

**UNIVERSIDADE FEDERAL DE PERNAMBUCO - UFPE
CENTRO DE TECNOLOGIA E GEOCIÊNCIAS - CTG
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA CIVIL
TECNOLOGIA AMBIENTAL E RECURSOS HÍDRICOS**

**PLANEJAMENTO DA OPERAÇÃO DE RESERVATÓRIO
OBJETIVANDO A MELHORIA DA QUALIDADE DA ÁGUA: ESTUDO
DE CASO NO AGRESTE PERNAMBUCANO**



IONÁ MARIA BELTRÃO RAMEH BARBOSA

Recife- Pernambuco- Brasil

2012

UNIVERSIDADE FEDERAL DE PERNAMBUCO
CENTRO DE TECNOLOGIA E GEOCIÊNCIAS
PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA CIVIL
TECNOLOGIA AMBIENTAL E RECURSOS HÍDRICOS



Ioná Maria Beltrão Rameh Barbosa

PLANEJAMENTO DA OPERAÇÃO DE RESERVATÓRIO OBJETIVANDO A
MELHORIA DA QUALIDADE DA ÁGUA: ESTUDO DE CASO NO AGRESTE
PERNAMBUCANO

Recife – Pernambuco- Brasil

2012

Ioná Maria Beltrão Rameh Barbosa

**PLANEJAMENTO DA OPERAÇÃO DE RESERVATÓRIO OBJETIVANDO A
MELHORIA DA QUALIDADE DA ÁGUA: ESTUDO DE CASO NO AGRESTE
PERNAMBUCANO**

Tese submetida ao Programa de Pós-graduação da Universidade Federal de Pernambuco, como parte dos requisitos necessários à obtenção do grau de doutor em Engenharia Civil na área de concentração Tecnologia Ambiental e Recursos Hídricos.

Orientador: Prof. José Almir Cirilo, D.Sc.

Recife
2012

Catálogo na fonte
Bibliotecária: Rosineide Mesquita Gonçalves Luz / CRB4-1361 (BCTG)

- B238p Barbosa, Ioná Maria Beltrão Rameh.
 Planejamento da operação de reservatório objetivando a melhoria da
 qualidade da água: estudo de caso no Agreste pernambucano. / Ioná Maria
 Beltrão Rameh Barbosa. – Recife: O Autor, 2012.
 138f., il., figs., gráfs., tabs.

 Orientador: Prof. Dr. José Almir Cirilo.

 Tese (Doutorado) – Universidade Federal de Pernambuco. CTG.
 Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil, 2012.
 Inclui Referências.
 Engenharia Civil. 2. Recuperação de Reservatório. I. Cirilo, Almir José
 (Orientador). II. Título.



UNIVERSIDADE FEDERAL DE PERNAMBUCO
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA CIVIL
A comissão examinadora da Defesa de Tese de Doutorado

**PLANEJAMENTO DA OPERAÇÃO DE RESERVATÓRIO OBJETIVANDO A
MELHORIA DA QUALIDADE DA ÁGUA: ESTUDO DE CASO NO AGRESTE
PERNAMBUCANO**

defendida por

Ioná Maria Rameh Beltrão Barbosa

Considera a candidata APROVADA

Recife, 27 de março de 2012.

José Almir Cirilo – UFPE
(orientador)

José Galiza Tundisi – IEE
(examinador externo)

Simone Rosa da Silva – UPE
(examinador externo)

Sávia Gavazza dos Santos Pessôa - UFPE
(examinador interno)

Suzana Maria Gico Lima Montenegro – UFPE
(examinador interno)

DEDICATÓRIA

Dedico este trabalho ao meu admirável
esposo André e as minhas maravilhosas
filhas, Ana Letícia e Lívia.

AGRADECIMENTOS

Primeiramente a Deus, Pai generoso e responsável por cada segundo da nossa existência.

Muitos foram os que contribuíram para a realização desta pesquisa. Expresso meus agradecimentos a todos aqueles que, de alguma forma, contribuíram para realização deste trabalho, em especial:

Ao professor Almir Cirilo, pelo ser humano maravilhoso, pela sua dedicação e carinho, que mesmo sem contar com muito tempo, nos enche de estímulo e confiança de que dias melhores virão;

A todos os docentes do Programa de Pós-graduação em Tecnologia Ambiental e Recursos Hídricos, por compartilhar conhecimentos e em especial à professora Márcia Alcoforado, do Departamento de Economia da UFPE, que me abrigou por todo o doutorado, pelo apoio e estímulo nos momentos de dificuldade.

Aos professores da banca de qualificação e de defesa de tese pelas contribuições e discussões necessárias ao enriquecimento deste trabalho de pesquisa;

A Andréa Negromonte, secretária da Pós-Graduação em Engenharia Civil da UFPE e a Fernanda Dourado, secretária da Secretaria de Recursos Hídricos e Energéticos, pelo eficiente trabalho que desenvolvem.

À Agência Pernambucana de Águas e Clima, na pessoa do seu presidente, Marcelo Asfora e a Suzana Montenegro, na época Diretora de Regulação e Monitoramento, pela inestimável contribuição à pesquisa. A Mauro, Joab, César e outros técnicos da APAC pelo empenho na missão de coletar água no reservatório de Jucazinho e no rio Capibaribe e a Clênio Torres, Gerente de Monitoramento e Fiscalização, pelas discussões ao longo do caminho das coletas, as quais foram de grande valia para a pesquisa.

À Agência Estadual de Meio Ambiente, na pessoa de Joana Aureliano, pela concessão dos dados de qualidade e eterna disposição em ajudar. Agradeço também a Sonali Pereira, técnica desta Agência e atualmente responsável pelo

monitoramento dos reservatórios do Estado e a Maria Cândida Costa, pelo excelente trabalho de análise das amostras de água.

À Companhia Pernambucana de Saneamento- COMPESA, na pessoa de Sérgio Torres, atualmente na APAC, e de Jacques Souto Maior, pelos esclarecimentos quanto ao funcionamento do atual sistema de abastecimento de água de Jucazinho, a Nancy Lins, pelas grandes experiências repassadas através de trabalhos realizados neste manancial e a Andréa Souza Regis, à frente da coordenação dos laboratórios desta Companhia, pela disponibilidade e dúvidas esclarecidas;

A Gilson Lima, pelas relevantes informações repassadas sobre as lavanderias de jeans de Toritama, tanto pessoalmente quanto em seu trabalho de diagnóstico publicado pela CPRH;

Ao engenheiro da prefeitura de Toritama, Manoel Figueiredo pela disponibilidade de me acompanhar no trabalho de campo neste município;

À minha querida amiga Roberta Alcoforado, da Projetec, pelas versões preliminares do PHA do Capibaribe, necessárias à elaboração desta pesquisa.

A Fabianne, da Secretaria de Recursos Hídricos e Energéticos, pela versão final e todos os dados cartográficos do PHA concedidos;

A Caio, Mariah, Naia e Diogo, meus queridos e admiráveis ex-alunos de iniciação científica, pelos grandes momentos de discussão e aprendizado que compartilhei com vocês. A Diogo e Naia agradeço também pela paciência e disponibilidade na elaboração das figuras desta tese.

Aos meus companheiros de jornada, Vânia Carvalho, Tereza Duarte e Carlos Eduardo Menezes, pela enorme colaboração em assumir minhas aulas no IFPE;

Aos meus amigos e familiares que por muitas vezes recusei convite para um almoço, uma praia, uma viagem. Obrigada pela enorme torcida e pelo apoio e carinho com as meninas;

Ao meu pai Ezequiel que, mesmo sem ter se aperfeiçoado nos estudos, é um grande conhecedor das matérias da vida e um exemplo a ser seguido pela sua força, coragem e determinação na conquista daquilo que acredita e à minha mãe Nicinha, pelo amor incondicional que doa aos seus filhos e a todos que a cerca;

À minha sogra Letícia, pelo apoio com as meninas, incentivo nas dificuldades e pelas conversas a respeito do tema e do andamento da pesquisa que me enchiam de entusiasmo;

Por fim, a André, companheiro maravilhoso que compartilho cada segundo de minha vida, pelo incentivo e dedicação e, acima de tudo, pelo amor que nos une a cada dia e as nossas filhas, Ana Letícia e Lívia, que sempre se dispuseram a colaborar compreendendo a minha ausência por muitos momentos.

RESUMO

O aporte de nutrientes constitui-se um dos maiores problemas em reservatórios artificiais. A eutrofização desencadeada pelo excesso de nitrogênio e fósforo em corpos hídricos tem despertado a atenção do Poder Público em função do perigo que estas águas oferecem, principalmente quando utilizadas para o abastecimento humano. Esta pesquisa desenvolveu-se no reservatório Jucazinho, que abastece cerca de 800 mil habitantes e está localizado na Bacia do rio Capibaribe, no Agreste pernambucano. O trabalho teve como objetivo definir estratégias de operação do reservatório, visando à redução das concentrações de fósforo total e, conseqüentemente, a tendência à eutrofização das águas. A metodologia do balanço de massa foi adotada para simular concentrações de fósforo total no reservatório, embasada em cenários de reduções do aporte deste nutriente devido ao tratamento dos efluentes domésticos e industriais das lavanderias de jeans a montante de Jucazinho, no volume mensalmente retirado pela COMPESA (Companhia Pernambucana de Saneamento) e no que deve ser liberado pela descarga de fundo. Com os cenários previstos foram avaliados os horizontes de recuperação da qualidade da água represada no manancial quanto à concentração de fósforo. A meta foi definir volumes mensais de descarga que possibilitem reduzir as concentrações deste nutriente ao nível recomendado pela Resolução CONAMA 357/05. Em articulação com a COMPESA e a APAC (Agência Pernambucana de Águas e Clima) procedeu-se um teste experimental de funcionamento da descarga de fundo, estabelecendo-se monitoramento da água liberada e avaliando-se o seu impacto no trecho a jusante de Jucazinho. Os cenários simulados indicaram que a operação adequada do reservatório para a renovação da água e a implantação de padrões elevados de tratamento dos esgotos podem levar à recuperação do manancial a médio prazo (11 anos).

Palavras-chave: Recuperação de reservatório; Eutrofização; Jucazinho.

ABSTRACT

The input of nutrients constitutes one of the biggest problems in artificial reservoirs. Eutrophication triggered by excess nitrogen and phosphorus in water bodies has attracted the attention of the Government in relation to the risks that these waters offer, especially when used for human consumption. This research was developed Jucazinho reservoir, which supplies around 800,000 inhabitants and is located in River Basin Capibaribe in Agreste of Pernambuco. The study aimed to define strategies for reservoir operation, to reduce concentrations of total phosphorus and hence the tendency to eutrophication of waters. The mass balance approach was adopted to simulate concentrations of total phosphorus in the reservoir, based on scenarios that consider reduction of this nutrient due to the treatment of domestic sewage and industrial laundries jeans, considering also the monthly volume withdrawn done by COMPESA (Company Pernambuco Sanitation) and water renovation that will be possible by bottom discharge. With the scenarios is assessed to recover the horizons of the quality of impounded water as the concentration of phosphorus. The goal was to define monthly discharge volumes that allow to reduce concentrations of this nutrient to the level recommended by CONAMA Resolution 357/05. In conjunction with COMPESA and APAC (Pernambuco Agency Water and Climate), it was proceeded an experimental test of functioning of the bottom outlet, settling behavior of the water released and evaluating its impact in the downstream of Jucazinho. The simulated scenarios indicated that the proper operation of the reservoir for water renewal and implementation of high standards of sewage treatment may lead to recovery of the stock over the medium term (11 years).

Keywords: Rehabilitation of reservoir; Eutrophication; Jucazinho.

LISTA DE ILUSTRAÇÕES

Figura 2.1- Zonas longitudinais em um reservatório e alterações na extensão das zonas, vazão e padrão de mistura para diferentes valores de R (tempo de residência da água). A) $10 < R < 100$ dias; B) $R > 100$ dias e C) $R < 10$ dias Fonte: Straskraba & Tundisi (2000) apud Tundisi & Tundisi (2008).....	19
Figura 3.1- Localização da Bacia do rio Capibaribe. Fonte: Barbosa, 2011.....	47
Figura 3.2- Bacia do rio Capibaribe com divisão político-administrativa. Fonte: Barbosa, 2011.	47
Figura 3.3- Bacia do Capibaribe e os municípios que possuem sede dentro da Bacia. Fonte: Barbosa, 2011.	48
Figura 3.4- Sedes Municipais que se localizam às margens do Capibaribe. Fonte: Barbosa, 2011.	49
Figura 3.5- Unidades de análise na bacia hidrográfica do rio Capibaribe. Fonte: PE-SRHE, 2010.....	50
Figura 3.6- Isoietas anuais médias (mm). Fonte: PE- SRHE, 2010.	52
Figura 3.7- Isotermas anuais médias (°C). Fonte: PE- SRHE, 2010.....	52
Figura 3.8- Isoumidades relativas anuais médias (%). Fonte: PE- SRHE, 2010.....	53
Figura 3.9- Isolinhas anuais médias de evapotranspiração potencial de Hargreaves (mm). Fonte: PE- SRHE, 2010.	54
Figura 3.10- Isorendimentos de TURC anuais médios (%). Fonte: PE- SRHE, 2010.	55
Figura 3.11- Isovazões específicas anuais médias (L/s/km ²). Fonte: PE- SRHE, 2010.	56
Figura 3.12- Altimetria na Bacia do rio Capibaribe. Fonte: PE-SRHE, 2010.....	57
Figura 3.13- Distribuição esquemática das coberturas sedimentares na bacia. Fonte: PE-SRHE, 2010..	59
Figura 3.14- Mapa de solos na Bacia do rio Capibaribe. Fonte: PE- SRHE, 2010.....	60
Figura 3.15- Mapa de uso e ocupação do solo na Bacia do rio Capibaribe. Fonte: PE- SRHE, 2010.	62

Figura 3.16- Área de contribuição hídrica ao reservatório Jucazinho. Fonte: Barbosa, 2011.	65
Figura 3.17- Unidades de análise que correspondem à área de contribuição hídrica de Jucazinho. Fonte: Barbosa, 2011.	65
Figura 3.18- Núcleos urbanos e localidade que estão às margens do rio Capibaribe dentro da área de contribuição do reservatório Jucazinho. Fonte: Barbosa, 2011....	67
Figura 3.19- Barramento no rio Capibaribe- Açude Edilson. Fonte: Barbosa, julho/2011..	70
Figura 3.20- Canal conduzindo esgoto bruto para o rio Capibaribe. Fonte: Barbosa, julho/2011.....	75
Figura 3.21- Lançamento de esgoto no rio Capibaribe em Toritama. Fonte: Barbosa, julho/2011.	76
Figura 3.22- Representação esquemática do sistema adutor Capibaribe. Fonte: COMPESA (2009) apud PE-SRHE (2010).	78
Figura 3.23- Imagem de satélite do reservatório Jucazinho e seu entorno. Fonte: Google Earth, 2011.	79
Figura 3.24- Esquema do Sistema Adutor Jucazinho. Fonte: COMPESA, 2010.....	83
Figura 3.25- Aquicultura no reservatório Jucazinho, em Couro Dantas, localidade do município Riacho das Almas. Fonte: Barbosa, 2009.....	84
Figura 3.26- Margem de Jucazinho com pastagem e criação de animais no povoado de Couro Dantas em Riacho das Almas. Fonte: Barbosa, 2009.....	87
Figura 3.27- Margem do reservatório Jucazinho com plantação de milho na localidade de Couro Dantas em Riacho das Almas. Fonte: Barbosa, 2009.....	87
Figura 3.28- Flutuante construído para captação de água superficial na barragem. Fonte: Barbosa, 2011.....	89
Figura 3.29- Sifão para captação de água superficial. Fonte: Barbosa, 2011.....	90
Figura 3.30- Esquema de funcionamento do sifão e válvula dispersora em Jucazinho. Fonte: Barbosa, 2011.....	91
Figura 3.31- Sifão, válvula dispersora para descarga de fundo e tubulação de saída de água captada pelo flutuante. Fonte: Barbosa, 2011.....	91
Figura 4.1- Diagrama unifilar do trecho do rio em estudo. Fonte: Barbosa, 2011.....	94
Figura 4.2- Equipe realizando coleta de água próximo ao flutuante da COMPESA. Fonte: Barbosa, 2011.....	100

Figura 4.3- Figura esquemática mostrando as variações de concentração média de fósforo entre camadas de volume no reservatório. Fonte: Barbosa, 2011.....	102
Figura 4.4- Área do trecho a jusante com os pontos de monitoramento da qualidade da água. Fonte: Barbosa, 2011.....	113
Figura 5.1- Índice de Estado Trófico do reservatório Jucazinho. Fonte: Elaborada a partir dos dados do monitoramento sistemático do reservatório Jucazinho-APAC/CPRH.....	116
Figura 5.2 - Evolução do IET médio no reservatório Jucazinho. Fonte: Elaborada a partir dos dados do monitoramento sistemático do reservatório Jucazinho – APAC/CPRH.	117
Figura 5.3- Evolução das cianobactérias, do fósforo total e do volume acumulado em Jucazinho entre 2005 e 2010. Fonte: Elaborada a partir dos dados do monitoramento sistemático do reservatório Jucazinho – APAC/CPRH.	118
Figura 5.4- Variação da concentração de fósforo total na coluna de água em Jucazinho. Fonte: Elaborada com dados do monitoramento da COMPESA e da APAC.	121
Figura 5.5- Curva de operação do reservatório Jucazinho. Fonte: Elaborada com dados fornecidos pela APAC.....	122
Figura 5.6- Perfil das concentrações de fósforo total em pontos a montante do barramento.....	124
Figura 5.7- Modelo linear de representação da carga de fósforo total acumulada no reservatório Jucazinho.....	125
Figura 5.8- Simulação das concentrações de Fósforo Total no reservatório Jucazinho para os cenários previstos.....	127
Figura 5.9- Comportamento do OD e da DBO no trecho a jusante de Jucazinho e montante de Carpina, antes e após a abertura da válvula de descarga.....	133

LISTA DE TABELAS

Tabela 2.1- Concentração máxima de fósforo total permitida pelo CONAMA para águas doces.....	24
Tabela 2.2- Concentrações máximas das formas de nitrogênio permitidas pelo CONAMA para águas doces para as diversas formas de nitrogênio.	25
Tabela 2.3- Critérios de classificação do IET e correspondências de valores de concentrações (mg/L)	33
Tabela 2.4- Medidas corretivas para a recuperação de reservatórios eutrofizados..	39
Tabela 3.1- Principais características da UA1 e UA2 da bacia hidrográfica do Capibaribe.	63
Tabela 3.2- Características técnicas do reservatório Jucazinho.....	79
Tabela 3.3- Solos na área de contribuição hídrica do reservatório Jucazinho.....	85
Tabela 4.1- Tabela com resumo dos parâmetros utilizados para definir a carga de fósforo aportada.....	96
Tabela 4.2- Valor adotado para as variáveis utilizadas para estabelecer o aporte de P ao rio.....	103
Tabela 5.1- Dados de concentrações de fósforo total ao longo do perfil do reservatório.	120
Tabela 5.2- Carga de fósforo total acumulada nos anos de 2001, 2004 e 2011 no reservatório Jucazinho.....	123
Tabela 5.3- Carga de fósforo total gerada, as respectivas perdas e a carga remanescente em Jucazinho.....	125
Tabela 5.4- Resultados das simulações de fósforo total no reservatório Jucazinho com os cenários previstos.....	128
Tabela 5.5- Resultados das análises realizadas em Jucazinho e no ponto a 1 km do barramento no dia 01/02/2012, após descarga de fundo.....	131
Tabela 5.6- Resultados das análises realizadas no rio, a montante e jusante de Limoeiro, com as respectivas datas de coleta (30/01 antes e 01/02 após abertura válvula).....	132

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

APAC	Agência Pernambucana de Águas e Clima
CL	Clorofila a
COMPESA	Companhia Pernambucana de Saneamento
CONAMA	Conselho Nacional de Meio Ambiente
CONDEPE/FIDEM	Agência Estadual de Planejamento e Pesquisa de Pernambuco
CPRH	Agência Estadual de Meio Ambiente
CPRM	Companhia de Pesquisas de Recursos Minerais
DBO	Demanda Bioquímica de Oxigênio
DQO	Demanda Química do Oxigênio
DNOCS	Departamento Nacional de Obras Contra as Secas
FAO	Organização das Nações Unidas para Agricultura e Alimentação
IBGE	Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística
IET	Índice de Estado Trófico
MIN	Ministério da Integração Nacional
MMA	Ministério do Meio Ambiente
MME	Ministério de Minas e Energia
MS	Ministério da Saúde
PCD	Plataforma de Coleta de Dados
PHA	Plano Hidroambiental do Capibaribe
PSHPE	Plano de Sustentabilidade Hídrica de Pernambuco
PDRH	Plano Diretor de Recursos Hídricos da Bacia do Rio Capibaribe
SEBRAE	Serviço Brasileiro de Apoio às Micro e Pequenas Empresas
SECTMA	Secretaria de Ciência, Tecnologia e Meio Ambiente
SRHE-PE	Secretaria de Recursos Hídricos e Energéticos de Pernambuco

SUDENE	Superintendência do Desenvolvimento do Nordeste
S	Profundidade do disco de Secchi
SES	Sistema de Esgotamento Sanitário
TAC	Termo de Ajustamento de Conduta
UA	Unidade de Análise

LISTA DE SÍMBOLOS

CH ₄	Metano
CO ₂	Gás Carbônico
Fe	Ferro
H ₂ S	Gás Sulfídrico
Mn	Manganês
N	Nitrogênio
N ₂	Nitrogênio Molecular
NH ₃	Amônia
NO ₃ ⁻	Nitrato
NO ₂ ⁻	Nitrito
OD	Oxigênio Dissolvido
OS	Ortofosfato Solúvel
P	Fósforo
pH	Potencial Hidrogeniônico
PO ₄	Fosfato
TP	Fósforo Total

SUMÁRIO

Capítulo 1	12
1 Introdução	12
1.1 Qualidade de Água em Reservatórios Artificiais	12
1.2 Aspectos Gerais dos Recursos Hídricos em Pernambuco	13
1.3 Justificativa	14
1.4 Objetivos	15
1.5 Hipótese do Trabalho	16
1.6 Apresentação	16
Capítulo 2	18
2 Fundamentação Teórica e Revisão da Literatura	18
2.1 Reservatórios Artificiais	18
2.2 Dinâmica de Nutrientes na Água	20
2.2.1 Fósforo	21
2.2.2 Nitrogênio	24
2.2.3 Eutrofização	26
2.2.4 Cianobactérias e Cianotoxinas	30
2.3 Classificação Trófica de Reservatórios	32
2.4 Fatores que Interferem na Qualidade da Água em Reservatórios Artificiais	34
2.5 Ações de Recuperação da Qualidade da Água	35
2.6 O Uso de Modelos em Problemas de Gestão de Bacias Hidrográficas	41
Capítulo 3	46
3 Área de Estudo	46
3.1 Descrição Geral da Bacia do Rio Capibaribe	46
3.2 Área de Contribuição Hídrica de Jucazinho	64
3.2.1 O Problema da Escassez e a Poluição Hídrica	66
3.2.2 O Reservatório Jucazinho	77
Capítulo 4	92
4 Análise do Sistema Físico e Planejamento da Operação do Reservatório	92
4.1 Aporte de Fósforo a Jucazinho	92
4.1.1 Escolha do Nutriente a Simular	92
4.1.2 Metodologia Adotada	94
4.2 Carga de Fósforo Acumulada no Reservatório de Jucazinho	97
4.2.1 Dados Utilizados	98
4.2.2 Metodologia Adotada	101
4.3 Quantificação do Aporte Médio de Fósforo a JUcazinho	102

4.4	Planejamento da Operação de Jucazinho	104
4.4.1	Cenários Previstos	104
4.4.2	Balanço de Massa	108
4.4.3	Estratégia Experimental para a Descarga de Fundo	112
Capítulo 5		115
5	Resultados e Discussões	115
5.1	Classificação Trófica de Jucazinho	115
5.2	Carga Acumulada e Aporte de Fósforo Total	119
5.3	Planejamento da Operação do Reservatório Jucazinho	126
5.4	Teste Experimental com a Operação da Descarga de Fundo	131
Capítulo 6		136
6	Conclusões	136
Capítulo 7		139
7	Recomendações	139
8	Referências	140

Capítulo 1

INTRODUÇÃO

1.1 QUALIDADE DE ÁGUA EM RESERVATÓRIOS ARTIFICIAIS

Como se sabe, o aumento da população mundial tem acelerado a construção de reservatórios, que surgem como uma das alternativas para o suprimento da demanda crescente por água. Muitos desses, e também lagos naturais do mundo todo, têm sofrido sérios prejuízos no tocante à qualidade das águas e, conseqüentemente, tem apresentado impactos nos usos múltiplos para os quais o reservatório se destina.

Em se tratando de reservatórios construídos em rios brasileiros, principalmente aqueles da região Nordeste, a situação é ainda mais grave. O déficit de investimento em obras de infraestrutura de saneamento básico e o descumprimento da legislação ambiental quanto ao padrão de emissão de efluentes, faz com que os rios e mananciais sejam o principal destino de esgotos e tornem-se altamente eutrofizados.

A eutrofização desencadeada em muitos reservatórios artificiais tem despertado a atenção do Poder Público em função do perigo que estas águas oferecem, principalmente quando utilizadas para o abastecimento humano. Deve-se salientar que, em um ambiente eutrofizado, poderão proliferar cianobactérias em detrimento de outras espécies aquáticas, as quais podem produzir toxinas que causam sérios danos à vida animal e à saúde humana, podendo até mesmo levar à morte (OLIVEIRA & MOLICA, 2003).

Vários fatores contribuem para desencadear processos de eutrofização em corpos d'água. Thomann e Mueller (1987) destacam, dentre outros, as concentrações de nutrientes (fósforo e nitrogênio) como variáveis de importância na análise da eutrofização.

A Limnologia recomenda o diagnóstico de ecossistemas aquáticos sujeitos a estas condições, com objetivo de direcionar as ações de gestão e conservação dos

recursos hídricos para que seja mantida ou que se alcance o total aproveitamento das águas represadas, atendendo, desta maneira, aos usos múltiplos previstos.

O entendimento do comportamento da qualidade da água de um reservatório passa pela avaliação das condições de eutrofização do lago. A determinação da carga de nutrientes, assim como a determinação do balanço de massa, através das estimativas de entradas, saídas e retenção de nutrientes no corpo hídrico, são importantes ferramentas para a definição de estratégias de recuperação, conservação e manejo da bacia hidrográfica.

Várias ações para controle efetivo de processos de eutrofização em bacias hidrográficas e no próprio corpo hídrico são recomendadas, dentre elas o controle do tempo de residência da água, através da abertura periódica de comportas ou, em outros casos, a liberação do volume de água através de descarga de fundo. Estas ações são técnicas normalmente utilizadas para o controle de reservatórios eutróficos onde há grande concentração de matéria orgânica e anoxia.

