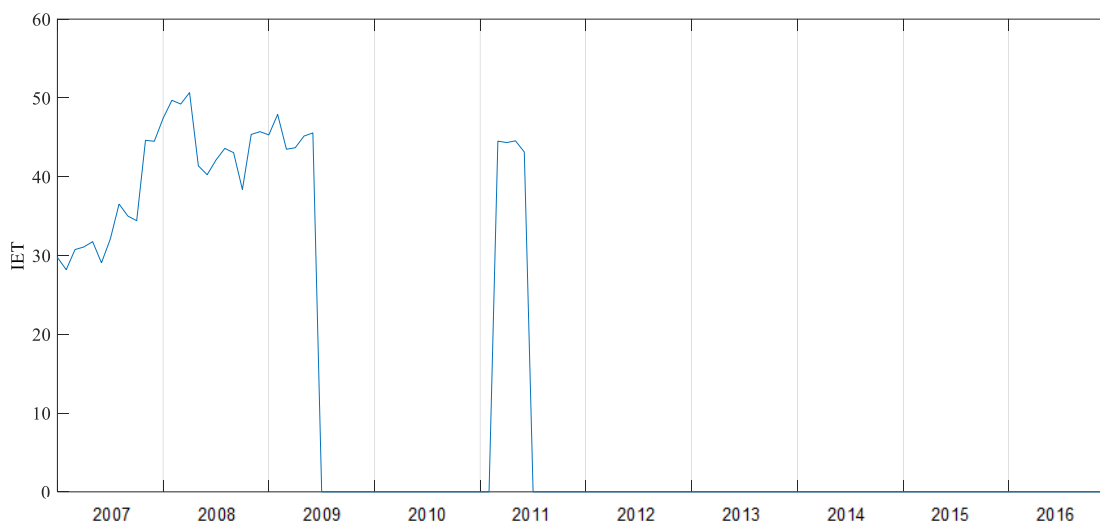
Figura 47 – Concentração das formas de fósforo para o terceiro trecho do rio – CENÁRIO 2.



Para o terceiro trecho do rio Piranhas, a variação mensal do IET pode ser visualizada por meio da Figura 48. De acordo com os valores do IET, o nível trófico variou de

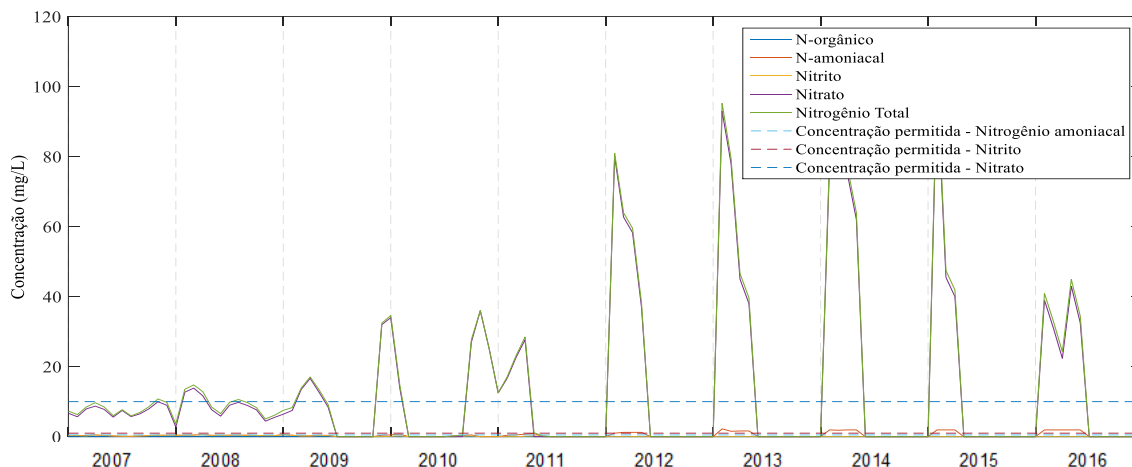
Ultraoligotrófico até Oligotrófico, para os demais meses em que o reservatório apresentou baixa lâmina de água.

Figura 48 – Índice de Estado Trófico para o terceiro trecho do rio – CENÁRIO 2.



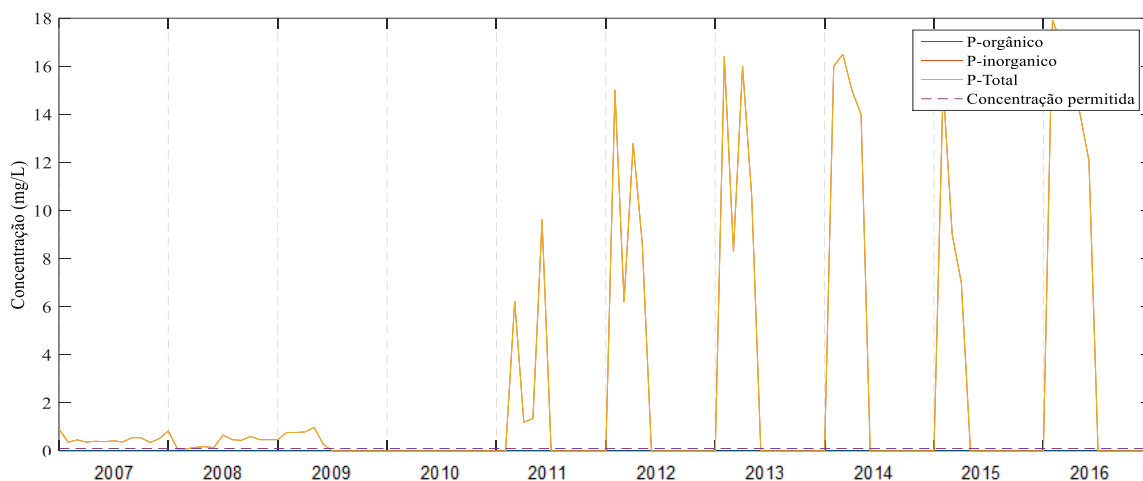
As vazões geradas no PISG influem diretamente na qualidade das águas do quarto trecho do rio Piranhas. Devido a maior área fertilizada, 2514,86 ha, no PISG foram verificadas maiores quantidades de nutrientes disponíveis para serem incorporados ao escoamento superficial, motivo pelo qual o quarto trecho do rio Piranhas apresentou as maiores concentrações de nitrogênio (em comparação com os demais). Durante grande parte do período simulado, a vazão escoada no quarto trecho foi a gerada no PISG, devido à ausência de escoamentos a jusante do reservatório São Gonçalo em tais meses, o que favoreceu o não atendimento dos padrões para rios enquadrados na classe 2, já que não houveram diluições dos efluentes agrícolas. Os perfis para as espécies nitrogenadas e para o nitrogênio total para o quarto trecho do rio Piranhas, dados discutidos na assertiva anterior, podem ser observados na Figura 49.

Figura 49 – Concentração das formas de nitrogênio para o quarto trecho do rio – CENÁRIO 2.



As concentrações de fósforo orgânico, inorgânico e total estão presentes na Figura 50. Como já elencado, em boa parte do período simulado, a vazão gerada no quarto trecho do rio foi a própria contribuição do PISG, este por sua vez, por possuir uma grande área, é responsável por maiores vazões geradas e maior quantidade de nutrientes disponíveis na superfície do solo. Mesmos em determinados meses de maior vazão a montante, a afluição não foi suficiente para diluir as concentrações de fósforo provenientes do PISG, desta maneira, as concentrações de fósforo total permaneceram, na maioria dos meses, com valores acima dos $0,1 \text{ mg.L}^{-1}$ permitidos pela CONAMA 357/2005.

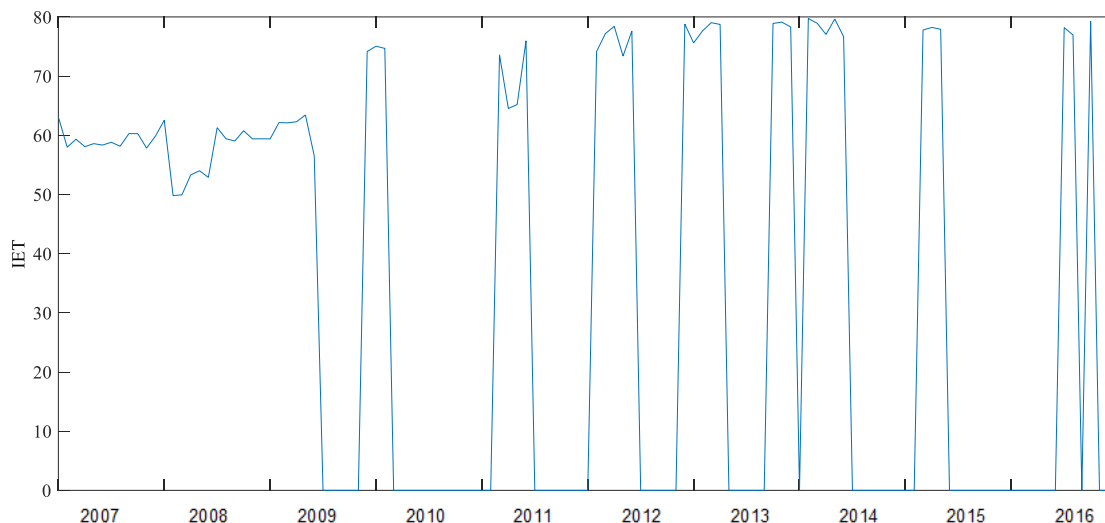
Figura 50 – Concentração das formas de nitrogênio para o quarto trecho do rio – CENÁRIO 2.



Na Figura 51 encontram-se os resultados para o IET do quarto trecho do rio Piranhas. Por meio dos dados dos IET, segundo a classificação de Lamparelli (2004) para rios, o nível trófico variou de Mesotrófico a Supereutrófico, situação crítica em termos da presença de

nutrientes, o que acarreta diversas outras problemáticas para a biota aquática e, consequentemente, dificulta a utilização desses recursos hídricos, tanto na extensão do presente rio, como para localidades situadas a jusante.

Figura 51 – Índice de Estado Trófico para o quarto trecho do rio Piranhas – CENÁRIO 2.

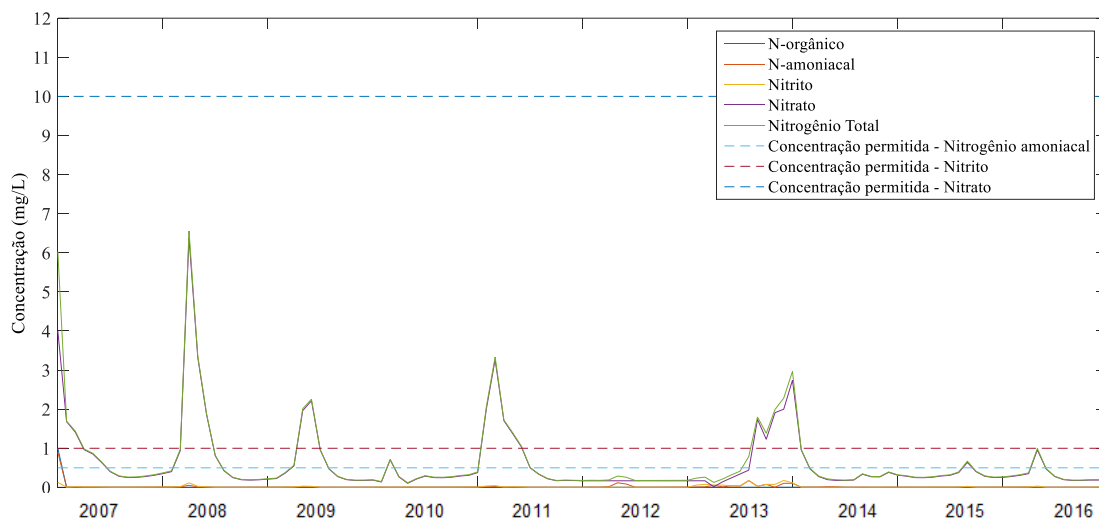


5.7 Resultados do cenário 3

A partir desse cenário, os resultados discutidos envolvem a influência da contribuição das águas do PISF no sistema estudado, porém, para essas circunstâncias, as cargas agrícolas só serão inseridas nos procedimentos de modelagem no cenário 4.

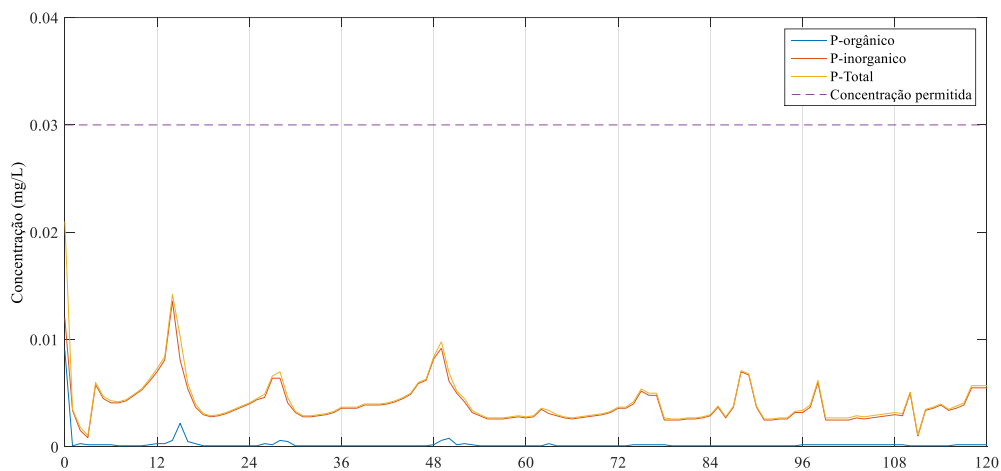
Na Figura 52 estão presentes os resultados referentes as concentrações de nitrogênio orgânico, amoniacal, nitrito, nitrato e nitrogênio total para o reservatório Engenheiro Ávidos. Mesmo com um novo aporte de nitrogênio no reservatório, as concentrações permaneceram dentro dos limites definidos pela CONAMA 357/2005 para todos os meses analisados. Esses valores podem ser justificados pelo fato do reservatório permanecer com volume armazenado que favoreça o amortecimento e diluição das cargas lançadas, além do mais, a contribuição de nitrogênio por parte das águas da transposição não se mostrou elevada, já que as mesmas possuem qualidade satisfatória em termos do enquadramento dos corpos d'água. De maneira similar ao primeiro cenário, também foi verificada maiores concentrações de nitrogênio no reservatório nos meses de grandes afluências, as maiores da série.

Figura 52 – Concentração das formas de nitrogênio para o reservatório Engenheiro Ávidos – CENÁRIO 3.



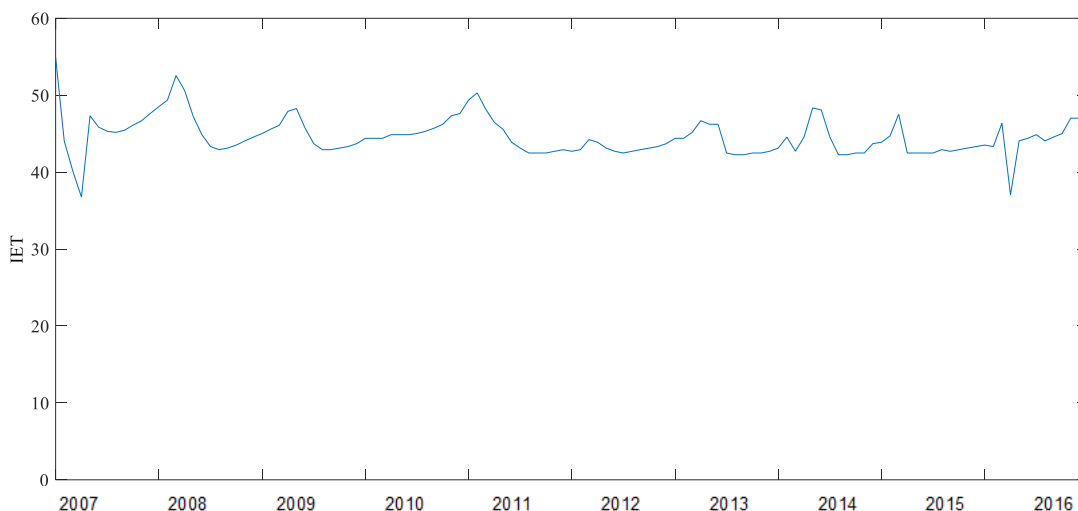
Para as formas fosfatas e o fósforo total, os resultados encontram-se na Figura 53. O valor de 0,03 para ambientes lênticos enquadrados na classe 2 não foi ultrapassado em nenhum dos meses, desta forma, o reservatório apresentou capacidade de diluição para as cargas de fósforo afluentes (situação similar a encontrada no Cenário 1, cujos resultados encontram-se na Figura 23).

Figura 53 – Concentração das formas de fósforo para o reservatório Engenheiro Ávidos – CENÁRIO 3.



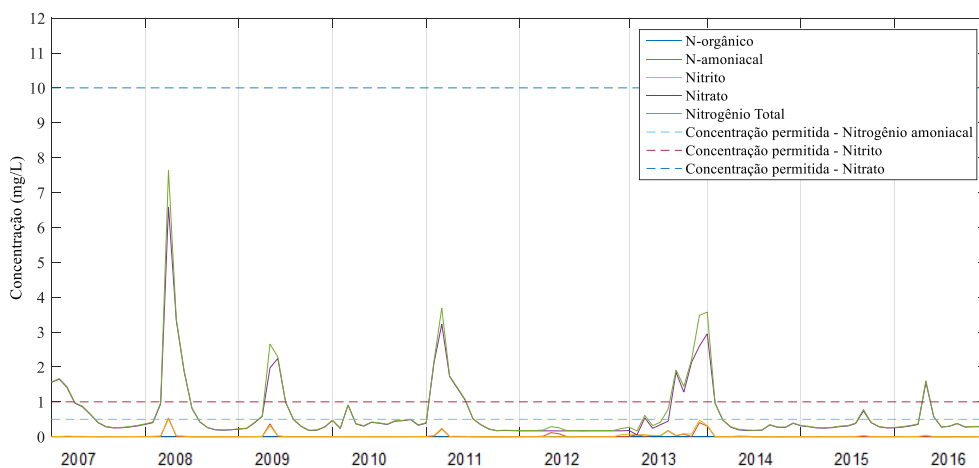
Na Figura 54 encontra-se a variação mensal do IET para o reservatório Engenheiro Ávidos, sendo possível observar que o maior valor encontrado corresponde a 54.9233. De acordo com a classificação proposta por Lamparelli (2004), esse valor compreende ao nível mesotrófico, com concentrações de nutriente, na maioria das vezes, dentro dos parâmetros de qualidade.

Figura 54 – Índice de Estado Trófico para o reservatório Engenheiro Ávidos – CENÁRIO 3



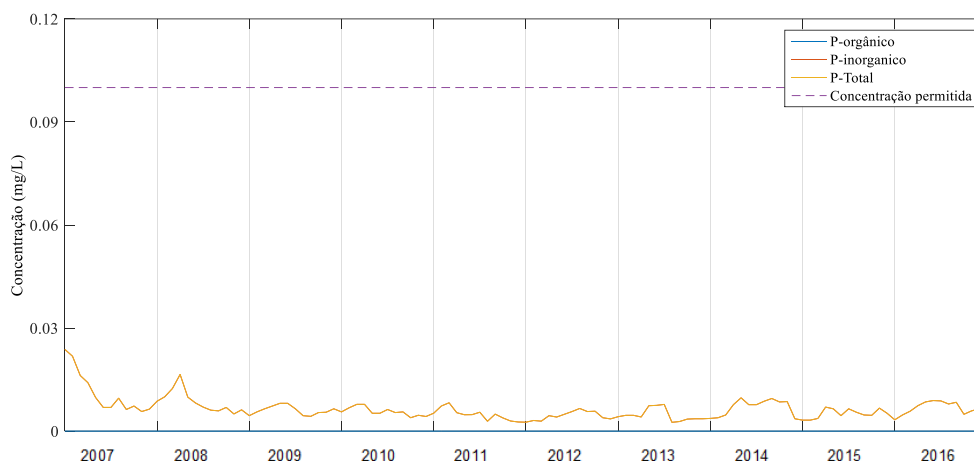
Para o primeiro trecho do rio, a Figura 55 compreende os resultados da modelagem das formas nitrogenadas, sendo possível verificar que todas as concentrações estiveram dentro dos limites estabelecidos pela CONAMA 357/2005. Esse fato está relacionado aos baixos níveis de nitrogênio presentes na vazão defluente do reservatório Engenheiro Ávidos.