1.2 ASPECTOS GERAIS DOS RECURSOS HÍDRICOS EM PERNAMBUCO

A água é um recurso natural limitado e elemento essencial para o desenvolvimento de regiões. O aumento populacional e, conseqüentemente, do consumo de água, associado ao aumento da poluição dos corpos hídricos fazem com que muitas regiões já estejam vivendo escassez deste elemento. Neste sentido, o seu uso e gerenciamento adequados são fundamentais para o maior aproveitamento dos recursos hídricos e para garantir um futuro sustentável.

Apesar da rede hidrográfica de Pernambuco ser composta por diversos rios, inclusive o São Francisco, conhecido pelo seu grande volume de água escoado de forma perene, o Estado apresenta sérios problemas de escassez hídrica. A maior parte do seu território está inserida no semiárido nordestino, o qual atravessa há décadas problemas ligados ao aproveitamento e ao controle dos recursos hídricos.

A irregularidade temporal e espacial das precipitações, a alta taxa de evaporação e a natureza geológica predominantemente cristalina, aliadas à crescente demanda de água para o abastecimento humano, animal, irrigação, dentre outros, confere à região um balanço hídrico negativo. A situação torna-se ainda mais crítica quando

da ocorrência de eventos hidrológicos extremos: secas (período prolongado de estiagens) ou cheias de grandes proporções.

Em se tratando da Bacia do rio Capibaribe, objeto desta pesquisa, a mesma apresenta, segundo dados da Agência Nacional de Águas, a menor disponibilidade hídrica *per capita* do país (ANA, 2002), o que caracteriza uma região carente de água e que necessita de ações governamentais para estimular o desenvolvimento econômico e social.

Muitas ações de combate aos efeitos das secas foram implementadas pelos governos, seguindo estratégias baseadas em políticas e instrumentos institucionais e financeiros disponíveis, visando resultados específicos, que nem sempre foram alcançados. Por outro lado, estas ações deixaram uma infraestrutura hídrica significativa implantada no Estado, mas ainda deficiente por diversas razões que incluem o crescimento da demanda de água (PE-SECTMA, 1998).

A poluição hídrica verificada nos mananciais de abastecimento desperta para a grande necessidade de conservação e recuperação dos corpos hídricos. No Nordeste semiárido, onde historicamente predominou a reservação de água como estratégia para superação dos problemas de natureza hídrica, a importância da qualidade de água é, atualmente, crucial e assim requer atenção crescente por parte dos órgãos gestores de recursos hídricos com o objetivo de manter as escassas reservas de água aptas aos múltiplos usos.

1.3 JUSTIFICATIVA

Assim como muitos reservatórios brasileiros, o reservatório Jucazinho, localizado na Bacia do rio Capibaribe no estado de Pernambuco, apresenta a qualidade das águas deteriorada em função do aporte de nutrientes devido ao uso e ocupação da bacia hidrográfica contribuinte.

A montante do reservatório encontram-se algumas cidades, dentre elas o núcleo urbano de Santa Cruz do Capibaribe e Toritama, que despejam, sem nenhum tratamento, seus esgotos domésticos. O rio também é destino dos efluentes industriais de dezenas de lavanderias de jeans, neste último município.

Como agravante do problema, o reservatório Jucazinho, desde 2004, mantém suas águas represadas, sem a devida operação do dispositivo de descarga de fundo, o que contribui ainda mais para o acúmulo de nutrientes e outros elementos nas camadas inferiores do manancial.

Jucazinho é responsável por abastecer em torno de 800 mil habitantes na região do Agreste Pernambucano e, devido ao atual estado trófico de suas águas, torna-se imprescindível a realização de estudos que direcionem ações de controle do processo de eutrofização, tendo em vista o crescente aumento das concentrações de nutrientes e, sobretudo, a possibilidade de ocorrência de proliferação de cianobactérias no manancial.

1.4 OBJETIVOS

Objetivo Geral

A principal proposta desta Tese consiste na avaliação de estratégias de liberação da água, pela descarga de fundo, do reservatório Jucazinho, em função de cenários de tratamento de esgotos domésticos e industriais, a montante do barramento, e do volume de água médio retirado do manancial.

Objetivos Específicos

Procura-se ainda como resultados da presente pesquisa:

- avaliar a evolução do grau de trofia do reservatório Jucazinho no período de 2005 a 2011 e a variação do fósforo total na coluna de água;
- conhecer as condições de destino dos efluentes domésticos municipais de Santa Cruz do Capibaribe e de Toritama, bem como das lavanderias de jeans neste último município;
- simular cenário de aporte de fósforo ao rio Capibaribe proveniente de lançamentos de esgoto doméstico e industrial a montante de Jucazinho;
- quantificar a carga de fósforo total atualmente acumulada, bem como a acumulação média no reservatório;

- avaliar a repercussão do volume liberado pela descarga de fundo no rio a jusante de Jucazinho, bem como no próprio manancial;
- definir o aporte médio de fósforo total com base na acumulação média de fósforo em Jucazinho.

1.5 HIPÓTESE DO TRABALHO

O trabalho parte da hipótese de que a descarga de fundo levará, fundamentalmente, ao aumento da capacidade de contenção de enchentes e a melhoria da qualidade hídrica em relação às concentrações de fósforo total e, conseqüentemente, a tendência à eutrofização do manancial. O trabalho busca simular cenários de concentração de fósforo total em Jucazinho em função da redução deste nutriente, com a implantação de sistemas de tratamento de efluentes e da renovação das suas águas, por meio de vertimento, de retiradas para o abastecimento e da operação da descarga de fundo.

1.6 APRESENTAÇÃO

Esta tese está organizada em 7 capítulos. O primeiro apresenta uma breve introdução ao tema estudado, bem como a justificativa e os objetivos da pesquisa. No capítulo 2 é apresentada a fundamentação teórica com conceitos e fundamentos importantes sobre reservatórios artificiais, nutrientes, mais especificamente o nitrogênio e o fósforo, eutrofização, cianotoxinas, aspectos que influenciam a qualidade da água em ambientes lênticos. Também são apresentadas neste capítulo algumas técnicas utilizadas para a recuperação da qualidade da água em reservatórios artificiais e experiências na aplicação de modelos de gestão qualitativa em bacias hidrográficas.

No capítulo 3 é descrita, de uma forma geral, a bacia do Capibaribe e em detalhes a área de contribuição hídrica do reservatório Jucazinho, dando ênfase à escassez e à poluição do rio Capibaribe, assim como características do manancial. O capítulo 4 trata da análise do sistema físico, com a quantificação do aporte médio anual de fósforo total em Jucazinho com base no conteúdo deste nutriente acumulado no reservatório e da metodologia do balanço de massa, adotada para o planejamento

da operação de Jucazinho. No quinto capítulo, são descritos e analisados os resultados obtidos no trabalho. Finalmente, nos capítulos 6 e 7 são apresentadas, respectivamente, as conclusões e recomendações do estudo.

Capítulo 2

FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA E REVISÃO DA LITERATURA

2.1 RESERVATÓRIOS ARTIFICIAIS

Os ambientes aquáticos podem ser classificados como lóticos ou lênticos. Os primeiros representam as águas correntes, como rios e riachos, já os considerados lênticos apresentam água parada ou cuja dinâmica é muito pequena, como lagos (MARGALEF, 1983).

Por outro lado, reservatórios ou represas são ecossistemas aquáticos artificiais construídos pelo homem que se diferenciam de lagos justamente pelo fato de não estarem associados a uma bacia de drenagem natural e, além disso, possuírem vazões defluentes sujeitas ao controle (CRUZ CASTRO & FABRIZI, 1995). O principal objetivo dos reservatórios/represas é armazenamento da água para diversos usos e finalidades como, por exemplo, o abastecimento humano e industrial, irrigação, geração de energia, recreação, contenção de enchentes, entre outros.

Numa represa existem gradientes horizontais e verticais e um fluxo contínuo em direção à barragem. Os gradientes apresentam variações temporais que dependem do fluxo de água para o reservatório e das diferenças de nível que ocorrem durante as diversas épocas do ano, conforme pode ser verificado na Figura 2.1 (TUNDISI & TUNDISI, 2008).

A zona de rio é a região sob influência dos rios tributários, enquanto que a zona de transição funciona como uma região intermediária entre o rio e o lago. A zona lacustre é uma região sujeita a ações da abertura dos vertedouros, comportas e turbinas.

Analisando o reservatório no sentido vertical, observam-se camadas que são estabelecidas pelo aquecimento térmico gerado pela radiação solar que atinge a superfície da água. Quando isto acontece diz-se que há **estratificação térmica no corpo hídrico**. A camada superior, mais aquecida e menos densa, conhecida como **epilímnio**, é bastante homogênea pela ação dos ventos e pelo aquecimento térmico

diurno e resfriamento térmico noturno. A camada de água inferior, mais densa e com temperaturas mais baixas, é denominada de **hipolímnio**. A profundidade destas duas camadas depende da situação geográfica do reservatório, sua profundidade média e máxima, das características regionais em relação ao vento e da sua posição na bacia hidrográfica. Entre o epilímnio e o hipolímnio existe uma camada intermediária, o **metalímnio** ou **mesolímnio**, que apresenta uma queda gradual de temperatura em relação ao epilímnio e de difícil definição de seus limites. No metalímnio ocorre maior gradiente de temperatura, denominado de **termoclina**. Nesta zona se equilibram as ações do vento, radiação solar e empuxo da massa de água. A estratificação térmica e de densidade é um fenômeno muito importante nos ecossistemas aquáticos continentais e grande parte dos processos e mecanismos de funcionamento resulta do gradiente vertical formado (TUNDISI & TUNDISI, 2008).

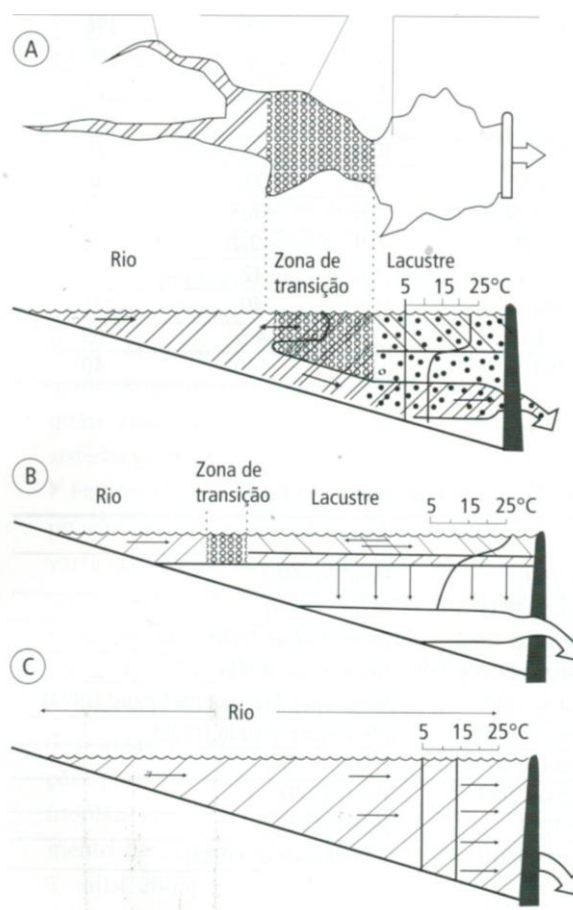


Figura 2.1- Zonas longitudinais em um reservatório e alterações na extensão das zonas, vazão e padrão de mistura para diferentes valores de R (tempo de residência da água). A) $10 < R < 100$ dias; B) $R > 100$ dias e C) $R < 10$ dias Fonte: Straskraba & Tundisi (2000) apud Tundisi & Tundisi (2008).

Tucci (1998) cita como fatores externos que influenciam no processo de estratificação a radiação solar, a ação dos ventos, entrada e saída do fluxo e sua

temperatura e acrescenta que, em climas onde há pouca variação de temperatura ao longo do período sazonal, a radiação solar passa a ser o principal fator de manutenção da estratificação térmica.

Van Breemen e Kok (1979) apud Tucci (1998) consideram quatro estados para os reservatórios: **completamente misturados** - ocorrem em períodos de pouco aquecimento solar, a turbulência exercida pelo vento é suficiente para vencer o empuxo e uniformizar os gradientes; **desenvolvimento para cima** - nos períodos de aumento da radiação solar a produção da turbulência é insuficiente para distribuir o empuxo, como consequência a termoclina move-se para cima; **desenvolvimento para baixo ou penetração** - nos períodos de aumento de vento/ou redução da radiação solar, a produção de turbulência aumenta com relação à produção do empuxo. Como consequência a camada turbulenta penetra no hipolímnio movendo para baixo a termoclina e; **desenvolvimento completo da estagnação**- na falta de vento a turbulência da superfície é pequena. Nestas circunstâncias o perfil de temperatura é determinado pelos processos de difusão do tipo molecular.

2.2 DINÂMICA DE NUTRIENTES NA ÁGUA

A vida no ecossistema aquático está intimamente relacionada à presença de macro e micronutrientes. Os macronutrientes, como carbono, oxigênio, nitrogênio, fósforo, enxofre, sílica e ferro são necessários em grande quantidade, enquanto que os micronutrientes como manganês, cobre e zinco também são necessários, mas em menor quantidade (MADIGAN, MARTINKO & BROCK, 2006; WETZEL & LIKENS, 1991).

O metabolismo nestes ecossistemas envolve três etapas principais: produção, consumo e decomposição de matéria orgânica, onde os nutrientes estão em constante reciclagem (ESTEVES, 1998). A taxa de reciclagem depende das inter-relações entre a mistura horizontal e vertical da água, as quais determinam a distribuição temporal e espacial dos nutrientes, assim como da atividade e da biomassa dos organismos presentes. Tundisi e Tundisi (2008) enfatizam que o tempo de residência é uma variável importante a considerar em processos de reciclagem de nutrientes no ambiente aquático. Por outro lado, além do processo

interno de reciclagem, há também o aporte de nutrientes através de fontes externas, como será abordado no item 2.2.3.

A importância dos nutrientes (nitrogênio e fósforo) ao ecossistema aquático reside no fato desses elementos atuarem como limitantes na produção primária, por estarem relacionados ao processo fotossintético (ESTEVES, 1998; WETZEL & LIKENS, 1991). A presença de fósforo e de nitrogênio em excesso nos corpos hídricos pode ocasionar a eutrofização que pode ser definida como a entrada de nutrientes orgânicos e inorgânicos aos corpos d'água, a qual estimula o crescimento de algas ou plantas aquáticas enraizadas, resultando em interferências nos usos desejáveis da água (THOMANN & MUELLER, 1987). Sendo assim, é pertinente apresentar, mesmo que de forma sucinta, como estes elementos se apresentam em águas naturais.

2.2.1 Fósforo

O fósforo existe em baixa disponibilidade no ambiente natural quando comparado com outros macronutrientes (WETZEL & LIKENS, 1991). Como as possíveis causas dessa escassez têm-se a baixa abundância deste elemento na crosta terrestre; a pouca solubilidade dos minerais fosfatados; por este elemento não existir na forma gasosa e por se unir fortemente às partículas finamente granuladas, o que favorece a sua remoção da água, transportando-o para o sedimento de fundo (CHAPRA, 2008).

O fósforo é importante elemento em processos fundamentais do metabolismo dos seres vivos, tais como o armazenamento de energia e a estruturação da membrana celular (ESTEVES, 1998).

O ciclo simplificado do fósforo na natureza inicia-se com o desprendimento de fósforo inorgânico de rochas e solos, que são carregados até os cursos d'água. Neste ambiente é absorvido por plantas e parte da sua biomassa é assimilada pelo zooplâncton e peixes, que excretam fezes ricas em fosfatos. Estes organismos entram na cadeia alimentar, podendo voltar para a coluna d'água ou ficar no sedimento através de morte ou excreção. Neste ciclo, as bactérias têm um papel fundamental, pois são responsáveis pela decomposição da matéria orgânica.

De acordo com Esteves (1998), o ciclo do fósforo no sedimento é diretamente influenciado pela concentração de oxigênio da água de contato, ou seja, na água sobre o sedimento. O fosfato é precipitado quando submetido a condições aeróbias, enquanto que em situações onde a concentração de oxigênio atingir níveis baixos ou nulos é liberado para a coluna d'água. Uma vez na água, pode sofrer decomposição bacteriana, em que o fósforo orgânico é transformado na sua forma inorgânica.

Esteves (1998) enumera alguns fatores físicos, químicos e físico-químicos que interferem na precipitação do fosfato no ambiente aquático. Destacam-se entre eles a concentração de íons de ferro, alumínio, sulfeto, compostos orgânicos e carbonatos, pH e condições de oxi-redução, sendo o mais importante deles o primeiro mencionado. A precipitação do fósforo também pode ocorrer através das argilas, que apresentam grande capacidade de adsorção dos fosfatos, principalmente aquelas que têm na sua constituição ferro e alumínio, como hematita e gipsita.

O fósforo em águas naturais apresenta-se em diferentes formas (CHAPRA, 2008; SPERLING, 2007): o **fósforo solúvel reativo**, que também é chamado de fósforo solúvel inorgânico ou ortofosfato, é a forma diretamente disponível para as plantas; o **fósforo orgânico particulado**, que é constituído principalmente pelos organismos vivos (plantas, animais e bactérias), bem como detritos orgânicos; o **fósforo orgânico não particulado**, que compreende compostos orgânicos dissolvidos ou coloidais que contêm fósforo e tem como origem a decomposição de fósforo orgânico particulado, porém não é diretamente disponível para os organismos aquáticos; o **fósforo inorgânico particulado**, que consiste de minerais fosfatados, ortofosfato adsorvido (presentes, por exemplo, em argilas) e fosfato complexado em sólidos (precipitados de carbonato de cálcio e hidróxido de ferro) e; o **fósforo inorgânico não particulado**, que inclui o fosfato condensado tal como os encontrados em detergentes.

Contudo, Esteves (1998) enfatiza que toda forma de fósforo presente em águas naturais encontra-se na forma de fosfatos. Portanto, deve-se utilizar esta denominação para se referir às diferentes formas de fósforo no ambiente.

Nanny et al. (1995) apud Albuquerque e Oliveira (2007) consideram que 50 a 80% do fósforo presente em ecossistemas aquáticos corresponde à fração orgânica. Chapra (2008) apresenta valores característicos de contribuição *per capita* de

fósforo em esgotos domésticos nos Estados Unidos. Para o fósforo orgânico este valor é de 1,7 g/hab.dia, enquanto que o fósforo inorgânico é de 2,8 g/hab.dia. Para o Brasil, Sperling (2007) considera uma contribuição na faixa de 0,7 a 2,5 g/hab.dia, sendo 0,2 a 1,0 g/hab.dia e 0,5 a 1,5 g/hab.dia para o fósforo orgânico e inorgânico, respectivamente.

Hammer (1986) cita que de 30 a 50% do fósforo presente nos esgotos domésticos provém dos efluentes sanitários, enquanto que os restantes (50 a 70%) são atribuídos aos detergentes.

Por outro lado, no esgoto industrial, torna-se difícil a generalização da contribuição de fósforo em virtude da grande variedade apresentada de tipologia de indústrias, e mesmo de indústria para indústria em uma mesma tipologia (SPERLING, 2007).

Como mencionado anteriormente, o fósforo em excesso no ecossistema aquático pode conduzir a eutrofização. Desta forma, a legislação ambiental brasileira limita a presença do fósforo em águas naturais através do enquadramento dos corpos hídricos respaldado na Resolução 357/2005 do Conselho Nacional de Meio Ambiente. Esta Resolução 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 (BRASIL, 2005a). O enquadramento tem por objetivo definir metas de qualidade a serem atingidas nos corpos hídricos de uma bacia hidrográfica em função de seus usos preponderantes.

Recentemente, a Resolução 430/2011 que dispõe sobre condições, parâmetros, padrões e diretrizes para gestão do lançamento de efluentes em corpos de água receptores alterou parcialmente e complementou a resolução anteriormente citada.

Na Tabela 2.1 são apresentadas as concentrações permitidas pelo CONAMA, de acordo com a classe em que o corpo de água está enquadrado. Quanto ao lançamento de efluentes, o órgão ambiental competente poderá definir padrões específicos para o fósforo, no caso de lançamento de efluentes em corpos receptores com registro histórico de floração de cianobactérias, em trechos onde ocorra a captação para abastecimento público (BRASIL, 2011a).

Tabela 2.1- Concentração máxima de fósforo total permitida pelo CONAMA para águas doces.

Parâmetro	Unidade	Classe			
		1	2	3	4
Fósforo total (ambiente lêntico)	mgP/L	0,020	0,030	0,050	-
Fósforo total (ambiente lótico e tributários de ambientes intermediários)	mgP/L	0,10	0,10	0,15	-
Fósforo total (ambiente intermediário (a) e tributário direto de ambiente lêntico)	mgP/L	0,025	0,050	0,075	-

Fonte: Resolução do CONAMA nº 357/05.

2.2.2 Nitrogênio

O nitrogênio também é um elemento fundamental no metabolismo de ecossistemas aquáticos. Este fato é devido a sua participação na formação de proteínas, um dos componentes básicos da biomassa. Presente nos ambientes aquáticos de várias formas, o nitrogênio pode se encontrado como nitrato (NO_3^-), nitrito (NO_2^-), amônia (NH_3), nitrogênio molecular (N_2), nitrogênio orgânico dissolvido, nitrogênio orgânico particulado (bactérias, fitoplâncton, zooplâncton e detritos), etc. (ESTEVES, 1998).

No ciclo do nitrogênio, os microorganismos também desempenham importante papel nos processos, que podem ser divididos em: **nitrificação, desnitrificação e a fixação biológica**. A nitrificação é o processo pelo qual o NH_3 é transformado em NO_2 e NO_3 , que acontece em condições aeróbias. Por outro lado, a desnitrificação ocorre principalmente na ausência de oxigênio ou em condições próximas à anaerobiose. Este processo tem caminho inverso da nitrificação, ou seja, as bactérias reduzem NO_3 a NO_2 e a nitrogênio gasoso (N_2), o qual volta à atmosfera. No meio aquático aparece também processos de assimilação, onde o nitrogênio inorgânico dissolvido (amônia, nitrato ou nitrito) é incorporado em compostos orgânicos e a excreção de nitrogênio por animais sob a forma de amônio, uréia ou ácido úrico que adentram a massa líquida (TUNDISI & TUNDISI, 2008).

Sperling (2007) cita como uma das principais fontes de contaminação por nitrogênio em corpos de água são os despejos domésticos e efluentes industriais. Este pesquisador apresenta uma faixa de valores de contribuição *per capita* de nitrogênio

total nos esgotos brutos que fica entre 6,0 a 12 g/hab.dia, sendo uma faixa de 2,5 a 5,0 g/hab.dia de nitrogênio orgânico e de 3,5 a 7,0 g/hab.dia de amônia e de 0,0 a 0,5 g/hab.dia de nitrato. Valores de nitrito são bastante reduzidos nos esgotos brutos. Para os Estados Unidos, Chapra (2008) apresenta valores de contribuição *per capita* de nitrogênio total de 23 g/hab.dia, sendo 8,5 g/hab.dia de nitrogênio orgânico e de 14,2 g/hab.dia de amônia livre.

O nitrogênio, assim como o fósforo, pode ser considerado um nutriente limitante do crescimento dos organismos, podendo vir a desencadear processos de eutrofização. Por esta razão, e da mesma forma que para o fósforo, a legislação ambiental também limita a presença de nitrogênio em águas naturais. Na Tabela 2.2 são apresentadas as concentrações máximas permitidas pelo CONAMA para as diversas formas de nitrogênio, de acordo com a classe em que o corpo d'água está enquadrado. Note que o valor máximo permitido de nitrogênio amoniacal total está vinculado ao pH da água. A Resolução faz uma ressalva que vincula o valor máximo permitido ao tipo de ecossistema: para águas doces de classes 1 e 2, quando o nitrogênio for fator limitante para eutrofização, nas condições estabelecidas pelo órgão ambiental competente, o valor de nitrogênio total (após oxidação) não deverá ultrapassar 1,27 mg/L para ambientes lênticos e 2,18 mg/L para ambientes lóticos, na vazão de referência.

Quanto aos padrões de lançamento de efluentes referente ao nutriente nitrogênio, a Resolução 430/11 estabelece que os esgotos de qualquer fonte poluidora somente poderão ser lançados diretamente no corpo receptor com no máximo 20,0 mg/L de nitrogênio amoniacal total, resguardando outras exigências cabíveis.

Tabela 2.2- Concentrações máximas das formas de nitrogênio permitidas pelo CONAMA para águas doces para as diversas formas de nitrogênio.

Parâmetro	Classe	Valor máximo
Nitrato	I, II e III	10 mg/L
Nitrito	I, II e III	1 mg/L
Nitrogênio amoniacal total	I e II	3,7mg/L N, para pH ≤ 7,5 2,0 mg/L N, para 7,5 < pH ≤ 8,0 1,0 mg/L N, para 8,0 < pH ≤ 8,5 0,5 mg/L N, para pH > 8,5

Nitrogênio amoniacal total	III	13,3 mg/L N, para pH ≤ 7,5 5,6 mg/L N, para 7,5 < pH < 8,0 2,2 mg/L N, para 8,0 < pH ≤ 8,5 1,0 mg/L N, para pH > 8,5
----------------------------	-----	---

Fonte: Resolução do CONAMA nº 357/05.

2.2.3 Eutrofização

Lagos, reservatórios/represas e rios são ecossistemas complexos e funcionam em interação permanente e dinâmica com a bacia hidrográfica a qual pertencem. De acordo com a sua morfometria, localização geográfica e altitude apresentam respostas diferentes para cada situação ou estímulo que neles atuam (variações de nível, ventos, precipitação, radiação solar), da mesma forma, que recebem a influência de todas as atividades humanas desenvolvidas na bacia, chamadas de fontes externas de contribuição.

Entretanto, Tundisi e Tundisi (2008) relatam que a consideração da bacia hidrográfica como unidade e componente qualitativo e quantitativo fundamental no funcionamento de lagos, utilizada atualmente, foi introduzida por Vollenweider, a partir da década de 1960, com a necessidade de quantificar processos relativos à eutrofização de lagos e suas causas.

A eutrofização pode ser natural ou artificial. É dita **natural**, quando é desencadeada pelo aporte de nutrientes trazidos das chuvas e pelas águas superficiais que erodem e lavam a superfície terrestre e **artificial**, quando é induzida pelo homem através de atividades antrópicas. A eutrofização natural pode levar milhares de anos para ocorrer, contudo pode ser bastante acelerada pelo excesso de nutrientes provenientes das atividades humanas (CHAPRA, 2008; ESTEVES, 1998).

De acordo com o tipo e ocupação do solo esses nutrientes podem chegar de duas maneiras aos corpos d'água: de forma **pontual**, que caracteriza-se pelo lançamento em um ponto fixo, como um emissário de esgoto, geralmente em locais com concentração populacional ou de indústrias e **difusa**, quando acontece de forma dispersa ao longo do corpo d'água, como o escoamento de fertilizantes provenientes de área ocupada por agricultura.

As emissões difusas são mais difíceis de serem identificadas e controladas que o aporte pontual. Entretanto, para a maioria dos países desenvolvidos, atenção maior

é dada as fontes difusas de entrada de nutrientes, uma vez que os problemas provenientes de lançamentos pontuais já foram equacionados. Por outro lado, no Brasil as fontes pontuais ainda são problemas constantes, devido à baixa cobertura de serviços de coleta e tratamento de esgotos, principalmente em municípios do interior dos estados brasileiros.

Thomann e Mueller (1987) citam como principais fontes externas de entrada de nutrientes nos corpos d'água os esgotos domésticos e industriais, o escoamento superficial de áreas agricultáveis, de florestas e urbanas e a precipitação atmosférica sobre a área do lago ou represa.

Para Esteves (1998), o aporte de nutrientes está intimamente relacionado com o aumento da população, da industrialização, do uso de fertilizantes químicos na agricultura e com a produção, desde 1945, de produtos de limpeza contendo compostos polifosfatados, ricos em nitrogênio e fósforo, que estimulam a eutrofização dos corpos d'água. Este mesmo autor descreve que após a II Guerra Mundial, com o consumo de produtos de limpeza sintéticos (detergentes líquidos e em pó), os casos de eutrofização em ecossistemas aquáticos aumentaram consideravelmente.

Grandes alterações nos níveis de fósforo e nitrogênio também são causadas pelo lançamento de efluentes industriais. Braile e Cavalcante (1979) apud Quevedo (2009) citam que a presença de nutrientes em efluentes industriais está relacionada ao uso de detergentes utilizados nas etapas de limpeza ou lavagem de linhas de produção dos mais diversos ramos de atividades, como por exemplo, em indústrias têxteis e de fibras em geral, indústrias de alimentos, frigoríficos e curtumes, dentre outras.

Os efluentes de origem têxtil, particularmente de indústrias que utilizam algodão, apresentam características específicas, dentre elas tem-se: a presença de fibras de algodão; produtos de limpeza de difícil degradação; substâncias graxas e proteínas, originárias do algodão cru e do processo de beneficiamento; apresentam corantes e pigmentos de difícil remoção; produtos têxteis auxiliares, particularmente sais de sódio. Estes efluentes caracterizam-se por apresentar o pH alcalino, geralmente acima de nove, a temperatura acima dos 40°C, o oxigênio dissolvido é zero, a DBO varia entre 300 e 1200 mg/L, além da presença dos corantes e detergentes que constituem um problema pelo seu impacto visual objetável (LANGE,1995 apud

SILVA, 2005; PEREIRA, 2004). Archela et al. (2003) enfatizam que a composição química destes efluentes é muito rica em fósforo. Silva (2005) verificou em efluente de lavanderia do município de Toritama, em Pernambuco, a presença de certos metais como cobre, ferro e manganês, que são relevantes do ponto de vista de contaminação nos corpos receptores e aponta a presença de sais como causadores dos elevados valores de condutividade elétrica nestes efluentes.

Para Jorgensen (2001), a questão central na eutrofização é determinar qual nutriente pode ser reduzido para se tornar limitante na produção de fitomassa verde em ecossistemas aquáticos. Como o fósforo é mais facilmente removido de esgoto doméstico do que o nitrogênio, em muitos casos, a melhor estratégia ambiental é remover, tanto quanto possível, o fósforo através de sistemas de tratamento.

Outra razão que leva a priorizar a remoção de fósforo em efluentes é que, mesmo controlando o aporte de nitrogênio advindo das cargas afluentes aos cursos d'água, existem alguns tipos de algas (como as cianofíceas), que possuem a capacidade de fixar o nitrogênio atmosférico e desta forma, não teriam as suas concentrações reduzidas pela diminuição da carga de nitrogênio afluente (CARPENTER, 2008; JORGENSEN, 2001; SHINDLER, 2008).

Neste ponto, cabe um oportuno comentário à respeito da reciclagem do elemento fósforo.

Atualmente, pelo elevado estágio de poluição dos corpos hídricos e pela capacidade de desencadear a eutrofização, a remoção de fósforo é, cada vez mais, prevista em sistema de tratamento de efluentes. Contudo, Sperling et al. (2009) revelam que existe certa dificuldade no cumprimento dos padrões de qualidade do corpo receptor (CONAMA 357/05), levando-se em consideração a razão de diluição, que relaciona a vazão do rio e a vazão do efluente a ele lançado. Elevadas razões de diluição são exigidas para o atendimento do padrão de fósforo da legislação ambiental, principalmente em rios com baixas vazões, tendo em vista que a maioria dos processos de tratamento de esgoto reduz muito pouco o teor deste nutriente.

Por outro lado, o fósforo é elemento fundamental em sistemas agrícolas. A ausência deste nutriente em solos compromete o desenvolvimento de culturas. Por esta razão, anualmente, são extraídos, das rochas, milhares de toneladas de fósforo para

serem utilizados na fabricação de fertilizantes, atendendo, desta maneira, a crescente demanda de alimentos no mundo (GILBERT, 2009).

Neste sentido, o reuso agrícola do efluente tratado aparece como uma alternativa concreta para a reciclagem do fósforo, visto que as reservas fosfóricas estão se esgotando, como se comprova pelos altos preços de comercialização de fertilizantes (USGS, 2009).

Considerando a dificuldade em se atender o padrão do corpo receptor e a crescente demanda deste nutriente para uso agrícola, cabe às autoridades incentivar projetos que promovam a remoção do fósforo aliado à capacidade de reciclagem deste recurso não renovável. No Brasil já se tem experiências de reuso de efluentes para a agricultura, hidroponia e piscicultura. O reuso do esgoto se beneficia da presença destes nutrientes, ao mesmo tempo que diminui a dificuldade de atendimento à legislação ambiental (MOTA & SPERLING, 2009).

Segundo Chapra (2008), a eutrofização pode trazer uma série de efeitos deletérios sobre os corpos de água, os quais podem estar relacionados a três aspectos:

- **Quantidade:** o crescimento abundante de plantas flutuantes diminui a transparência da água. Além disso, determinadas plantas flutuantes podem entupir filtros em estações de tratamento de água e o crescimento excessivo de plantas enraizadas pode dificultar a navegação e a recreação;
- **Química:** o crescimento e respiração de plantas podem afetar quimicamente os sistemas tratamento de água. Principalmente, os níveis de oxigênio e de dióxido de carbono estão diretamente impactados pelas atividades dessas plantas. O oxigênio tem implicações relacionadas com os organismos vivos, como os peixes.
- **Biologia.** A eutrofização pode alterar a composição de espécies no ecossistema. A biota nativa pode ser deslocada quando o ambiente se tornar mais produtivo. Certas espécies de algas causam problemas de sabor e odor na água potável e, além disso, a presença de determinadas algas azuis pode liberar toxinas capazes de inviabilizar o seu consumo.

Das três consequências da eutrofização sobre os corpos hídricos, a possibilidade de proliferação de cianobactérias tóxicas é a que mais preocupa às autoridades sanitárias e oferece riscos à sociedade em geral.

2.2.4 Cianobactérias e Cianotoxinas

Os problemas ocasionados pela eutrofização de corpos de água são conhecidos no mundo todo, principalmente os ligados a deterioração da qualidade da água em mananciais utilizados para abastecimento público e/ou recreação por estarem relacionados à graves conseqüências à saúde das populações e ao aumento dos custos com o tratamento da água destinada ao consumo humano.

A comunidade fitoplanctônica (microalgas e cianobactérias que vivem na coluna d'água) responde rapidamente à eutrofização, apresentando uma menor diversidade de espécies, porém com maior dominância de cianobactérias (BRASIL, 2003). As cianobactérias são microrganismos aeróbicos fotoautotróficos. Seus processos vitais requerem somente água, dióxido de carbono, substâncias inorgânicas e luz (BEVILACQUA, AZEVEDO & CERQUEIRA, 2009). Muitos destes gêneros, conhecidas também como algas azuis ou cianofíceas, quando submetidas à determinadas condições ambientais, podem produzir toxinas que causam sérios danos à vida animal e à saúde humana, podendo até mesmo levar à morte (MADIGAN, MARTINKO & BROCK, 2006).

Vários gêneros e espécies envolvidas em fenômenos de florações produzem cianotoxinas. As duas principais classes caracterizadas são classificadas de acordo com a ação que exerce sobre o organismo em: hepatotoxinas e neurotoxinas. As primeiras são produzidas por espécies de *Microcystis*, *Oscillatoria*, *Anabaena*, *Nodularia*, *Nostoc* e *Cylindrospermopsis*, que induzem a morte por choque circulatório e hemorragia grave no fígado dentro de um período de 24 horas (WHO, 1993 apud BRASIL, 2003). Este é o tipo mais comum de intoxicação envolvendo cianobactérias. Já as neurotoxinas, produzidas por espécies de *Oscillatoria*, *Anabaena*, *Nostoc*, *Cylindrospermum*, *Cylindrospermopsis* e *Aphanizomenon* atuam na transmissão dos impulsos nervosos, provocando paralisação da atividade muscular e, conseqüentemente, parada respiratória (CARMICHAEL, 1996). As neurotoxinas apresentam uma ação extremamente rápida, provocando a morte de animais entre poucos minutos a poucas horas (MOLICA, 1996 apud BRANDÃO & DOMINGOS, 2006). Contudo, existem alguns gêneros de cianobactérias que podem produzir toxinas irritantes ao contato que, apesar de não matar os organismos,

podem lesar as suas células (AZEVEDO, 1994 apud BRANDÃO & DOMINGOS, 2006).

A capacidade de crescimento nos mais diferentes meios é uma das características marcantes das cianobactérias (BEVILACQUA, AZEVEDO & CERQUEIRA, 2009). A produção e dominância destes microorganismos no meio aquático dependem de diversos fatores. Dentre as principais causas citadas em literatura, destacam-se a baixa razão entre nitrogênio total e fósforo total, baixa concentração de CO₂ ou alto pH, alta temperatura, baixa intensidade luminosa, possibilidade de armazenar fósforo, entre outras (DOMINGOS, 2001 apud BRANDÃO & DOMINGOS, 2006). Estes fatores exercem influencia diferente nas diversas espécies de cianobactérias, as quais respondem de maneira distinta para cada condição ambiental submetida.

Bouvy et al. (2003) estudaram os efeitos do El Niño no período de 1998-1999 no reservatório Tapacurá, na Bacia do Capibaribe em Pernambuco, Brasil. O déficit de precipitação anual e a falta de renovação da água implicaram em altos níveis de eutrofização e drásticas modificações ecológicas, com a proliferação de cianobactérias tóxicas no reservatório.

Alguns pesquisadores citam que existe um limite para que ocorra o “bloom” ou floração de algas, decorrente do processo de eutrofização. Para Sawyer apud Metcalf e Eddy (2003), o surgimento deste fenômeno tende a ocorrer quando a concentração de nitrogênio e fósforo excede, respectivamente, 0,3 mg/L e 0,01 mg/L. Para Sheffer (1998) apud Ferreira e Marques (2009), a partir de 0,05 mg/L são suficientes para desencadear florações de cianobactérias. Contudo, a capacidade de crescimento nos diversos ambientes juntamente com a possibilidade de proliferação de espécies com produção de cianotoxinas torna qualquer floração muito perigosa.

Em países como Austrália, Inglaterra, China e África do Sul já foram descritas ocorrências de intoxicações humanas pelo consumo por ingestão de água contaminada por cianotoxinas (FALCONER, 1994 apud BRASIL, 2003).

Carmichael et al. (1996; 2001) relatam o primeiro caso documentado de letalidade das hepatotoxinas de cianobactérias para os seres humanos. Este fato ocorreu em uma clínica de hemodiálise na cidade de Caruaru, no Agreste do Estado de Pernambuco, em 1996, onde mais de 70 pacientes foram à óbito.

Outro caso semelhante aconteceu na região de Paulo Afonso, na Bahia, segundo Oliveira e Molica (2003). Uma grave epidemia de gastroenterite atingiu grande parte da população. Foram registrados cerca de dois mil casos da doença, com 88 evoluindo para óbito. O resultado da investigação na água da barragem indica a proliferação de cianobactérias, em quantidade além da habitual (TEIXEIRA et al, 1993).

Pelos riscos oferecidos à saúde pública, o controle e a vigilância da qualidade da água em mananciais utilizados para abastecimento humano é primordial. A Portaria 518/04, atualizada pela Portaria 2.914/11 do MS, dispõe sobre os procedimentos de controle e de vigilância da qualidade da água para consumo humano e seu padrão de potabilidade. Esta Portaria determina a frequência e estabelece os limites máximos para a análise de cianobactérias e cianotoxinas na água utilizada para abastecimento humano e define a frequência semestral de coleta e análise da água de sistemas de abastecimento, supridos por manancial superficial, para avaliar a compatibilidade entre as características da água bruta e o tipo de tratamento existente (BRASIL, 2011b).

2.3 CLASSIFICAÇÃO TRÓFICA DE RESERVATÓRIOS

Visto que o fósforo é um importante elemento para desencadear a eutrofização, tornou-se comum a prática de classificar lagos e reservatórios baseado na sua concentração de nutrientes e nas manifestações ecológicas.

A primeira delas foi proposta por Vollenweider em 1968, que se tornou mundialmente conhecida e adotada. Esta classificação estabelece como critérios básicos as concentrações de fósforo (nutriente limitante), a abundância algal (expresso como clorofila *a*) e a transparência da água (disco de Secchi).

Tradicionalmente, os lagos do mundo todo, incluindo os de regiões tropicais, foram enquadrados segundo esta classificação, embora fosse reconhecida a nítida diferença nas respostas destes, em relação aos sistemas temperados, frente ao processo de eutrofização (SALAS & MARTINO, 1991; TOLEDO et al. ,1983).

É difícil estabelecer fronteiras rígidas de limites para definição de estado trófico. Porém, é comumente utilizado no Brasil o índice introduzido por Carlson em 1977 e

modificado por Toledo em 1983 (TOLEDO et al., 1983). Este índice alterou as expressões originais para adequá-las aos ambientes subtropicais.

A Tabela 2.3 apresenta os valores de concentrações de PT, clorofila *a* e transparência da água correspondente ao seu respectivo IET de Carlson modificado por Toledo.

Tabela 2.3- Critérios de classificação do IET e correspondências de valores de concentrações (mg/L)

IET de Carlson modificado	Classificação do estado	Fósforo Total (mg/L)	Clorofila <i>a</i> (µg/L)	S (m)
≤ 47	Ultraoligotrófico	< = 0,008	<= 1,17	>= 2,4
47 < IET ≤ 52	Oligotrófico	0,008 < PT ≤ 0,019	1,17 < CL ≤ 3,24	2,4 > S ≥ 1,7
52 < IET ≤ 59	Mesotrófico	0,019 < PT ≤ 0,052	3,24 < CL ≤ 11,03	1,7 > S ≥ 1,1
59 < IET ≤ 63	Eutrófico	0,052 < P ≤ 0,120	11,03 < CL ≤ 30,55	1,1 > S ≥ 0,8
63 < IET ≤ 67	Supereutrófico	0,120 < PT ≤ 0,233	33,55 < CL ≤ 69,05	0,8 > S ≥ 0,6
> 67	Hipereutrófico	>= 0,233	> 69,05	<= 0,6

Fonte: Lamparelli, 2004.

A Agência Estadual de Meio Ambiente - CPRH utiliza o IET de Carlson Modificado por Toledo para classificação dos reservatórios do Estado de Pernambuco, contudo utiliza apenas os valores de clorofila *a* e fósforo total para o cálculo.

Este índice classifica os corpos hídricos em diferentes graus de trofia quanto ao enriquecimento por nutrientes e seu efeito relacionado ao crescimento excessivo das algas ou ao aumento da infestação de macrófitas aquáticas.

Os resultados deste índice calculados a partir dos valores de fósforo devem ser entendidos como uma medida do potencial de eutrofização, já que este nutriente atua como agente causador do processo.

Contudo, vale ressaltar que em um ambiente eutrofizado nem sempre se observa a proliferação de cianobactérias tóxicas, pois a produção e predominância de certas espécies dependem de uma série de fatores já comentados. Entretanto, o conhecimento do grau de trofia de reservatórios torna-se um importante instrumento, tendo em vista que, frequentemente, a dominância de certos grupos é ampliada com o aumento do nível de trofia do corpo hídrico (JENSEN et al., 1994; SILVA, 2009).

Bouvy et al. (2000) estudaram o relacionamento entre o estado trófico e o fitoplacton de 39 reservatórios no Semiárido do Nordeste do Brasil. Os resultados estatísticos mostraram que 70% dos reservatórios, caracterizados por elevada profundidade, temperatura e pH, baixas concentrações de amônia e condição hipereutrófica, apresentaram abundância de cianotoxinas na água.

2.4 FATORES QUE INTERFEREM NA QUALIDADE DA ÁGUA EM RESERVATÓRIOS ARTIFICIAIS

Algumas variáveis exercem forte influência no funcionamento e, conseqüentemente, na qualidade da água em reservatórios artificiais. Dentre elas se destacam (TUNDISI & TUNDISI, 2008):

Vazão e tempo de residência- Em reservatórios, a regra de operação, ou seja, o controle do volume acumulado e da velocidade de saída, irão resultar em diferentes concentrações de fósforo e de outros elementos, dentre estes a densidade de algas, as quais podem elevar ou diminuir o estado trófico do manancial. O indicador da velocidade do fluxo é o tempo de residência da água¹ (LAMPARELLI, 2004).

Profundidade- esta variável possui forte influência sobre a qualidade da água. A relação entre a área superficial e a intensidade dos ventos afeta a mistura dentro do reservatório. As condições de mistura vertical e horizontal dentro do reservatório também estão relacionadas com o volume e o tamanho.

Localização dos mecanismos de descarga- Os reservatórios podem ser classificados segundo seu tipo de mecanismo de descarga: aqueles que dispõem de uma saída simples, que levam as águas a jusante do reservatório e aqueles que têm mecanismos de descarga projetados para atender a finalidades específicas. Em ambos os casos, o projeto das estruturas ou retirada de água e a sua operação são fatores que influenciam a qualidade da água, que varia rapidamente em reservatórios estratificados, quando grandes quantidades de água são drenadas de determinados níveis. Por esta razão, as variações precisam ser consideradas na

¹ Calculado como a razão entre o volume total de acumulação e a vazão média de longo termo, quanto maior esse tempo de residência, maior serão as possibilidades de ocorrer a deterioração das águas acumuladas, particularmente a eutrofização e a salinização (BRASIL, 2005b).

seleção de um determinado nível, baseando-se em observações prévias da qualidade.

As variáveis acima listadas são mencionadas em literatura nacional e internacional como capazes de interferir no fenômeno da eutrofização. Estas referências também citam as principais causas, conseqüências e formas de avaliação deste processo (ANDREOLI & CARNEIRO, 2005; CHAPRA, 2008; JORGENSEN, 2001; JORGENSEN & VOLLENWEIDER, 1988; MARGALEF, 1983; THOMANN & MUELLER, 1987; TUNDISI & TUNDISI, 2008, 2011; entre outros).

2.5 AÇÕES DE RECUPERAÇÃO DA QUALIDADE DA ÁGUA

Os ecossistemas aquáticos continentais estão sujeitos a um conjunto de impactos resultantes das atividades humanas e dos usos múltiplos das bacias hidrográficas e à medida que aumentam e se diversificam, mais complexos se tornam e mais difícil é a solução dos problemas a eles relacionados (TUNDISI & TUNDISI, 2008).

Em se tratando de problemas em corpos hídricos, a eutrofização é o mais comum e que, atualmente, tem despertado grande interesse e preocupação por parte do poder público, visto que compromete os usos previstos da água, podendo oferecer riscos à saúde da população, conforme mencionado no item 2.2.3.

Diante desta realidade, cabe aos órgãos gestores de recursos hídricos a implementação de políticas e ações com o objetivo de manter aptas as escassas reservas hídricas. Para tal, ações de recuperação e conservação em bacias hidrográficas e mananciais são, sem dúvida, estratégias para um maior aproveitamento das águas represadas e o controle dos recursos hídricos.

Tundisi e Tundisi (2011) enumeram algumas técnicas que promovem a recuperação de bacias hidrográficas e a capacidade de auto-sustentação de ecossistemas aquáticos, dentre elas destacam-se:

- reflorestamento da bacia hidrográfica e a introdução de corredores de florestas de espécies nativas;
- recuperação dos rios da bacia hidrográfica e o tratamento de esgotos domésticos, de efluentes industriais e o reuso da água;

- conservação e recuperação de áreas alagadas como sistema tampão e de tratamento, assim como a construção pré-reservatórios em tributários com altas taxas de material em suspensão;
- gerenciamento e adequação da aplicação de fertilizantes, pesticidas e herbicidas na bacia hidrográfica e o gerenciamento integrado dos usos do solo da bacia hidrográfica.

Estas medidas são de caráter preventivo, contudo não devem ser adotadas isoladamente, mas em conjunto através de programas de manejo integrado da bacia hidrográfica para atingir o objetivo de redução de cargas poluentes.

Por outro lado, quando a eutrofização é uma realidade a ser enfrentada em reservatórios artificiais, deve-se recorrer também às medidas corretivas para controle do processo. Segundo Esteves (1998), só a eliminação das fontes externas não é suficiente para o ecossistema em adiantado estágio de eutrofização, retornar, através de mecanismos próprios, à estabilidade ecológica original. O mecanismo de “fertilização interna” é muito eficiente, pois garante a reciclagem constante de nutrientes, mantendo a sua condição eutrófica.

Existem algumas técnicas que utilizam procedimentos que envolvem ações mecânicas, adição de produtos químicos ou por meio de agentes biológicos para recuperação de reservatórios eutrofizados. Na Tabela 2.4 são listadas algumas destas, porém a escolha da mais apropriada deve levar em conta pesquisas para um diagnóstico preciso do problema.

Estudos desta natureza têm se intensificado no Brasil e no mundo na tentativa de reverter ou minimizar a eutrofização e seus efeitos aos corpos de água, assim como os prejuízos econômicos a estes vinculados. A Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos investigou a recuperação de 28 lagos neste país e concluiu que para cada U\$ 1,0 investido em programas de restauração, se tem um retorno de U\$ 4,15 em benefícios econômicos (EPA, 1980 apud RAICEVIC, 2011).

Uma alternativa bastante promissora quando se almeja a recuperação do reservatório é a adoção dos chamados métodos ecotecnológicos que são conhecidos por, em geral, utilizar tecnologias de baixo custo que incorporam um conjunto de técnicas que promovem a utilização de mecanismos inerentes ao ecossistema para a sua recuperação e conservação. Como exemplo desta

tecnologia pode ser citado o uso do tempo de residência em reservatórios para controlar a biomassa de cianobactérias e, portanto, os florescimentos indesejáveis que podem produzir toxinas (STRASKRABA, TUNDISI & DUNCAN, 1993a; STRASKRABA et al. 1995 apud TUNDISI & TUNDISI, 2011).

Jorgensen (2003) discute a redução do tempo de residência da água em dois lagos e um reservatório utilizado para abastecimento público em Copenhague, na Dinamarca. O autor observou através da aplicação de modelo matemático por ele desenvolvido que é possível manipular o tempo de residência para produzir significativas reduções nos níveis de eutrofização e verificou que os resultados apresentados são consistentes com observações de outros pesquisadores. Na Austrália, este é um dos mecanismos utilizados para o controle de cianobactérias (LAMPARELLI, 2004).

Esteves (1998) enumera como principais consequências da retirada de água do hipolímnio a redução do tempo de residência da água, com redução da taxa de decomposição; o estabelecimento de menor gradiente de temperatura entre o hipolímnio e o epilímnio, com conseqüente redução do período de estratificação térmica; a redução da concentração de fósforo e nitrogênio, o que também reduz o efeito da “fertilização interna”; o aumento da concentração de oxigênio no hipolímnio e o estabelecimento das condições oxidativas na interface água-sedimento.

Andreoli e Carneiro (2005) mencionam que a liberação de água das camadas mais profundas do manancial afetado é uma das estratégias ou métodos físicos mais eficientes por quebrar o ciclo de acúmulo de fósforo no sedimento e poder escoar mais nutrientes para fora do corpo d’água do que os sedimentos podem acumular por ano. O aumento do fluxo da água, visando reduzir o tempo de residência, tem efeitos diretos na redução de biomassa de algas, porém uma condição básica para o emprego deste método é a disponibilidade de água para tal fim. Esteves (1998) ressalta que o controle do fluxo de água que entra no reservatório deve ser preciso, para minimizar os efeitos negativos a jusante.

Uma das conseqüências da qualidade deteriorada da água hipolimnética em reservatórios é a perda do uso de volumes consideráveis em função da péssima qualidade da água nas camadas mais profundas. Este hipolimnio, além de elevada concentração de matéria orgânica e anoxia, apresenta concentrações muito altas de

gases como CH_4 , CO_2 , H_2S , Fe e Mn (STRASKRABA, TUNDISI & DUNCAM 1993, STRASKRABA & TUNDISI, 1999 apud TUNDISI, 2011).

É interessante ressaltar que a retirada da água hipolimnética por abertura de comportas ou qualquer outro mecanismo de descarga pode gerar, dependendo da vazão de saída, ressuspensão de sedimentos, nos quais se acumulam enorme quantidade de elementos, passando para a coluna de água e deteriorando a qualidade.

Tabela 2.4- Medidas corretivas para a recuperação de reservatórios eutrofizados.

Processo	Técnicas	Características
Biológico	Utilização de peixes que se alimentam de plantas	Reduz a comunidade vegetal, em função da atividade de peixes herbívoros
	Manipulação da cadeia alimentar	Reduz a comunidade fitoplactônica, em função do incentivo ao aumento da população zooplactônica
Mecânico	Aeração do hipolímnio (injeção de ar comprimido ou oxigênio nas camadas profundas do lago)	Promove a estabilização da matéria orgânica acumulada no fundo e impede ainda a liberação de nutrientes provenientes do sedimento. Apresenta altos custos operacionais e de aquisição de equipamentos especiais.
	Desestratificação (idem)	Injeção de ar comprimido ou oxigênio nas camadas mais profundas. Favorece a circulação de todo o corpo d'água.
	Introdução de água de melhor qualidade	Reduz a concentração de nutrientes. Combate a formação do gás sulfídrico no hipolímnio, evitando a mortandade de peixes
	Remoção do sedimento (dragagem)	Favorece a exposição de camadas de menor potencial poluidor. Lodo removido após tratamento pode ser utilizado como condicionador de solo
	Cobertura do sedimento	Impede a liberação de nutrientes das camadas mais profundas. método caro e que apresenta dificuldade de instalação
	Remoção de macrófitas aquáticas	Excesso de macrófitas interfere nos diversos usos, podem ser removidas por processo manual ou mecânico
Químico	Precipitação química do fósforo	Recomendado para caso de fontes difusas que é impraticável a remoção de nutrientes dos afluentes
	Oxidação do sedimento com nitrato	Reduz a fertilização interna. Impede a redução excessiva da concentração de oxigênio das águas profundas
	Aplicação de herbicidas	Combate o crescimento excessivo de fitoplacton e macrófitas Vinculada a problemas de toxicidade, sabor e odor e a bioacumulação
	Aplicação de cal	Utilizada para a desinfecção do sedimento e para a eliminação de algas e plantas submersas em pequenos corpos d'água e na neutralização da água em lagos acidificados

Fontes: Jorgensen e Vollenweider (1988); Sperling (1996); Esteves (1998).