Figura 55 – Concentração das formas de nitrogênio para o primeiro trecho do rio Piranhas – CENÁRIO 3.



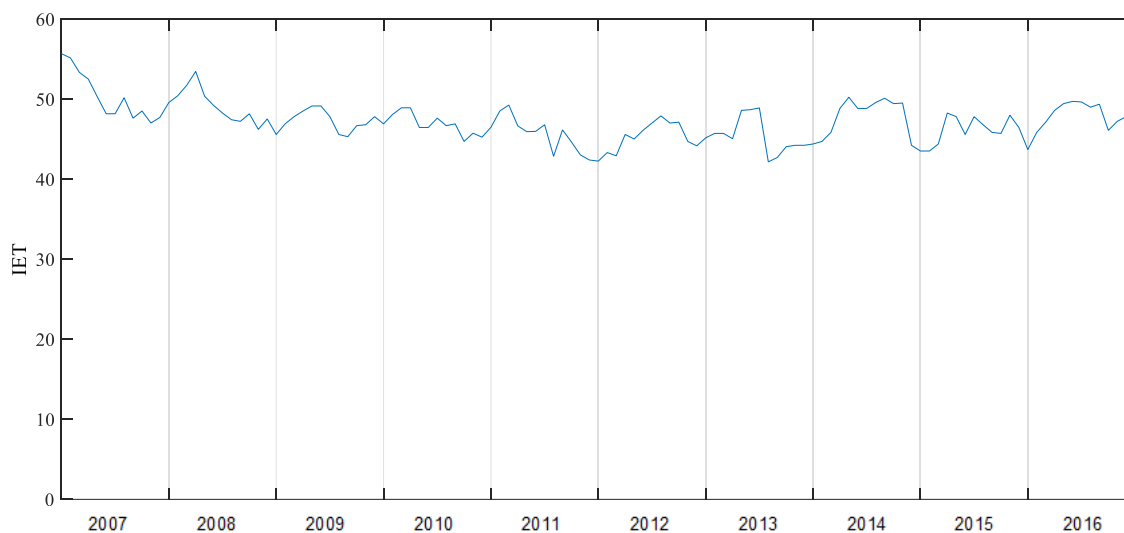
Assim como no caso do nitrogênio, as concentrações de fósforo no primeiro trecho do rio Piranhas também permaneceram com concentrações inferiores ao maior permitido pela CONAMA 357/2005. Os citados resultados podem ser visualizados por meio da Figura 56.

Figura 56 – Concentração das formas de fósforo para o primeiro trecho do rio Piranhas – CENÁRIO 3.



A variação mensal do IET para o primeiro trecho do rio pode ser visualizada por meio da Figura 57. As baixas concentrações de fósforo implicaram em níveis tróficos que indicam baixa interferência antrópica, com reduzida produtividade da biomassa. O maior valor para o IET corresponde a 55,6821, relacionado ao nível Mesotrófico, de acordo com a classificação proposta por Lamparelli (2004)

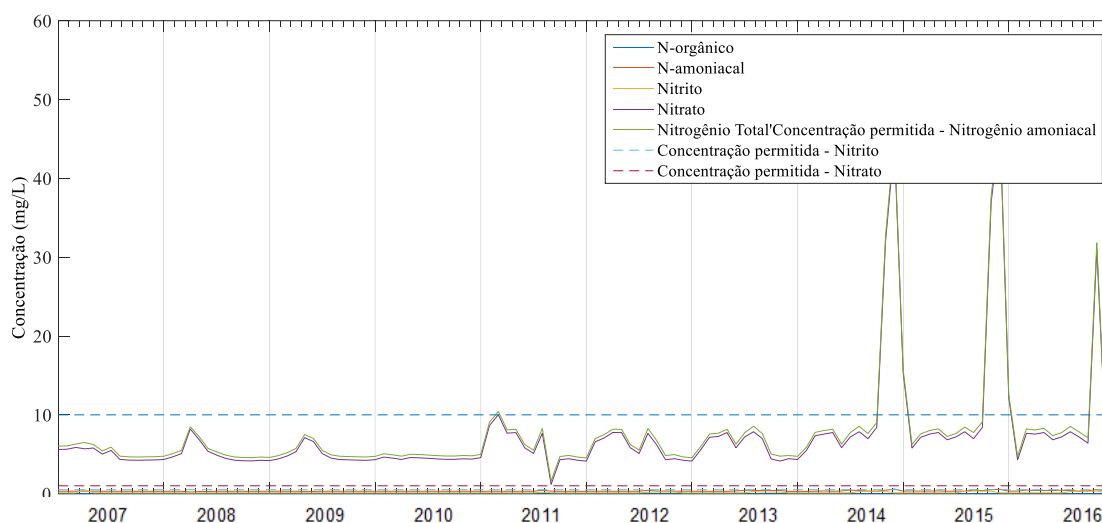
Figura 57 – Índice de Estado Trófico para o reservatório Engenheiro Ávidos – CENÁRIO 3



A Figura 58 corresponde aos resultados das formas nitrogenadas e nitrogênio total para o segundo trecho do rio, sendo possível verificar menores concentrações se comparado ao cenário 1. A maior vazão presente nesse trecho de rio, devido a contribuição do PISF, proporcionou maior diluição dos efluentes, principalmente os provenientes do município de Nazarezinho. Nos meses onde o rio apresentou baixas vazões, nos períodos de seca, as

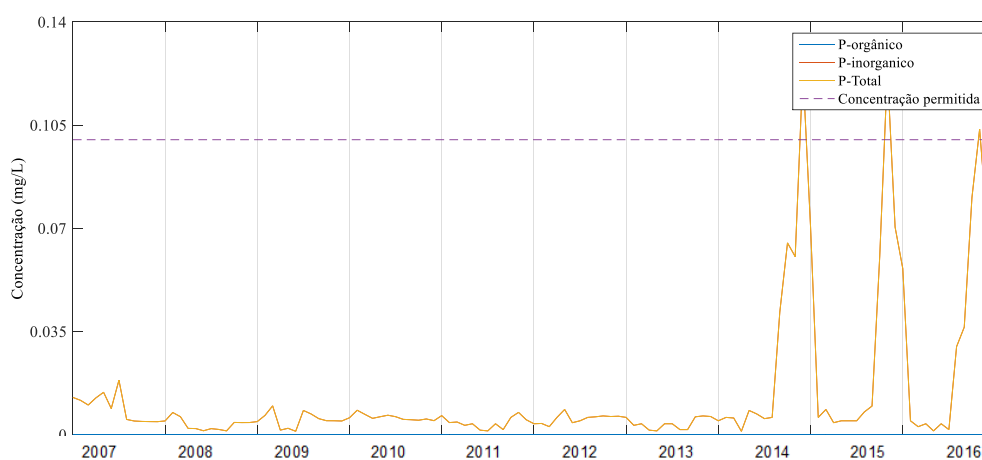
concentrações das formas nitrogenadas superaram os limites estabelecidos pela CONAMA 357/2005 (mesmo com a contribuição das águas do PISF).

Figura 58 – Concentração das formas de nitrogênio para o segundo trecho do rio Piranhas – CENÁRIO 3.



Para o fósforo, a partir do ano de 2014 foram encontradas concentrações superiores ao limite definido pela legislação, fato que também ocorreu nos anos 2015 e 2016, conforme mostrado na Figura 59. Nos respectivos períodos, a vazão do rio Piranhas foi inferior à dos esgotos de Nazarezinho, o que interferiu negativamente no processo da diluição.

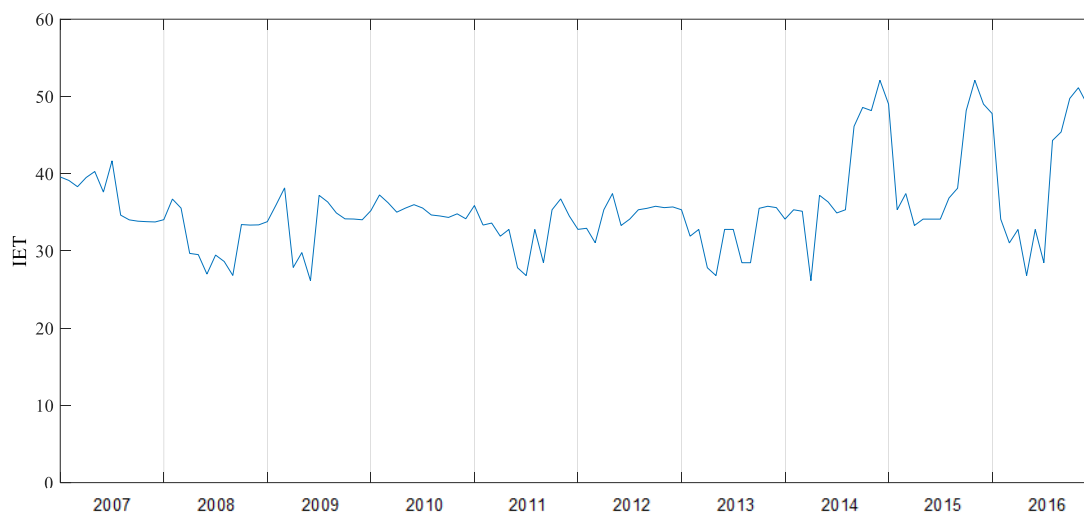
Figura 59 – Concentração das formas de fósforo para o segundo trecho do rio Piranhas – CENÁRIO 3.



O IET para o segundo trecho do rio pode ser visualizado na Figura 60. Os valores do IET variaram de 26,15 a 52,09, correspondendo aos níveis Ultraoligotróficos e Mesotrófico, respectivamente. Dessa forma, a situação mais crítica correspondeu ao nível Mesotrófico,

diferentemente do cenário 1, por exemplo, em que foram recorrentes ambientes Supereutróficos, devido as menores vazões escoadas no rio Piranhas nesses períodos.

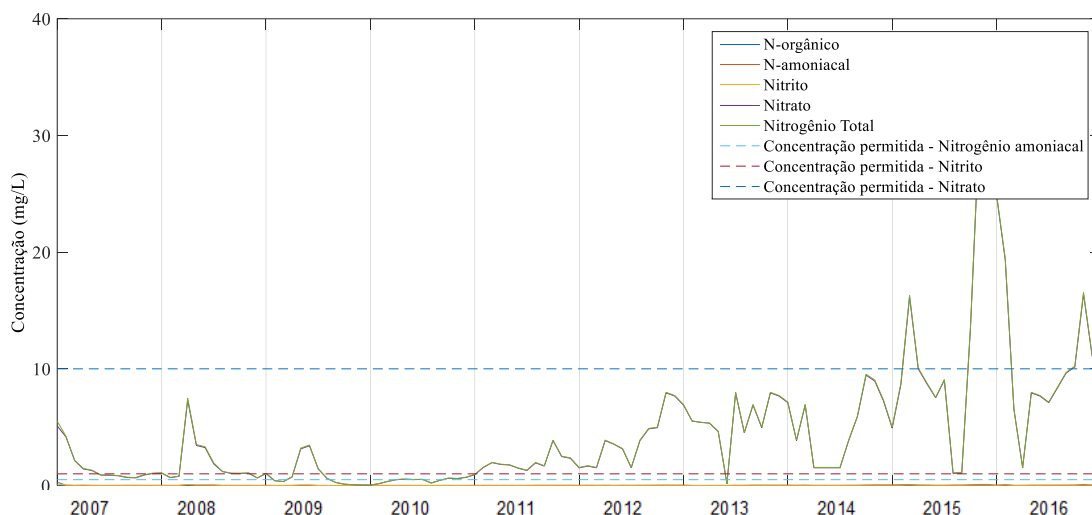
Figura 60 – Índice de Estado Trófico para o segundo trecho do rio Piranhas – CENÁRIO 3.



A contribuição da vazão firme do PISF, além de impacto significativo no aspecto quantitativo, como mostrado no item 5.2, também apresentou significativas alterações em seu aspecto qualitativo, em termos dos nutrientes estudados. Na Figura 61 encontram-se as variações das concentrações das frações nitrogenadas e do nitrogênio total para o reservatório São Gonçalo, levando em consideração a influência das águas do PISF.

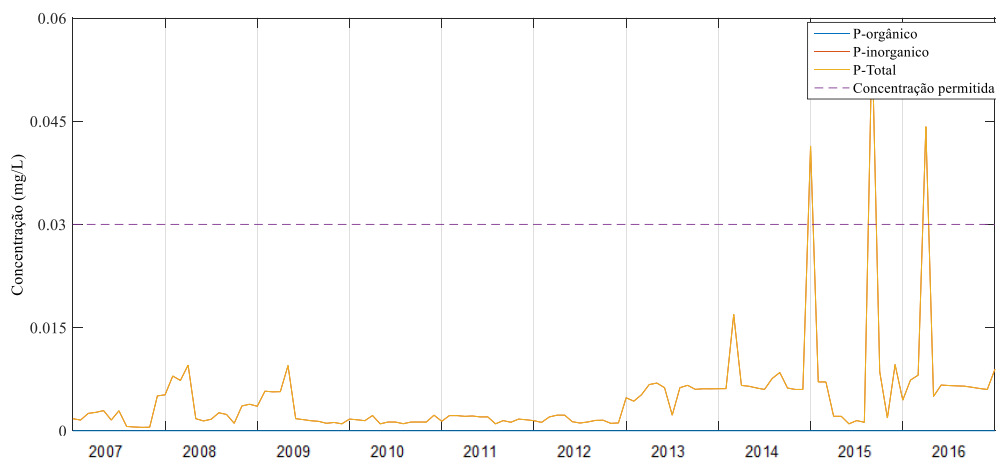
Durante os cinco primeiros anos de simulação, todas as formas de nitrogênio permaneceram em concentrações abaixo dos níveis aceitáveis para reservatórios enquadrados na classe 2. Neste período, o reservatório de São Gonçalo permaneceu com sua capacidade máxima de armazenamento, 44,6 hm³, o que influenciou em seu potencial de autodepuração e diluição dos efluentes. A partir de 2012 ocorreram oscilações nas concentrações, uma vez que em curtos períodos o reservatório teve grande variação de seu volume. Nos meses com menor volume armazenado, as concentrações foram as mais elevadas, atingindo valores de 30,1790 mg. L⁻¹ para o nitrato, concentração esta em dissonância com a resolução CONAMA 357/2005, conforme destaca as Figura 61.

Figura 61 – Concentração das formas de nitrogênio para o reservatório São Gonçalo – CENÁRIO 3.



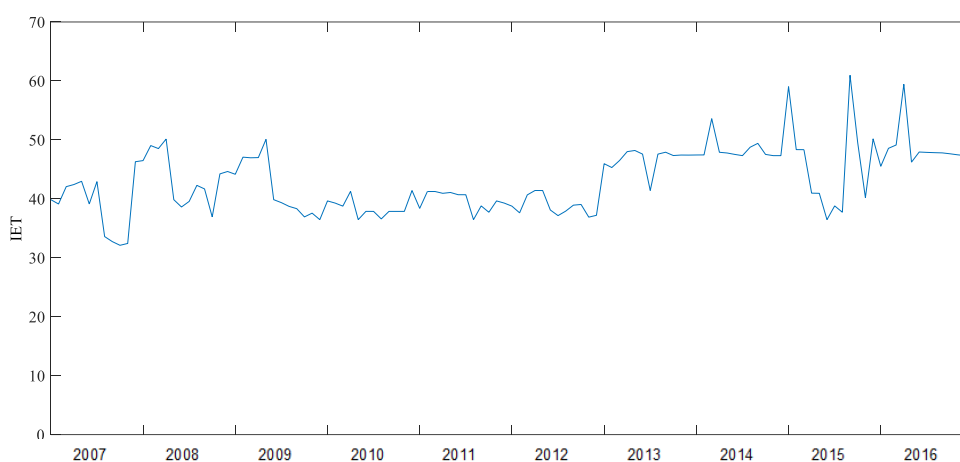
O acréscimo da vazão firme do PISF, pelo eixo Norte, também foi importante para as concentrações de fósforo no reservatório São Gonçalo, como pode ser visualizado a partir da Figura 62. Em estudo realizado com 33 reservatórios do semiárido brasileiro, Toné (2016) constatou que a grande variabilidade do volume dos reservatórios analisados influi de maneira significativa nas concentrações de fósforo. Para o reservatório São Gonçalo, durante os meses de baixa afluência, com lâmina d'água igual ou próxima ao volume morto, a concentração de fósforo total chegou a atingir valores de 0,041, 0,65 e 0,045 mg.L^{-1} (essas concentrações correspondentes aos picos presentes na Figura 62), superiores a 0,1 mg.L^{-1} , este sendo o limite correspondente a classe 2. Neste caso, durante os períodos de menor afluência, as concentrações de nutrientes tendem a se elevar nos reservatórios. Mesmo assim, no atual cenário, as concentrações de fósforo foram inferiores as encontradas para a simulação em que não foi considerada a influência da transposição.

Figura 62 – Concentração das formas de fósforo para o reservatório São Gonçalo – CENÁRIO 3.



Em relação ao estado trófico, a Figura 63 corresponde aos valores do IET para o reservatório São Gonçalo, com valor máximo de 69,96. De acordo com a classificação de Lamparelli (2004), o valor destacado para o IET compreende o nível Hipereutrófico. Ainda em relação a Figura 63, é possível observar que até o sexto ano de simulação os valores para o IET permaneceram em níveis inferiores, fato que pode ser justificado pela menor concentração de fósforo nesses períodos, onde o reservatório possuiu maior poderiu de diluição das cargas lançadas.

Figura 63 – Índice de Estado Trófico para o reservatório São Gonçalo – CENÁRIO 3.

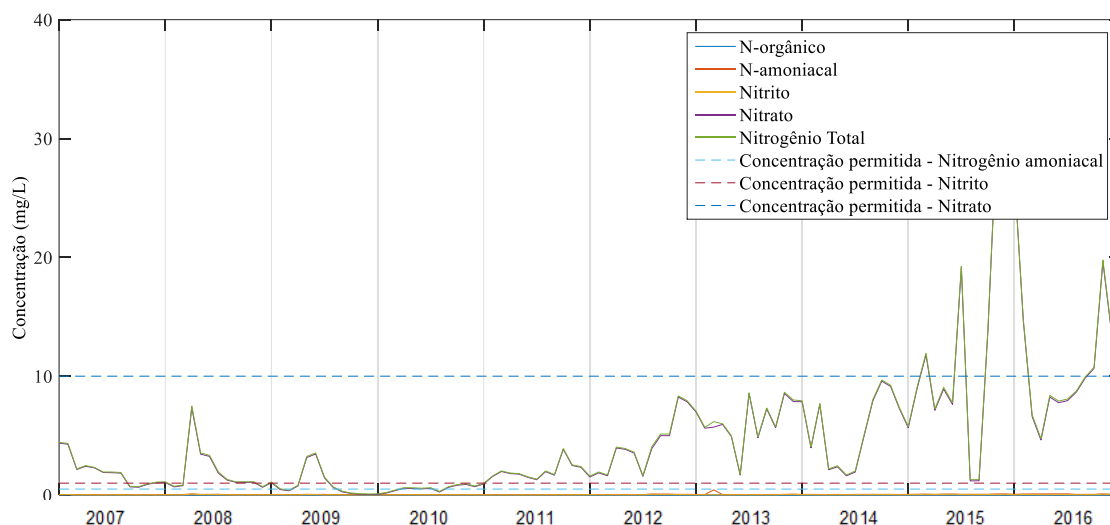


Desta forma, mesmo com a contribuição das águas do PISF, nos meses em que a seca agrediu o sistema estudado de maneira mais severa, os níveis de nutrientes no reservatório São Gonçalo foram acentuados, se mantendo acima dos valores máximos definidos pela CONAMA 357/2005. Além do mais, a falta de tratamento dos efluentes dos municípios considerados, devido ao baixo nível de saneamento da região, é crucial para o comprometimento da qualidade das águas, não apenas do reservatório São Gonçalo, mas de todos os corpos hídricos do sistema da bacia hidrográfica (ANA, 2016).