Albuquerque (2005) realizou análise estatística com os dados de manganês da coluna de água do reservatório Jucazinho. Os maiores valores de concentração deste elemento foram encontrados nos anos 2001 e 2004 e são considerados atípicos em relação aos dados do período estudado. A autora menciona como um dos motivos para justificar estes resultados a remobilizado dos sedimentos para a coluna de água, ocasionado por manobras operacionais na válvula de descarga do reservatório, que provocou mistura entre as camadas inferiores da água próxima aos sedimentos.

Franzen (2009) estudou a circulação da água hipolimnética no reservatório Divisa do Sistema de Salto no Rio Grande do Sul. A ocorrência de aflorações de algas tóxicas motivou a investigação das possíveis fontes de nutrientes, principalmente o fósforo, identificado como limitante. A autora aponta como possível causa para explicar a ocorrência de algas a transferência de fósforo do hipolímnio para a coluna de água, desencadeada pela abertura de comportas de fundo do reservatório a montante, tendo em vista ter ocorrido no verão, período em que se faz necessário a regularização das vazões.

Padovesi, Philomeno e Andreoni (2009) estudaram o Lago Paranoá, no Distrito Federal, com o objetivo de avaliar as características limnológicas após o *flushing*, ocorrido em 1998. Os autores concluíram que a ocorrência do *flushing* do reservatório (repentina saída de grande volume de água) foi uma abrupta intervenção na qualidade de água, ocasionando um impacto permanente para alcançar um novo nível de equilíbrio no ecossistema.

Tundisi (2011) recomenda a abertura das comportas de fundo de reservatório como técnica para uma recuperação rápida da qualidade da água represada. Entretanto, ressalta que, devido à má qualidade da água de descarga, há efeitos adversos a jusante. Geralmente esses efeitos são: mortalidade em massa de peixes no rio a jusante; aumento de carga de DBO, depleção do oxigênio dissolvido; aumento de bactérias e matéria orgânica dissolvida e particulada na água a jusante do reservatório. Por esta razão, é recomendado que se faça a abertura progressiva das comportas ou mecanismo de descarga com diferentes vazões para verificar o impacto dos respectivos volumes defluentes a jusante do reservatório em determinados pontos do rio. Além disso, deve-se fazer acompanhamento

permanente da estrutura vertical do reservatório durante a operação para acompanhar a dinâmica dos elementos na massa de água.

Por outro lado, uma abordagem bastante utilizada no controle da eutrofização ou nas tecnologias para recuperação de lagos e reservatórios é o balanço de massa. O balanço de massa é uma descrição quantitativa de todos os elementos que entram, saem e se acumulam num sistema com limites físicos definidos (JORGENSEN & VOLLENWEIDER, 1988; TUNDISI & TUNDISI, 2008). Este estudo requer uma série de componentes, que incluem o conhecimento das fontes pontuais e não pontuais de substâncias e elementos; da interação sedimento-água, do tempo de residência; do acúmulo de substâncias ou elementos no hipolímnio e a taxa de reciclagem interna de nutrientes (TUNDISI & TUNDISI, 2008).

Segundo Esteves (1998), no Brasil são poucas as pesquisas nesta área, principalmente com enfoque quantitativo. Contudo, o autor menciona o relevante trabalho desenvolvido por Cordeiro Netto e Dutra Filho no Lago Paranoá em Brasília, no Distrito Federal. Os autores concluíram que o fosfato presente no lago provém de duas estações de tratamento de esgotos e que juntas contribuíram com 70% do aporte de fosfato no ano de 1980, sendo consideradas as principais responsáveis pela pelo avançado processo de eutrofização.

Mais recentemente, Freitas, Righetto e Attayde (2011) estabeleceram um balanço de massa para o reservatório Cruzeta, no Rio Grande do Norte, Nordeste do Brasil. Os resultados demonstram que a bacia hidrográfica do açude exportou anualmente 0,03 g de fósforo total e 7,08 g de sólidos suspensos por metro quadrado de bacia, as cargas anuais de fósforo total e sólidos suspensos foram de 4,8 e 1.160,7 gramas por metro quadrado de açude e que o reservatório reteve cerca de 94% da carga de sólidos em suspensão e 50% da carga de fósforo total.

2.6 O USO DE MODELOS EM PROBLEMAS DE GESTÃO DE BACIAS HIDROGRÁFICAS

A qualidade da água é um importante fator a considerar quando se trata de uso e aproveitamento dos recursos hídricos, principalmente quando a maior parte da demanda de abastecimento é coberta por reservatórios artificiais. Em se tratando de regiões com escassa disponibilidade de água, como no semiárido, a abordagem

qualitativa torna-se ainda mais necessária, tendo em vista a existência de condições mais favoráveis para desencadear processos de eutrofização.

O uso de modelos matemáticos para simular e avaliar a qualidade da água e o seu emprego como ferramentas de apoio a gestão e ao planejamento de sistemas hídricos é limitado. No Brasil, muitos estudos de modelagem da qualidade da água em rios e reservatórios são realizados, mas ainda é carente de pesquisas que vinculem os resultados destes com a tomada de decisão.

Porém, nas últimas décadas, principalmente nos países desenvolvidos, devido à crescente demanda por água e agravados pelos problemas de poluição, uma série de modelos de simulação e otimização tem sido desenvolvido para estudar o comportamento dos corpos hídricos e apoiar a gestão, principalmente quando o problema está vinculado à redução de poluentes provenientes de atividades antrópicas.

Vários pesquisadores obtiveram êxito com a aplicação de modelos de gestão quantitativa em bacias hidrográficas em diversas regiões do mundo e relataram suas experiências em problemas ligados ao uso e aproveitamento dos recursos hídricos.

Soyupak et al. (1997) utilizaram técnicas de modelagem matemática para comparar várias alternativas para o controle de fósforo no reservatório de Keban, na Turquia. Com este objetivo um modelo hidrodinâmico tridimensional de profundidade média e um modelo tridimensional de qualidade água foram acoplados para representar a dinâmica da água no reservatório. Após a calibração e verificação, o modelo acoplado foi usado para simular oxigênio dissolvido e a concentração de clorofila, sob diferentes cenários que correspondem a várias estratégias propostas para o controle de fósforo. O esforço de modelagem rendeu informações valiosas que podem ser usadas por tomadores de decisão para a avaliação de diferentes alternativas de gestão, incluindo a redução da carga de fósforo proveniente de fontes pontuais, bem como de fontes difusas na área de influência do reservatório.

Azevedo, Porto e Porto (1998) desenvolveram um sistema de apoio a decisão para integração de objetivos de quantidade e qualidade da água no gerenciamento de sistemas de aproveitamento de recursos hídricos e adaptaram a bacia do rio Piracicaba em São Paulo, Brasil. O Sistema de Apoio a Decisão- SAD combinou um modelo de qualidade de água (QUAL-2E) e um modelo de simulação em rede de

fluxo (MODSIM) em uma interface amigável. Os resultados demonstraram que os graves problemas da bacia exigiriam um aumento dos níveis de tratamento de efluentes urbanos e industriais, assim como um eventual aumento na oferta de água.

Garcia e Tucci (2000) desenvolveram e aplicaram um modelo matemático de simulação da qualidade da água ao rio dos Sinos, que escoam para o Delta do Jacuí no Rio Grande do Sul, Brasil. O modelo foi ajustado para simular a DBO, OD, N e P e utilizado para prognósticos quanto à necessidade de redução das cargas poluentes de forma a atender a legislação ambiental.

Hoybye et al. (2002) desenvolveram e implementaram modelos de qualidade de água para os principais corpos de água que escoam para o reservatório Kakhovka, na Ucrânia. O principal objetivo foi avaliar o efeito ambiental da operação do reservatório e vários cenários de gestão, como também para analisar as consequências de um acidente com a poluição da água do reservatório. Estes modelos foram testados utilizando os dados de monitoramento entre 1984-1988 e 1998. Os pesquisadores chegaram a conclusão que a taxa de entrada de nutrientes no sistema hídrico e seu fluxo ao reservatório é tão importante para a qualidade da água quanto a operação de descarga. Com as simulações, os autores definiram o volume de descarga limite para o qual não são gerados efeitos negativos quanto a redução de oxigênio dissolvido no rio a jusante do barramento.

Růžička et al. (2002) utilizaram o modelo bi-dimensional CE-QUAL-W2 para testar sua capacidade de prever concentrações de matéria orgânica e condições tróficas no reservatório Římov, na República Checa. O modelo foi calibrado para dois períodos sazonais e validado para um período de 1.074 dias. Pela análise dos resultados, a modelagem do fitoplâncton e do fósforo mostrou-se aplicável para representação da dinâmica destes elementos na zona fótica, mas não nas camadas mais profundas do reservatório. Apesar deste problema parcial, o modelo foi considerado apropriado para as previsões confiáveis da dinâmica da qualidade da água no reservatório.

Smith e Hornung (2005) realizaram simulações com o RESOPT 3.0 e dimensionaram um sistema composto por reservatórios juntamente com áreas destinadas ao tratamento de águas pluviais, objetivando a redução do aporte de fósforo do escoamento superficial, na Bacia Hidrográfica do Lago Okeechobee, nos Estados Unidos. Entre outros aspectos, os autores concluíram que os efeitos

sazonais para o sistema são bastante significativos e devem direcionar as regras de funcionamento do sistema.

Melo (2005) propôs um sistema de gestão integrada de qualidade e quantidade de água no reservatório Epitácio Pessoa, na Paraíba, Brasil. Foram selecionados dados de variação do nível de água e sólidos dissolvidos totais no perfil do reservatório. A autora concluiu que é possível implantar modelos simples e funcionais de operação quali-quantitativa de água em reservatórios para a região Semiárida do Nordeste, em médio prazo, que faça prognóstico e simule a qualidade da água, a partir de previsão hidrometeorológica e de dados de qualidade atual do reservatório, servindo de base para tomada de decisão operacional do manancial.

Bittencourt e Gobbi (2006) aplicaram o processo TMDL (*total maximum daily load*), desenvolvido pela Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos (EPA), para o fósforo, na área de drenagem de contribuição ao futuro reservatório Piraquara II, na bacia hidrográfica do rio Piraquara, no Paraná, Brasil. Simularam-se cenários de uso do solo, por meio de modelagem matemática, até obter-se uma concentração de P total no reservatório abaixo da faixa limite para ocorrência de eutrofização, de 0,025 a 0,10 mg/L, estabelecida no estudo. Os autores concluíram que os principais fatores que contribuíram para eutrofização do corpo d'água no uso atual do solo foram a carga de P exportada do uso do solo agrícola e a pequena profundidade do corpo d'água. Além disso, foi possível verificar que a adoção de apenas duas medidas de controle de exportação de carga de P da bacia, o plantio direto e a recomposição da mata ciliar, foram suficientes para reduzir a quantidade de P que chega ao reservatório.

Araújo et al. (2008) estudaram o reservatório de Pirapama, em Pernambuco, Brasil. Aplicaram uma abordagem unidimensional vertical (CE-QUALR1) a fim de simular a formação do lago, analisando as diferentes alternativas operacionais. Dados de qualidade de água obtidos durante 17 meses foram usados para ajustar as taxas e parâmetros do modelo. Após a validação do modelo de calibração, hipotéticos cenários operacionais foram simulados. Fortes condições anóxicas (concentrações de OD inferiores a 1,0 mg.L⁻¹) associado ao elevado nível de eutrofização (PO₄ e concentrações de clorofila a) foram encontrados em todos os cenários simulados. Os autores concluíram que o uso da descarga de fundo para liberação da água do reservatório apresentou melhores resultados quanto à melhoria da qualidade da

água do que outras alternativas operacionais, uma vez que torna possível liberar águas anóxicas das camadas mais profundas. No entanto, os autores observaram que, nestas condições, a qualidade da água a jusante foi severamente comprometida.

Erturk et al. (2008) estudaram a repercussão na qualidade da água em um reservatório planejado para ser construído na bacia de Melen Buyuk e utilizado para fornecimento de água para Istambul, na Turquia. Neste estudo, um modelo de qualidade de água foi desenvolvido para simular a qualidade hidrodinâmica e o transporte de substâncias ao reservatório e estimar, de forma preliminar, os possíveis impactos das opções de gerenciamento. Os resultados do modelo indicaram que todas as fontes pontuais na bacia devem ser controladas por meio de tratamento avançado dos esgotos e que a redução das cargas difusas agrícolas de 30-40% deverá prover uma melhoria perceptível da qualidade da água do reservatório.

Mills et al. (2011) implementaram uma ferramenta de apoio à decisão em tempo real para aumentar a segurança na gestão de reservatórios de água usados para abastecimento humano em Melbourne, na Austrália. O Sistema utiliza dados históricos e de campo e em tempo real utiliza modelos numéricos para relatar, analisar e avaliar as condições de seis dos nove grandes reservatórios. Instrumentos de campo gravam as observações que são adquiridas remotamente e automaticamente os modelos executam simulações em tempo real e apresentam a previsão de cenários. A ferramenta tem sido aplicada com sucesso em Melbourne para investigar o destino e transporte de detritos em reservatório. Os autores ressaltam que a capacidade de executar modelos em tempo real permite ao usuário prever uma série de cenários e comparar possíveis resultados, reduzindo a incerteza nas decisões relativas à gestão operacional dos reservatórios.

Capítulo 3

ÁREA DE ESTUDO

Este trabalho desenvolve-se numa parte da Bacia do rio Capibaribe que compreende a área de contribuição hídrica do reservatório Jucazinho, no Agreste Pernambucano. Sendo assim, é pertinente apresentar uma descrição geral da bacia, caracterizando-a quanto ao clima, a disponibilidade de recursos hídricos, ao relevo, a geologia, aos solos e à cobertura vegetal.

O próximo item apresenta a localização e descreve as principais características da área de contribuição hídrica do reservatório Jucazinho, onde se desenvolve o estudo.

3.1 DESCRIÇÃO GERAL DA BACIA DO RIO CAPIBARIBE

A bacia hidrográfica do Capibaribe encontra-se na porção nordeste do Estado de Pernambuco, situando-se nas regiões de desenvolvimento do Agreste Central e Setentrional, da Mata Sul e Mata Norte e da Região Metropolitana, conforme mostrado na Figura 3.1.

A bacia totaliza uma área de aproximadamente 7.454 Km², correspondendo a 7,58% da área do Estado, sendo uma das mais importantes bacias pernambucanas, compreendendo 42 municípios (SRHE-PE, 2010). A Figura 3.2 apresenta a bacia do Capibaribe com o seu rio principal e a divisão político-administrativa.

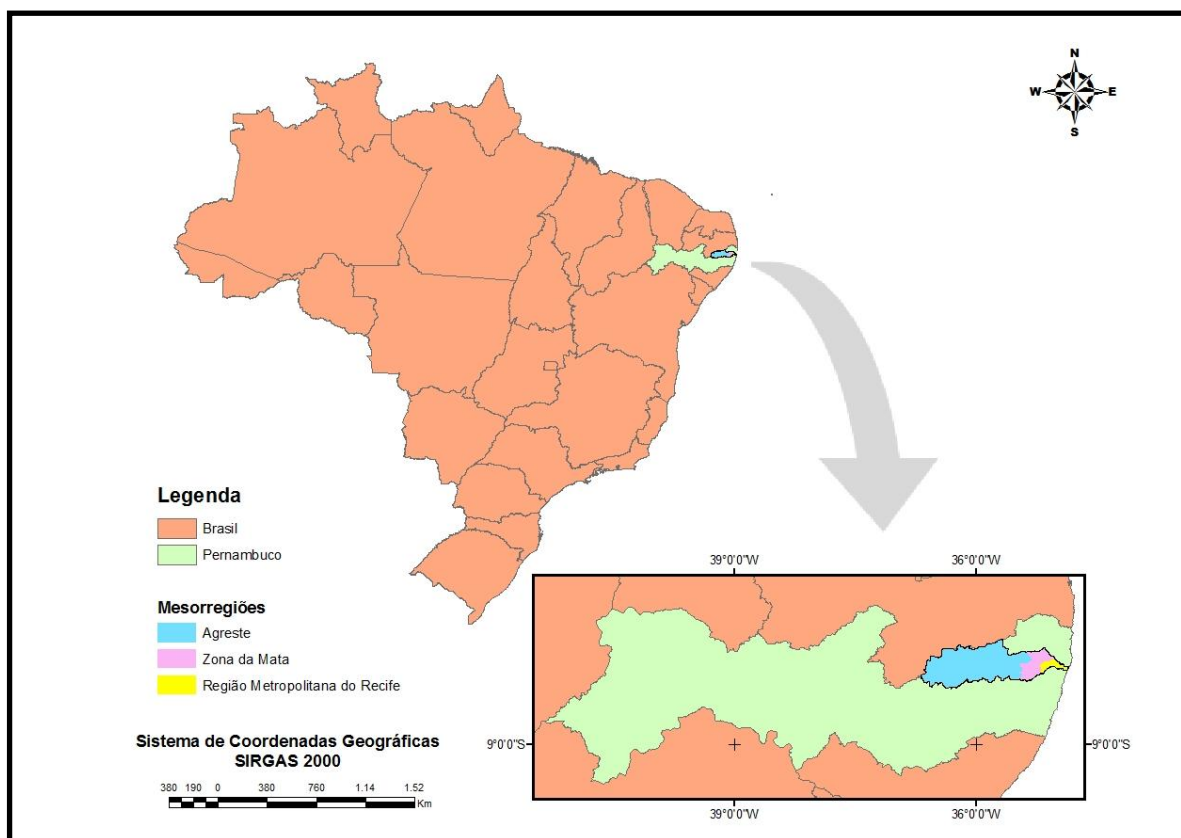


Figura 3.1- Localização da Bacia do rio Capibaribe. Fonte: Barbosa, 2011.

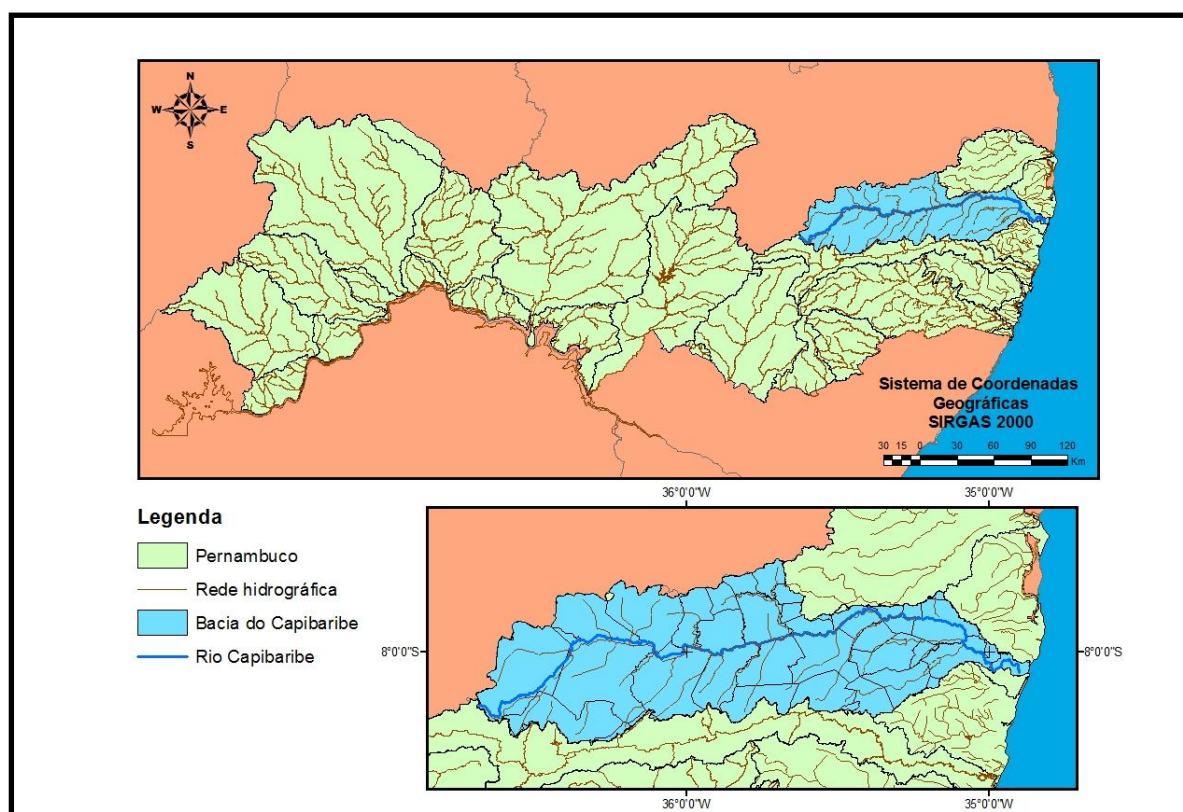


Figura 3.2- Bacia do rio Capibaribe com divisão político-administrativa. Fonte: Barbosa, 2011.

Na Figura 3.3 são apresentados os municípios que compõem a Bacia do Capibaribe, com destaque para aqueles que possuem sede dentro da Bacia. Os municípios de Brejo da Madre de Deus, Chã de Alegria, Cumaru, Feira Nova, Frei Miguelinho, Glória do Goitá, Jataúba, Lagoa de Itaenga, Passira, Santa Cruz do Capibaribe, Santa Maria do Cambucá, Surubim, Taquaritinga do Norte, Toritama, Vertente do Lério e Vertentes estão completamente inseridos na área da Bacia. Dentre os parcialmente inseridos estão Belo Jardim, Bezerros, Bom Jardim, Carpina, Caruaru, Chã Grande, Gravatá, João Alfredo, Lagoa do Carro, Moreno, Pesqueira, Poção, Sanharó, São Caetano, Tacaimbó e Tracunhaém.

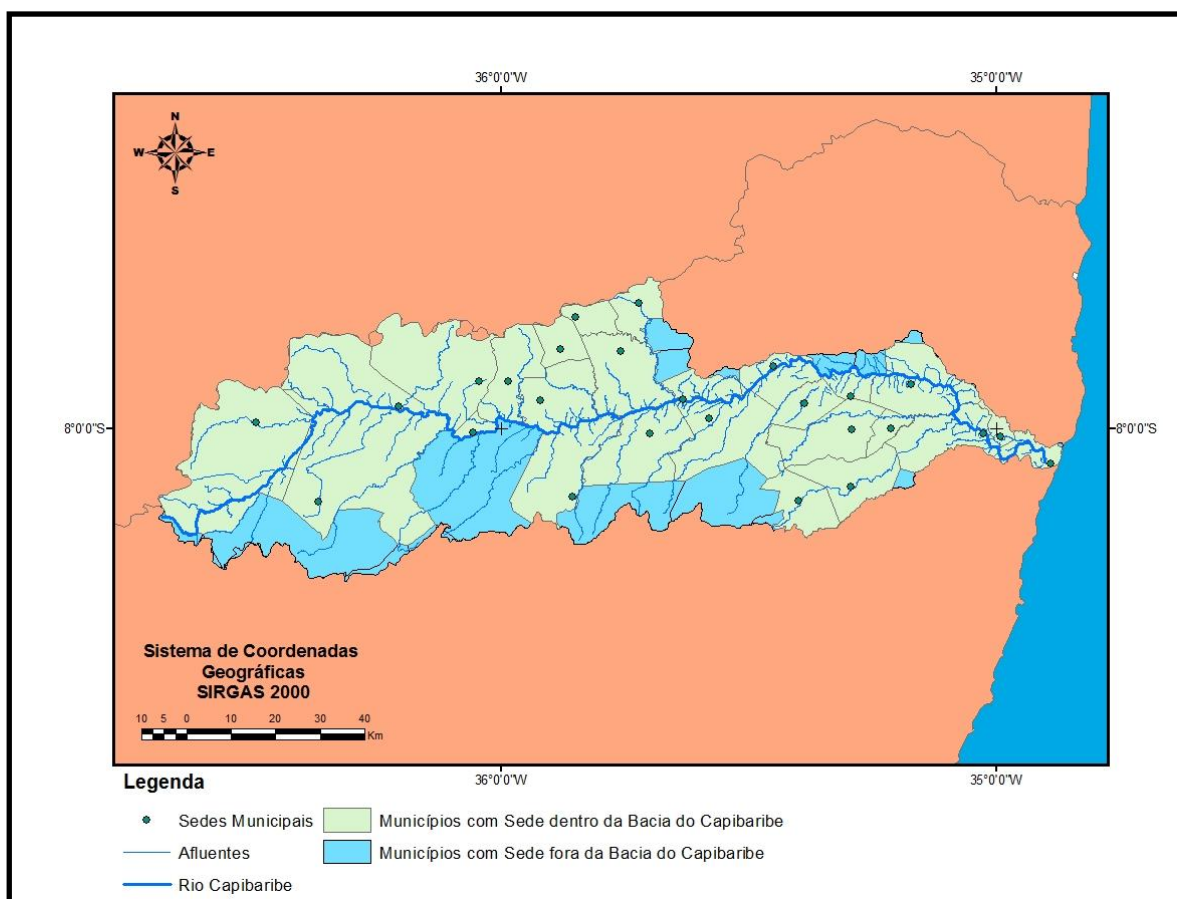


Figura 3.3- Bacia do Capibaribe e os municípios que possuem sede dentro da Bacia. Fonte: Barbosa, 2011.

Alguns municípios do Agreste, da Zona da Mata e da Região Metropolitana se desenvolveram às margens do rio Capibaribe, o que mostra a sua importância para toda a bacia, conforme pode ser verificado na Figura 3.4.

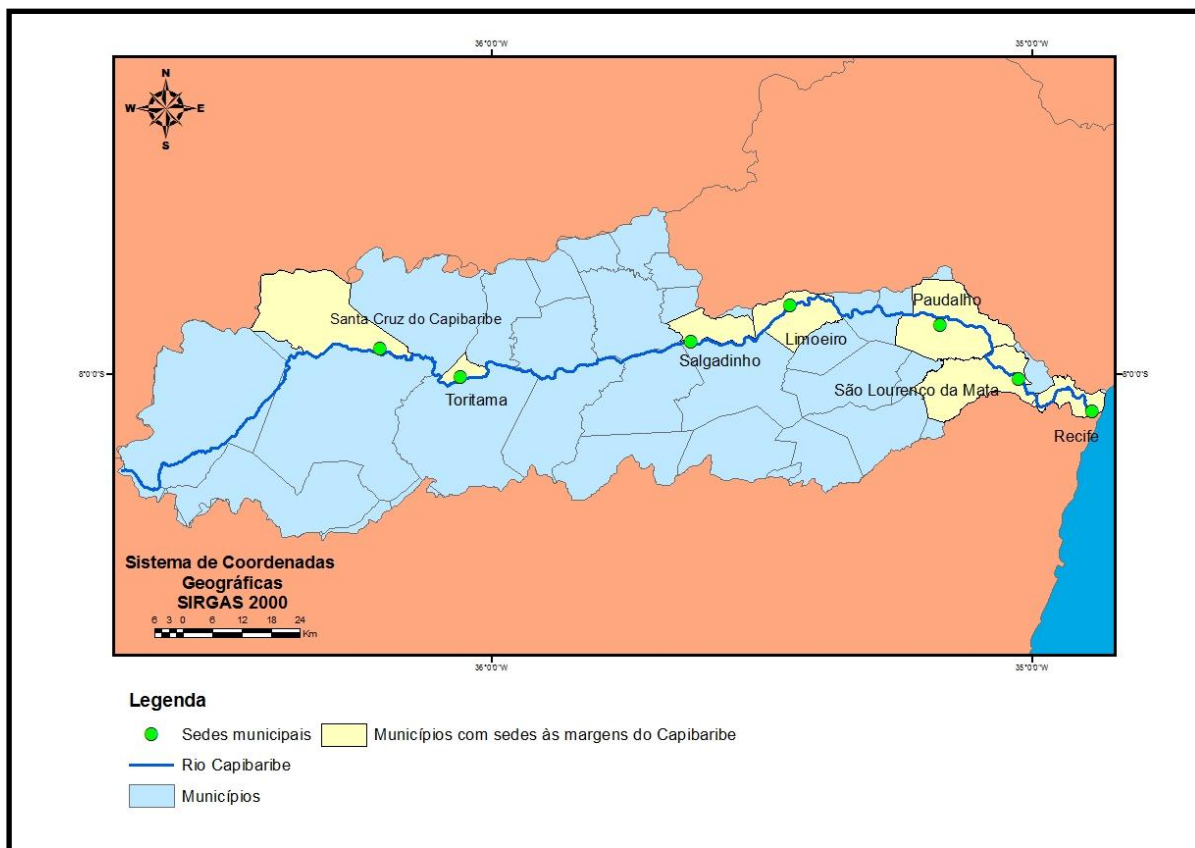


Figura 3.4- Sedes Municipais que se localizam às margens do Capibaribe. Fonte: Barbosa, 2011.

A seguir são descritas algumas das características da Bacia e apresentados mapas temáticos, que foram extraídos do Plano Diretor de Recursos Hídricos da Bacia do Rio Capibaribe- PDRH e do Plano Hidroambiental- PHA, elaborados, respectivamente, em 2002 e 2010.

A Bacia do Capibaribe tem como rio principal o Capibaribe que nasce nas encostas da Serra de Jacarará a uma altitude aproximada de 1.000 metros, no município de Jataúba e percorre cerca de 270 km até a sua foz na cidade de Recife. Apresenta-se intermitente no seu alto e médio cursos, somente depois da cidade de Limoeiro, no seu baixo curso, é que se torna perene (SRH, 2002). Possui uma rede hidrográfica constituída pelos seguintes afluentes pela margem direita: o Riacho Aldeia Velha, Riacho Tabocas, Riacho Carapotós, Rio Cachoeira, Riacho das Éguas, Riacho Cassatuba, Riacho Grota do Fernando, Rio Cotunguba, Riacho Goitá, Rio Tapacurá e muitos outros de menor porte. Pela margem esquerda destacam-se o Riacho Jundiá, Riacho do Pará, Riacho Tapera, Riacho do Arroz, Riacho da Topada, Riacho Caiaí, Rio Camaragibe, além de um grande número de rios e riachos de pequeno porte (SRHE-PE, 2010).

Para elaboração do PDRH e, posteriormente, para os estudos do PHA, a Bacia foi dividida em Unidades de Análise- UA, conforme mostra a Figura 3.5.

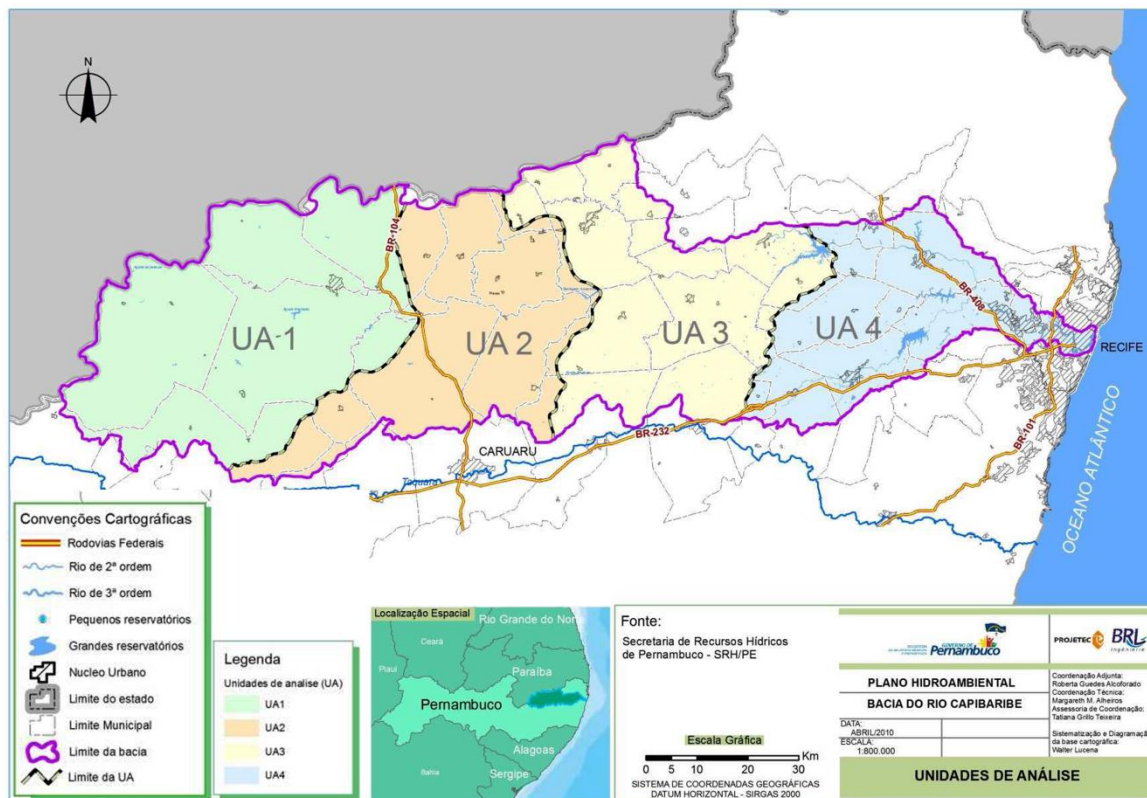


Figura 3.5-Unidades de análise na bacia hidrográfica do rio Capibaribe. Fonte: PE-SRHE, 2010

A UA1 ou Unidade de Toritama abrange aproximadamente o terço superior da Bacia; A UA2 ou Unidade de Jucazinho envolve parte da Bacia que vai desde Toritama até a barragem de Jucazinho; A UA3 ou Unidade de Limoeiro compreende as áreas de drenagem do Capibaribe desde o açude Jucazinho até a barragem de Carpina; e a UA4 ou Unidade de São Lourenço da Mata, abrange as áreas de drenagem do terço inferior da Bacia.

Para caracterização climática da Bacia, o PHA considerou os dados das Normais Climatológicas do Brasil (1961-1990), do Ministério de Agricultura e Reforma Agrária. Os dados observados foram extraídos do banco de dados agroclimático do Grupo de Agrometeorologia SDRN (FAO), por meio do programa FAOCLIM, que em território brasileiro contém dados de 1503 estações com precipitação mensal média e 798 mm com evapotranspiração de referência previamente estimados pelo Método Penman-Montheith/FAO.

Com a base de dados observados, os estudos do PHA geraram isolinhas em termos de médias mensais de algumas variáveis, como precipitações pluviométricas, temperaturas, umidade relativa e evapotranspiração e, a partir destas, inferiram os parâmetros rendimentos médios anuais de TURC e vazões específicas médias anuais nas Unidades de Análise. Estas variáveis caracterizam muito bem o comportamento da Bacia em relação ao clima e a disponibilidade de recursos hídricos. Os mapas de isolinhas anuais de isoietas (mm), de isotermas ($^{\circ}\text{C}$), de isoumidades (%), de isoevaporações de Penman-Monteith (mm), de isorendimentos de TURC (%) e de isovazões específicas (L/s/km^2) são apresentados adiante.

De acordo com os resultados do PHA, os totais anuais precipitados apresentaram uma média de 1025,82 mm, com o aumento da precipitação à medida que os postos se aproximam do litoral. Neste estudo constatou-se que o aumento da precipitação também está associado à diminuição da altitude dos postos estudados. Na área que compreende a UA1 e a UA2 a precipitação média anual foi de 699,30 mm. Para os postos localizados na UA3 e na parte alta da UA4 observou-se uma chuva média anual de 1043,25 mm, enquanto que no litoral as precipitações chegaram a uma média anual de 1807,25 mm. A

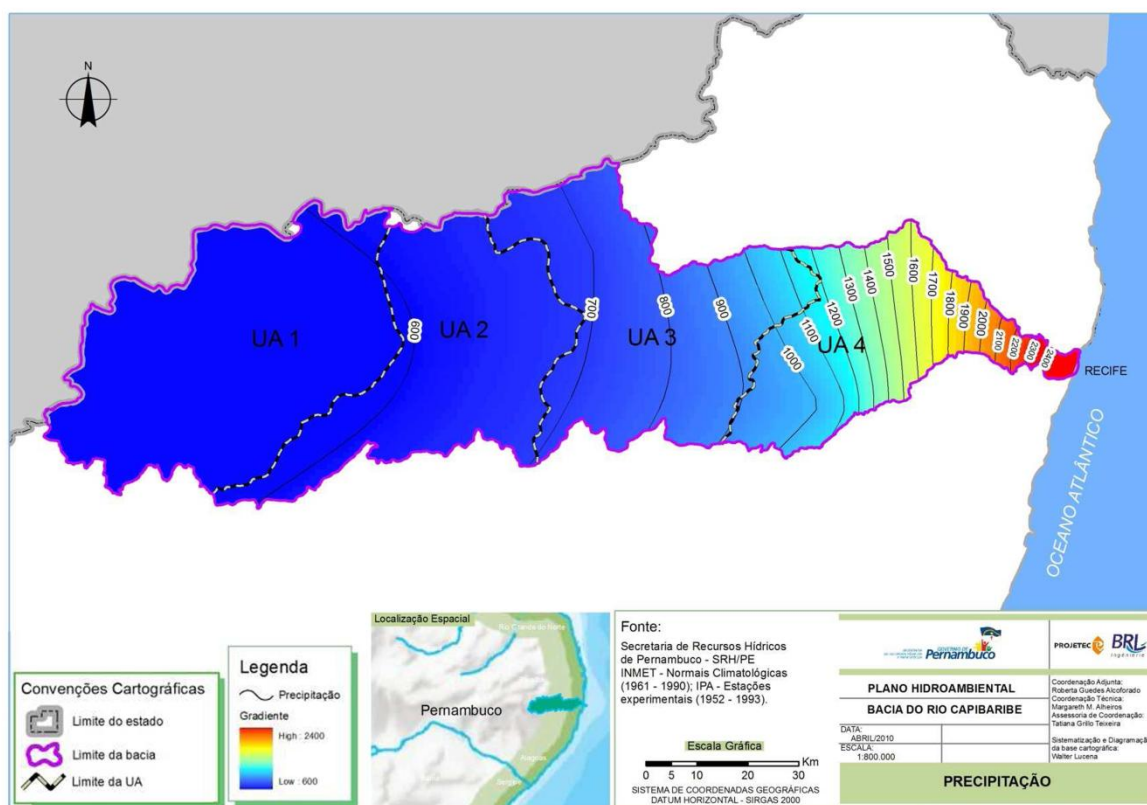


Figura 3.6 apresenta as isoietas médias anuais na Bacia na qual observa-se uma alta variabilidade das precipitações que vão de 500 mm a 2300 mm ao ano.

Quanto à temperatura, a média anual oscila entre 20,75°C e 26,20°C, enquanto a temperatura máxima oscila entre 25,33°C e 30,17°C. No decorrer do ano, as temperaturas na região apresentam um comportamento médio mensal semelhante, no qual é possível distinguir-se dois períodos: um período aproximado entre os meses de abril e setembro, onde são observadas as menores médias térmicas mensais, e o período de outubro a março, no qual essas médias térmicas elevam-se.

As isotermas médias anuais da variável climática da temperatura média apresentam os menores valores na região norte da UA2, em função da altitude do local, aumentando em direção ao sudoeste da UA1 e em direção ao litoral, como apresentado na Figura 3.7.

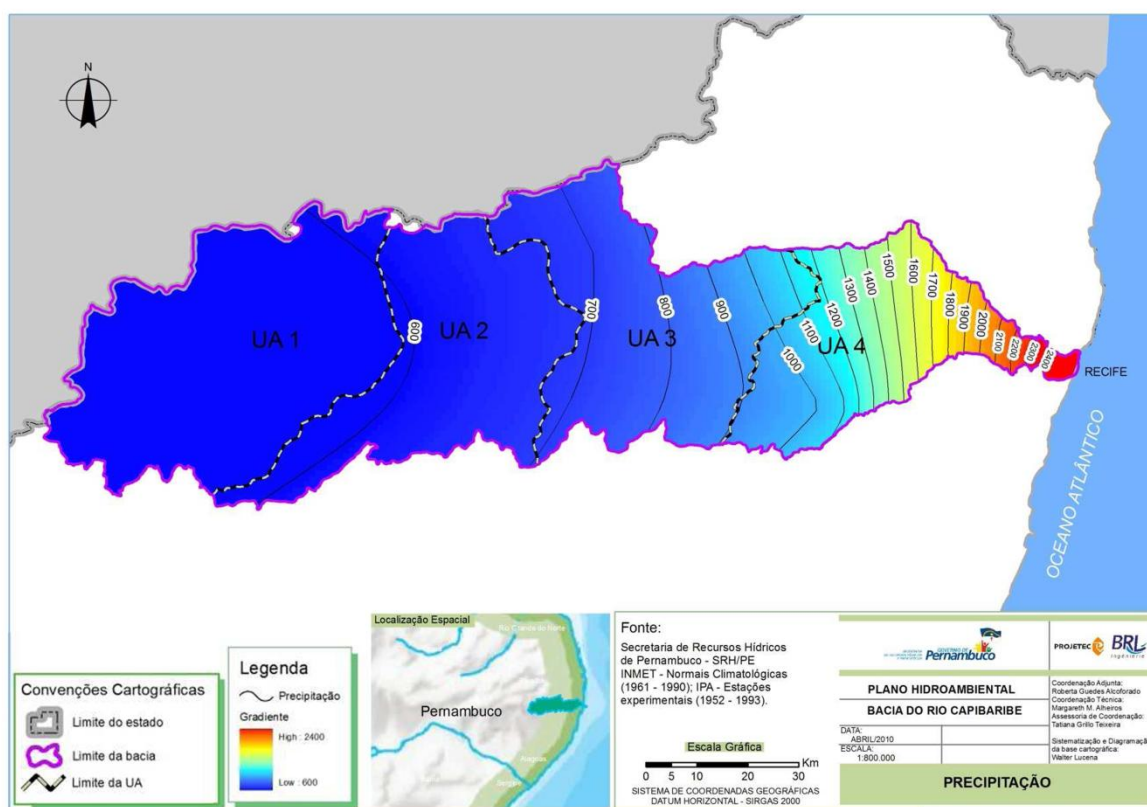


Figura 3.6- Isoietas anuais médias (mm). Fonte: PE- SRHE, 2010.

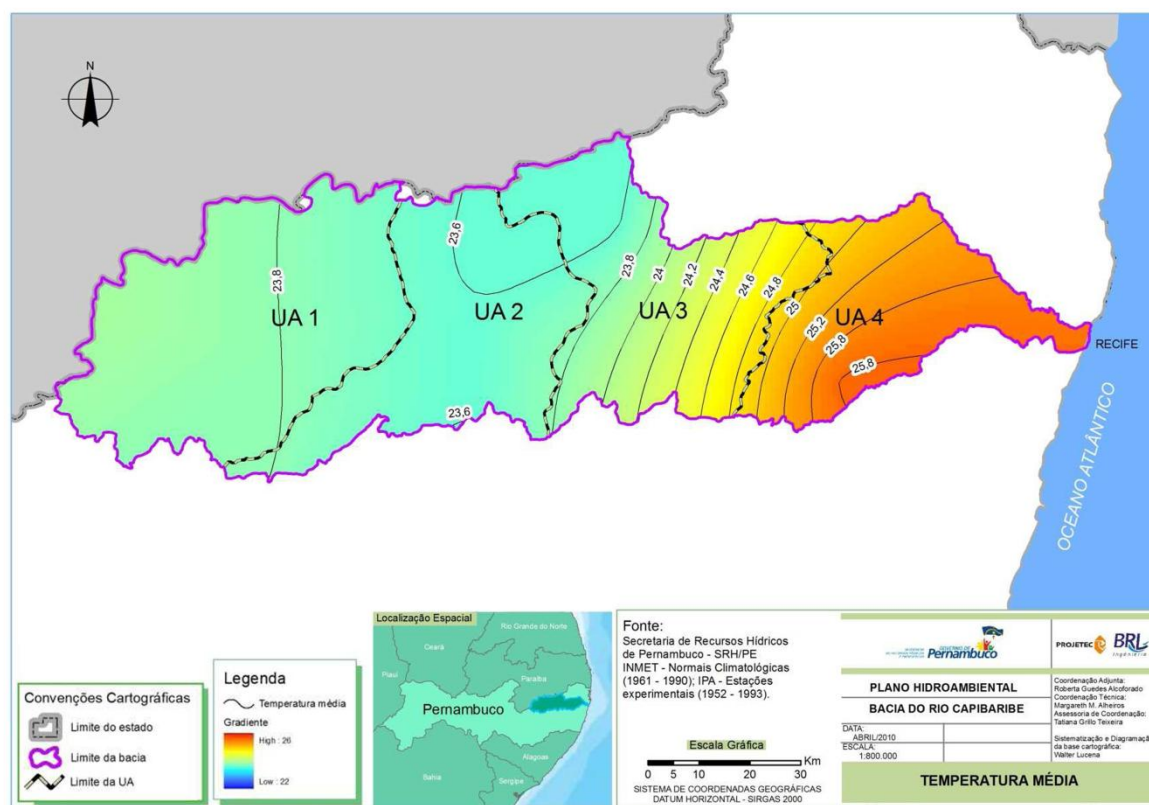


Figura 3.7- Isotermas anuais médias (°C). Fonte: PE- SRHE, 2010.

Quanto à umidade relativa do ar, os estudos do PHA identificaram que, ao longo do ano, o período com maior índice é aquele no qual se observam as menores evaporações, ou seja, os meses de março e agosto.

A distribuição espacial da média anual da umidade relativa do ar é bem caracterizada na Bacia, onde, através da observação das isolinhas dessa variável climatológica, constata-se um crescimento no sentido de Oeste para Leste, apresentando valores desde 72%, no limite Sul da UA1, até cerca de 82,5%, próximo ao litoral, conforme mostra a Figura 3.8.

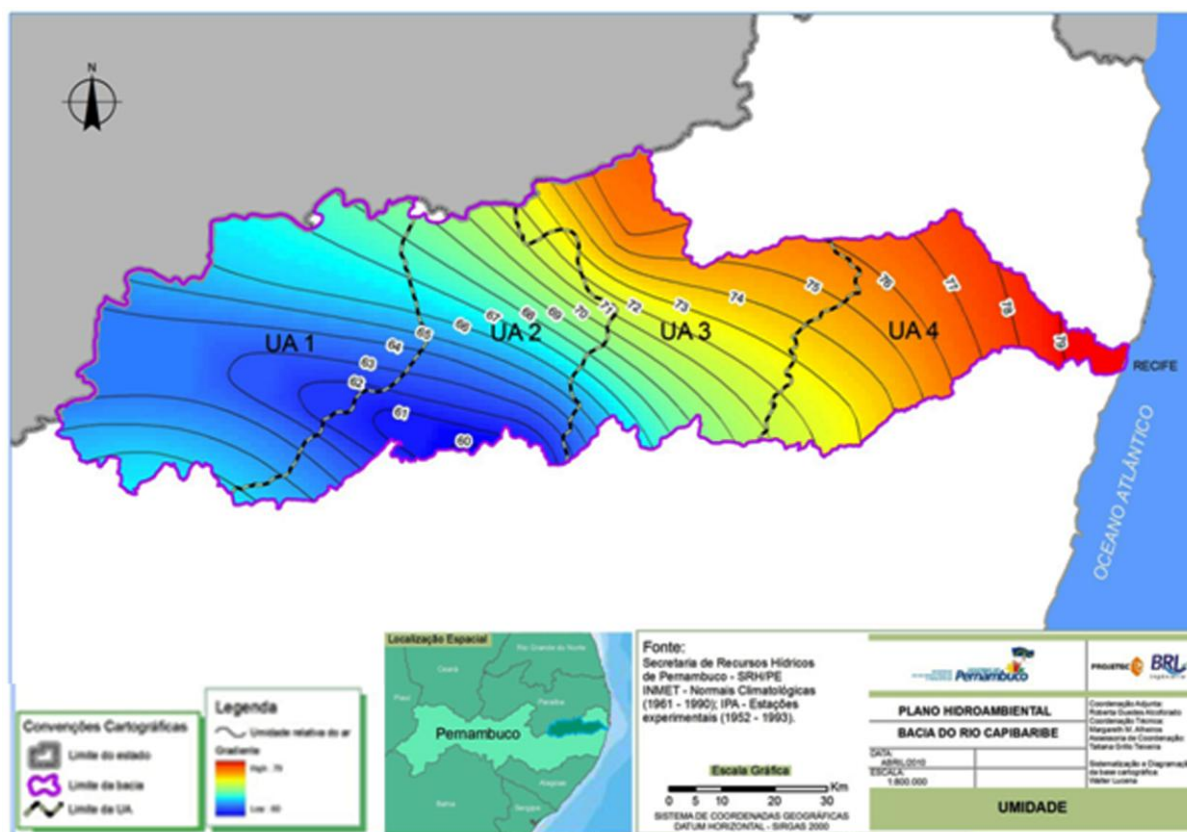


Figura 3.8- Isomidades relativas anuais médias (%). Fonte: PE- SRHE, 2010

O comportamento da evaporação na região alvo do estudo é bem heterogêneo, variando entre cerca de 1550 mm ao ano, na porção mais ao sudoeste e dentro sul da bacia, até cerca de 2450 mm, no nordeste da bacia do Capibaribe.

Dentro da UA1, a evapotranspiração potencial varia de 1550 a 1900 mm no sentido sudoeste para nordeste, sendo os mesmos valores encontrados para a UA2 com sentido sul-norte. Quanto a UA3, observa-se um aumento da evapotranspiração à medida que se aproxima da barragem do Carpina, ao nordeste da área, atingindo um valor de 2250 mm. Por fim, o comportamento desta variável climatológica dentro da UA4 apresenta valores maiores na região central, em torno de 2400 mm, com uma ligeira diminuição em direção ao litoral, conforme apresentado na

Figura 3.9.

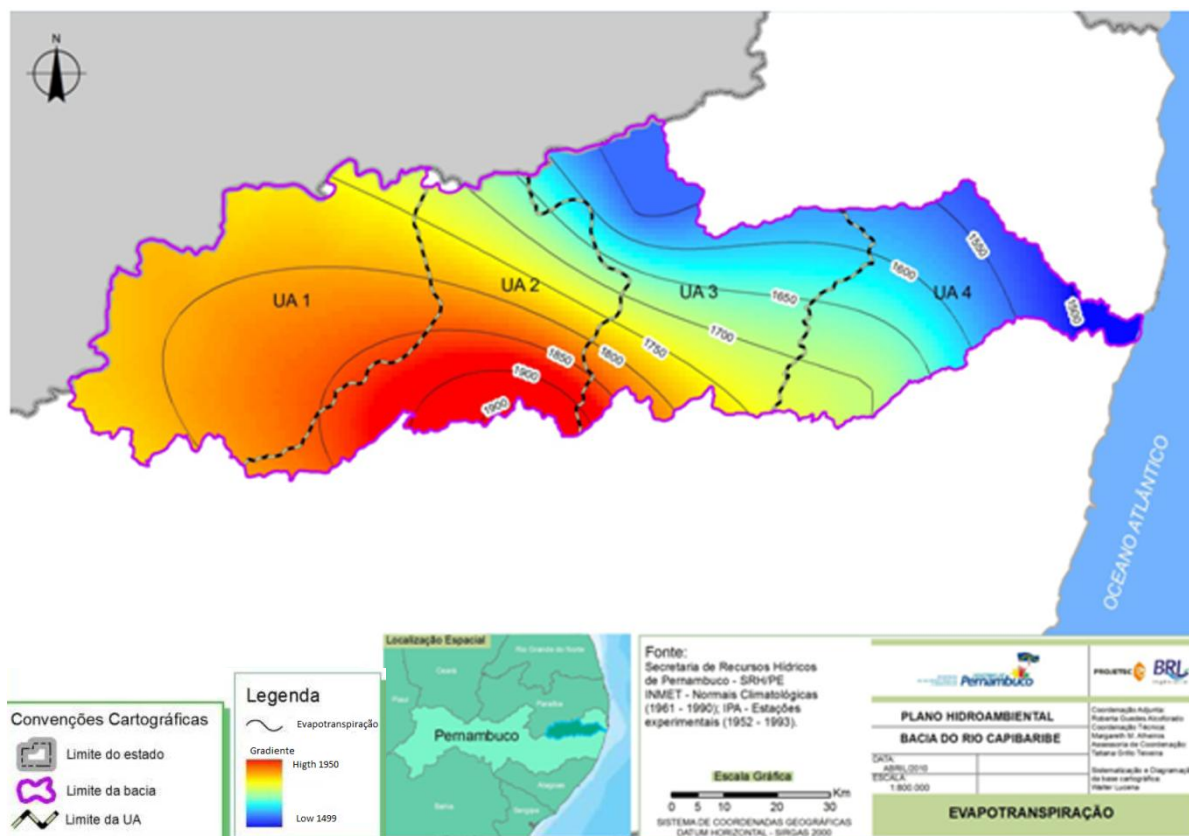


Figura 3.9- Isolinhas anuais médias de evapotranspiração potencial de Hargreaves (mm). Fonte: PE-SRHE, 2010.