As concentrações de nitrogênio e fósforo no terceiro trecho do rio Piranhas variaram conforme a qualidade das águas do reservatório São Gonçalo. Em relação ao nitrogênio e suas formas estudadas, os respectivos resultados podem ser vistos na Figura 64. Durante os anos em que o reservatório apresentou volume armazenado correspondente a sua capacidade máxima, os níveis de nitrogênio no terceiro trecho do rio mantiveram-se dentro dos padrões da CONAMA 357/2005, além do mais, como nesses períodos maior vazão foi escoada pelo rio, menor contribuição de nitrogênio amoniacal pelo sedimento de fundo foi constatada. A

partir de junho de 2011, maiores concentrações de nitrogênio foram observadas, com valores superiores ao máximo definido pela supracitada legislação.

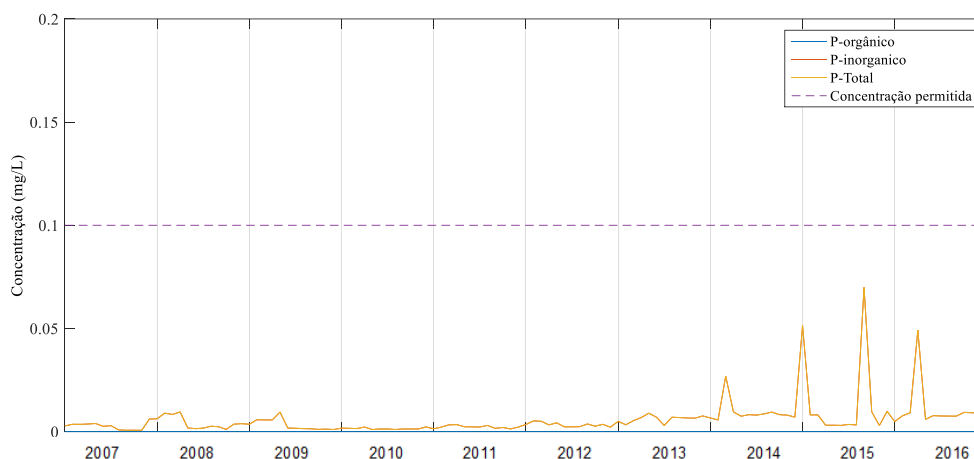
Figura 64 – Concentração das formas de nitrogênio para o terceiro trecho do rio Piranhas – CENÁRIO 3.



Já em relação ao fósforo, os perfis de fósforo orgânico, inorgânico e total podem ser examinados por meio da Figura 65, sendo possível verificar baixos níveis de fósforo nos primeiros anos de simulação, com maiores concentrações a partir de 2012, onde a água vertida pelo reservatório São Gonçalo apresentou maiores cargas de material fosfatado.

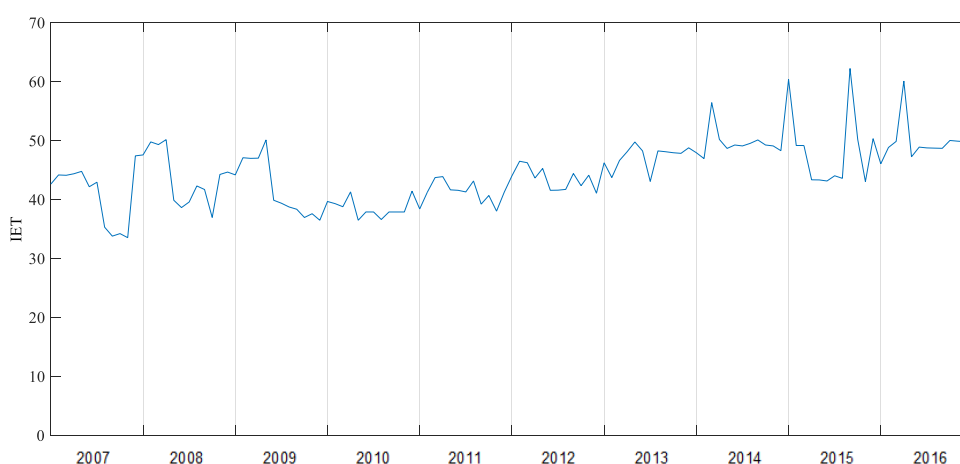
Segundo Von Sperling (2007), a sedimentação de fósforo orgânico é um importante mecanismo para a remoção de fósforo da massa líquida, o que pode justificar a menor concentração dessa parcela ao fim dos meses, além do mais, o balanço de massa é mensal, ou seja, período suficiente para a conversão total, ou de grande parte, da forma orgânica para a inorgânica. As maiores concentrações de fósforo no terceiro trecho do rio correspondem aos meses em que o reservatório São Gonçalo possuiu elevadas concentrações.

Figura 65 – Concentração das formas de fósforo para o terceiro trecho do rio Piranhas – CENÁRIO 3.



Por ser calculado em função das concentrações de fósforo total, além de ter relação direta com a quantidade desse elemento na água, o IET foi maior para os meses em que a concentração de fósforo total foi superior, em específico, nos meses de outubro dos anos de 2014, 2015 e 2016, como mostrado na Figura 66. Todos esses resultados correspondem ao nível eutrófico, com possibilidade de ocorrência de problemas devido ao incremento da produtividade.

Figura 66 – Índice de Estado Trófico para o terceiro trecho do rio Piranhas – CENÁRIO 3.

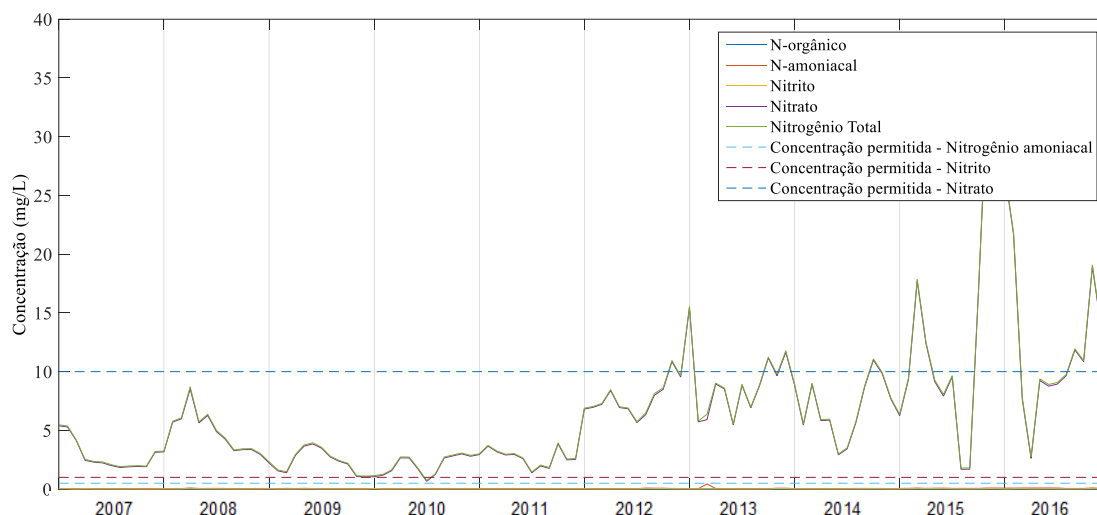


Como para o presente cenário não foram consideradas as cargas agrícolas, as concentrações iniciais do quarto trecho do rio Piranhas são justamente as finais do trecho anterior. A ausência de lançamentos pontuais de efluentes ao longo desse trecho fez com que não ocorressem aportes substanciais de nitrogênio ou fósforo. Assim, para o nitrogênio, a única entrada desse elemento na massa líquida foi pela ressuspensão da amônia. Já para o

fósforo, o fluxo vertical ascendente da forma inorgânica foi a via de entrada externa desse elemento.

Sobre essa perspectiva, a Figura 67 corresponde a dinâmica comportamental do nitrogênio no quarto trecho do rio.

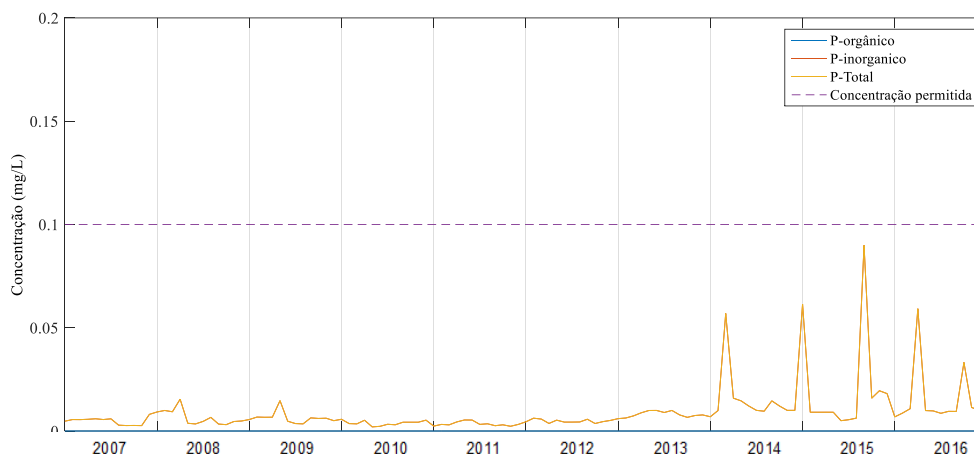
Figura 67 – Concentração das formas de nitrogênio para o quarto trecho do rio Piranhas – Cenário 3.



Na Figura 68 estão presentes as concentrações de fósforo orgânico, inorgânico e total. Como não houveram contribuições de fósforo orgânico, desde o terceiro trecho do rio essa parcela vem sendo reduzida, atingindo valores de zero para alguns meses. No caso do fósforo, a conversão a formas inorgânica e a sedimentação foram responsáveis por tais resultados, no caso do nitrogênio, os processos de conversão se fizeram presentes.

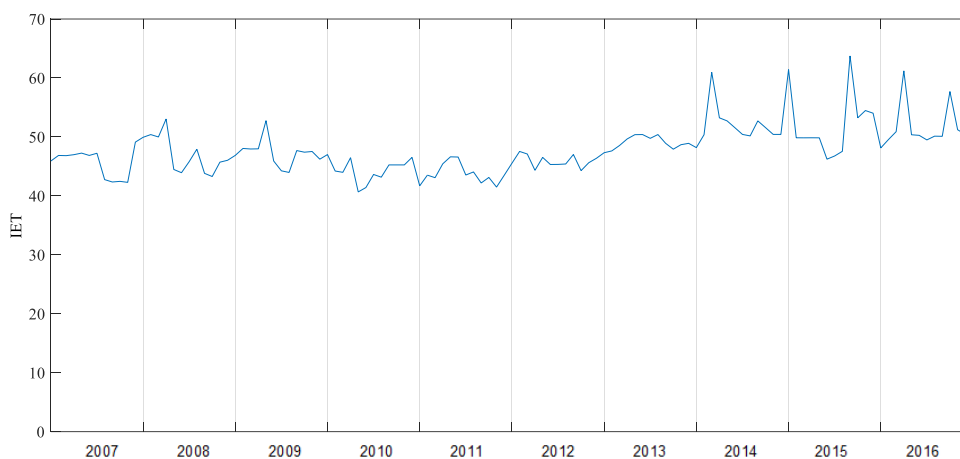
Ainda em relação a Figura 68, concentrações mais elevadas de fósforo no quarto trecho do rio corresponderam aos meses em que o reservatório São Gonçalo, localizado a montante, teve menores volumes de água acumulados e, conseqüentemente, reduzida capacidade de atenuar as cargas fosfatadas lançadas. Assim, problemas gerados em um local podem ser ecoados a dezenas de quilômetros de distância, afetando uma série de atores envolvidos com os recursos hídricos.

Figura 68 – Concentração das formas de fósforo para o quarto trecho do rio Piranhas – CENÁRIO 3.



Os resultados do cálculo do IET para o quarto trecho do rio encontram-se na Figura 69, com o valor de 63,73 sendo o mais expressivo, o que corresponde ao estado Supereutrófico. No início do período simulado, níveis Oligotróficos foram observados, devido a menores concentrações de fósforo para esses meses.

Figura 69 – Índice de Estado Trófico para o quarto trecho do rio Piranhas – CENÁRIO 3.



5.8 Resultados do cenário 4

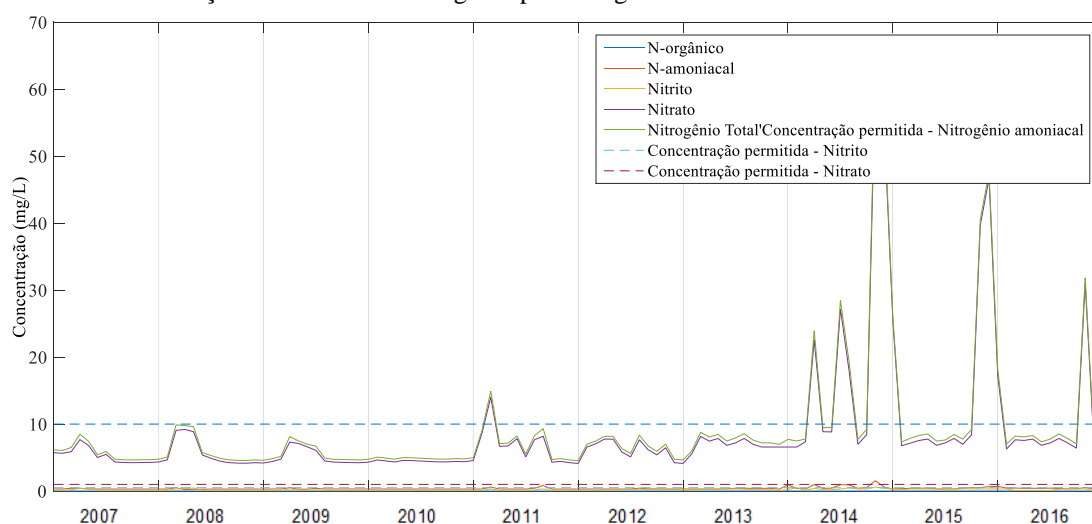
De maneira análoga ao cenário três, como o reservatório Engenheiro Ávidos e o primeiro trecho do rio Piranhas não são receptores de efluentes agrícolas, os resultados e as respectivas discussões no presente cenário partiram do segundo trecho do rio Piranhas.

O comportamento das formas nitrogenadas e do nitrogênio total para o segundo trecho do rio é exposto na Figura 70, sendo observada elevação das concentrações de nitrogênio.

Assim como no Cenário 2, a concentração de nitrogênio no segundo trecho do rio sofreu acréscimos, devido a influência da área agrícola 1, porém, para o presente caso, a contribuição das águas do PISG favoreceu maior diluição de tais efluentes, embora concentrações acentuadas também foram observadas. A partir de 2014, concentrações de formas nitrogenadas acima dos limites estabelecidos pela CONAMA 357/2005 foram frequentes. Esses resultados evidenciam a problemática das cargas agrícolas em corpos hídricos, que também é recorrente em outras localidades.

Segundo Eilers (2003), a erosão associada é uma das principais causas da redução da qualidade da água de rios nos Estados Unidos, como consequências, tem-se pesadas perdas econômicas e ambientais. Ao contrário das fontes pontuais, fontes difusas atingem extensas áreas, com consequências crônicas para o meio ambiente.

Figura 70 – Concentração das formas de nitrogênio para o segundo trecho do rio Piranhas – CENÁRIO 4.

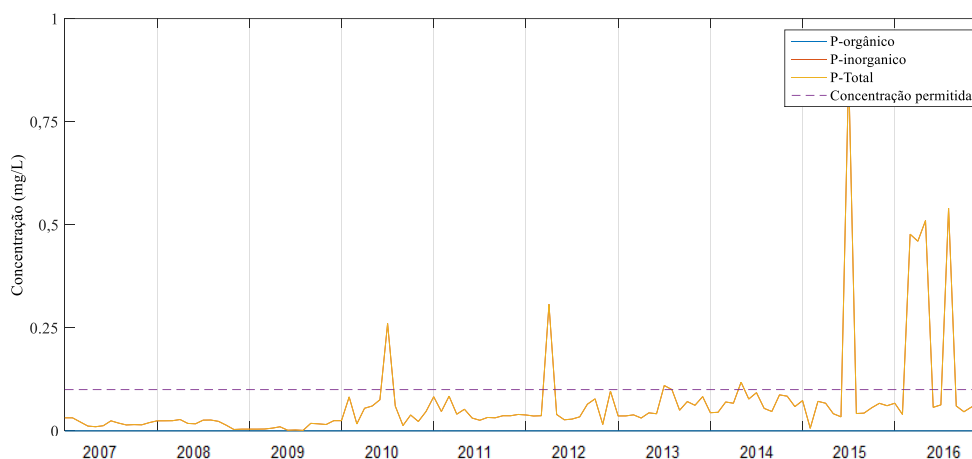


Para o segundo trecho do rio, os fertilizantes fosfatados disponíveis na superfície do solo também favoreceram o aumento dos níveis desse elemento na água, esses resultados podem ser verificados por meio da Figura 71. Concentrações de $0,87 \text{ mg.L}^{-1}$ de fósforo foram observadas, a maior do perfil mostrado na Figura 71, esse valor é de 8,7 vezes superior à concentração mais elevada encontrada para o cenário sem a contribuição dos efluentes agrícolas (cenário 3).

O fósforo espalhado na superfície do solo se comporta segundo a teoria do filme (ZHANG *et al.*, 1997) e, mediante água suficiente, mistura-se com o solo em alta concentração em uma camada de poucos centímetros (em geral, de 0 a 2,5 cm no caso da semeadura direta), conforme Pote *et al.* (1999) e Sharpley *et al.* (1994). Assim práticas de cultivos conservacionistas para áreas localizadas no entorno de corpos hídricos são uma alternativa para reduzir o aporte desse nutriente para a água.

O não-revolvimento do solo, exceto numa pequena faixa para a semeadura, associado à manutenção da cobertura vegetal superficial são fatores fundamentais para minimizar a ação erosiva da chuva e enxurrada (DERPSCH *et al.*, 1991).

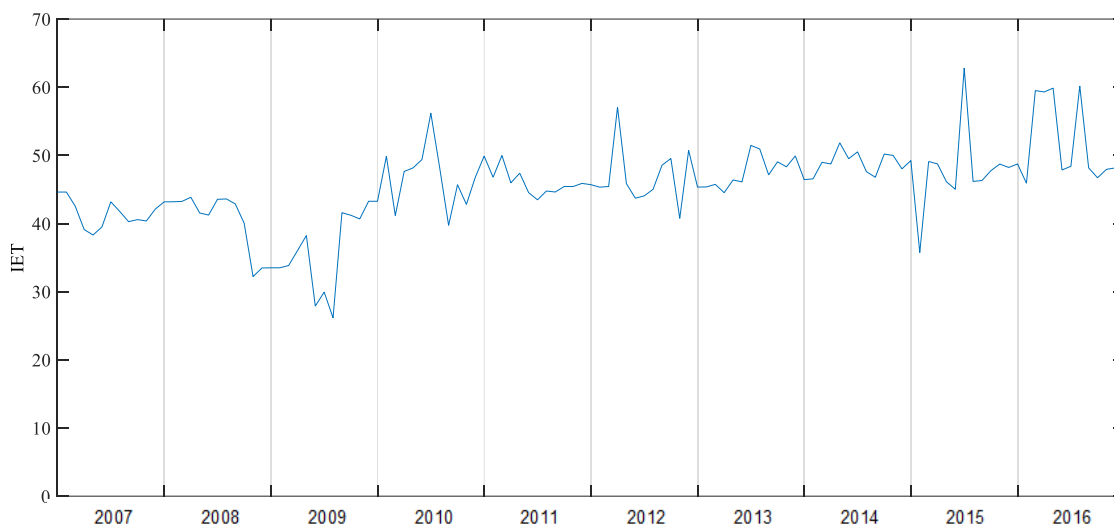
Figura 71 – Concentração das formas de fósforo para o segundo trecho do rio Piranhas – CENÁRIO 4.