O rendimento médio anual de chuva-vazão é um indicador da disponibilidade hídrica superficial de uma região. O PHA adotou o rendimento médio anual de TURC que é uma função de uso mundial, ajustada a partir do estudo de 254 bacias situadas em todos os climas do mundo, para apresentar o quanto de chuva pode se tornar escoamento na Bacia do Capibaribe.

De acordo com

Figura 3.10, o rendimento de TURC aumenta à medida em que se aproxima da costa, onde verifica-se as maiores precipitações e menores temperaturas, chegando a 38% no litoral.

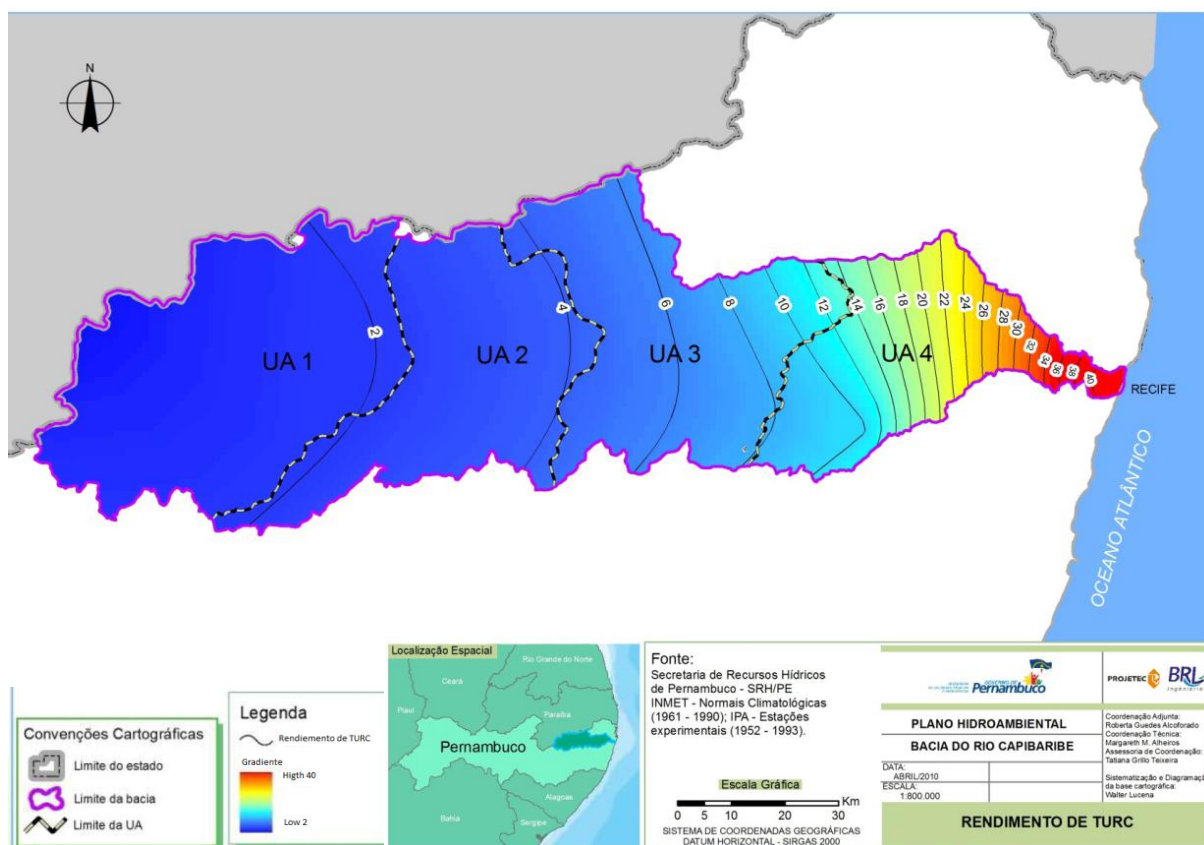


Figura 3.10- Isorendimentos de TURC anuais médios (%). Fonte: PE- SRHE, 2010.

A partir das indicações da precipitação média anual e do rendimento médio anual de TURC, os estudos vinculados à elaboração do PHA conseguiram inferir as vazões específicas médias anuais ($L/s/km^2$) nas Unidades de Análise da Bacia. Esse indicador aponta, de uma forma simples, mas bem intuitiva, as regiões “produtoras de água” na bacia e fornece, também, uma visualização qualitativa sobre a perenidade ou não de cursos d’água em pequenas bacias tributárias do rio Capibaribe (PE- SRHE, 2010).

Como mostra a Figura 3.11, o comportamento das isolinhas de vazões específicas médias anuais, que na região da UA1, da UA2 e do entorno das unidades os valores são baixos, variando de 0 a 4 $L/s/km^2$. A partir da UA3, em direção ao litoral, as isolinhas de vazões específicas apresentam valores acima de 4 $L/s/km^2$, indicando características de maior possibilidade de perenidade natural de riachos.

Quanto ao relevo, o alto curso do rio Capibaribe pode ser considerado como sendo formado, a partir de Santa Cruz do Capibaribe até suas cabeceiras, nos municípios de Brejo da Madre de Deus, Belo Jardim e Jataúba, por relevo fortemente ondulado, atingindo as cotas no talvegue uma variação entre 600 e 800 m.

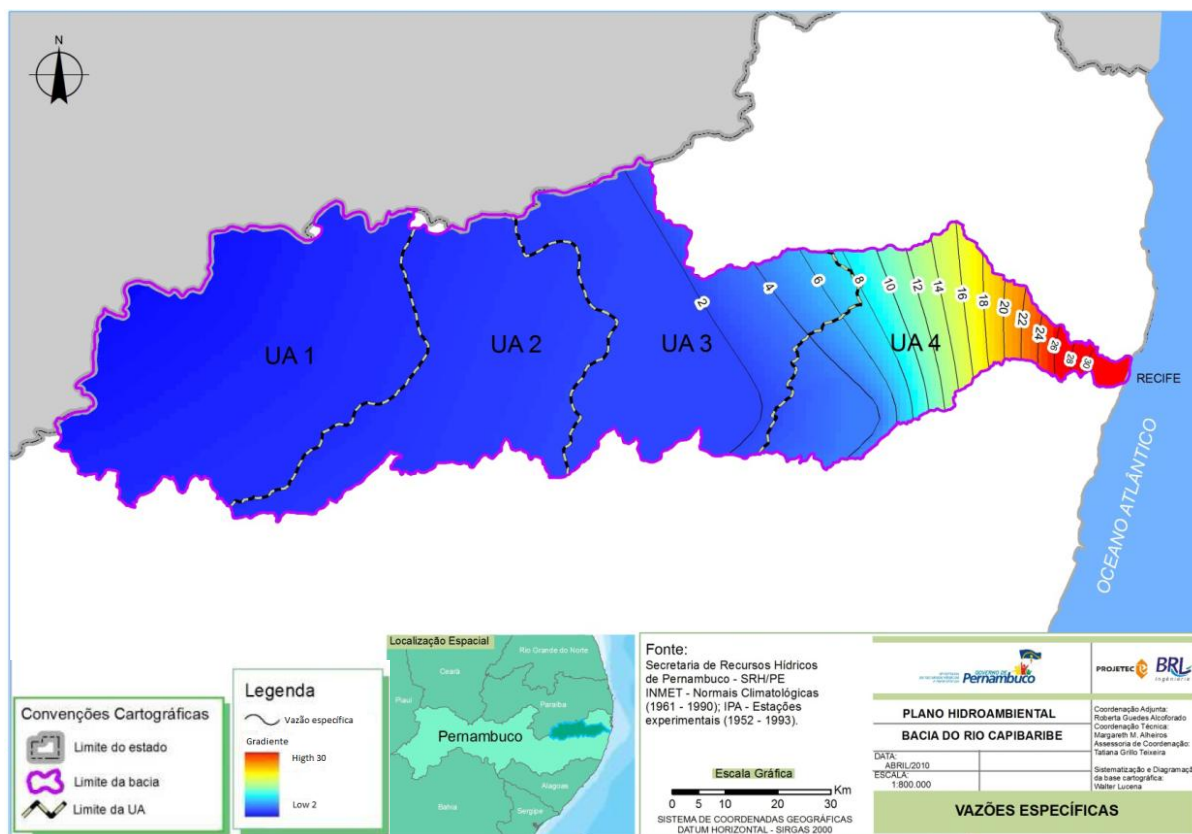


Figura 3.11- Isovazões específicas anuais médias (L/s/km²). Fonte: PE- SRHE, 2010.

Nas encostas e divisores hidrográficos do alto curso, as altitudes chegam a ultrapassar os 1.000m, sobretudo nos municípios de Jataúba e Belo Jardim. Já o baixo curso da bacia hidrográfica é representado principalmente por terraços fluviais ou litorâneos, onde encontram-se cotas altimétricas entre 2 e 40 metros (SRH, 2002), conforme apresentado na Figura 3.12.

Quanto às características geológicas, o território da Bacia do Capibaribe é predominantemente cristalino, com ocorrência de unidades sedimentares restritas ao seu baixo curso, na UA4, conforme mostra a Figura 3.13.

Nas coberturas sedimentares há a Formação Beberibe, cuja espessura é superior a 300 m nos trechos mais profundos da bacia sedimentar e de extensão regional. Constitui-se num aquífero poroso (intersticial), confinado, com significativa reserva de água, utilizado também no estado da Paraíba como um manancial estratégico para o abastecimento público.

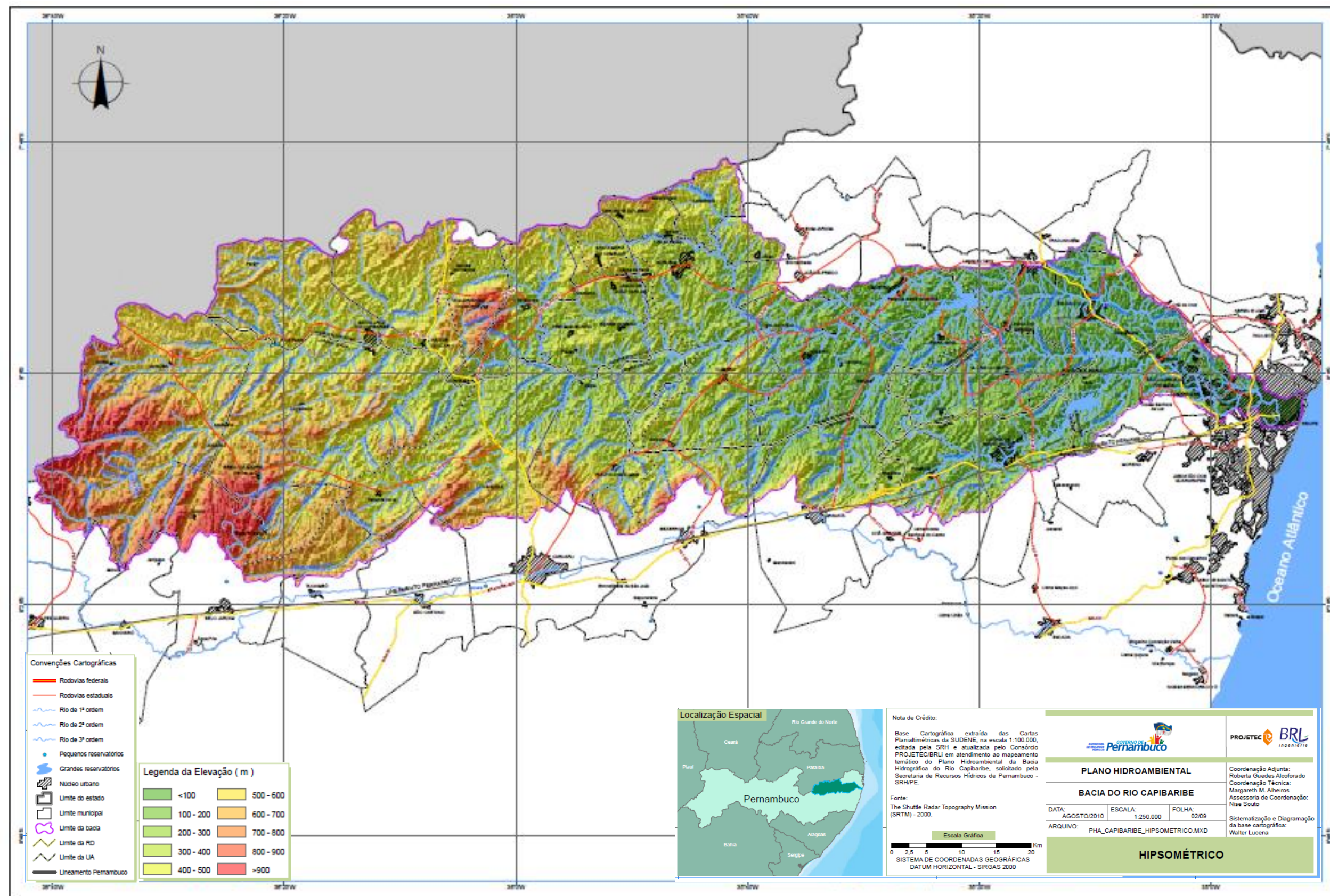


Figura 3.12- Altimetria na Bacia do rio Capibaribe. Fonte: PE-SRHE, 2010.

No baixo rio Capibaribe, já nas proximidades da região metropolitana do Recife, ocorre a Formação Barreiras, representada por coberturas sedimentares dispersas, que cobrem indistintamente o embasamento cristalino e a bacia sedimentar, que também é utilizada como fonte de suprimento de água na Região Metropolitana do Recife.

O PHA apresenta uma descrição sucinta dos solos presentes na Bacia do Capibaribe, tomando-se como principal fonte de referência o Levantamento de Baixa e Média Intensidade dos Solos do Estado de Pernambuco, na escala de 1:100.000, parte do Zoneamento Agroecológico de Pernambuco-ZAPE. Os solos dominantes na área da Bacia são: os Argissolos (classificação anterior: Podzólicos) ocupam cerca de 2.031,74 km² correspondendo a 27,26% da superfície da bacia, os Luvisolos (classificação anterior: Bruno Não Cálcicos) que abrange uma área de cerca de 648 km², que corresponde a 8,70% da superfície, os Neossolos Litólicos (classificação anterior: Solos Litólicos) foram mapeados numa extensão de 1.326,15 km² o que corresponde a 17,80% da extensão total da bacia, os Planossolos (classificação anterior: Planossolos) constituem a classe de solo que mais ocorre na área da bacia, representando 31,67% da sua superfície, com uma extensão total de 2.359,74km². A Figura 3.14 apresenta os tipos de solos presentes na Bacia.

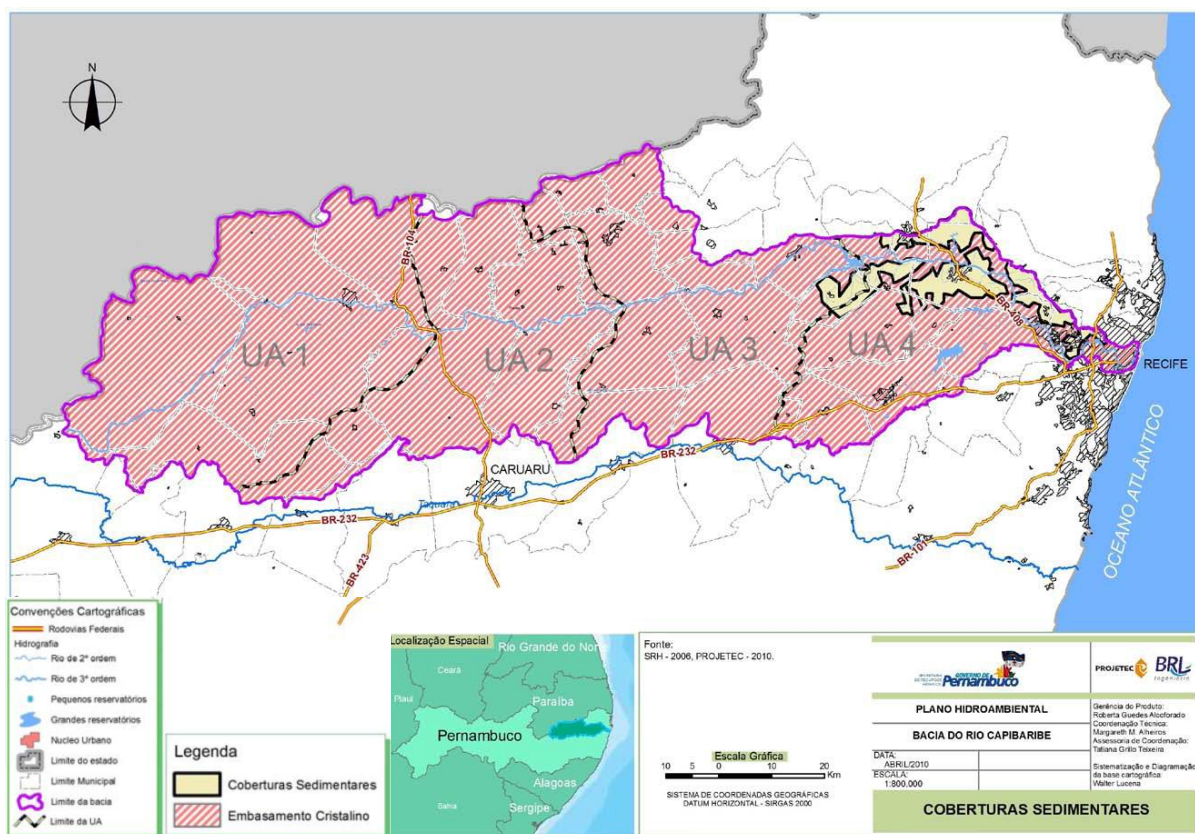


Figura 3.13- Distribuição esquemática das coberturas sedimentares na bacia. Fonte: PE-SRHE, 2010.

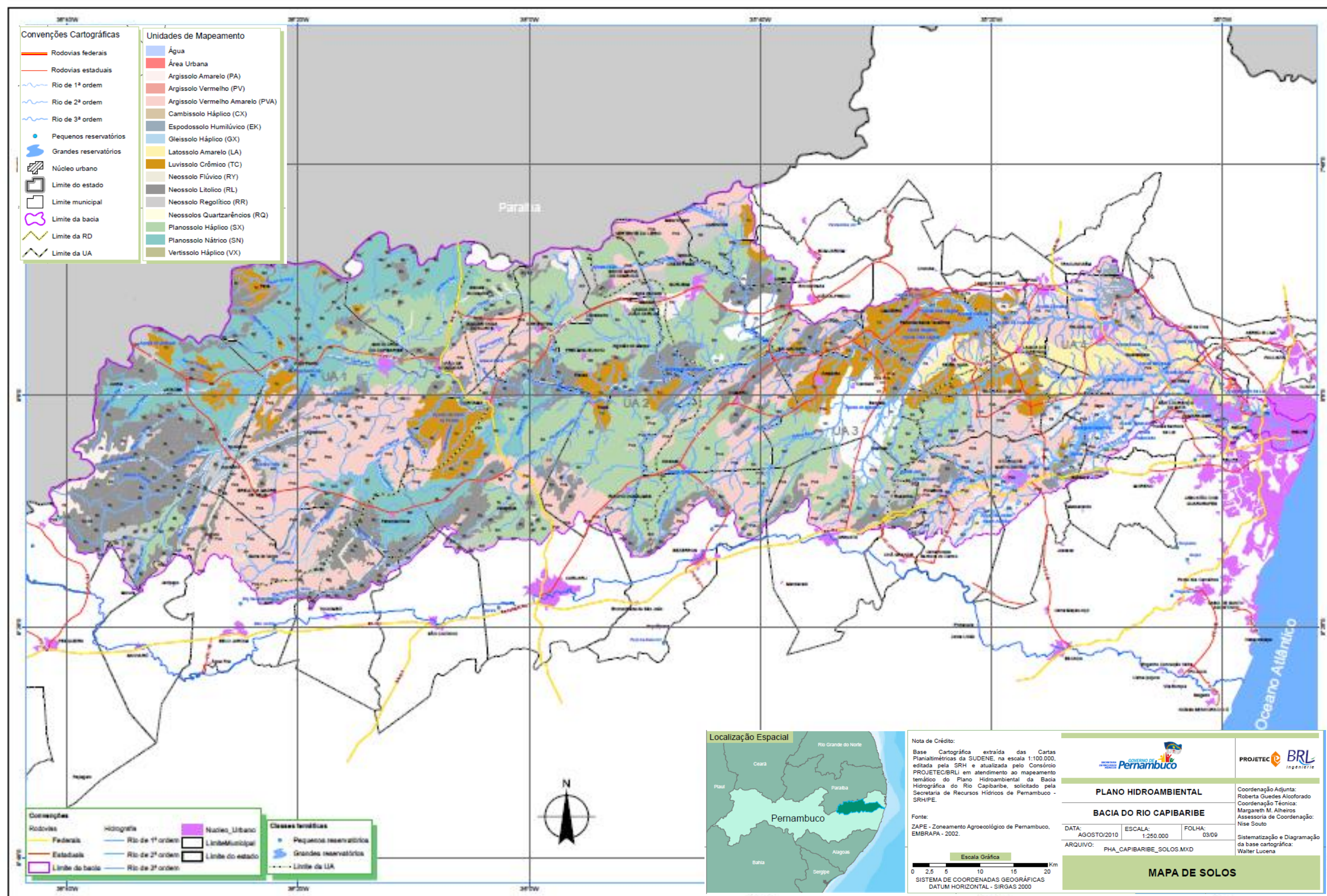


Figura 3.14- Mapa de solos na Bacia do rio Capibaribe. Fonte: PE- SRHE, 2010.

Quanto à cobertura vegetal, é descrito no PHA que a bacia do Rio Capibaribe, das nascentes dos rios que a compõem até a sua foz, em Recife, percorre paisagens incluídas nos biomas Caatinga e Mata Atlântica. A grande variedade de solos e relevo deu origem à elevada diversidade de ambientes que, no entanto, foram em grande parte uniformizados e simplificados pela ação humana.

As Unidades de Análise UA1, UA2 e UA3 encontram-se no domínio das caatingas que ocorrem no Agreste e no Sertão. Já no último terço da bacia, em São Lourenço da Mata, encontra-se um remanescente de floresta estacional semidecidual de terras baixas na Mata do Toró, localizada na Estação Ecológica do Tapacurá pertencente à Universidade Federal Rural de Pernambuco (UFRPE).

Nas Unidades de Análise UA1 e UA2 são raras as áreas de caatinga razoavelmente conservadas e dominam grandes extensões de antropismo, onde as fitofisionomias originais foram quase completamente substituídas por pastagens e ou campos antrópicos com *Aristida setifolia* (capim-panasco) e *Tragus berteronianus* (carrapicho-de-ovelha) e raras árvores esparsas.

Os manguezais do estuário do Capibaribe há muito deram espaço aos aterros da cidade de Recife, restando estreitas faixas em áreas inteiramente urbanizadas, em parte resultado de replantios realizados com propósitos conservacionistas, onde se encontram principalmente *Laguncularia racemosa* e *Avicennia spp.* As maiores extensões de manguezais do Recife se encontram ao sul da bacia do Capibaribe, no Grupo de Bacias de Pequenos Rios Litorâneos – GL2, dos pequenos rios litorâneos.

A Figura 3.15 apresenta o uso e ocupação do solo na Bacia do rio Capibaribe.

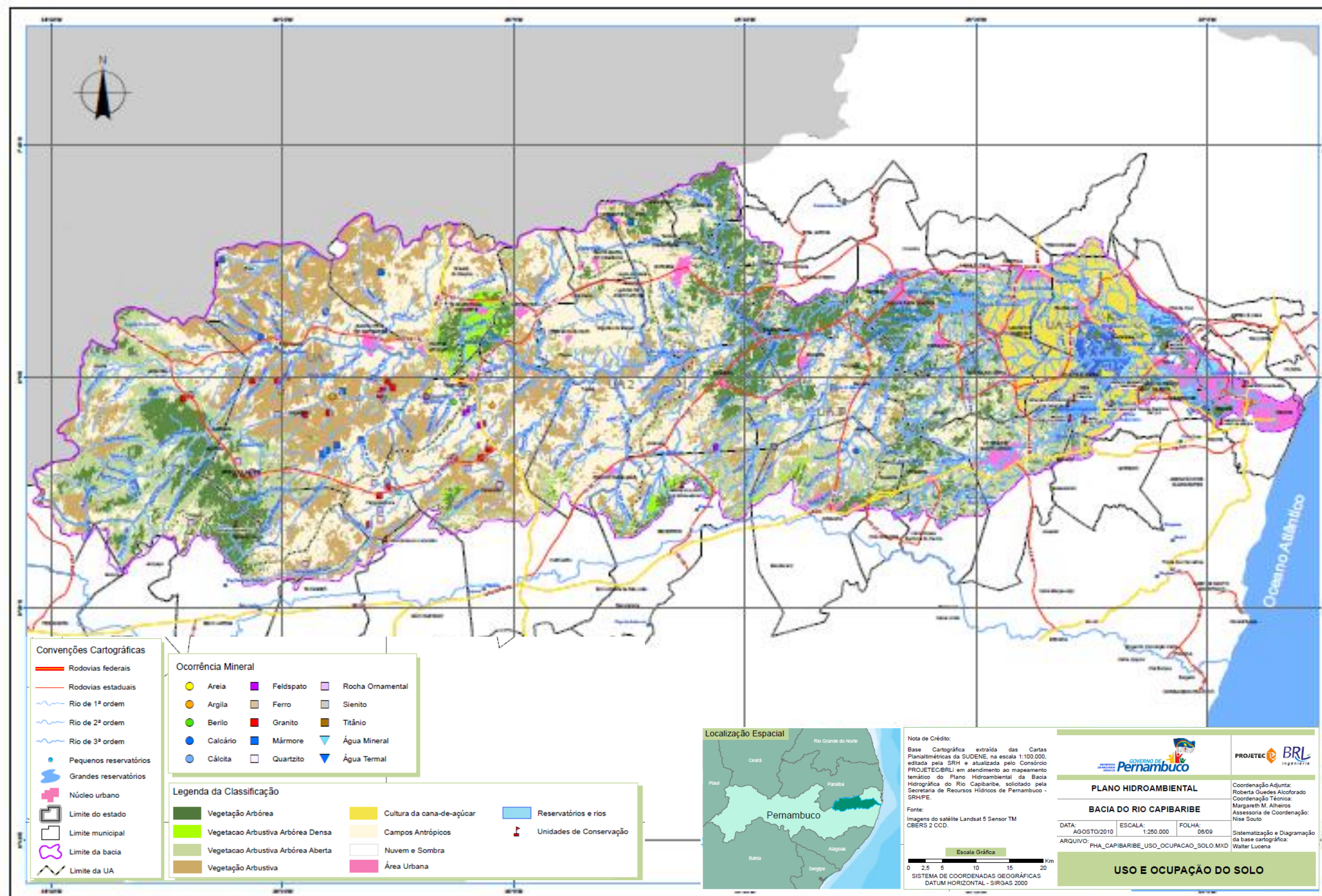


Figura 3.15- Mapa de uso e ocupação do solo na Bacia do rio Capibaribe. Fonte: PE- SRHE, 2010.