A variação mensal do IET para o segundo trecho do rio está presente na Figura 72, com valores de IET entre 26,16 e 62,79, o que, segundo Lamparelli (2004) representam níveis Ultraoligotrófico e Supereutróficos. Em comparação aos valores do IET para o cenário 3, Figura 59, cujos meses de maior produtividade culminaram em níveis mesotróficos, no cenário atual foram observados níveis tróficos mais elevados, o que reforça o incremento de nutrientes associados as práticas agrícolas.

Em ambientes Supereutróficos, por exemplo, os impactos e prejuízos ambientais causados pelo desequilíbrio do ecossistema elevam os custos com o tratamento de água durante a captação para o abastecimento, provocam avarias nas turbinas e nos geradores e tornam a água imprópria para consumo devido as alterações organolépticas. Muitos gêneros de cianobactérias produzem toxinas nocivas tanto para animais quanto para os humanos (TANIWAKI *et al.*, 2011).

Figura 72 – Índice de Estado Trófico para o segundo trecho do rio Piranhas – CENÁRIO 4.



Em relação ao reservatório São Gonçalo, a Figura 73 corresponde ao comportamento das formas nitrogenadas e do nitrogênio total para o presente cenário de estudo, sendo verificadas concentrações mais elevadas do que quando não foi levado em consideração a vazão do PISF.

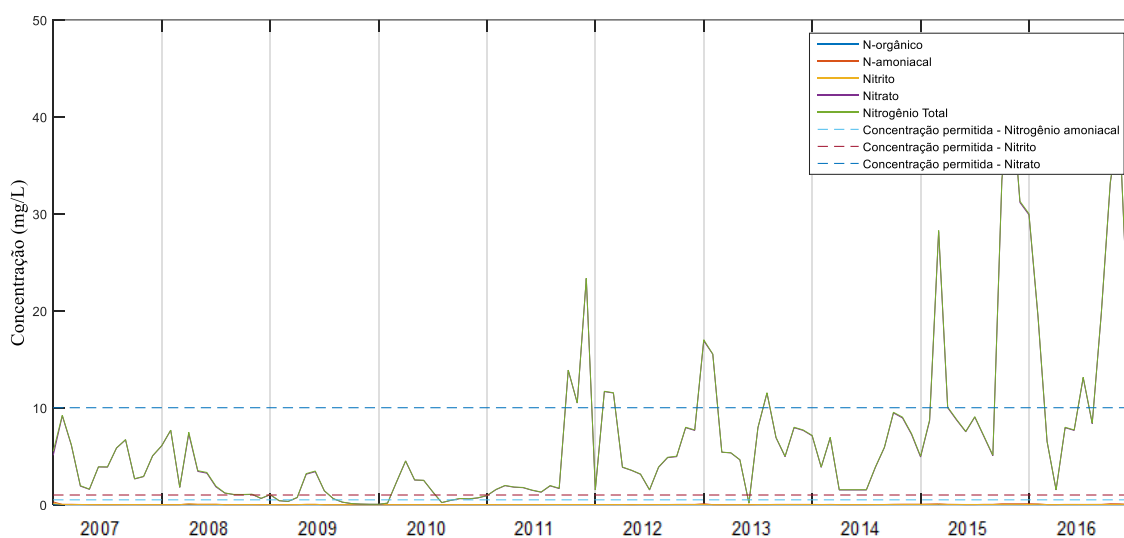
Durante os quatro anos iniciais, mesmo com as contribuições de nitrogênio provenientes da área agrícola 2, todas as formas de nitrogênio permaneceram em concentrações abaixo dos valores máximos definidos pela CONAMA 357/2005, embora seja observado que ocorreram elevações se comparado com o cenário 3 (Figura 61). O mantimento de tais padrões, mesmo com o aumento das cargas afluentes, também pode estar relacionado ao fato da maior vazão vertida nesse período. A vazão liberada por vertimento pode contribuir positivamente para a qualidade da água do mesmo, por meio da renovação das águas do reservatório (TONÉ, 2016).

A variabilidade do volume do reservatório, com valores correspondentes ao volume morto, novamente se mostrou relevante para a deterioração da qualidade da água, em termos de nitrogênio, embora, para esse período, as concentrações tenham se mostrado inferiores as encontradas para o cenário 2.

Concentrações de nitrato acima dos limites estabelecidos também merecem atenção. O excesso de nitrato na água pode afetar a saúde animal ocasionando problemas nos ruminantes (bovinos e ovinos) e alguns monogástricos (equinos) que apresentam certas bactérias no trato digestivo que convertem nitrato em nitrito, levando a uma forma de envenenamento (RESENDE, 2002). A saúde humana pode ser comprometida, pois a ingestão

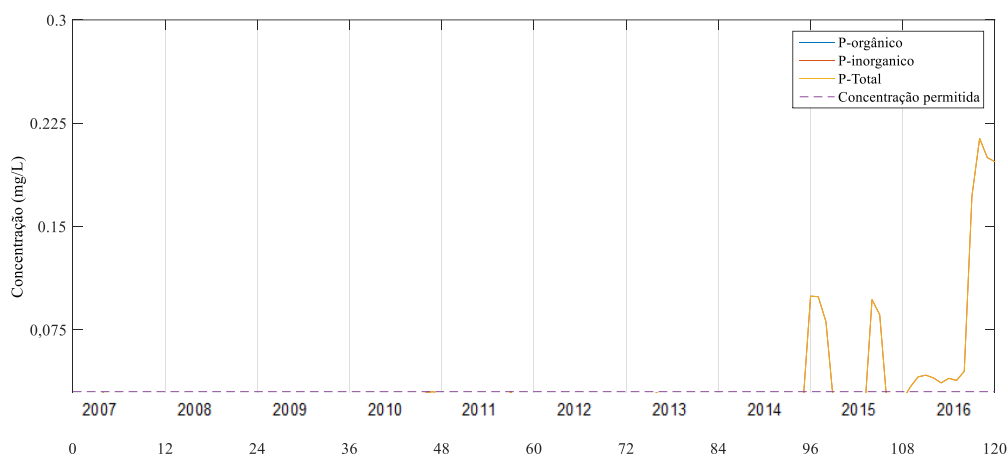
de água com altas concentrações de nitratos e nitritos pode estar relacionada com a incidência de câncer do estômago e do esôfago. Pode também resultar na chamada “síndrome do bebê azul” especialmente perigosa para os bebês menores de seis meses de idade. A criança apresenta-se azulada devido ao quadro de anaerobiose provocado pela ineficiência no transporte de O_2 (COSTA *et al.*, 2016).

Figura 73 – Concentração das formas de nitrogênio para o reservatório São Gonçalo – CENÁRIO 4.



As concentrações de fósforo orgânico, inorgânico e total para o reservatório São Gonçalo estão presentes na Figura 74. A qualidade das águas do reservatório também sofreu impacto negativo das práticas agrícolas, principalmente entre os anos de 2012 e 2016, onde predominou o período de seca, embora as concentrações de fósforo mantiveram-se em todos os meses abaixo dos valores encontrados para o cenário 2, onde não foi considerada o incremento da vazão firme do PISF.

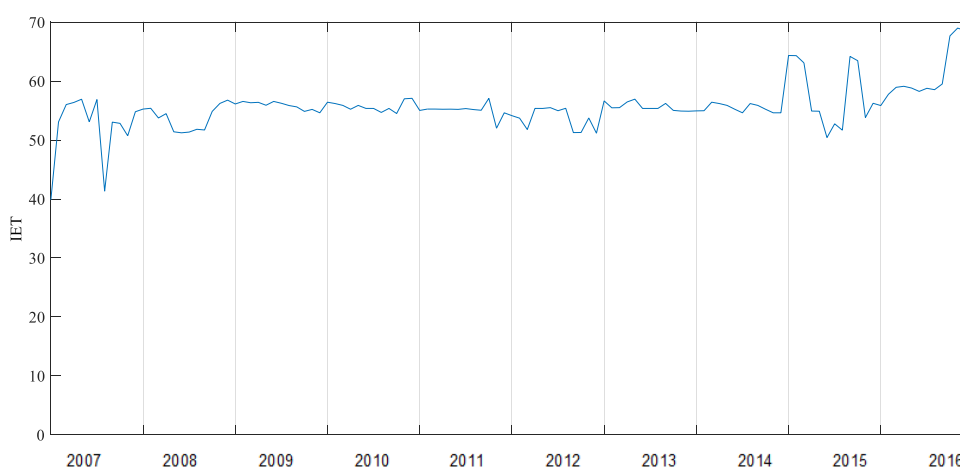
Figura 74 – Concentração das formas de fósforo para o reservatório São Gonçalo – CENÁRIO 4.



A variação mensal do IET para o reservatório São Gonçalo encontra-se na Figura 75, com valor máximo na faixa de 69. Esse valor corresponde ao nível Supereutrófico, nível superior, em termos de produtividade, ao encontrado para o cenário 3.

Como já discutido, também nos demais cenários, durante os períodos simulados ocorreu variação dos valores do IET. Analisando o processo da eutrofização no reservatório de rio Bonito-ES, Trindade e Mendonça (2014), observaram alterações nas classes de trofias em função das precipitações pluviométricas e das estações do ano, algo que corrobora com os resultados obtidos no presente estudo.

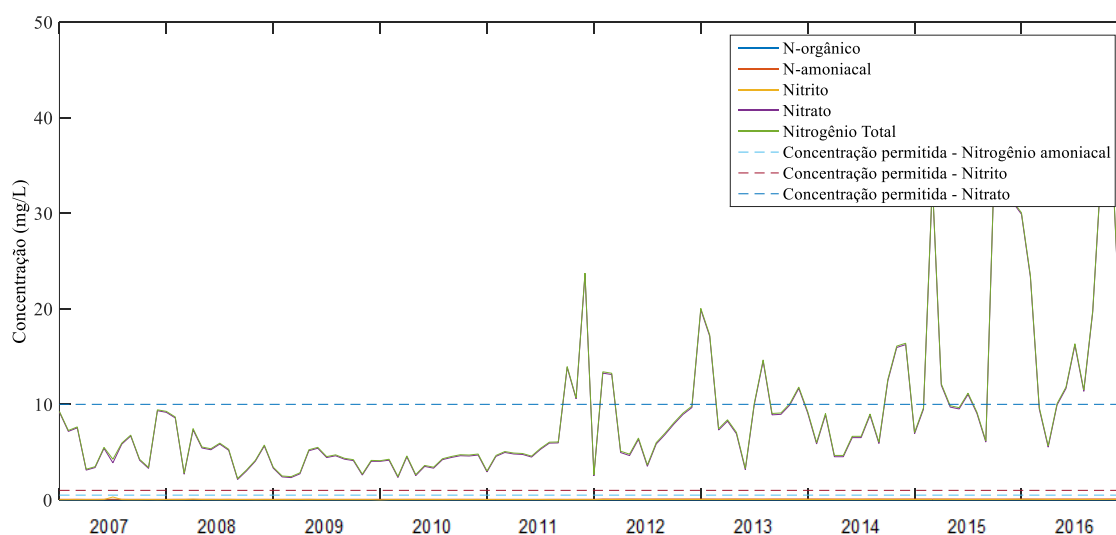
Figura 75 – Índice de Estado Trófico para o reservatório São Gonçalo – CENÁRIO 4.



A dinâmica comportamental para o nitrogênio e suas formas estudadas para o terceiro trecho do rio podem ser visualizadas a partir da Figura 76, sendo possível verificar que a

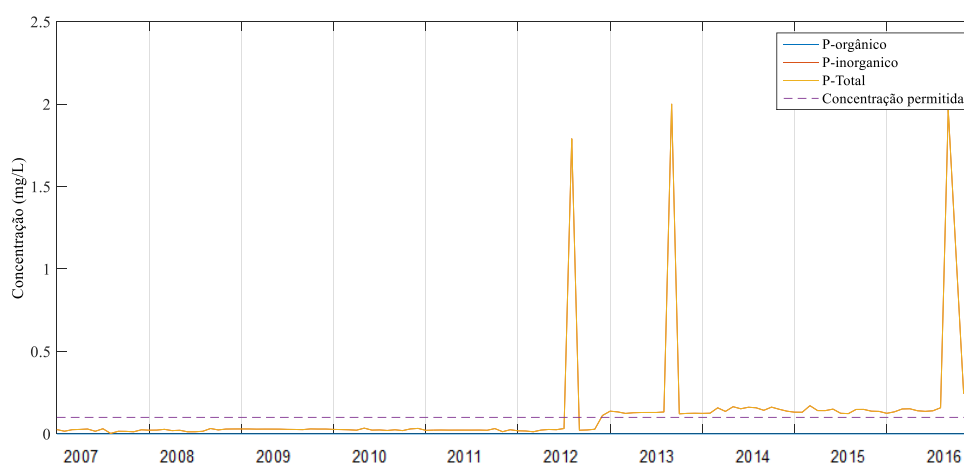
concentração desse elemento no trecho do rio em questão sofreu influência direta das águas do reservatório São Gonçalo, uma vez que a vazão no rio é proveniente das águas do citado reservatório. Durante os meses em que o reservatório apresentou concentrações abaixo dos níveis entalecidos pela CONAMA 357/2005, situação semelhante foi encontrada no rio. Já para os meses de níveis mais elevados, mesmo o rio não tendo contribuições em seu percurso, concentrações acima dos padrões foram reinantes.

Figura 76 – Concentração das formas de nitrogênio para o terceiro trecho do rio Piranhas – CENÁRIO 4.



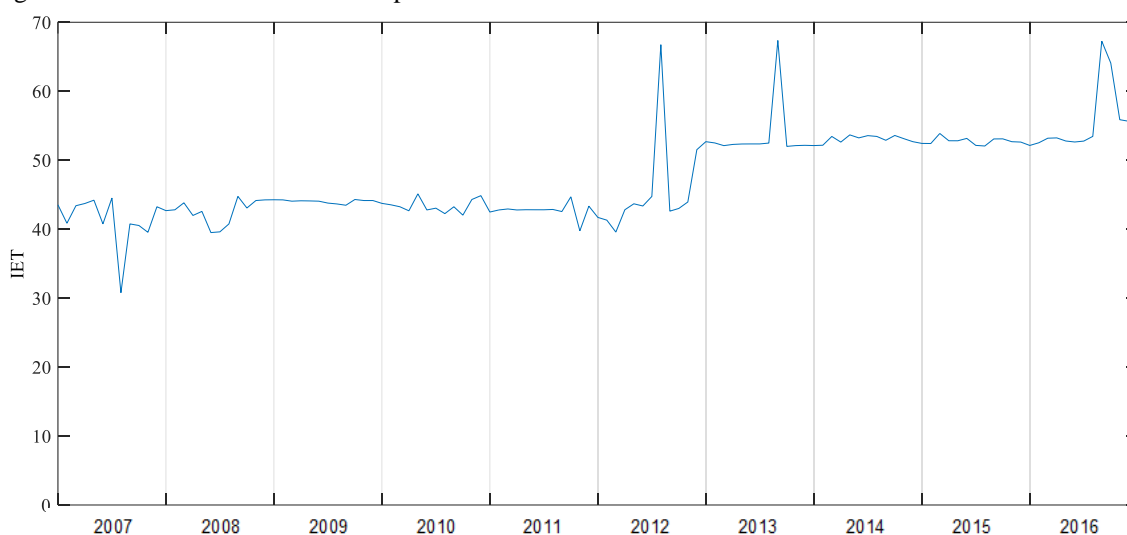
Comportamento similar ao nitrogênio foi observado para o fósforo, no terceiro trecho do rio, com maiores concentrações para os últimos anos de simulação, como mostrado na Figura 77.

Figura 77 – Concentração das formas de fósforo para o terceiro trecho do rio Piranhas – CENÁRIO 4.



Segundo Fia *et al.* (2009), o IET pode funcionar como um registro de atividades humanas nas várias bacias hidrográficas, além de auxiliar na formulação de planos de manejo e gestão de ecossistemas aquáticos, por meio de estratégias que visam a sustentabilidade dos recursos hídricos. Na Figura 78 encontram-se o perfil referente ao IET para o terceiro trecho do rio Piranhas, com maiores valores encontrados a partir de junho de 2011, onde, além de maiores concentrações no reservatório São Gonçalo, as baixas vazões no rio e, conseqüentemente, menores profundidades, favoreceram a ressuspensão de nutrientes para a massa líquida.

Figura 78 – Índice de Estado Trófico para o terceiro trecho do rio Piranhas – CENÁRIO 4.

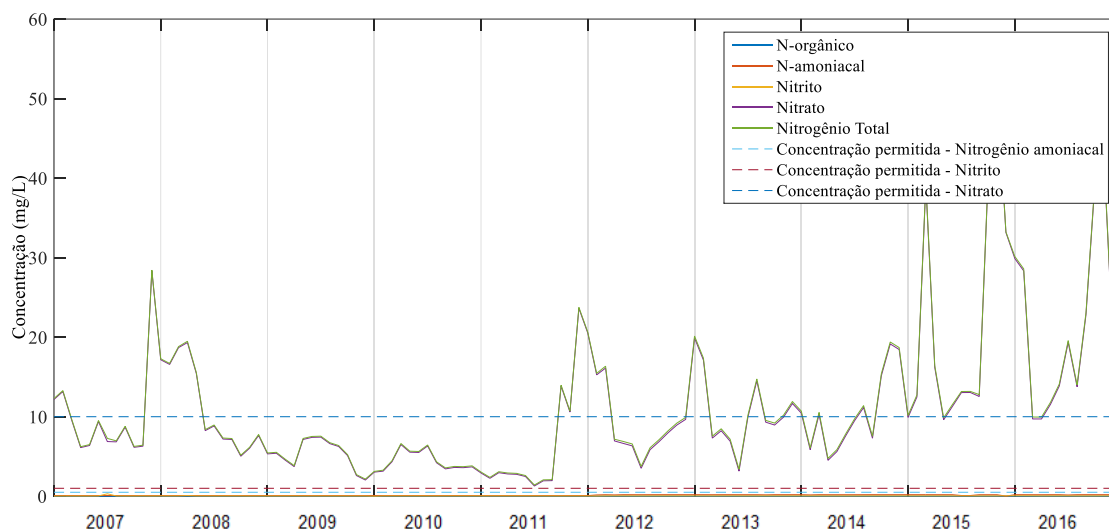


Na Figura 79 podem ser visualizados os resultados das concentrações das formas nitrogenadas e do nitrogênio total para o quarto trecho do rio Piranhas. Como no respectivo cenário foi considerado o acréscimo dos efluentes do PISG, durante os meses em que ocorreram escoamentos superficiais nessa área houve mistura com o terceiro trecho do rio, salientando que em todos os meses foram observadas vazões a jusante de São Gonçalo, embora tais escoamentos sejam na classe de $10^{-8} \text{ hm}^3 \cdot \text{mês}^{-1}$ a partir de junho de 2011, o que reduz a capacidade de diluição dos efluentes.

Por corresponder a situação mais crítica possível, com todos os nutrientes acumulados na área agrícola, estando disponíveis para serem incorporados ao escoamento superficial, elevada massa de nitrogênio foi proveniente do PISG. Desta forma, embora existindo diluição do trecho a montante, a partir de junho de 2011 é possível verificar um aumento das formas nitrogenadas no quarto trecho do rio (Figuras 79). Além do mais, mesmo para menores vazões geradas no PISF, as mesmas foram conduzidas a elevadas concentrações para a calha do rio.

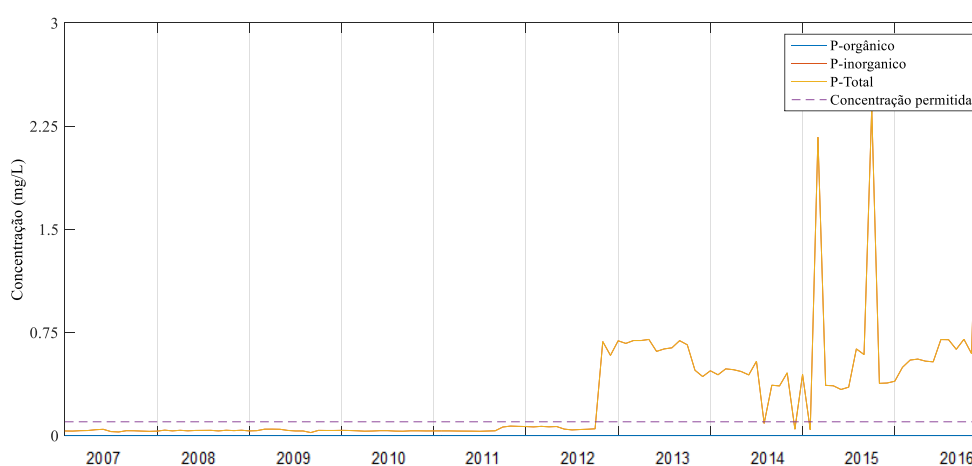
Nos meses iniciais de simulação, ainda foram observadas concentrações de nitrogênio em consonância com a legislação vigente (Figura 79).

Figura 79 – Concentração das formas de nitrogênio para o quarto trecho do rio Piranhas – CENÁRIO 4.



Por ser fornecido em quantidade bastante superior a capacidade de assimilação das culturas, devido a maior escassez no solo, além de praticamente não ser perdido por lixiviação, o fósforo permanece acumulado em grandes quantidades no solo. Assim, como pode ser identificado na Figura 80, os perfis de fósforo orgânico, inorgânico e amoniacoal, apresentaram valores superiores aos encontrados para o cenário 3.

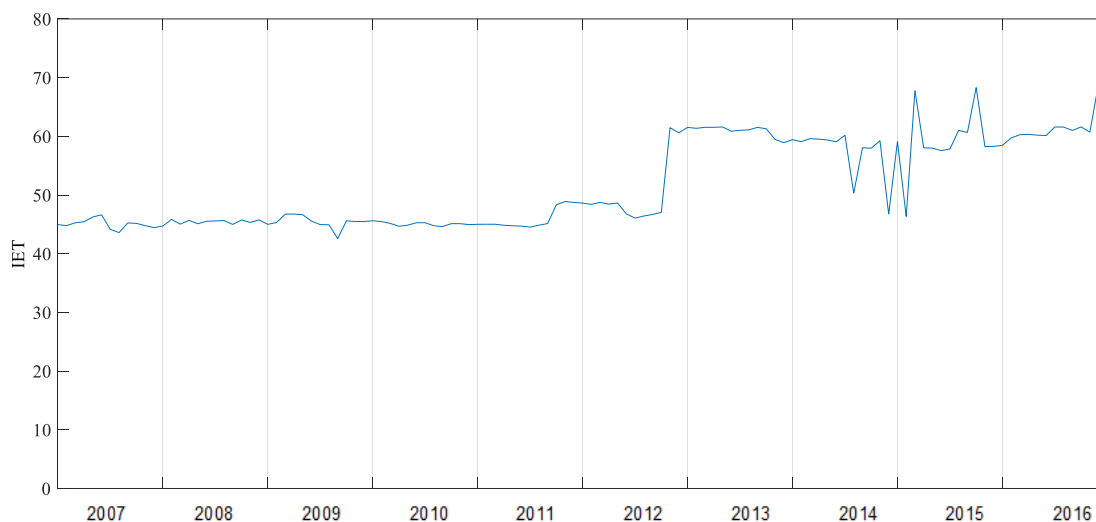
Figura 80 – Concentração das formas de fósforo para o quarto trecho do rio Piranhas – CENÁRIO 4.



Quando ao IET, o quarto trecho do rio Piranhas teve os maiores valores de todos os ambientes, lóticos e lênticos, do cenário 4, com o máximo correspondente a 69, o que o

classifica, neste mês, como ambiente Hipereutrófico. Essa afirmação confirma o grande impacto de uma área agrícola, com aplicação de fertilizantes, no entorno de corpos hídricos. Os resultados para o IET do quarto trecho do rio estão presentes na Figura 81.

Figura 81 – Índice de Estado Trófico para o quarto trecho do rio Piranhas – CENÁRIO 4.

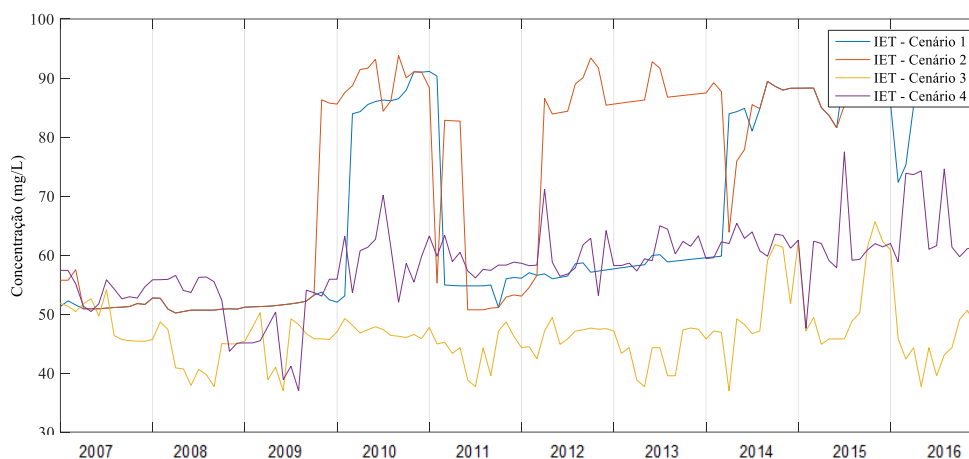


5.9 Comparação entre os cenários estudados

Buscando uma avaliação integrada de todos os cenários até aqui estudados, além de uma melhor visualização dos resultados obtidos, foram elaboradas curvas com todos os perfis determinados para um corpo hídrico pertencente ao sistema.

Desta forma, para a respectiva análise, foi selecionado o segundo trecho do rio Piranhas, já que esse corpo hídrico sofre grande variabilidade das concentrações de nitrogênio e fósforo em função das cargas domésticas, agrícolas e da própria transposição. Como parâmetro base para essas comparações foi selecionado o IET, já que o mesmo tem relação direta com a presença de nutrientes na água. Os resultados dessa sobreposição dos resultados para o segundo trecho do rio Piranhas estão presentes na Figura 82.

Figura 82 – Comparação dos resultados para o segundo trecho do rio Piranhas.



É verificado que maiores valores para o IET são encontrados no cenário 2 (Figura 82), onde não foi considerada a contribuição das águas do PISF e sim as cargas agrícolas. Assim, a ausência de vazões mais caudalosas nos trechos dos rios, aliado a baixos níveis no reservatório São Gonçalo, foram preponderantes para maior vulnerabilidade dos corpos hídricos, resultando em elevadas concentrações de nutrientes e, conseqüentemente, superiores níveis tróficos.

Como elencado nas discussões do item 5.7, a contribuição das águas da transposição tem um impacto relevante não apenas no aspecto quantitativo. O aporte de uma vazão representativa, e com qualidade satisfatória em termos de nitrogênio e fósforo, pode proporcionar maior capacidade de diluição para os rios e os reservatórios, que tiveram os níveis de nitrogênio e fósforo atenuados, se comparados, por exemplo, aos cenários 1 e 2. Os resultados detalhados na assertiva anterior também podem ser visualizados na Figura 82, agora sobre uma visão holística da modelagem da qualidade da água. Desta forma, para o cenário 3, foram encontrados os menores valores para o IET dentre todos os cenários estudados.

Como existe a confluência do rio Piranhas com o rio do Peixe, durante o percurso até terras potiguares, além de outras possíveis afluições, caso não ocorram diluições satisfatórias, as comunidades a jusante podem ser seriamente prejudicadas, já que as mesmas demandam esses recursos hídricos para a práticas de suas necessidades. Além do mais, vale ser ressaltado que as águas do PISF, quando concluída a obra e inicializada a transposição, serão de qualidade nobre, qualidade essa que poderá ser deteriorada devido ao lançamento discriminado de efluentes.

Dessa forma, devido as complicações descritas, inclusive em condições em que não foram consideradas as contribuições das áreas fertilizadas, estratégias merecem ser adotadas para o controle do aporte de nitrogênio e fósforo nos corpos hídricos. Von Sperling (2005), descreve medidas corretivas e preventivas para tais práticas:

- Medidas preventivas: compreendem a redução do aporte de nutrientes através da atuação nas fontes externas, podendo incluir estratégias relacionadas aos esgotos ou a drenagem pluvial; A adoção de medidas preventivas pode vir a proporcionar significativas economias de recursos, como, por exemplo, menores gastos com o tratamento de água para abastecimento público;
- Medidas corretivas: atuação nos corpos d'água, utilizando processos físicos, químicos e biológicos.

A melhoria do saneamento dos municípios da bacia do Alto Piranhas-PB é uma recomendação assídua nos documentos que formam o plano de recursos hídricos da bacia do rio Piancó-Piranhas-Açú, onde é enfatizada à poluição decorrente da precária infraestrutura de saneamento das cidades. Como destacado no item referente a caracterização da área de estudo, 0,0% da população do Alto Piranhas é atendida com coleta e tratamento de esgotos domésticos, desta forma, a construção de unidades de tratamento, de acordo com as condições socioeconômicas da localidade, é algo que deve ser sanado com caráter de urgência. Uma alternativa seria a implantação de sistemas de lagoas de estabilização.

Os sistemas convencionais de lagoas de estabilização para cidades de médio e pequeno portes em regiões de clima quente são adequados devido a sua simplicidade, disponibilidade de área, baixo custo operacional, satisfatória remoção de matéria orgânica e qualidade sanitária no efluente final (POSSMOSER-NASCIMENTO *et al*, 2014). Além do mais, sistemas combinando lagoa anaeróbias, lagoa facultativas e lagoa de alta taxa pode remover cerca de 75 % do nitrogênio total e 60% do fósforo total.

Já para as áreas fertilizadas, métodos conservacionistas podem ser uma alternativa para controlar a erosão hídrica e, conseqüentemente, reduzir a contribuição de nutrientes para os corpos hídricos.

6. CONCLUSÕES

Em relação ao modelo desenvolvido, é possível elencar as seguintes conclusões:

- O modelo de simulação desenvolvido mostrou-se importante na quantificação da dinâmica comportamental de nitrogênio e fósforo em sistemas de recursos hídricos, possibilitando uma análise integrada dos principais fatores intervenientes nos respectivos ciclos;
- O modelo possibilita a interação entre corpos hídricos e áreas fertilizadas, permitindo mensurar a transferência superficial de nitrogênio e fósforo até rios e reservatórios, juntamente com a contribuição das frações desses elementos na água de irrigação;
- A rotina matemática elaborada, baseada em etapas de modelagem e suporte computacional, pode ser uma alternativa para o monitoramento do meio aquático, proporcionando a geração dos mais variados cenários que possibilitem o melhor planejamento e gestão dos recursos naturais;

Para o estudo de caso e, respectivamente, os cenários estudados, tem-se:

- O reservatório Engenheiro Ávidos, por possuir maior capacidade de diluição não sofreu impacto significativo, para nenhum cenário, com os aportes de nitrogênio e fósforo. Dessa forma, os limites estabelecidos pela CONAMA 357/2005 foram respeitados em todos os meses da simulação;
- De maneira similar ao reservatório Engenheiro Ávidos, o primeiro trecho do rio Piranhas, por ser formado pelas vazões defluentes do respectivo reservatório, além de não receber contribuição de efluentes, permaneceu, em todos os cenários, com as concentrações de nitrogênio e fósforo dentro dos limites da legislação vigente;
- Dissemelhante situação ocorreu no segundo trecho do rio Piranhas e no reservatório São Gonçalo, que por serem fonte de lançamento de efluentes, agrícolas e domésticos, tiveram elevados níveis de nitrogênio e fósforo, principalmente nos períodos de seca, nos quais os valores ultrapassaram os limites para a classe em que estão enquadrados;
- O terceiro trecho do rio Piranhas sofre influência significativa da qualidade das águas do reservatório São Gonçalo, quando as concentrações deste último foram elevadas, muitas das vezes a vazão no trecho em questão também apresentaram níveis elevados de nitrogênio e fósforo;
- Para o quarto trecho do rio Piranhas, a contribuição dos efluentes do PISG impactaram negativamente a qualidade das águas, destacando que em muitos meses,

principalmente quando não foi considerado o aporte do PISF, a vazão do rio era a própria apresentada pelo PISG, não havendo diluição;

- O fósforo se mostrou o nutriente limitante em mais de 90% dos resultados obtidos, tanto para os rios como para os reservatórios, nos quatro cenários analisados;
- Os valores calculados para o IET variaram sofreram variações mensais, sendo superiores em períodos de maior concentração de fósforo. Corpos hídricos como o segundo trecho do rio Piranhas e o reservatório São Gonçalo chegaram a apresentar níveis Hipereutróficos, o que caracteriza grande atividade algal e acarreta sérios riscos para o ambiente aquático e os que usufruem de tal recurso natural;
- O sistema analisado demanda práticas preventivas e corretivas para reduzir as cargas de nitrogênio e fósforo nos corpos hídricos, como técnicas conservacionistas para as atividades agrícolas e unidades de tratamento de efluentes.

REFERÊNCIAS

ADAMI, C.; HEBLING, S. **Efeitos de diferentes fontes de fosfato no crescimento inicial de *Schizolobium parahyba* (Vell.) S.F. Blake.** *Natureza on line*, v. 03, n. 01, p. 13-18, 2005.

ADDISCOTT, T.M. **Tillage, mineralization and leaching.** *Soil Till*, v.53, p.163-165, 2000.

Agência Executiva de Gestão das Águas do Estado da Paraíba – AESA. **Qualidade de Águas.** Disponível em: http://www.aesa.pb.gov.br:8080/aesa-relatorio/paginas/publico/dashboard.xhtml?dashboard_id=8.2017.

Agência Nacional de Águas (ANA). **Plano de recursos hídricos da bacia hidrográfica do rio Piancó-Piranhas-Açú, resumo executivo.** Brasília. 2016.

Agência Nacional de Águas (ANA). RESOLUÇÃO Nº 399/2004. Altera a Portaria nº 707, de 17 de outubro de 1994, do Departamento Nacional de Águas e Energia Elétrica - DNAEE, e dá outras providências.

Agência Nacional de Águas (ANA). RESOLUÇÃO Nº 903/2013. Cria a Rede Nacional de Monitoramento de Qualidade de Águas Superficiais – RNQA e estabelece suas diretrizes.

ANAMI, M. H.; SAMPAIO, S. C.; SUSZEK, M.; GOMES, S. D.; QUEIROZ, M. M. F. **Deslocamento miscível de nitrato e fosfato proveniente de água residuária da suinocultura em colunas de solo.** *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, v.2, p.75-80, 2008.

ANDRADE JÚNIOR, A. S. de; BASTOS, E. A.; RIBEIRO, V. Q.; DUARTE, J. A. L.; BRAGA, D. L.; NOLETO, D. H. **Níveis de água, nitrogênio e potássio por gotejamento subsuperficial em cana-de-açúcar.** *Pesquisa Agropecuária Brasileira*, v. 47, p. 76 – 84, 2012.

ANDRADE, L. N. **Autodepuração dos corpos d'água.** *Revista da Biologia*, v. 5, p. 16-19, 2010.

ALABURDA, Janete; NISHIHARA, Linda. **Presença de compostos de nitrogênio em águas de poços.** *Rev. Saúde Pública*, v.32, p.531-537, 1998.

ALENCAR, V. C. **Análises multiobjetivo, baseada em programação linear, e comparativas para agriculturas de manejo convencional e orgânico.** 2009. 374 f. Tese (Doutorado em Recursos Naturais) – Universidade Federal de Campina Grande, Campina Grande, 2009.

ALVES, R. de C.; FERREIRA NETO, M.; NASCIMENTO, M. L. do; OLIVEIRA, M. K. T. de; LINHARES, P. S. F.; CAVALCANTE, J. S. J.; OLIVEIRA, F. de A. **Reutilização de água residuária na produção de mudas de tomate.** *ACSA – Agropecuária Científica no Semiárido*, Patos, v.8, n.4, p.77-81, 2012.

AMIR, I.; FISHER, F. M. **Analyzing Agricultural Demand for Water with an Optimizing Model.** *Agricultural Systems*, v. 61, p. 45–56. 1999.

AYERS, R. S.; WESTCOT, D. W. **A qualidade da água na agricultura**. Campina Grande: UFPB, 1999. 153 p. (Estudos FAO: Irrigação e Drenagem, 29).

Bach, M., Frede, H.G. **Agricultural nitrogen, phosphorus and potassium balances in Germany – Methodology and trends 1970 to 1995**. Z. Pflanzenernaehr. Bodenkunde, v.161, p.385- 393, 1998.

BARTH, F. T. **Fundamentos para a Gestão dos Recursos Hídricos**. In: Modelos para o Gerenciamento de Recursos Hídricos. São Paulo: NOBEL/ABRH. 1987, p.1-91. (Coleção ABRH de Recursos Hídricos, 1).

BARBOSA, F. R.; LIMA, M. F. **A cultura da goiaba**. Brasília, DF. Embrapa informações tecnológicas, 2010. 180 p.

BARBOSA, P. S. F. **Modelos de Programação Linear em Recursos Hídricos**. In: PORTO, R. L. L. (Org.). **Técnicas Quantitativas para o Gerenciamento de Recursos Hídricos**. 2. ed. Porto Alegre: Editora da Universidade/UFRGS, 2002, p. 97-163.

BARBOSA, N. C.; ARRUDA, E. M.; BROD, E.; PEREIRA, H. S. **Distribuição vertical do fósforo no solo em função dos modos de aplicação**. Bioscience Journal, v. 31, p. 87-95, 2015.

BASSO, C. J.; CERETTA, C. A.; DURIGON, R.; POLETO, N.; GIROTTO, E. **Dejeto líquido de suínos: II-perdas de nitrogênio e fósforo por percolação no solo sob plantio direto**. Ciência Rural, v.35, n.6, p.1305-1312, 2005.

BATEMAN, E. J.; BAGGS, E.M. **Contributions of nitrification and denitrification to N₂O emissions from soils at different water-filled pore space**. Biology and Fertility of Soils, v.41, p.379–388, 2005.

BAZANI, J. H. **Eficiência de fertilizantes fosfatados solúveis e pouco solúveis, com ou sem complexação com substâncias húmicas, em plantações de eucaliptos**. Dissertação (Mestrado em Ciências: Recursos Florestais). Universidade de São Paulo. Piracicaba, 2014.

BEM, C. C.; BRAGA, M. C. B.; AZEVEDO, J. C. R. de. **Avaliação do estado trófico de um lago urbano raso**. REGA – vol. 10, n° 1, p. 41-50, jan./jul. Universidade Federal do Paraná (UFPR), 2013.

BEARDALL, J.; YOUNG, E. & ROBERTS, S. **Approaches for determining phytoplankton nutrient limitation**. Aquat. Sci, v.63, p.44 – 69, 2001.

BERTOL, I.B.; MELLO, E.L.; GUADAGNIN, J.C.; ZAPAROLLI, A.L.V. & CARRAFA, M.R. **Nutrient losses by water erosion**. Sci. Agr, v.60, p.581-586, 2003.

BERTOL, O. J. RIZZI, N. E.; BERTOL, I.; ROLOFF, G. **Perdas de solo e água e qualidade do escoamento superficial associadas à erosão entre sulcos em área cultivada sob semeadura direta e submetida às adubações mineral e orgânica**. Revista Brasileira de Ciência do Solo, v.31, p.781-792, 2007b.

BESSA. M. R.; MOROSOWSKI FILHO, M.; FAVORETO, R. S.; SALMAZO, C. T. **Otimização da Operação em Longo Prazo das Usinas de Foz do Areia e Segredo na Bacia**

do Rio Iguaçu. Anais do XV Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos, Curitiba, 2003. CDROM.

BHATTACHARYYA, P.N.; JHA, D.K. **Plant growth-promoting rhizobacteria (PGPR): emergence in agriculture.** World Journal of Microbiology and Biotechnology, v.28, p.1327-1350, 2012.

BOEIRA, R.C. **Uso do lodo de esgoto como fertilizante orgânico: disponibilização de nitrogênio em solo tropical.** Jaguariúna: Embrapa Meio Ambiente, 2004. 3p. (Comunicado Técnico, 12).

BOERS, C.M.P., VAN RAASPHORTS, W. VAN DER MOLEN, D. T. **Phosphorus Retention in Sediments.** Water Science and Technology, v. 37, p.31-39, 1998.