Na Tabela 3.1 é apresentado um resumo com as principais características da Unidade de Análise 1 e 2, que juntas correspondem a área de contribuição hídrica de Jucazinho.

Tabela 3.1- Principais características da UA1 e UA2 da bacia hidrográfica do Capibaribe.

Característica (anual média)	Valor/ predominância
Precipitação	600 a 700 mm
Temperatura	23, 8 °c
Umidade relativa	60 a 71%
Evapotranspiração	1700 a 1900 mm
Vazão específica	0 a 4 l/s/km
Altitude	600 a mais de 1000m (encostas)
Solo	Planossolos
Vegetação	Caatinga
Uso e ocupação	Pastagem ou campos antrópicos

Fonte: Plano Hidroambiental do Capibaribe, 2010.

Em relação ao enquadramento dos corpos hídricos em classes de usos preponderantes, a bacia hidrográfica do rio Capibaribe, atualmente, ainda não possui este instrumento instituído para apoiar a gestão de seus recursos hídricos. Sendo assim, segundo a Resolução 357/05 do CONAMA, enquanto não houver enquadramento dos corpos de água, as águas doces serão consideradas Classe 2 e as águas salinas e salobras, Classe 1, exceto se as condições atuais forem melhores.

Por outro lado, a Lei Estadual no 12.984/05 prevê, na ausência da agência de bacia, como atribuição do órgão gestor em conjunto com o órgão ambiental, a elaboração de proposta de enquadramento dos corpos de água em classes de uso preponderantes. Em 2010, durante a execução do Plano Hidroambiental do Capibaribe, o órgão gestor de recursos hídricos (SRHE-PE) articulou-se com o órgão ambiental (CPRH), juntamente com representantes do comitê da bacia e elaboraram uma proposta de enquadramento para os seus corpos hídricos.

De acordo com a Resolução 357/05 do CONAMA, as águas enquadradas na Classe 2 se destinam ao abastecimento para consumo humano, após tratamento convencional; à proteção das comunidades aquáticas; à recreação de contato primário, tais como natação, esqui aquático e mergulho, conforme Resolução

CONAMA nº 274, de 2000; à irrigação de hortaliças, plantas frutíferas e de parques, jardins, campos de esporte e lazer, com os quais o público possa vir a ter contato direto; e à aquicultura e à atividade de pesca.

Como os principais usos preponderantes da água na bacia do rio Capibaribe são o abastecimento com tratamento convencional e dessedentação animal, a Classe 2 foi a mais adequada na maior parte dos corpos hídricos. Para o reservatório Jucazinho, de acordo com os usos pretendidos da água, está previsto ser enquadrado na Classe 2 (PE-SRHPE, 2010).

Vale ressaltar que após a aprovação da proposta de enquadramento dos corpos hídricos pelo comitê da bacia hidrográfica- COBH é que haverá uma proposta definitiva de enquadramento dos corpos de água da bacia, que deverá ser homologada pelo respectivo Conselho de Recursos Hídricos. A partir daí serão definidos os investimentos necessários para atingir os objetivos de qualidade da água desejados para a Bacia.

3.2 ÁREA DE CONTRIBUIÇÃO HÍDRICA DE JUCAZINHO

A área de contribuição hídrica do reservatório Jucazinho corresponde a aproximadamente 4.171 km² inserida no Agreste Pernambucano, conforme mostra a Figura 3.16.

Levando-se em consideração a divisão da Bacia pelo Plano Diretor de Recursos Hídricos, elaborado em 2002, a área de contribuição está compreendida nas Unidades de Análise 1 e 2, conforme mostra a Figura 3.17.

Apesar da intermitência, nesta região verifica-se um uso intenso do rio Capibaribe, seja para captação de suas águas ou para diluição de efluentes domésticos e industriais. Abaixo segue uma descrição das principais características desta região.

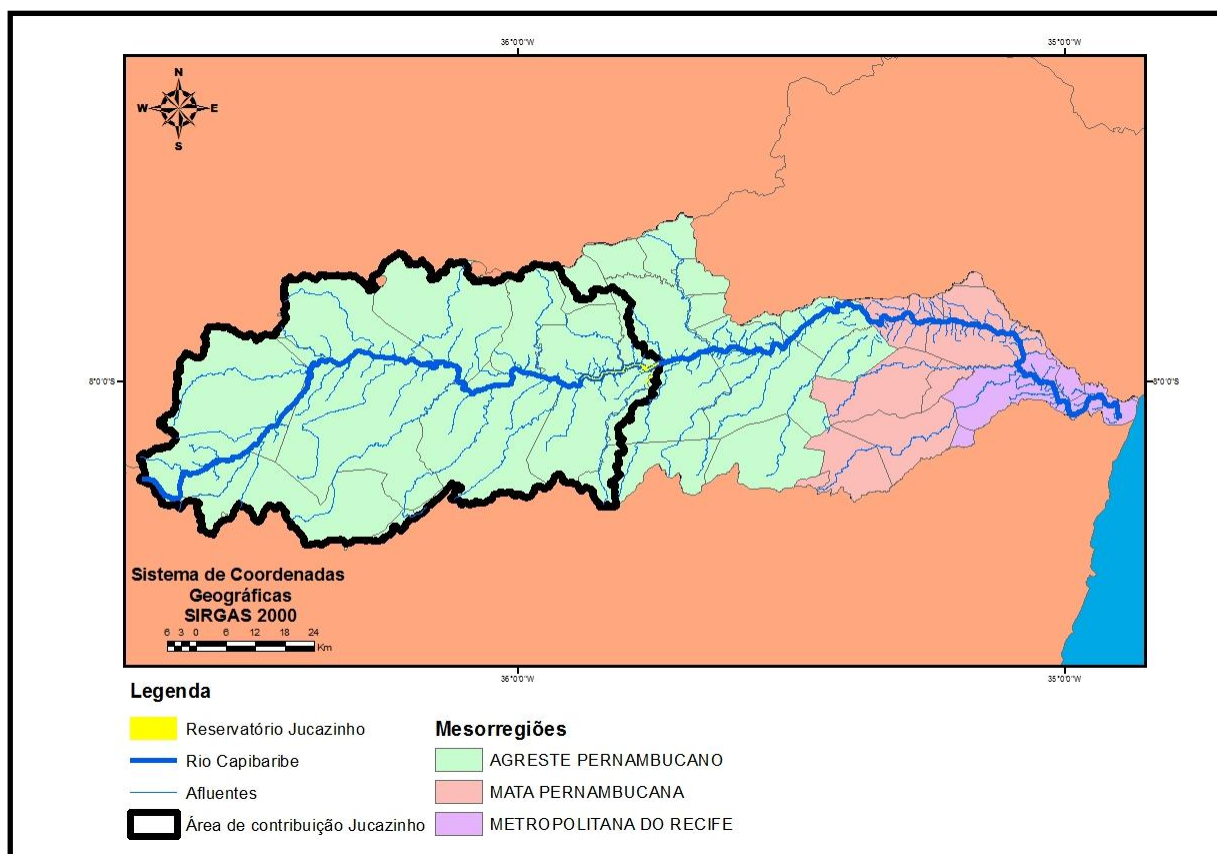


Figura 3.16- Área de contribuição hídrica ao reservatório Jucazinho. Fonte: Barbosa, 2011.

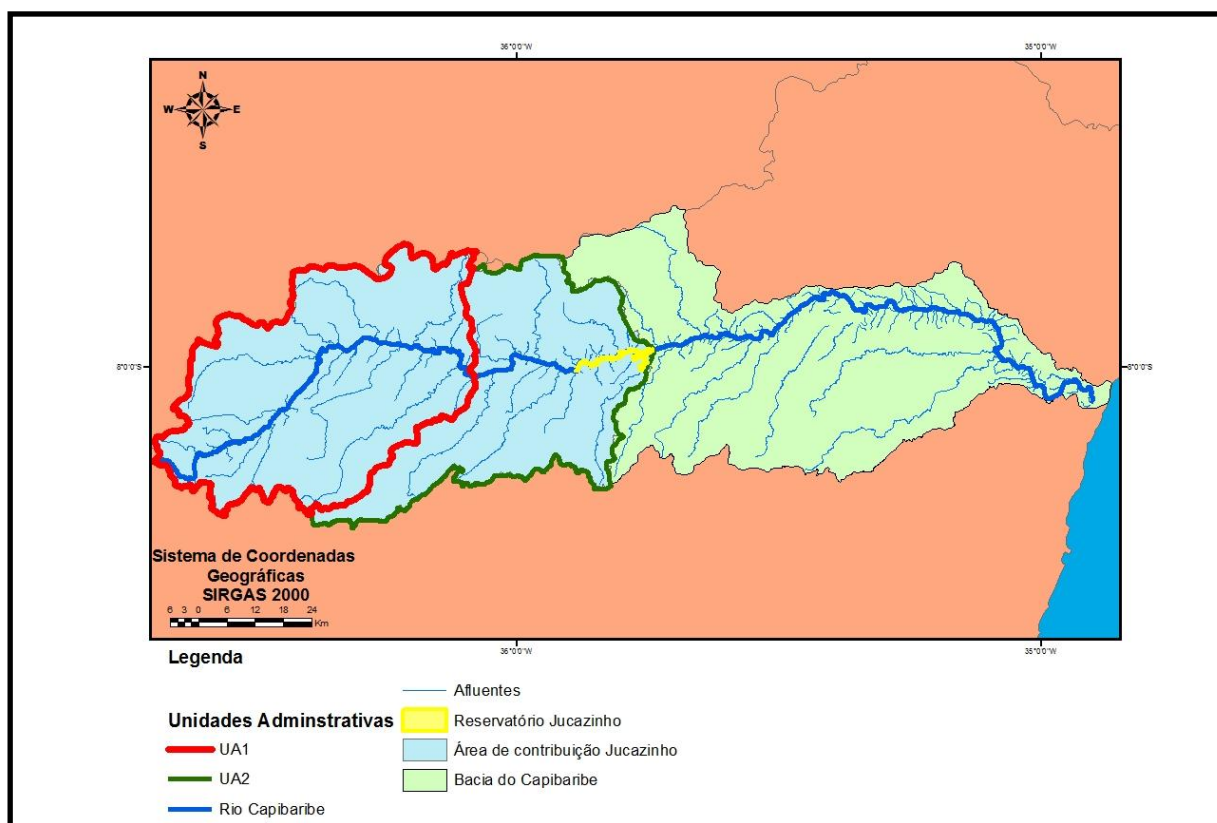


Figura 3.17- Unidades de análise que correspondem à área de contribuição hídrica de Jucazinho. Fonte: Barbosa, 2011.

3.2.1 O Problema da Escassez e a Poluição Hídrica

A área de contribuição ao reservatório Jucazinho está completamente inserida na região do Semiárido Nordeste. Como é de se esperar, esta região apresenta períodos críticos de prolongadas estiagens, caracterizado por chuvas irregulares e concentradas em curto período do ano e elevadas taxas de evaporação, fazendo com que o regime de vazões no rio Capibaribe até o reservatório Jucazinho seja intermitente.

Segundo estudos do Plano Hidroambiental da Bacia do rio Capibaribe (2010), precipitações médias anuais baixas, associadas e altas temperaturas produzem vazões específicas baixas. Além disso, os cursos d'água no cristalino, como é o caso desta região, não têm suporte de vazão de base nem de superfície o ano todo para se manterem perenes. De acordo com o documento, o aproveitamento dos recursos hídricos, nessas condições de não perenidade, deve ser realizado através da regularização de vazões com reservatórios grandes e construídos em locais que minimizem a evaporação.

Em se tratando da Bacia do rio Capibaribe, algumas obras hídricas foram implantadas, dentre elas a construção do reservatório Jucazinho em 1998 pelo Departamento Nacional de Obras contra Secas- DNOCS visando, dentre outros objetivos, assegurar o abastecimento de água desta região e a perenização da calha do rio no trecho Jucazinho-Limoeiro, nos períodos de estiagens (BRASIL, 1991c).

Dentre os municípios que estão inseridos na área de contribuição hídrica do reservatório Jucazinho, Santa Cruz do Capibaribe e Toritama são os únicos que têm seu núcleo urbano margeando o rio Capibaribe e, por esta razão, são os que mais contribuem com a deterioração da qualidade da água neste trecho da Bacia. Também deve ser ressaltada a existência uma localidade chamada de Trapiá, pertencente ao município de Riacho das Almas, no remanso do reservatório, que também contribui com lançamento de esgotos, conforme apresenta a Figura 3.18.

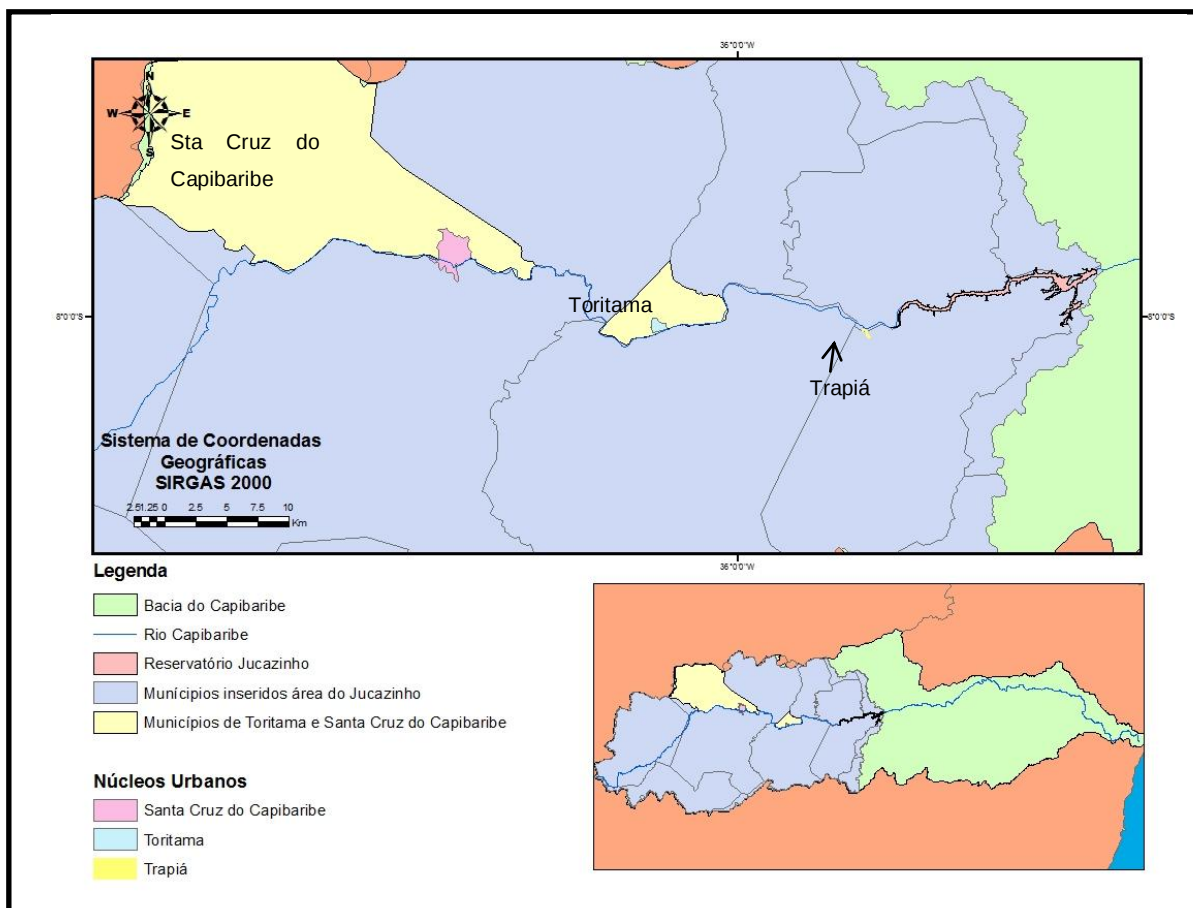


Figura 3.18- Núcleos urbanos e localidade que estão às margens do rio Capibaribe dentro da área de contribuição do reservatório Jucazinho. Fonte: Barbosa, 2011.

Como muitas cidades do Agreste e do Sertão pernambucano, estes municípios sofrem com a escassez de água e, mesmo o rio Capibaribe cortando estas cidades, não é assegurado o total atendimento à demanda de água da população. De acordo com o diagnóstico do Serviço Geológico do Brasil (BRASIL, 2005b; 2005c), os dois municípios apresentam cursos de água com regime de escoamento intermitente e, no caso de Toritama, caracteriza-se por não possuir açudes com capacidade de acumulação igual ou superior a 100.000 m³. O município de Santa Cruz do Capibaribe possui o açude Poço Fundo que é a principal fonte de abastecimento da cidade com capacidade de acumulação de 27.750.000 m³. Desse modo, para ambos, as águas do Capibaribe representam um papel fundamental para o desenvolvimento da região.

Santa Cruz do Capibaribe e Toritama, juntamente com Caruaru, concentram o maior número de empresas do setor têxtil em Pernambuco. São mais de 18.000 empreendimentos, produzindo até 800 mil peças por ano, segundo publicado em reportagem do Jornal do Commercio (JORNAL DO COMMERCIO, 2011). Estas três

idades juntamente com outras do Agreste Pernambucano configuram um polo de produção de confecção, ao qual corresponde a 15% da produção total do país (IBGE, 2000 apud SANTOS, 2006).

Há alguns anos atrás, a principal atividade econômica de Santa Cruz do Capibaribe era a agricultura. Porém, o clima seco aliado ao baixo índice pluviométrico fez com que seus moradores procurassem outro meio de sobrevivência. Foi aí que muitos moradores da cidade começaram a utilizar os restos de tecidos das fábricas de Recife para fazer as tradicionais colchas de retalhos comercializadas na feira. Essa cadeia produtiva foi aumentando e os comerciantes foram buscar no Sul do Brasil uma malha chamada elanca, com preço bem mais acessível, o que garantia oferecer um produto com custo ainda mais baixo. Depois disso, a cidade conhecida como Terra da Sulanca (sul + elanca), pela feira que comercializa seus produtos têxteis, cresceu ainda mais rápido produzindo outras peças e tornou-se um dos maiores do polo de confecções do Norte e Nordeste.

Por outro lado, Toritama é conhecida pela quantidade de lavanderias instaladas no município, atendendo à demanda da indústria de confecções de jeans da cidade e de outras vizinhas, e que, em contradição à situação de escassez, demandam grandes volumes de água no seu processo de produção.

Segundo publicado em revista do Serviço Brasileiro de Apoio as Micro e Pequenas Empresas (LINS, TAVARES & RAPOSO, 2006), entre a década de 1930 até final dos anos 1980, Toritama detinha uma forte indústria de calçados. A partir dos anos 1970, o município começou a migrar para a indústria de confecções, tendo em vista a experiência acumulada em lidar com máquinas que confeccionavam calçados, capazes de costurar tecidos mais rústicos. A partir desta época, os empresários de Toritama optaram por produzir jeans inspirados nas calças *US Top*, um sucesso de vendas dos anos 1980. Visando manter-se atualizadas no mercado, as empresas começaram a fabricar as calças *stone washed* (lavadas a pedra) e a lavagem das peças antes de serem comercializadas passou a ser um dos requisitos exigidos pelo consumidor. Isso fez com que a indústria de confecções de jeans introduzisse a lavagem como uma etapa a mais nos processos produtivos. As empresas de Toritama, para se manterem competitivas num mercado fortemente concorrido, começaram a instalar suas próprias lavanderias ou a terceirizar os processos de

lavagem. Como a maioria das indústrias de confecções era informal, as lavanderias também nasceram e cresceram na informalidade.

Uma das características das lavanderias de Toritama é que estas empresas são prestadoras de serviço para muitas fábricas de jeans espalhadas pelos municípios que formam o Polo de Confecções do Agreste. Portanto, o volume de peças lavadas é bastante superior ao verificado nas lavanderias instaladas em outros municípios, que geralmente confeccionam e lavam apenas sua própria produção.

Atualmente, em Toritama, são lavadas em média de 2,5 a 4,0 milhões de peças por mês em aproximadamente 55 lavanderias (Informação verbal²). A etapa de lavagem de jeans consome em média de 60 a 100 litros de água por peça (ALMEIDA, 2008; FREITAS; LIMA & RAPOSO, 2006). Estes números revelam, dependendo do porte, o alto consumo de água em empresas de beneficiamento e/ou tinturaria, como é o caso, chegando a representar cerca de 90% do consumo geral da indústria (CPRH, 2001). Apesar de ser uma meta, a redução do consumo de água nas lavanderias através da sua reciclagem no processo de produção é pouco efetiva. A maioria dos empresários da região não conhece e muito menos adota mecanismos de controle do processo de beneficiamento, como por exemplo o uso e controle do volume de insumos químicos e volume de água, por tipo de peça, como forma de evitar desperdícios (FERRAZ JR, 2010). Atualmente, este consumo tem aumentado significativamente, devido à introdução de novos equipamentos na linha de produção das lavanderias que necessitam de maiores volumes de água (Informação verbal³).

O crescimento de Toritama, e consequente aumento do número de lavanderias, fez com que os proprietários buscassem alternativas para suprimento da demanda hídrica. As empresas foram submetidas a pagar preços elevados pela água adquirida em caminhões pipa durante a seca em 1999. Em 2005 a situação não era muito diferente. Segundo diagnóstico realizado pela CPRH em 2005 no município, foram cadastradas 53 lavanderias de jeans em Toritama e verificou-se que 93% da

² Informação obtida com Lenildo Pedro da Silva, consultor do SEBRAE em Pernambuco.

³ Informação obtida em junho de 2011, através de entrevista ao professor Gilson Lima, ex-funcionário da CPRH e responsável pelo Diagnóstico Ambiental das Lavanderias de Toritama, publicado em 2005.

água utilizada no processo produtivo era obtida de carros pipa, cuja captação é feita no próprio rio Capibaribe.

No trecho a montante do reservatório Jucazinho, no município de Toritama, o rio Capibaribe sofre represamento em três pontos. O barramento das águas é destinado ao abastecimento industrial das lavanderias para a lavagem do jeans, que é o tecido predominante utilizado como insumo na indústria local de confecção de vestuário. Os açudes Doutor, a montante da cidade de Toritama, o Edilson, a montante da captação da Lavanderia Mamute e o açude da Viúva, localizado a jusante da cidade são os barramentos construídos pelos próprios empresários da região com esta finalidade, conforme mostra a Figura 3.19.



Figura 3.19- Barramento no rio Capibaribe- Açude Edilson. Fonte: Barbosa, julho/2011.

Essas barragens são uma forma de acumulação de água para que seja possível a captação, sobretudo no período mais crítico de ausência de chuvas. Contudo, a jusante desses barramentos, o rio transforma-se numa estreita lâmina de água, que não atende a nenhum uso, devido à baixa vazão, principalmente durante períodos prolongados de estiagem.

Oliveira (2007) retrata que 20% dos moradores entrevistados em sua pesquisa sobre a percepção ambiental da população de Toritama, os barramentos foram apontados como um problema para a região e reclamam da pouca oferta da água no rio, após as barragens.

É destacado no PHA (PE-SRHE, 2010) que um conflito potencial pode vir a se instalar na bacia, no trecho que compreende o município de Toritama, decorrente das demandas hídricas necessárias à indústria de confecções, haja vista o aumento no número de requerimentos de outorga protocolados na CPRH. As outorgas emitidas pela APAC nesta localidade são sazonais, apenas para captações nos meses em que há disponibilidade hídrica. Porém, o Plano destaca que, como a atividade industrial é permanente durante todos os meses do ano, poderá haver risco de construção de pequenos barramentos no leito do rio pelos usuários para acumulação de água nos períodos de estiagem, o que não é autorizado pelos órgãos responsáveis pelo licenciamento e pela outorga.

Vale ressaltar que a APAC torna isenta de outorga a captação de águas superficiais com valores máximos de até 0,5 L/s e para a construção de barramentos em cursos de água intermitentes, cuja capacidade de acumulação não seja superior a 200.000 m³. Embora não haja formalização legal destes critérios, eles integram o material de divulgação sobre outorga desta Agência.

Como se não bastasse, além do problema da escassez de água que esta região enfrenta somam-se os graves problemas de poluição. A maioria das lavanderias são responsáveis por lançar os efluentes industriais que resultam das etapas de lavagem, amaciamento, estonagem e tingimento do jeans (ALMEIDA, 2008), sem o tratamento adequado, apesar da existência do sistema de tratamento. Os efluentes líquidos resultantes desses processos contêm diferentes produtos químicos utilizados na indústria têxtil dentre eles, detergentes e amaciantes (SANTOS, 2006), capazes de elevar o nível de poluição do rio. Além disso, também são observados cor intensa, alta salinidade e metais pesados que fazem parte da constituição dos corantes e que são tóxicos ao meio ambiente e ao homem (SANTOS, et al., 2003).

Almeida (2008) descreve que, além da poluição do rio, as lavanderias causam outros problemas ambientais como o descarte de embalagens de produtos químicos utilizados no processo de produção diretamente nas ruas ou, até mesmo, nos cursos d'água.

A poluição contínua do rio em uma região onde a escassez de água é a regra impulsionou a população a exigir uma ação do Poder Público (ALMEIDA, 2008). Durante o ano de 2000, a CPRH atendeu denúncias da população com relação à poluição hídrica do rio Capibaribe nesta região (CPRH, 2005).

A CPRH realizou diversas vistorias nas lavanderias, assim como participou de reunião juntamente com a presença dos empresários e representantes da prefeitura, convocada pelo Ministério Público de Pernambuco- MPPE. A CPRH e o MPPE, ao longo de todo o restante ano de 2002 até setembro de 2003, realizaram inúmeras visitas técnicas e inspeções às lavanderias, que resultaram em algumas autuações. Ainda em 2003, ocorreu um seminário organizado pela Secretaria de Ciência, Tecnologia e Meio Ambiente- SECTMA, para propor a elaboração de um Plano de Gestão Integrada para Toritama e foi formado um grupo de trabalho com a participação de diversos órgãos estaduais para definição das estratégias e a implementação de ações integradas para a solução do problema. Em outubro de 2003, com o trabalho de conscientização surtindo efeito, o Ministério Público Estadual convocou os empresários das lavanderias de Toritama para a celebração dos Termos de Compromisso de Ajustamento de Conduta (TAC).

O TAC previa a implantação de projetos com prazos para a apresentação junto aos órgãos reguladores de sistemas tratamentos dos efluentes líquidos (90 dias), controle da poluição atmosférica (90 dias), tratamento e destino final dos efluentes sanitários (120 dias) e um plano de gerenciamento de resíduos sólidos (90 dias). Outras providências também foram acordadas para tornar a atividade nas lavanderias mais seguras.