BOGNOLA, I. A.; POTTER, R. O.; CARVALHO, A. P.; FASOLO, P. J.; BHERING, S. B.; MARTORANO, L. G. **Caracterização dos solos do Município de Carambeí-PR.** Rio de Janeiro: Embrapa Solos, 2002. 75 p. (Boletim de Pesquisa e Desenvolvimento, n.8).

BOSTIC, E.M. & WHITE, J.R. **Soil phosphorus and vegetation influence on wetland phosphorus release after simulated drought.** Soil Sci. Soc. Am. J., v.71, p.238-244, 2007.

BOUCHARD, D. C.; WILLIAMS, M. D. & SURAMPALLI, R. Y. **Nitrate contamination of ground water sources and potential health effects.** Journal of the American Water Works Association, v.84, p.85-90, 1999.

BOUWMAN, A.F. **Direct emissions of nitrous oxide from agricultural soils.** Nutrient Cycling in Agroecosystems, v.46, p.53-70, 1996.

BRAGA, B.; GOBETTI, L. Análise Multiobjetivo. In: PORTO, R. L. L. (Org.). **Técnicas Quantitativas para o Gerenciamento de Recursos Hídricos.** 2. ed. Porto Alegre: Editora da Universidade/UFRGS, 2002, p. 361-420.

BRAGA, B. P. F. Técnicas de Otimização e Simulação Aplicadas em Sistemas De Recursos Hídricos. In: **Modelos para o Gerenciamento de Recursos Hídricos.** São Paulo: NOBEL/ABRH. 1997, p. 427-518.

BRAGA JR., B. P. F., **Técnicas de otimização e simulação aplicadas em sistemas de recursos hídricos.** In: **Modelos para o gerenciamento de recursos hídricos.** NOBEL/ABRH. São Paulo, pp. 427 – 518, 1987.

BRASIL. Lei nº 9.433/1997. Institui a Política Nacional de Recursos Hídricos, cria o Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos. Brasília, 1997.

BRASIL. Resolução 357/2005 do Conselho Nacional de Meio Ambiente (CONAMA). Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências. Disponível em <<http://www.mma.gov.br/port/conama/>>. 2017.

BRASIL. Resolução 359/2005 do Conselho Nacional de Meio Ambiente (CONAMA). Dispõe sobre a regulamentação do teor de fósforo em detergentes em pó para uso em todo o território

nacional e dá outras providências. Disponível em <<http://www.mma.gov.br/port/conama/>>. 2017.

BREDA, F. A. da F.; ALVES, G. C.; REIS, V. M. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 51, p. 45 – 52, 2016.

BUCKMAN, H.O.; BRADY, N.C. **The nature and properties of soils**. 7.ed. New York: The Macmillan Company, 1969. 653p.

BURKART, M. *et al.* **Integrating Principles of Nitrogen Dynamics in a Method to Estimate Leachable Nitrogen Under Agricultural Systems**. Water Science & Technology, v. 53, n. 2, p. 289-301. 2006.

CAMP, T. R. **Water and its impurities**: New York, Reinhold Book Corp., 1963 355 p.

CANTARELLA, H.; MARCELINO, R. Fontes alternativas de nitrogênio para a cultura do milho. In: FANCELLI, A.L. (ed). **Milho - Nutrição e Adubação**. Piracicaba, FEALQ, p. 36-55, 2008.

CANTARELLA, H. Nitrogênio. In: NOVAIS, R.F.; ALVAREZ V., V.H.; BARROS, N.F.; FONTES, R.L.F.; CANTARUTTI, R.B.; NEVES, J.C.L. (eds). **Fertilidade do solo**. Viçosa, Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, p. 375-470, 2007.

CARDOSO, D. P.; SILVA, M. L. N.; CARVALHO, G. J. DE; FREITAS, D. A. F. DE; AVANZI, J. C. **Plantas de cobertura no controle das perdas de solo, água e nutrientes por erosão hídrica**. Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental, v. 16, p. 632-638, 2012.

CARLSON, R.E. AND J. SIMPSON. **A Coordinator's Guide to Volunteer Lake Monitoring Methods**. North American Lake Management Society. p. 96, 1996.

CARLSON, R.E. **A trophic state index for lakes**. *Limnology and Oceanography*, v.22, n.2, p.261-269, 1997.

CARVALHO, J. C. R., SOUSA, C. S., SOUSA, C. S. **Fertilizantes e Fertilização**. Departamento de Química Agrícola e Solos, Escola de Agronomia, Universidade Federal da Bahia, Cruz das Almas, Bahia, 2005.

CARVALHO, D. F.; SOARES, A. A.; RIBEIRO, C. A. A.; SEDIYAMA, G. C.; PRUSKI, F. F. **Otimização do Uso da Água no Perímetro Irrigado do Gorutuba, Utilizando-se a Técnica da Programação Linear**. Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental, Campina Grande, v. 4, n. 2, p. 203-209, 2000.

CASALI, C.A.; KAMINSKI, J.; ARBUGERI, F.E.; PICCIN, R.; DONEDA, A. **Mineralização das formas de fósforo do tecido de plantas de cobertura**. Inf. Agronômicas, 135:21-24, 2011.

CASTAGNINO, W. A. **Investigación de modelos simplificados de eutroficación en lagos tropicales**. Organizacion Panamericana de la Salud, Centro Panamericano de Ingenieria Sanitaria y Ciencias del Ambiente, Versión Revisada, 1982.

CERETTA, C.A.; DURIGON, R.; BASSO, C.J.; BARCELLOS, L.A.R. & VIEIRA, F.C.B. **Características químicas de solo sob aplicação de esterco líquido de suínos em pastagem natural**. *Pesq. Agropec. Bras.*, 38:729-735, 2003.

CERETTA, C.A.; LORENSINI, F.; BRUNETTO, G.; GIROTTO, E.; GATIBONI, L.C.; LOURENZI, C.R.; TIECHER, T.L.; CONTI, L.; TRENTIN, G. & MIOTTO, A. **Frações de fósforo no solo após sucessivas aplicações de dejetos de suínos em plantio direto**. *Pesq. Agropec. Bras.*, 45:593- 602, 2010.

CHAPRA, S. C. **Surface water quality modeling**. WCB/McGraw – Hill, 1997, 844p.

CLAVERO V.; GARCÍA-VALLEJO P.; JIMENEZ C.; FERNANDEZ J.A.,; NIELL FX. **Eutrofización del estuario del Río Palmones**. *Quím. Mar*, v.7, p.115-122, 1997.

CLAYTON, H.; MCYAGGART, I. P.; PARKER, J.; SWAN, L.; SMITH, K. A. **Nitrous oxide emissions from fertilised grassland: A 2-year study of the effects of N fertiliser form and environmental conditions**. *Biology and Fertility of Soils*, Nova Iorque, v.25, p.252-260, 1997.

COELHO, A. M.; FRANÇA, G. E. **Nutrição e adubação: seja doutor do seu milho**. Arquivo do Agrônomo Potafos, Piracicaba, n. 2, set. 1995.

COELHO, A.M.; FRANÇA, G.E. **Seja o doutor do seu milho: nutrição e adubação**. 2.ed. Piracicaba: Potafos, 1995. 9p.

COELHO, A. M. **Nutrição e adubação do milho**. Centro Nacional de Pesquisa de Milho e Sorgo. Sete Lagoas: Embrapa CNPMS, 2006. Circular Técnica, 78.

COHON, J. L.; MARKS, D. H. **A Review and Evaluation of Multiobjective Programming Techniques**. *Water Resources Research*, v. 11, n. 2, p.208-220, 1975.

CORRELL, D.L. **The role of phosphorus in the eutrophication of receiving waters: A review**. *J. Environ. Qual*, v.27, p.261-266, 1998.

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.

COSTA, D. D.; KEMPKA, A. P.; SKORONSKI, E. **A contaminação de mananciais de abastecimento pelo nitrato: o panorama do problema no brasil, suas consequências e as soluções potenciais**. *Revista Eletrônica do Prodepa*, v. 10, p. 49 – 61, 2016.

COSTA, V. L. DA; MARIA, I. C. DE; CAMARGO, O. A. de. **Transporte de fósforo pela enxurrada em latossolo que recebeu lodo de esgoto**. *Bragantina*, v. 69, p. 115-123, 2010.

COTOVICZ JÚNIOR, L. C., BRANDINI, N., KNOPPERS, B. A., MIZERKOWSKI, B. D., STERZA, J. M., OVALLE, A. R. C., MEDEIROS, P. R. P. **Assessment of the trophic status of four coastal lagoons and one estuarine delta, eastern Brazil**. *Environmental Monitoring and Assessment*, v.185, p.3297-3311, 2013.

CRISÓSTOMO, L. A. & NAUMOV, A. **Adubando para alta produtividade e qualidade: Fruteiras tropicais do Brasil**. Fortaleza : Embrapa Agroindústria Tropical, 2009.

CUNHA, D.G.F.; CALIJURI, M.C.; LAMPARELLI, M.C.; MENEGON JUNIOR, N. **Resolução CONAMA 357/2005: análise espacial e temporal de não conformidades em rios e reservatórios do estado de São Paulo de acordo com seus enquadramentos (2005-2009)**. Engenharia Sanitária e Ambiental, v. 18, n. 2, p. 159-168, 2013.

CUNHA, J. F. da; CASARIN, V; PROCHNOW, L. I. **Balço de nutrientes na agricultura brasileira**. (Informações Agronômicas) 130, julho 11p. 2010.

CURI, W. F e CURI, R. C. CISDERGO – Cropping and Irrigation System Design with Reservoir and Groundwater Optimal Operation. **Anais do XIV Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos**, Aracaju, 2001^a. CD-ROM.

CURI, R. C.; CURI, W. F.; OLIVEIRA, M. B. A. **Análise de Alterações na Receita Líquida de um Perímetro Irrigado no Semi-árido sob Condições de Variações Hídricas e Econômicas**. Revista Brasileira de Recursos Hídricos, v. 9, n. 3, p. 39-53. 2004.

CROSS, A.F. & SCHLESINGER, W.H. **A literature review and evaluation of the Hedley fractionation: Applications to the biogeochemical cycle of soil phosphorus in natural ecosystems**. Geoderma, v.64, p.197-214, 1995.

CRUSCIOL, C. A. C. *et al.* **Lixiviação de bases em função da adubação nitrogenada e da calagem superficial em plantio direto**. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE CIÊNCIA DO SOLO, 29., 2003, Ribeirão Preto. Anais... Ribeirão Preto: SBCS; UNESP, 2003. 1 CD-ROM.

CRUSCIOL, C. A. C.; MAUAD, M.; ALVAREZ, R. de C. F.; LIMA, E. do V.; TIRITAN, C. S. **Doses de fósforo e crescimento radicular de cultivares de arroz de terras altas**. Bragantia, v. 64, p. 643 – 649, 2005.

de MELLO, W. Z. **Variabilidade na composição química da água da chuva durante a precipitação**. Ciência e Cultura v40, n10, p1008-1011. 1988.

DERPSCH, R.; ROTH, C.H.; SIDIRAS, N. & KOPKE, U. **Controle da erosão no Paraná, Brasil: sistemas de cobertura do solo, plantio direto e preparo conservacionista do solo**. Eschborn, Deutsche Gesellschaft für Technische Zusammenarbeit (GTZ), 1991. 272p.

DIEST, V. A. **Volatilización del amoníaco en los suelos anegados, y sus repercusiones en el rendimiento de arroz**. Noticiarios de la Comisión Internacional del arroz, FAO, v. 37, p. 1-6, 1988.

DOBBINS, W. E. **Mechanism of gas absorption by turbulent liquids: Internat. Conf. Water Pollution Research Proc.**, London, England, Sept. Pergamon Press, p. 60-76, 1964.

EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA - EMBRAPA. Centro Nacional de Pesquisa do Solo. **Sistema brasileiro de classificação de solos**. 2.ed. Rio de Janeiro, Embrapa Solos, 2006. 306p.

Empresa Brasileira de Agropecuária – EMBRAPA. **Emissões de óxido nitroso (N₂O) provenientes de áreas agrícolas. Primeiro inventário brasileiro de emissões antrópicas**

de gases de efeito estufa. Relatório de Referência. Ministério da Ciência e Tecnologia. 129p. 2002.

EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA - EMBRAPA. **Sistema brasileiro de classificação de solos.** 3.ed. Brasília, 2013. 353p.

ENRICH-PRAST, A. Caminhos do nitrogênio em ecossistemas aquáticos continentais. In ROLAND, F., CESAR, D. and MARINHO, M. (Orgs.). **Lições de Limnologia.** São Carlos: RiMa Editora, 2005. p. 209-227.

ERREBHI, M. *et al.* **Patato yield response and nitrate leaching as influenced by nitrogen management.** Agronomy Journal, v.90, n.1, p.10-15, 1998.

ESTEVES, F. A. **Fundamentos de Limnologia.** 2. ed. Rio de Janeiro: Interciência, 1998. 601 p.

ESTEVES, F. A. (Org.) **Fundamentos de Limnologia.** 3. ed. Rio de Janeiro: Interciência, 2011. 826 p.

FAN, F. M.; COLLISCHONN, W.; RIGO, D. **Modelo analítico de qualidade da água acoplado com Sistema de Informação Geográfica para simulação de lançamentos com duração variada.** Engenharia Sanitária e Ambiental, v. 18, p. 359 – 370, 2013.

FARIA, N.G. **Absorção de nutrientes por cultivares e híbridos promissores de bananeira.** 1997. 66p. Dissertação (Mestrado) – Curso de Pós-graduação em Agronomia, Universidade Federal da Bahia.

FARIAS, S. R. A.; **Operação Integrada dos Reservatórios Engenheiro Ávidos e São Gonçalo.** Dissertação apresentada ao curso de pós-graduação em Engenharia Civil e Ambiental, na área de Engenharia de Recursos Hídricos (2004).

FERNANDES, M. F.; PROCÓPIO, S. de O.; TELES, D. A.; SENA FILHO, J. G. de; CARGNELUTTI FILHO, A.; ANDRADE, C. R. **Crescimento e fixação biológica de nitrogênio de *Gluconacetobacter diazotrophicus* na presença de inseticidas utilizados na cultura da cana-de-açúcar.** Revista de Ciências Agrárias, v. 56, p. 12 – 48, 2013.

FERREIRA FILHO, J. R.; SILVERA, H. F. da; MACEDO, J. J. G.; LIMA, M, B.; CARDOSO, E. L. **Cultivo, processamento e uso da mandioca: instruções práticas.** Brasília, DF. Embrapa, 2013. 32 p.

FIA, R., MATOS T. A., CORADI, P. C., RAMIREZ, O. P. **Estado trófico da água na bacia hidrográfica da Lagoa Mirim, RS, Brasil.** Revista Ambiente e Água, 2009.

FIDELIS, R. R.; PINTO, L. C.; SANTOS, M. M. dos; FACCIROLI, A. M.; BRANDÃO, D. B.; SCHEIDT, G. **Efeito do fósforo em genótipos de arroz em solos de Cerrado.** Revista de Ciências Agrárias, p. 46 – 51, 2013.

FIRESTONE, M.K. & DAVIDSON, E.A. Microbiological basis for NO and N₂O production and consumption in soils. In M.O. Andreae & D.S. Schimel, eds. **Exchange of trace gases between terrestrial ecosystems and the atmosphere.** Chichester, the United Kingdom, Wiley & Sons, 7-21 p., 1989.

FONTES, H. R.; FERREIRA, J. M. S.; SIQUEIRA, L. A. **Sistema de Produção para a Cultura do Coqueiro**. Embrapa. Aracajú – SE, 2002.

Food and Agriculture Organization – FAO. **Assessment of Soil Nutrient Balance: Approaches and Methodologies**, by Roy, R.N. *et al.* FAO Fertilizer and Plant Nutrition Bulletin, paper n. 14. Rome. 2003.

Food and Agriculture Organization – FAO e International Fertilizer Industry Association - IFA. **Estimaciones globales de la emisiones gaseosas de NH₃, NO y NO₂ provenientes de las tierras agrícolas**. 1ª versión, publicada por la FAO y IFA. Rome. 2004b.

FRAZÃO, J. J.; SILVA, A. R. da; SILVA, V. L. da; OLIVEIRA, V. A.; CORRÊA, R. S. **Fertilizantes nitrogenados de eficiência aumentada e ureia na cultura do milho**. Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental, v. 18, p. 1262 – 1267, 2014.

FUENTES, J.S. **El fósforo, parâmetro crítica de calidad de água técnicas analíticas y de muestreo**. In: XXVII Congresso Interamericano de Engenharia Sanitária e Ambiental. Fortaleza. 2000.

FURTINI NETO, A. E. **Eficiência nutricional, cinética de absorção e frações fosfatadas em Eucalyptus spp.** 1994. 99f. Tese (Doutorado em Solos e Nutrição de Plantas) – Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, MG, 1994.

GASTALDINI, M. C. C. *et al.* **Modelagem Matemática Da Qualidade Das Águas Do Reservatório Do Arroio Vacacaí-Mirim**. XXVIII Congresso Interamericano de Ingeniería Sanitaria Y Ambiental. Cancún, Mexico. 2002.

GASTALDINI, M. C. C. & MENDONÇA, A. S. F. Conceitos para avaliação da qualidade da água. In: PAIVA, J. B. D.; PAIVA, E. M. C. D. **Hidrologia aplicada à gestão de pequenas bacias hidrográficas**. Porto Alegre: ABRH, 2001. cap 15, p. 428 - 451.

GATIBONI, L. C. *et al.* **Formas de fósforo no solo após sucessivas adições de dejetos líquido de suíno em pastagem natural**. Revista Brasileira de Ciência do Solo, Viçosa, v.32, p.1753-1761, 2008.

GEBLER, L.; BERTOL, I.; BLASL, L. R. DE; RAMOS, R. R.; LOUZADA, J. A. S. **Fósforo reativo: arraste superficial sob chuvas simuladas para diferentes coberturas vegetais**. Revista Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental, v. 19, p. 393-399, 2014.

GEBLER, L.; LOUZADAS, J. A. S.; BERTOL, I.; RAMOS, R. R.; MIQUELLUTI, D. J.; SCHRAMMELS, B. M. **Adaptação metodológica no cálculo de cargas contaminantes de P em bacias hidrográficas gaúchas**. Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental. v.16, n.7, p.769–776, 2012

GOLDBARG, M.C.; LUNA, H. P.L.; GOLDBARG, E.F.G. **Programação linear e fluxos em redes**. 1. ed. Rio de Janeiro: Elsevier, 2015.

GOMES, H. P. (1999). **Engenharia de Irrigação Hidráulica dos Sistemas Pressurizados, Aspersão e Gotejamento**. Editora Universitária – UFPB, Campina Grande-PB, 3ª Edição. 412p.

GONÇALVES, J. C. de S. I. G.; SARDINHA, D. de S.; SOUZA, A. D. G. de; DIBIAZI, A. L. B.; GODOY, L. H.; CONCEIÇÃO, F. T. da. **Avaliação espaço-temporal da qualidade da água e simulação de autodepuração na bacia hidrográfica do córrego São Simão, SP.** v. 7, p. 141-154, 2012.

GUADAGNIN, J. C.; BERTOL, I.; CASSOL, P. C.; AMARAL, A. J. **Perdas de solo, água e nitrogênio por erosão hídrica em diferentes sistemas de manejo.** Revista Brasileira de Ciência do Solo, v.29, p.277-286, 2005.

GUADAGNIN, J.C. **Perdas de nutrientes e carbono orgânico pela erosão hídrica, em um Cambissolo Húmico alumínico léptico submetido a diferentes sistemas de preparo e cultivo do solo.** Lages, Universidade do Estado de Santa Catarina, 2003. 142p. (Tese de Mestrado).

GUARDINI, R.; COMIN, J.J.; SCHMITT, D.E.; TIECHER, T.; BENDER, M.A.; SANTOS, D.R. dos.; MEZZARI, C.P.; OLIVEIRA, B.S.; GATIBONI, L.C.; BRUNETTO, G. **Accumulation of phosphorus fractions in typic Hapludalf soil after long-term application of pig slurry and deep pig litter in a no-tillage system.** Nutrient Cycling Agroecosystems, v.93, p.215-225, 2012.

GUEDES, H. A. S.; SILVA, D. D.; ELESBON, A. A. A.; RIBEIRO, C. B. M.; MATOS, A. T.; SOARES, J. H. P. **Aplicação da análise estatística multivariada no estudo da qualidade da água do Rio Pomba, MG.** Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental, v.16, p.558-563, 2012.

HANSEN, N.C.; DANIEL, T.C.; SHARPLEY, A.N.; LEMUNYON, J.L. **The fate of phosphorus in agricultural systems.** Journal of Soil and Water Conservation, v. 57, p. 408-417, 2002.

HENNEMANN, M. C. **Dinâmica da qualidade da água em uma lagoa costeira: o caso peculiar da Lagoa do Peri, Ilha de Santa Catarina, Brasil.** Dissertação de mestrado em Ecologia. Florianópolis: Universidade Federal de Santa Catarina, 2010.

HENRY, R., TUNDISI, J.G., CURI, P.R. **Fertilidade Potencial em Ecossistemas Aquáticos: Estimativa através de Experimentos de Eutrofização Artificial.** Ciência e Cultura. v.35, n.6, p.789-800, 1983.

HESKETH, N.; BROOKES, P. C. **Development of an indicator for risk of phosphorus leaching.** Journal Environmental Quality, v. 29, n. 1, p. 105-110, 2000. <http://dx.doi.org/10.2134/jeq2000.00472425002900010013x>.

HUNGRIA, M.; MENDES, I. C.; MERCANTE, F. M. **A fixação do nitrogênio como tecnologia de baixa emissão de carbono para as culturas do feijoeiro e da soja.** Londrina: Embrapa Soja, 2013. 22 p. (Embrapa Soja. Documentos, 337).

IBGE – Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Produção agrícola municipal: culturas temporárias e permanentes,** v.43, 2016.

IFA - International Fertilizer Industry Association. IFA database.17 Set. 2013.

JADOSKI, C.J; TOPPA, E.V.B.; JULIANETTI, A.; HULSHOF, T.; ONO, E.O.; RODRIGUES, J.D. **Fisiologia do desenvolvimento do estádio vegetativo da**

cana-de-açúcar (*Saccharum officinarum* L.). Pesquisa Aplicada e Agrotecnologia, v.3, p.169-176, 2010

JÚNIOR, W. R. S. **Estudo do estado trófico em reservatório público de usos múltiplos em região do semiárido nordestino utilizando a técnica de modelagem computacional como ferramenta de gerenciamento da qualidade da água**. 2013, 85 f. Tese (Doutorado em Engenharia Civil). Universidade Federal de Pernambuco. Recife. 2013.

KANNEL, P. R.; KANEL, 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**. Environment Modeling & Assessment, v.16, p.183-204, 2011.

KAUFMANN, V.; PINHEIRO, A.; CASTRO, N. M. DOS R. **Transporte de compostos de carbono, nitrogênio e fósforo pelo escoamento da água em solos agrícolas na região sul do Brasil**. Revista Brasileira de Recursos Hídricos, v. 19, p. 75-86, 2014.

KERNOT, I. (Coord.). **Cashew information kit. Queensland: Department of Primary 90 Industries**, 1998. (Series: Agrilink your growing guide to better farming).

LABADIE, J. W. **Optimal Operation of Multireservoir Systems: State-Of-The-Art Review**. Journal of Water Resources Planning and Management, v. 130. n. 2, p. 93-11. 2004.

LAMPARELLI, M.C. **Grau de trofia em corpos d'água do estado de São Paulo: avaliação dos métodos de monitoramento**. Tese (Doutorado) – Instituto de Biociências da Universidade de São Paulo, São Paulo, 2004.

LANA, M. C.; DARTORA, J.; MARINI, D.; HANN, J. E. **Inoculation with *Azospirillum*, associated with nitrogen fertilization in maize**. Revista Ceres v. 59, p.399-405, 2012.

LANNA, A. E. Introdução. In: PORTO, R. L. L. (Org.). **Técnicas Quantitativas para o Gerenciamento de Recursos Hídricos**. 2. ed. Porto Alegre: Editora da Universidade/UFRGS, 2002, p. 16-41.

LARA-CABEZAS, W.A.R. *et al.* **Volatilização de NH₃ na cultura de milho: II. Avaliação de fontes sólidas e fluídas em sistema de plantio direto e convencional**. Revista Brasileira de Ciência do Solo, v.21, p.489-496, 1997.

LARENTIS, D. G. **Modelagem Da Qualidade Da Água Em Grandes Bacias: Sistema Taquari – Antas-Rs**. Dissertação (Mestrado Em Recursos Hídricos E Saneamento). Universidade Federal Do Rio Grande Do Sul (Ufrgs). Porto Alegre. Rio Grande Do Sul. 2004.

LARENTIS, D. G.; COLLISCHONN, W.; TUCCI, C. E. M. **Simulação da Qualidade de Água em Grandes Bacias: Rio Taquari-Antas, RS**. Revista Brasileira de Recursos Hídricos, v. 13, p. 05-22, 2008.

LAW, A. M. **Simulations modeling and analysis**. 2.^a ed. Boston: McGraw-Hill, 2007.

LEÃO, D. A. S. **Estresse hídrico e adubação fosfatada no desenvolvimento inicial e na qualidade da forragem da gliricídia (*Gliricídia sepium* (Jacq.) Steud. e do sorgo (*Sorghum bicolor* (L.) Moench)**. 2006. 56 f. Dissertação (Mestrado em Zootecnia) - Universidade Federal de Campina Grande, Patos, 2006.

LEE, G. F. e JONES – LEE, A. **Determination of Nutrient Limiting Maximum Algal Biomass in Waterbodies**. Report G. Fred Lee & Associates, EL Macero, CA. 1998.

LEITE, M. J. de. *et al.* **Avaliação da fertilidade do solo em perímetros irrigados: Engenheiro Arcoverde e São Gonçalo**, PB. Revista Verde de Agroecologia e Desenvolvimento Sustentável, v. 7. p. 214 – 225, 2012.

LIBÂNIO, M. **Fundamentos de Qualidade e Tratamento de Água**. 3. Ed. Campinas, Editora Átomo, 2010.

LI, C.; ABER, J. **A process-oriented modelo of N₂O and NO emissions from forest soils**. Journal of Geophysical Research, v. 105, p. 4369 – 4384, 2000.

LIMA, E.B.N.R. **Modelagem Integrada para Gestão da Qualidade da Água na Bacia do Rio Cuiabá**. 2001. Tese (Doutorado em Ciências em Engenharia Civil) do Programa de Pós Graduação em Engenharia da Universidade Federal do Rio de Janeiro. Rio de Janeiro, 2001.

LIMA, H. V. C., LANNA, A. E. L. **Modelos para Operação de Sistemas de Reservatórios: Atualização do Estado da Arte**. Revista Brasileira de Recursos Hídricos, v.10, n. 3, p.5-22, 2005.

LIMA, R. DE L. S. DE ; SEVERINO, L. S; SOFIATTI, V; GHEYI, H. R; CARVALHO JÚNIOR, G. S; ARRIEL, N. H. C. **Crescimento e nutrição de mudas de pinhão manso em substrato contendo composto de lixo orgânico**. Revista Caatinga. Vol. 24. N° 3, p. 167-162. 2011.

LINDIM, C.; PINHO, J. L.; VIEIRA, J. M. P. **Analysis of spatial and temporal patterns in a large reservoir using water quality and hydrodynamic modeling**. Ecological Modelling, v.222, n.14, p. 2485-2494, 2011.

LOBÃO, E. de C.; PORTO, A. J. V. **Evolução das técnicas de simulação**. Produção, v. 9, n. 1, p. 13 – 22, 1999.

LOBATO, F. A. de O.; ANDRADE, E. M. de; MEIRELES, A. C. M.; SANTOS, J. C. N. dos; LOPES, J. F. B. **Perdas de solo e nutrientes em área de Caatinga decorrente de diferentes alturas pluviométricas**. Revista Agroambiente, v. 3, p. 65 – 71, 2009.

LOPES, F. B. *et al.* **Modelagem da qualidade das águas a partir de sensoriamento remoto hiperespectra**. Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental. v.18, (Suplemento), p.S13–S19, 2014.

LOURENZI, C.R., CERETTA, C.A., SILVA, L.S., GIROTTO, E., LORENSINI, F., TIECHER, T.L., DE CONTI, L., TRENTIN, G., BRUNETTO, G. **Nutrients in soil layers under no-tillage after successive pig slurry applications**. R. Bras. Ci. Solo, v.37, p.157-167, 2013.

MAIA, A. A. D.; CARVALHO, S. L. de; CARVALHO, F. T. de. **Comparação de dois índices de determinação do grau de trofia nas águas do Baixo Rio São José dos Dourados, São Paulo, Brasil**. Engenharia Sanitária e Ambiental, v. 20, p. 613 – 622, 2015.

- MALAVOLTA, E. **Nutrição, Adubação e Calagem para o Cafeeiro**. In: Simpósio Sobre Fatores que Afetam a Produtividade do Cafeeiro, 1986. Piracicaba. Associação Brasileira Para a Pesquisa da Potassa e do Fosfato, 1986. P. 165-274.
- MALAVOLTA, E.; VITTI, G. C.; OLIVEIRA, S. A. Avaliação do estado nutricional das plantas: princípios e aplicações. 2. ed. Piracicaba: POTAFOS, 1997. 319p.
- MALTA, L.R.S. **Simulação do Balanço e Transporte de Nitrogênio e Fósforo Provenientes de Dejetos Animais Aplicados em Áreas Agrícolas. Estudo de Caso: Bacia do Rio Toledo – Paraná-Brasil**. 2009, 186 f. Tese (Doutorado em Engenharia Civil) – Escola Politécnica da Universidade de São Paulo, São Paulo, 2009.
- MALUF, H. J. G. M.; SOARES, E. M. B.; SILVA, I. R. da; NEVES, J. C. L.; SILVA, L. de O. G. S. **Decomposição de resíduos de culturas e mineralização de nutrientes em solo com diferentes texturas**. Revista Brasileira de Ciência do Solo, v. 39, p. 1681 – 1689, 2015.
- MANTOVANI, E. C.; BERNARDO, S.; PALARETTI, L. F. **Irrigação: princípios e métodos**. Viçosa: UFV, 2007. 318p.
- MARANHO, L. A.; BOTELHO, R. G.; NOGUEIRA, L. de A.; TORNISIELO, V. L. **Avaliação da qualidade da água do Ribeirão Samambaia (São Pedro, São Paulo, Brasil) através de parâmetros físicos e químicos, índice de estado trófico e teste de toxicidade com *Daphnia magna***. Engenharia Sanitária e Ambiental, v. 22, p. 195 – 201, 2017.
- MARGALEF R. **Limnologia**. Editora Omega, Barcelona, 1100 p. 1983.
- MARQUES, M. (2013). **Modelagem paramétrica bidimensional para simulação de ondas em águas continentais**. Tese de doutorado - Programa de Pós-Graduação Engenharia de Recursos Hídricos e Ambiental. Curitiba: Universidade Federal do Paraná. 219 pp
- MARSCHNER, H. **Mineral nutrition of higher plants**. 2.ed. London: Academic Press, 1995. 889p.
- MARTINS, E. R. P. S.; SOUZA FILHO, F. de A. de. **Uso de otimização/simulação e previsão de afluências na operação tática dos reservatórios do sistema Jaguaribe-Metropolitano – CE**. Revista Brasileira de Recursos Hídricos, v. 11, p. 175 – 186, 2006.
- MATHIEU D, LINKE J-C, WATTEL F. **Non-healing wounds**. In: Handbook on hyperbaric medicine, Mathieu DE, editor, editor. Netherlands: Springer, p. 401-427, 2006.
- MATSON, P. A.; McDOWELL, W. H.; TOWNSEND, A. R.; VITOUSEK, P. M. **The globalization of N deposition ecosystem: consequences in tropical environments**. Biogeochemistry v.46, n.1-3, p.67-83, 1999.
- MELO, F. de B.; CORÁ, J. E.; CARDOSO, M. J. **Fertilização nitrogenada, densidade de plantas e rendimento de milho cultivado no sistema plantio direto**. Revista Ciência Agronômica, v. 42, p. 27 – 31, 2011.
- MESINGER, J.J.; RANDALL, G.W. Estimating nitrogen Budgets for Soil –crop Systems. In: FOLLETT, R.F.; KEENEY, D.R.; CRUSE, R.M. **Managing nitrogen for groundwater quality and farm profitability**. Madison, Wisconsin: Soil Science Society of America. p 85-122, 1991.

MIGON, C., SANDRONI, V. **Phosphorus in rainwater: partitioning, inputs and impact on the surface coastal ocean.** *Limnology and Oceanography*, v.44, p.1160–1165, 1999.

MOHAMOUD, Y.M., EWING, L.K., BOAST, C.W. **Small plot hydrology: I. Rainfall infiltration and depression storage determination.** *Transactions of the ASAE*, v.33, p.1121-1131, 1990.

MONTOVANI, C. P.; POLETTI, E. C. C. **Modelagem Matemática da Concentração de Fósforo: Uma Ferramenta para a Gestão dos Recursos Hídricos.** *Holos Environment*, v. 13, p. 200-211, 2013.

MOORE, P. A.; RUDDY, K. R.; GRAETZ, D. A. **Phosphorus Geochemistry in the Sediment-Water Column of a Hypereutrophic Lake.** *Journal Of Environment Quality*, v. 20, n. 4, p.869-875, 1991.

MOORE JR., P. A.; REDDY, K. R. & GRAETZ, D. A. **Nutrient transformations in sediments influenced by oxygen supply.** *J. Environ. Qual.*, 21: 387-393, 1992.

MORAES, J. M. **Propriedades físicas dos solos na parametrização de um modelo hidrológico.** *Revista Brasileira de Recursos Hídricos*, v.8, n.1, p.61-70, 2003

MOREIRA, F.M.S.; SIQUEIRA, J.O. **Microbiologia e bioquímica do solo.** 2ª ad. UFLA, Lavras, Brasil. 2006, 729 p.

MOTA, S. **Introdução à Engenharia Ambiental.** Rio de Janeiro, ABES, 1997

MOUSAVI, S. J.; MOGHADDAM, K. S.; SEIFI, A. **Application of an Interior-Point Algorithm for Optimization of a Large-Scale Reservoir System.** *Water Resources Management*, v. 18, p. 519-540. 2004.

MOZAFFARI, M.; SIMS, T.S. **Phosphorus availability and sorption in an Atlantic coastal plain watershed dominated by animal based agriculture.** *Soil Sci*, Baltimore, v.157, n.2, p.97-107, 1994.

MUNAVALLI, G. R.; KUMAR, M. S. M. **Water quality parameter estimation in a distribution system under dynamic state.** *Water Research*, v.39, n.18, p. 4287-4298, 2005.

NATALE, W., COUTINHO, E.L.M., BOARETTO, A.E., PEREIRA, F.M., OIOLI, A.A.P., SALES, L. **Nutrição e adubação potássica na cultura da goiabeira.** *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, v.20, n.2, p.247-250, 1996 b.

NATALE, W.; PRADO, R.M.; CORRÊA, M.C.M.; SILVA, M.A.C.; PEREIRA, L. **Resposta de mudas de goiabeira à aplicação de zinco.** *Revista Brasileira de Fruticultura*, Jaboticabal, v.24, n.3, p.770-773, 2002.

NIELSEN, D. R. *et al.* **Nitrogen transport process in soil.** In: STEVENSON, P. J. (Ed.). *Nitrogen in agriculture soils.* Madison: American Society of Agronomy, p.423-448, 1982.

O'CONNOR, D. J. **The temporal and spatial distribution of dissolved oxygen in streams:** *Water Resources Research*, v. 3, no. 1, p. 65-79, 1967.

OLIVEIRA, G. M.; LEITÃO, M. M. V. B. R.; GALVÃO, C. O.; LEITÃO, T. H. V. Estimativa da Evaporação e Análise de Uso do Coeficiente (kp) do Tanque “Classe A” nas Regiões do Cariri e Sertão da Paraíba. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v. 10, n. 4, p. 73-83. 2005.

OLIVEIRA, J. G. R. DE; BARBOSA, G. M. DE C.; FILHO, J. T.; TORRES, E. C. **Perda de Solo e Água e Riscos Ambientais da Concentração de Nutrientes no Escoamento Superficial em Solo Cultivado no Sistema de Plantio Direto e Submetido a Adubações Orgânicas e Mineral**. *Revista Brasileira de Geografia Física*, v. 08, p. 093-112, 2015.

Organization for Economic Cooperation and Development – OECD. **Environmental Indicator for Agriculture**. Vol. 3. Methods and Results. Executive Summary, Paris, France. 2001.

Otto, S. R., & Denier, J. P. **An introduction to programming and numerical methods in MATLAB**. London: Springer London. 463 p., 2005.

PANTANO, G.; GROSSELI, G. M.; MOZETO, A. A.; FADINI P. S. **Sustentabilidade no uso do fósforo: uma questão de segurança hídrica e alimentar**. *Química Nova*, v. 39, p. 732-740, 2016.

PAUL, J.W.; BEAUCHAMP, E.G. **Availability of manure slurry ammonium for corn using 15N-labelled (NH₄)₂SO₄**. *Canadian Journal of Soil Science*, v.77, p.35-42, 1995.

PAULINO, G. M.; ALVES, B. J. R. A.; BARROSO, D. G.; URQUIAGA, S.; ESPINDOLA, J, A, A. **Fixação biológica e transferência de nitrogênio por leguminosas em pomar orgânico de mangueira e gravioleira**. *Pesquisa Agropecuária Brasileira*, v. 44, p. 1598 – 1607, 2009.

PELES, D. **Perdas de solo, água e nutrientes sob aplicação de gesso e dejetos líquidos de suínos**. Curitiba, UFPR, 2007. 97p. Dissertação Mestrado.

PERDOMO, C. C.; CAZZARÉ, M. **Sistema Dalquim de tratamento de Resíduos animais. Comunicado Técnico**. (EMBRAPA - CNPSA). Concórdia - SC, 2001.

PEREIRA, R. S. **Identificação e caracterização das fontes de poluição em sistemas hídricos**. *Revista Eletrônica de Recursos Hídricos*, v. 1, n. 1, p. 20 - 36, 2004.

PEREIRA, R. S. NIENCHESKI, L. F. H. **Modelagem da qualidade da água da Lagoa dos Patos**. XXI Congresso Latinoamericano De Hidráulica. São Paulo. 2004.

PIOL, M. V. A. **Desenvolvimento de ambiente computacional com emprego de modelagem matemática para simulação computacional da qualidade da água da porção superior do rio Santa Maria da Vitória**. Trabalho de Conclusão de Curso (Graduação em Engenharia Ambiental. Universidade Federal do Espírito Santos. Vitória. 2014.

PIVELLI, R.P., KATO, M.T., **Qualidade das Águas e Poluição: Aspectos físico-químicos**. ABES, São Paulo, 2005.

PORTO, R.L.L. (Org.). (1991) **Hidrologia Ambiental**. 1 ed. São Paulo: Editora da Universidade de São Paulo: Associação Brasileira de Recursos Hídricos. Coleção ABRH de Recursos Hídricos, v.3. 411 p.

- PORTO, R.de M. **Hidráulica Básica**. 3^oed. São Paulo: EESC – USP, 2004. 540p.
- PORTO, R. L., AZEVEDO, L. G. T. Modelos de Programação Linear em Recursos Hídricos. In: PORTO, R. L. L. (Org.). **Técnicas Quantitativas para o Gerenciamento de Recursos Hídricos**. 2. ed. Porto Alegre: Editora da Universidade/UFRGS, 2002, p. 42-95.
- POSSMOSER-NASCIMENTO, T. E.; RODRIGUES, V. A. J.; VON SPERLING, M.; VASEL, J. L. **Sludge accumulation in shallow maturation ponds treating UASB reactor effluent: results after 11 years of operation**. Water Science and Technology, v. 70, p. 321, 2014.
- POTE, D.H.; DANIEL, T.C.; NICHOLS, D.J.; SHARPLEY, A.N.; MOORE, P.A.; MILLER, D.M. & EDWARDS, D.R. **Relationship between phosphorus levels in three Ultisols and phosphorus concentrations in runoff**. J. Environ. Qual., v.28, p.170-175, 1999.
- PIZZOLATO, N. D.; GANDOLPHO, A. A. **Técnicas de otimização**. Rio De Janeiro: Editora Ltc, 2013. 225 P.
- RAIJ, B. van. **Avaliação da Fertilidade do Solo. Instituto da Potassa & Fósforo (EUA)**. Instituto Internacional da Potassa (SUIÇA). 2^a Edição. Piracicaba, 1983. p. 142.
- RAIJ, B. van. **Fertilidade do solo e adubação. Piracicaba: Agronômica Ceres, Associação Brasileira para a Pesquisa da Potassa e do Fosfato**, 1991. 343p.
- RAMOS, C. P. S. da, *et al.* **Cianobactérias e microcistina em águas de rio destinadas ao abastecimento de centro industrial de Caruaru, PE, Brasil**. Revista Vigilância Sanitária em Debate, v. 4, p. 27 – 35, 2016.
- RANELLS, N.N.; WAGGER, M.G. **Nitrogen release grass and legume cover crop monocultures and bicultures**. Agron. J., v.88, p.777-782, 1996.
- REBOUÇAS, A. da C. **Água e desenvolvimento rural**. Estudos Avançados. v. 15 n 43, 2001.
- REICHERT, J.M. & CABEDA, M.S.V. **Salpico de partículas e selamento superficial em solos do Rio Grande do Sul**. R. Bras. Ci. Solo, 16:389-396, 1992.
- RESENDE, Á. V. **Agricultura e Qualidade da Água: Contaminação da Água por Nitrato. Planaltina: Embrapa Cerrados**, 2002. 29p. (Embrapa Cerrados. Documentos, 57).
- REYNOLDS, C.S. & DAVIES, P.S. **Sources and bioavailability of phosphorus fractions in freshwater: a British perspective**. Biological Reviews of the Cambridge Philosophical Society, v. 76, p.27-64. 2001.
- REYNOLDS, C.M. & WOLF, D.C. **Effects of soil moisture and air relative humidity on ammonia volatilization from surfaces-applied urea**. Soil Sci., v.143, p.144-152, 1987.
- RIBEIRO, M. M. R. e LANNA, A. E. L. **A outorga integrada das vazões de captação e diluição**. Revista Brasileira de Recursos Hídricos, Porto Alegre, v.8, n.3, p.151-168, 2003.
- ROLIM NETO, F.C.; SCHAEFER, C.E.G.R.; COSTA, L.M.; CORRÊA, M.M.; FERNANDES FILHO, E.I. & IBRAIMO, M.M. **Adsorção de fósforo, superfície específica**

atributos mineralógicos em solos desenvolvidos de rochas vulcânicas do Alto Paranaíba (MG). Revista Brasileira de Ciências do Solo, Viçosa, v.28, p.953- 964, 2004.

ROSMAN, J.H., KOSEFF, J.R., MONISMITH, S.G., GROVER, J., 2007. **A field investigation into the effects of a kelp forest (*Macrocystis pyrifera*) on coastal hydrodynamics and transport.** J. Geophys. Res. 112, C02016. <http://dx.doi.org/10.1029/2005JC003430>.

SÁ, J. C. de M. Manejo da fertilidade do solo no sistema plantio direto. In: SIQUEIRA, J.O. *et al.* **Inter-relação fertilidade, biologia do solo e nutrição de plantas: soil fertility, soil biology, and plant nutrition interrelationships.** Viçosa: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo/UFLA, 1999. p. 267-319.

SALAS, H. J. & MARTINO, P. **A simplified phosphorus trophic state model for warmwater tropical lakes.** Water Research, v.25, p.341-350, 2001.

SALMAN, A. Z.; AL-KARABLIEH, E. K.; FISHER, F. M. () **An Inter-Seasonal Agricultural Water Allocation System (SAWAS).** Agricultural Systems, v. 68, p. 233–252, 2001.

SANTOS, H. R. dos. **Lixiviação de Nitrato em Colunas de Solo com Diferentes Densidades Aparentes e Fontes de Efluente Líquido de Tratamento de Esgoto Doméstico.** 2011, 53 f. Dissertação (Mestrado em Produção Vegetal no Semiárido) – Universidade Estadual de Monte Carlos, Minas Gerais, 2011.

SANTOS, M. G. *et al.* **Gás exchange and yield response to foliar phosphorus application in *Phaseolus vulgaris* L. under drought.** Brazilian Journal of Physiology, v. 16, n. 03, p. 171-179, 2004.

SANTOS, V. S. **Um Modelo de Otimização Multiobjetivo para Análise de Sistemas de Recursos Hídricos.** 2007, 144 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil e Ambiental) – Universidade Federal de Campina Grande, Campina Grande, 2007.

SANTOS, V. S. **Modelo de Otimização Quali-Quantitativo Multiobjetivo para o Planejamento dos Recursos Hídricos Superficiais, com Aplicação à Bacia do Rio Paraíba.** 2011, 170 f. Tese (Doutorado em Recursos Naturais) – Universidade Federal de Campina Grande, Campina Grande, 2011.

SANTOS, V. DA S.; CURI, W. F.; CURI, R. C.; VIEIRA, A. S. **Um Modelo de Otimização Multiobjetivo para Análise de Sistema de Recursos Hídricos I: Metodologia.** Revista Brasileira de Recursos Hídricos, v.16, p.49-60, 2011.

SAHRAWAT, K.L. **Factors Affecting Nitrification in Soils.** Communications in Soil Science and Plant Analysis, v. 39, n. 9 e 10, p. 1436-1446, 2008.

SCARIOT, M. R. **Modelagem e Simulação Sistêmica de Rios: Avaliação dos Impactos Ambientais no Rio Mogi-Guaçu/SP.** Tese (Doutorado em Engenharia de Alimentos). Universidade Estadual de Campinas. Campinas, São Paulo. 2008.

SCHICK, J.; BERTOL, I.; BALBINOT Jr., A.A. & BATISTELA, O. **Erosão hídrica em Cambissolo Húmico alumínico submetido a diferentes sistemas de preparo e cultivo do solo: II. Perdas de nutrientes e carbono orgânico.** R. Bras. Ci. Solo, 24:437-447, 2000b.

SCIENTEC. Associação para o desenvolvimento da Ciência e Tecnologia. **Plano Diretor de Recursos Hídricos da Paraíba: Bacia do Piancó e do Alto Piranhas**. SEPLAN. (1997).

SCIVITTARO, W.B.; GONÇALVES, D.R.N.; VALE, M.L.C. do; RICORDI, V.G. **Perdas de nitrogênio por volatilização de amônia e resposta do arroz irrigado à aplicação de ureia tratada com o inibidor NBPT**. *Ciência Rural*, v.40, p.1283-1289, 2010.

SEGANFREDO, M.L.; ELTZ, F.L.F. & BRUM, A.C.R. **Perdas de solo, água e nutrientes por erosão em sistemas de culturas em plantio direto**. *R. Bras. Ci. Solo*, 21:287-291, 1997.

SHAFFER, M. J. & DELGADO, J.A. **Essentials of a Nation Nitrate Leaching Index Assessment Tool**. *Journal of Soil and Water Conservation*, v. 57, n. 6, p. 327-35. 2002.

SHARPLEY, A.N.; S.J. SMITH; O. R. JONES; W.A. BERG; G. A. COLEMAN. **The transport of bioavailable phosphorus in agricultural runoff**. *J. Environ. Qual.*, v.21, p.30 – 35, 1992.

SHARPLEY, A.N.; SMITH, S.J. & NANEY, J.W. **Environmental impact of agricultural nitrogen and phosphorus use**. *J. Agric. Food. Chem.*, v.35, p.812-817, 1987.

SHARPLEY, A.N.; CHAPRA, S.C.; WEDEPOHL, R.; SIMS, J.T; DANIEL, T.C.; REDDY, K.R. **Managing agricultural phosphorus for protection of surface waters: issues and options**. *Journal of Environmental Quality*, v.23, p.437-451, 1994.

SILVA, I. N.; FONTES, L. de O.; TAVELLA, L. B.; OLIVEIRA, J. B. de; OIVEIRA, A. C. de. **Qualidade de Água na Irrigação**. *Agropecuária Científica no Semiárido*, v. 7, p. 01 -15, 2011.

SILVA, M. R. C. **Estudo de sedimentos da Bacia Hidrográfica do Mogi-Guaçu, com ênfase na determinação de metais**. Dissertação de Mestrado, USP – São Carlos. Instituto de Química, p. 113, 2002.

SIMS, J.T. **Phosphorus soil testing: Innovations for water quality protection**. *Commun. Soil Sci. Plant Anal*, v.29, p.1471–1489, 1998.

SIMS, J. T., AND P. J. A. KLEINMAN. **Managing agricultural phosphorus for environmental protection**. In *Phosphorus, agriculture, and the environment*, ed. J. T. Sims and A. N. Sharpley, 1021–1068. Madison, Wisc.: SSA. 2005.

SMALING, E. M. A.; FRESCO, L. O. **A decision support model for monitoring nutrient balances under agricultural land use (NUTMON)**. *Geoderma*, v. 60, p. 235–256, 1993.

SIMEK, M. **Nitrification in soil – terminology and methodology**. *Rostlinná Výroba*, v. 46, p. 385-395, 2000.

SIMONOVIC, S. P. **Reservoir System Analysis: Closing Gap between Theory and Practice**. *Journal of Water Resources Planning and Management*, v. 118, n. 3, p. 262-280. 1992.

SMITH, S.J.; SCHEPERS, J.S. & PORTER, L.K. **Assessing and managing agricultural nitrogen losses to the environment**. In: STEWART, B.A., ed. *Advances in soil science*. Chelsea, Lewis Publishers, v.14. p.1-43, 1990.

SØNDERGAARD, M., J. P. JENSEN & E. JEPPESEN. **Role of sediment and internal loading of phosphorus in shallow lakes.** *Hydrobiologia*, v.506, p.135-145, 2003.

SOILEAU, J.M.; TOUCHTON, J.T.; HAJEK, B.F. & YOO K.H. **Sediment, nitrogen, and phosphorus runoff with conventional and conservation tillage cotton in a small watershed.** *J. Soil Water Conserv.*, v.49, p.82-89, 1994.

SOUZA, D.A. **Bacia do Riberão e Represa do Lobo: Bases Ecológicas para o Planejamento Regional, Manejo e Conservação.** São Carlos. 1993. 158 p. Tese (Dissertação de Doutorado em Engenharia Civil) – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo.

SOUZA, *et al.* **Efeito do encrostamento superficial nas propriedades hidráulicas de um solo cultivado.** *Revista Brasileira de Ciências Agrárias*, v. 2, p. 69 – 74, 2007.

SOUZA, L. da S.; FARIAS, A. R. N.; MATTOS, P. L. P. de; FUKUDA, W. M. G. (Eds.) **Aspectos socioeconômicos e agrônômicos da mandioca.** Prefácio. Cruz das Almas, BA. Embrapa Mandioca e Fruticultura Tropical, 2006. 817p.

SOUZA, V.F. de; FOLEGATTI, M.V.; COELHO FILHO, M.A.; FRIZZONE, J.A. **Distribuição radicular do maracujazeiro sob diferentes doses de potássio aplicadas por fertirrigação.** *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, v.6, p.51-56, 2002.

SPRUIELL, C. A.; WORKMAN, S. R.; TARABA, J. L. **Simulation of daily and monthly stream discharge from small watersheds using the SWAT model.** *Transactions of the ASAE*, v.43, p.1431-1439, 2000.

STOREY, M. V.; GAAG, B.; BURNS, B. P. **Advances in on-line drinking water quality monitoring and early warning systems.** *Water Research*, v.45, n.2, p.741-747, 2011.

STRASKRABA, M. & TUNDISI, J. G. Gerenciamento da qualidade da água de represas. *In: TUNDISI, J. G. ed. Diretrizes para o gerenciamento de lagos.* São Carlos, ILEC/IEE. v.9, 280p, 2000.

SUDHA, V.; VENUGOPAL K.; AMBUJA, N. K. **Reservoir Operation Management through Optimization and Deficit Irrigation.** *Irrigation Drainage System*, v. 22, p. 93-102. 2008.

SUTTON, A.L.; NELSON, D.W.; HOFF, J.D. & MAYROSE, V.B. **Effects of injection and surface applications of liquid swine manure on corn yield and soil composition.** *J. Environ. Qual.*, v.11, p.468-472, 1982.

TANIWAKI, R. H.; ROSA, A. H.; CALIJURI, M. C.; MOSCHINI-CARLOS, V. **Variação espacial do grau de trofia e da biomassa fitoplânctônica no reservatório de Itaparanga,** São Paulo, Brasil. *HOLOS Environment*, v. 11, n. 2, p. 170, 2011.

TEODORO, A.; IDE, C. N.; RIBEIRO, M. L.; BROCH, S. A. O.; SILVA, J. B. da. **Implementação do conceito Capacidade de Diluição de Efluentes no modelo de qualidade da água QUAL-UFMG: estudo de caso no Rio Taquarizinho (MS).** *Engenharia Sanitária e Ambiental*, v. 18, p. 275 – 288, 2013.

TERCINI, J. R. B. **Modelagem da Qualidade da Água Integrando Rio e Reservatório. Dissertação (Mestrado em Ciências)**. Escola Politécnica da Universidade de São Paulo. São Paulo. 2014.

TEXEIRA, M. B.; LOSS, A.; PEREIRA, M. G.; PIMENTEL, C. **Decomposição e ciclagem de nutrientes dos resíduos de quatro plantas de cobertura do solo**. IDESIA (CHILE), v. 30, p. 55 – 64, 2012.

THOMANN, R. V.; MUELLER, J. A. – **Principles of Surface Water Quality Modeling and Control**. Harper Collins Publishers, 1987.

TIMOFIECSYK, A.; FAVARETTO, N.; PAULETTI, V.; DIECKOW, J. **Perdas de carbono e nitrogênio com aplicação de dejetos líquido bovino em Latossolo muito argiloso sob plantio direto e chuva natural**. Revista Brasileira de Ciência do Solo, v. 36, n. 6, p. 1924-1930, 2012.

TISDALE, S.L.; NELSON, W.L.; BEATON, J.D. **Soil fertility and fertilizers**. New York: Macmillan Publishing Company, 1985. 754p.

TOKURA, A. M. *et al.* **Dinâmica das formas de fósforo em solos de textura e mineralogia contrastantes cultivados com arroz**. Acta Scientiarum Agronomy, Maringá, v. 33, n. 1, p. 171-179, 2011

TOLEDO, A.P.J.; TALARICO, M.; CHINEZ, S.J.; AGUDO, E.G. **A aplicação de modelos simplificados para a avaliação do processo da eutrofização em lagos e reservatórios tropicais**. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 12., Balneário Camboriú, Santa Catarina. ABES – Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental. p.1-34, 1983.

TONÉ, A. J. de. **Análise e modelagem de fósforo em reservatórios localizados em regiões semiáridas**. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil). Universidade Federal do Ceará. Fortaleza; 2016.

TORRENT, J. (2010) - **Dinâmica do fósforo no solo : perspectiva agronômica e ambiental**. Castelo Branco : IPCB. ISBN 978-989-8196-10-1. 97 p.

TORRES, J.L.R., PEREIRA, M.G., ANDRIOLI, I., POLIDORO, J.C., & FABIAN, A.J. (2005). **Decomposição e liberação de nitrogênio de resíduos culturais de plantas de cobertura em um solo de cerrado**. Revista Brasileira de Ciência do Solo, 29, 609618.

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.

TRINDADE, P. B. C. B.; MENDONÇA, A. S. F. **Eutrofização em reservatórios – Estudo de caso: reservatório de Rio Bonito (ES)**. Engenharia Sanitária e Ambiental, v. 19, p. 375 – 382, 2014.

TUCCI, C. E. M. **Modelos Hidrológicos**. 2. ed. Porto Alegre: Editora da UFRGS, 2005. 678 p.

TUNDISI, J. G.; MATSUMURA-TUNDISI, T. **Limnologia**. São Paulo: Oficina de Textos, 2008. 631p.

WHITE, R.E. Leaching. In: WILSON, J. R. **Advances in nitrogen cycling in agricultural ecosystems**. Wallingford : C.A.B. International, p.193-211, 1987.

United States Departamento of Agriculture – USDA. **National Engineering handbook: agricultural waste management field handbook** – part 651. 1996.

United States Geological Survey – USGS. Earth Explorer. Acesso em: <https://earthexplorer.usgs.gov/>. 2017.

VIDAL, T. F. e NETO, J. C. **Dinâmica de nitrogênio e fósforo em reservatório na região semiárida utilizando balanço de massa**. Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental v. 18, p. 402-407, 2014.

VIDAL, T. F. **Balanço de macronutrientes no açude gavião/CE – uma nova abordagem**. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil). Universidade Federal do Ceará. Fortaleza; 2011.

VIEIRA, A. S. **Um Modelo de Simulação Via Programação Linear Sequencial, para Sistema de Recursos Hídricos**. 2007. 118 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil e Ambiental) – Universidade Federal de Campina Grande, Campina Grande, 2007.

VIEIRA, A. S.; SANTOS, V. S.; CURI, W. F.; CURI, R. C. **A Multiobjective Linear Programming Model for Agricultural Crop Areas Allocation: Case Study**. Anais da International Conference Of Agricultural Engineering e do XXXVII Congresso Brasileiro de Engenharia Agrícola. Foz do Iguaçu, 2008. CD-ROM.

VIEIRA, A. S. **Modelo de Simulação Quali-Quantitativo Multiobjetivo para o Planejamento Integrado dos Sistemas De Recursos Hídricos**. 2011, 296 f. Tese (Doutorado em Recursos Naturais) – Universidade Federal de Campina Grande, Campina Grande, 2011.

VITOUSEK, P. M.; ABER, J. D.; HOWARTH, R. W., *et al.* **Human alteration of the global nitrogen cycle: sources and consequences**. Ecological Applications, v. 7, n. 3, p. 737 - 750, 1997.

VITTI, A.C.; FRANCO, H.C.J.; FARONI, C.E.; CANTARELLA, H.; TRIVELIN, P.C.O. **Balanço de massas e de nutrientes da palhada e da rebrota de cana desseca com glifosato**. STAB, v.25, p.30-33, 2007.

VON SPERLING, M. **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos**. 2. ed. Belo Horizonte: Editora UFMG, 1996. 243 p.

VON SPERLING, M. **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos**. 4. ed. Belo Horizonte: Editora UFMG, 2014.

VON SPERLING, M. **Estudos e Modelagem da Qualidade da Água de Rios**. Belo Horizonte: Editora UFMG, 2007. 588 p.

XU, H.; PAERL, H. W.; QIN, B.; ZHU, G.; GAO, G. **Nitrogen and phosphorus inputs control phytoplankton growth in eutrophic Lake Taihu, China**. Limnology and Oceanography, v.55, p.420-443, 2010.

WEBER, O. L. dos S.; M. S. O de; SANTOS, C. C. dos; AMORIM, R. S. S.; MOREIRA, R. de O. **Nitrogênio e fósforo nas águas provenientes de área de algodoeiro em dois sistemas de cultivos**. Revista Brasileira de Ciências Agrárias, v. 11, p. 186-191, 2016.

WETZEL, R.G. **Limnologia**. Fundação Calouste Gulbenkian. 1011 p. 1993.

WETZEL, R. G. 1981. **Limnología**. Ômega S.A, Barcelona, España, 679pp.

WOLKOWSKI, R.P. **Nitrogen management considerations for landspreading municipal solid waste compost**. Journal of Environmental Quality, v.32, p.1844-1850, 2003.

WURBS, R. A. **Reservoir-System Simulation and Optimization Models**. Journal of Water Resources Planning and Management, v. 119, n. 4, p. 455-472. 1993.

YAMADA, T. **Nutrição fosfatada melhora a resistência da planta às doenças**. Informações Agronômicas, n. 97, p. 1-2, 2002.

YEH, W. W-G. **Reservoir Management and Operation Models: a State-of-the-Art Review**. Water Resources Research, v. 21, n. 12, p. 1797-1818. 1985.

YANG, Y. B. *et al.* **Effect of fuel properties on biomass combustion. Part II. Modelling approach—identification of the controlling factors**. Fuel, v. 84, p. 2116–2130, 2005.

ZHANG, X.C.; NORTON, D.; NEARING, M.A. **Chemical transfer from soil solution to surface runoff**. Water Resources Research, v. 33, p. 809-815, 1997.