O SEBRAE e o ITEP apoiaram as lavanderias na elaboração dos projetos de tratamento, mas devido a dificuldades de ordem técnica no cumprimento dos prazos estabelecidos originariamente, a Promotoria de Justiça de Toritama concedeu um adiamento, com a assinatura de um termo aditivo ao Termo de Compromisso de Ajustamento de Conduta.

Vale ressaltar que, nos estudos para implantação dos projetos de tratamento e destino final dos efluentes sanitários das lavanderias foi identificado que a solução em fossas sépticas não era indicada devido ao subsolo da região apresentar predominância de rochas cristalinas (daí o nome do município, **to ri** (pedra) e **tama** (região), numa alusão às pedras, às margens do Capibaribe). A solução desse

problema veio da prefeitura, do governo do Estado e do Ministério Público que firmaram compromisso em prover o município de infraestrutura de saneamento básico (sistema de esgotamento sanitário) (LINS, TAVARES & RAPOSO, 2006; CPRH, 2005).

Para subsidiar as ações de controle ambiental a serem implementadas pela CPRH, em parceria com o MPPE, foi elaborado o diagnóstico ambiental das lavanderias de Toritama. Visando obter dados básicos sobre a real situação ambiental das lavanderias de jeans de Toritama, a então, na época, Agência Estadual de Meio Ambiente e Recursos Hídricos – CPRH realizou levantamento em campo. Segundo a CPRH (CPRH, 2005), foram cadastrados 56 empreendimentos na região, dos quais cerca de 70% declararam ter os efluentes industriais e sanitários descartados na rede pluvial e, conseqüentemente, no rio Capibaribe ou em algum de seus tributários e aproximadamente 93% da água utilizada no processo industrial sendo transportada por carros pipa, devido à escassez observada na maior parte do ano, conforme mencionado anteriormente.

Como resultado dessas ações, a CPRH declarou que muitas empresas saíram da informalidade e se ajustaram às normas ambientais exigidas, conforme o TAC.

Mais recentemente, uma operação deflagrada pelo MPPE, através do Centro de Apoio Operacional às Promotorias de Justiça do Meio Ambiente (CAOP Meio Ambiente), no município de Toritama, para fiscalizar o funcionamento de uma lavanderia, resultou na detecção de uma série de irregularidades em alguns estabelecimentos nas áreas trabalhista, ambiental e sanitária. A operação foi realizada a partir de denúncias levadas à Promotoria de Justiça do município de que algumas empresas estariam incinerando as sobras da produção de jeans, ocasionando poluição atmosférica.

Uma ação conjunta da Agência Estadual de Meio Ambiente, Ministério do Trabalho e Polícias Civil, Militar e Federal realizada no mês de março de 2012 resultou em prisão de três empresários de lavanderias de Toritama. De acordo com a Polícia Militar, eles foram detidos porque descumpriram um acordo que proibia o descarte de resíduos dos estabelecimentos na rede de esgoto, onde seria necessário um sistema de tratamento (JORNAL DO COMMERIO, 2012a).

Na verdade o que ocorreu foi o descumprimento do TAC assinado pelos empresários em 2003, conforme exposto anteriormente. Diante da pressão dos órgãos de fiscalização e em protesto contra a prisão dos empresários, os proprietários das 54 lavanderias que existem legalmente em Toritama fecharam as portas de seus estabelecimentos (JORNAL DO COMMERCIO, 2012b).

A poluição do rio Capibaribe não é só consequência dos efluentes industriais. As cidades de Toritama e de Santa Cruz do Capibaribe não dispõem de SES com rede coletora de esgoto e estação de tratamento, o que favorece o lançamento diretamente no rio Capibaribe ou em seus tributários. Os dados do Censo e pesquisas do IBGE revelam que há uma grande deficiência dos serviços de saneamento básico nessa região. O censo de 2010 mostra que a rede de distribuição de água alcança em torno de 75 a 80% dos domicílios particulares permanentes das duas cidades (CONDEPE/FIDEM, 2010) e a rede de drenagem pluvial, juntamente com o lançamento em valas ou no curso d'água é destino de quase 92% dos esgotos domésticos em Toritama e aproximadamente 87% em Santa Cruz do Capibaribe, de acordo com o censo de 2000 (CONDEPE/FIDEM, 2000). Vale ressaltar que Santa Cruz do Capibaribe apresenta uma população atual de 87.582 habitantes, enquanto que a população de Toritama é de 35.554 habitantes (CONDEPE/FIDEM, 2010)

Atualmente, Santa Cruz do Capibaribe é abastecida pela COMPESA que transporta 130 L/s da barragem Tabocas (Gercino Pontes), localizada no município pernambucano de Caruaru e 50 L/s do açude Machado, em Brejo da Madre de Deus. Toritama também é abastecida pela COMPESA, que aduz 60 L/s de água do reservatório Tabocas para a população do município. Em 2007, Jucazinho também passou a complementar o abastecimento, com envio de 80L/s (JORDÃO & PEREIRA, 2010). Contudo, é necessário o atendimento satisfatório das demandas hídricas industriais por mananciais alternativos nos meses de estiagem, para evitar situações de conflito pelos motivos já mencionados.

Infelizmente, a prefeitura de Toritama não detém maiores informações em relação aos lançamentos de esgotos e às captações de água no rio, mas constatou-se no local que existem dois canais no município que recolhem as águas servidas, sejam domésticas ou industriais, e despejam, respectivamente, 20% e 80% dos efluentes

da cidade no Capibaribe (Informação verbal⁴), excluindo-se os efluentes das lavanderias que estão às margens do rio, as quais também utilizam o rio como destino final do esgoto produzido. As figuras que seguem mostram a situação atual de coleta e destino final dos esgotos no município de Toritama. A Figura 3.20 apresenta a condução por canais dos esgotos domésticos e industriais da cidade. A Figura 3.21 mostra um dos pontos de lançamento de esgoto bruto no rio, conduzido por um destes canais apresentados na Figura 3.20.

Vale ressaltar que os municípios às margens do Capibaribe estão inclusos no Plano de Sustentabilidade Hídrica de Pernambuco- PSHPE, que tem por objetivo reduzir a situação de degradação da qualidade da água.



Figura 3.20- Canal conduzindo esgoto bruto para o rio Capibaribe. Fonte: Barbosa, julho/2011.

⁴ Informação obtida em junho de 2011 através do engenheiro Manoel Figueiredo Neto da Secretaria de Viação e Obras de Toritama.

Este Plano prevê um investimento de 190 milhões do Banco Mundial em 5 anos (2010 – 2015) que serão aplicados na expansão dos serviços de abastecimento de água e esgotamento sanitário, na melhoria da eficiência no fornecimento de serviços de abastecimento de água e de esgotamento sanitário e na gestão e desenvolvimento institucional do setor de recursos hídricos no Estado. As cidades de Paudalho, Limoeiro, Salgadinho e Toritama serão contempladas com SES. Santa Cruz do Capibaribe será contemplada com recursos do Programa de Aceleração do Crescimento (PAC), do Governo Federal, para obras de esgotamento sanitário. Dentre estes municípios, os dois últimos citados estão a montante do reservatório Jucazinho.



Figura 3.21- Lançamento de esgoto no rio Capibaribe em Toritama. Fonte: Barbosa, julho/2011.

Em relação à outorga para captação de água no rio Capibaribe no município de Toritama, a APAC possui em seu banco de dados 8 autorizações, cuja finalidade é o abastecimento industrial das lavanderias da região, mas, devido ao crescimento do Polo de Confecções, a tendência é que este número se eleve. Em Santa Cruz do

Capibaribe, não há, no banco de dados desta Secretaria, nenhuma outorga de captação de água superficial para uso industrial.

A CPRH, através da Diretoria de Controle de Fontes Poluidoras monitora os efluentes das lavanderias de jeans em Pernambuco. Estas empresas são obrigadas a enviar, a cada três meses, para esta Diretoria, os resultados das análises efetuadas nos efluentes, ou seja, a comprovação da eficiência do seu sistema de tratamento. Os parâmetros de controle exigidos são DBO, DQO, pH, temperatura, sólidos totais e óleos e graxas. A frequência de coleta é estabelecida de acordo com vazão diária da indústria e deverá ser cumprida, de acordo com a licença de operação emitida (Informação verbal⁵).

Vale ressaltar que apenas o controle destes parâmetros não garante um tratamento adequado ao efluente têxtil. Como exemplo, podem-se citar os corantes que, além dos efeitos estéticos afetam também a transparência da água, diminuindo a atividade fotossintética, conseqüentemente a concentração de oxigênio dissolvido. Os corantes presentes no efluente industrial das lavanderias não são detectados no teste de DBO e, desta forma, a eficiência ou não do tratamento para remoção deste elemento não se manifesta.

Em Pernambuco, a Norma Técnica nº 2001 (Controle de Carga Orgânica em Efluentes Líquidos Industriais) e a Norma Técnica nº 2003 (Autocontrole de Efluentes Líquidos Industriais) regulamentam o tratamento dos efluentes industriais (CPRH, 2003a; CPRH, s.d.). Atualmente, são 32 empresas monitoradas no município de Toritama. Vale ressaltar que este número representa um universo de pouco mais de 50% das lavanderias instaladas no município, de acordo com o Diagnóstico Ambiental das Lavanderias de Toritama publicado em 2005.

3.2.2 O Reservatório Jucazinho

O Jucazinho, juntamente com o reservatório de Carpina, o Goitá e o Tapacurá formam o sistema de reservatórios de maior porte da bacia do Capibaribe, com posição relativa ilustrada na Figura 3.22. Todos eles são operados para usos múltiplos, especialmente abastecimento de água e controle de enchentes a jusante

⁵ Informação obtida em setembro de 2011 através do analista ambiental, José Luiz Cometti, técnico da CPRH responsável pelo monitoramento dos efluentes das lavanderias do Estado.

de suas barragens e são gerenciados por uma comissão constituída por órgãos federais e estaduais sob a coordenação da SRHE-PE (PE- SRHE, 2010).

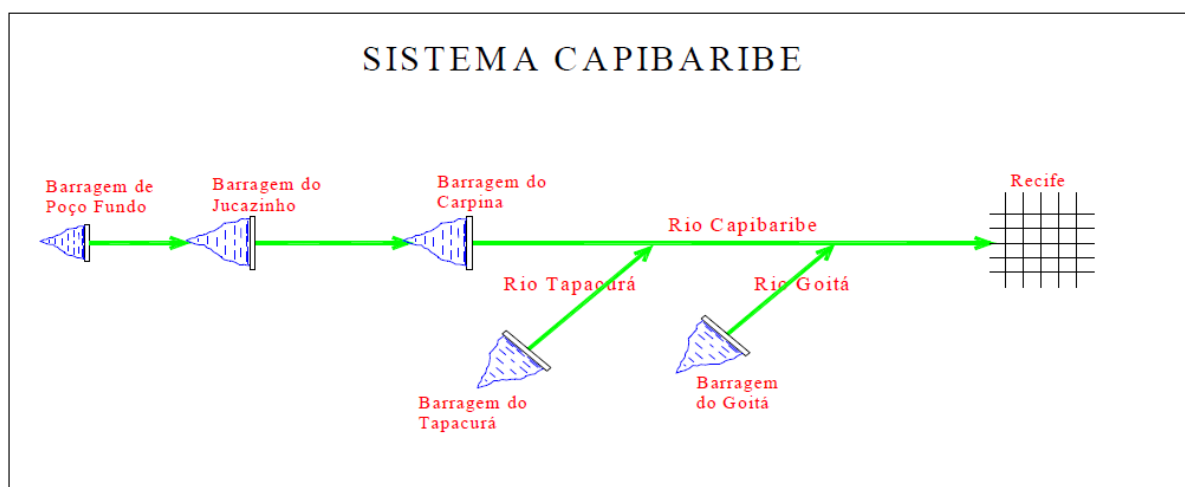


Figura 3.22- Representação esquemática do sistema adutor Capibaribe. Fonte: COMPESA (2009) apud PE-SRHE (2010).

O Agreste Pernambucano, região onde se localiza o reservatório Jucazinho, sempre foi marcado por um cenário de escassez de água e há anos sofre com as limitações e/ou falta de água nos sistemas públicos de abastecimento.

A seca de 1998-1999 levou o Estado de Pernambuco ao maior racionamento de água de toda a sua história, do sertão ao litoral. A Região Metropolitana, inclusive o Recife, recebia água pela rede de distribuição apenas uma vez por semana; Caruaru, a maior cidade do Agreste, tinha águas nas torneiras apenas uma vez por mês e os municípios sertanejos ficaram totalmente dependentes de carros-pipa para o abastecimento das populações.

Localizado entre os municípios de Surubim e Cumaru, no limite da Unidade de Análise UA2, conforme mostrado na Figura 3.17, a barragem de Jucazinho tem capacidade máxima de acumulação de 327,04 milhões de metros cúbicos e um volume para amortecimento de enchentes de $100 \times 10^6 \text{ m}^3$ (PE- SRHE, 2010). A Figura 3.23 mostra uma imagem de satélite da área do reservatório, onde é possível verificar a extensão de Jucazinho e a ocupação da área do seu entorno.



Figura 3.23- Imagem de satélite do reservatório Jucazinho e seu entorno. Fonte: Google Earth, 2011.

Construída pelo DNOCS, a obra foi concluída e inaugurada em 1998 e, atualmente, contempla usos múltiplos, dentre eles a atenuação de enchentes, o abastecimento humano e a piscicultura. Na Tabela 3.2 são apresentadas as principais características técnicas do reservatório Jucazinho.

Tabela 3.2- Características técnicas do reservatório Jucazinho.

Barragem de Jucazinho	
Área da bacia hidrográfica	4.171 km ²
Volume total do reservatório	327 x 10 ⁶ m ³
Volume para atenuação de enchentes	100 x 10 ⁶ m ³
Volume útil	227 x 10 ⁶ m ³
Vazão afluente média (100%)	6.336,50 L/s
Evaporação média	594,30 L/s
Vertimento médio	2.891,90 L/s
Vazões regularizadas:	
com 100% de garantia 2.972,80 L/s	2.972,80 L/s
com 90% de garantia 3.890,90 L/s	3.890,90 L/s
com 80% de garantia 4.634,80 L/s	4.634,80 L/s
Volume anual médio (90%)	122,70 x 10 ⁶ m ³ /ano

Cota do Coroamento	299,00
Extensão do Coroamento	442
Cota do Sangradouro	292,00
Extensão Sangradouro	170
Cota de Descarga de Fundo	250,00

Fonte: PE- SECTMA, 1998; COMPESA (1999) apud PE-SRHE, 2010.

Outra característica importante de Jucazinho é seu tempo de residência. Segundo estimativas da COMPESA, o reservatório apresenta vertimento das suas águas a cada 1,11 anos (ALBUQUERQUE & OLIVEIRA, 2010), fato constatado desde o ano de 2008 através do monitoramento do nível da água no manancial, atualmente realizado pela Agência Pernambucana de Águas e Clima- APAC.

Se por um lado as secas se constituem em flagelo para a população, a bacia do Capibaribe tem sido também palco de grandes eventos de enchentes: primeiro nas décadas de 1960 a 1980, causando sérios prejuízos na cidade do Recife. Após alguns desses eventos, a SUDENE e o DNOCS elaboraram o Plano de Controle de Cheias no Capibaribe, no qual foi recomendada a construção de barragens de contenção em várias localidades, visando à proteção das cidades de Recife, São Lourenço da Mata, Paudalho e Limoeiro. Durante cerca de trinta anos, foram concluídas as obras hidráulicas recomendadas, sendo a última delas a construção do reservatório Jucazinho, que foi projetado atendendo às recomendações do Plano. A barragem visava não só a contenção de enchentes a jusante, mas também já se previa o aproveitamento das águas para atendimento da crescente demanda de abastecimento (BRASIL, 1995), apesar de não ter sido construída a torre de captação de água para abastecimento.

A construção do reservatório Antônio Gouveia Neto, mais conhecido como Jucazinho, foi a solução encontrada pelos governos para complementar a contenção de enchentes e para solucionar o problema de escassez de água na Bacia do Capibaribe.

É importante ressaltar que Jucazinho tem sido mantido em nível elevado de armazenamento para atendimento das demandas de abastecimento de água. Essa estratégia se deve à qualidade da água, para captação na superfície do lago, conforme explicado adiante, e pelo fato de que a descarga de fundo não tem sido

aberta. Consequentemente, o reservatório não tem desempenhado praticamente nenhuma função no controle de enchentes. Como o período chuvoso de 2010/2011 evidenciou a necessidade de maior capacidade de retenção, a estratégia adotada pela SRHE/APAC, discutida nos cenários apresentados nos capítulos posteriores desta Tese contempla a manutenção de volume de espera para controle de cheia.

Embora construído pelo DNOCS para controle de cheias, a partir de 1998, o reservatório Jucazinho passou a ser utilizado pela COMPESA para abastecer o município de Surubim e, posteriormente vários municípios, incluindo alguns com sede fora da bacia hidrográfica do Capibaribe.

Atualmente, o sistema adutor de Jucazinho tem duas linhas adutoras principais a Norte e a Sul que juntas totalizam 270,9 Km de extensão, de Surubim à Gravatá.

Inicialmente, o Tramo Norte aduzia 100 L/s para Surubim. Entre os anos de 2003 e 2004 foram concluídas as obras de ampliações que envolveram implantação de adutora, rede de distribuição e ETA e assim, o sistema passou a operar com a vazão máxima de 300 L/s, atendendo a população de Surubim, Casinhas, Santa Maria do Cambucá, Frei Miguelino, Vertentes, Toritama, Vertentes do Lério e algumas localidades da zona rural de alguns municípios desta região. Por outro lado, o Tramo Sul que inicialmente aduzia uma vazão de 640 L/s para abastecer os municípios de Cumaru, Passira e Riacho das Almas ampliou a oferta para 1000 L/s em 2008 e, após conclusão da obra de ampliação da adutora do sistema, passou também a abastecer Toritama, Bezerros e reforçar o abastecimento de Gravatá.

Deve ser registrado que uma parcela significativa da vazão do Tramo Sul é exportada para a bacia hidrográfica do rio Ipojuca. São destinados 500L/s somente para o abastecimento de Caruaru e mais 45 distritos com população total de cerca de 800 mil habitantes nas bacias dos rios Capibaribe e Ipojuca. O sistema é alimentado por 09 estações elevatórias, 06 *stand-pipes* e 07 estações principais de tratamento de água (PE-SRHE, 2010). A

Figura 3.24 mostra o Sistema

Adutor Jucazinho com todas as suas unidades.

Alguns usos não consuntivos verificam-se em Jucazinho. Há registros de atividades de lazer e recreação, turismo e pesca. O Ministério da Pesca e Aquicultura tem registrado dois empreendimentos de piscicultura em tanque-rede no reservatório, os

quais possuem outorgas emitidas pela ANA. Um dos empreendimentos possui cerca de 60 tanques-rede, conforme ilustra a Figura 3.25.

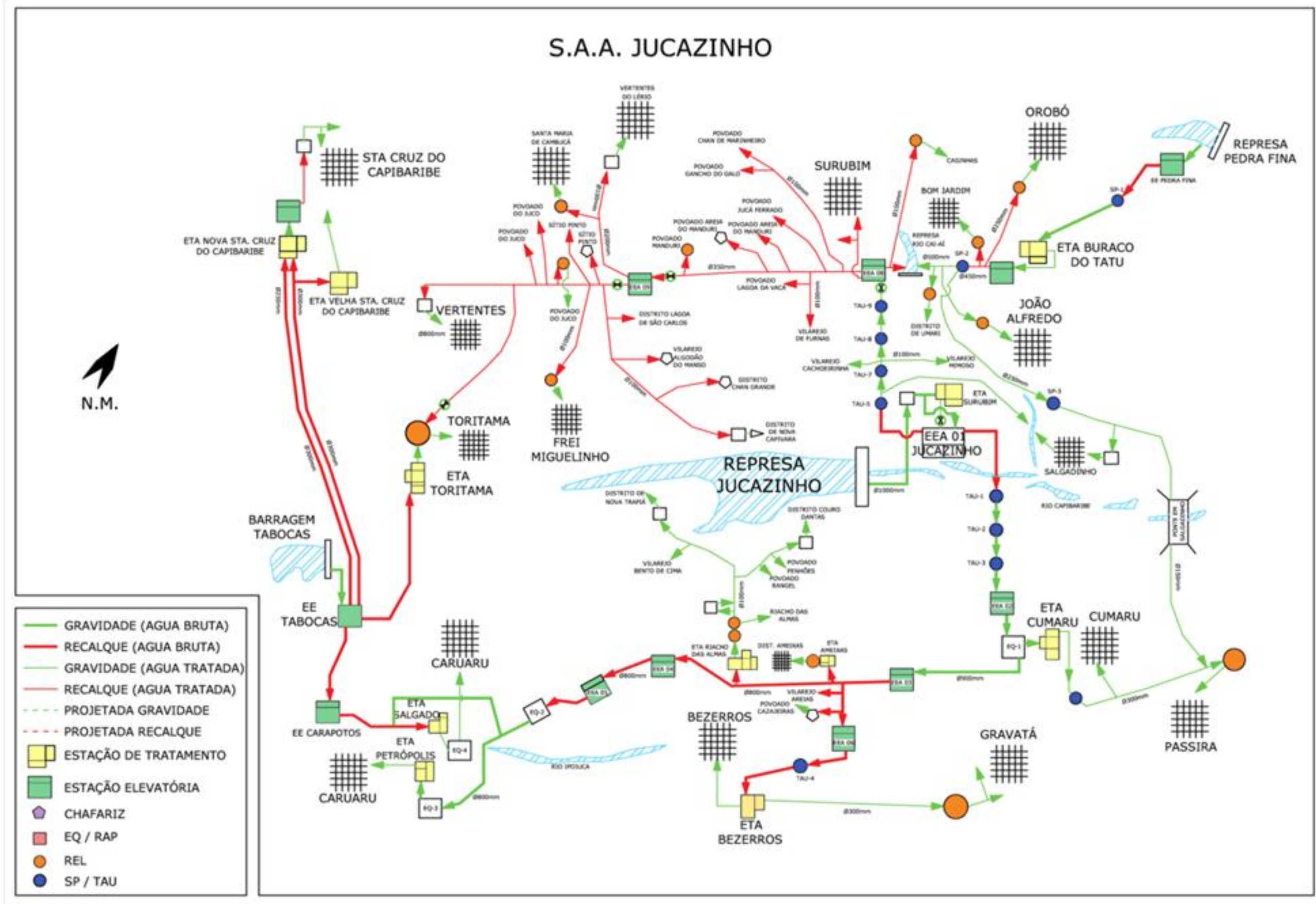


Figura 3.24- Esquema do Sistema Adutor Jucazinho. Fonte: COMPESA, 2010.



Figura 3.25- Aquicultura no reservatório Jucazinho, em Couro Dantas, localidade do município Riacho das Almas. Fonte: Barbosa, 2009.

Como mencionado anteriormente, a área de contribuição do reservatório Jucazinho apresenta 4.171 km², que corresponde ao somatório das áreas das Unidades de Análises 1 e 2. Porém, a montante desta barragem encontram-se 4 reservatórios que, tanto pela sua localização na bacia de drenagem como por suas pequenas possibilidades de vertimento, devem ser levados em consideração no estudo da avaliação da disponibilidade hídrica; são eles: Poço Fundo (27,63 hm³), Oitis (3,02 hm³), Machado (1,23 hm³) e Eng^o Gercino Pontes, também conhecido como Tabocas (13,6 hm³).

O clima na área de contribuição do reservatório Jucazinho caracteriza-se como quente e semiárido, com chuvas irregulares e concentradas em curto período do ano (BRASIL, 1991a).

Para melhor visualização das variáveis hidroclimáticas na área estudada, recomenda-se a observação das figuras apresentadas no item 3.1 ou a Tabela 3.1,

com o resumo de algumas características, enfocando as Unidades de Análise 1 e 2, que abrangem a área de contribuição do reservatório.

Quanto aos solos na região, a Tabela 3.3 apresenta as classes de solo e o percentual de ocorrência na área da bacia de contribuição do reservatório Jucazinho. Observa-se que o maior percentual encontrado é do planossolo solódico eutrófico.

Tabela 3.3- Solos na área de contribuição hídrica do reservatório Jucazinho.

Classes de solos	% de ocorrência na área
Planossolo solódico eutrófico	24,80
Solos litólicos	23,28
Podzólico vermelho eutrófico	20,77
Bruno não cálcico	13,55
Solonetz solodizado	9,59
Outras (Regossolos, Vertissolos e solos aluviais)	8,01
Total	100

Fonte: MIN- DNOCS, 1992b.

Os Planossolos concentram-se no Médio e no Alto curso da Bacia, região que cobre a área de contribuição hídrica de Jucazinho. Trata-se de solos minerais, imperfeitamente drenados, geralmente apresenta elevada fertilidade natural, porém são bastante susceptíveis a erosão e estão constantemente sujeitos a alagamentos no período chuvoso e a um grande ressecamento na época seca (PE-SRHE, 2010). Além disso, o substrato cristalino do Alto e Médio Capibaribe é impermeável e favorece a formação de escoamento superficial em diferentes níveis, de acordo com a natureza das rochas, sua alteração e morfologia. Adotando a metodologia de conservação dos solos, utilizada nos EUA para a classificação hidrológica, obteve-se para a região de estudo a predominância de solos com permeabilidade de baixa a muito baixa (95%) (BRASIL, 1991a).

A vegetação nativa da área da bacia hidráulica do reservatório Jucazinho e no seu entorno, encontra-se quase totalmente degradada, como resultados da intensa ação antrópica, tendo sido, em grande parte, substituída por pastagens e/ou outros cultivos. Alterações estruturais profundas são perceptíveis em função da atividade

agrícola, o que, juntamente com as queimadas realizadas para o preparo da terra para o plantio, tem contribuído para o surgimento vegetação secundária com menor diversidade (BRASIL, 1992). A Figura 3.26 e a Figura 3.27 mostram claramente a situação encontrada atualmente no entorno do reservatório, com destaque para a pastagem e a agricultura de subsistência desenvolvida nas suas margens.

Quanto à qualidade das águas represadas é ressaltado no documento intitulado Hidrologia do Reservatório Jucazinho (BRASIL, 1995) que, mesmo com as limitações existentes, as águas devem servir ao abastecimento da região, tendo em vista a crescente demanda.

Uma das limitações das águas de Jucazinho é o teor de sais. Pelos dados do monitoramento sistemático da APAC/CPRH, a salinidade média nos anos de 2005 a 2011 varia de 0,75 a 1,06 ‰. Para fins de abastecimento público, a água precisa ser misturada às águas provenientes de outras fontes de abastecimento (SRHE- PE, 2010). Segundo descrito em documento do Ministério da Integração Nacional (MIN, 2005), as bacias onde ocorrem as unidades de solos Planossolo Solódico, Solonetz Solodizado e Solos Halomórficos podem apresentar risco de salinização das águas. Estes dois primeiros são verificados na área de contribuição de Jucazinho, conforme apresentado na Tabela 3.3, o que pode justificar a ocorrência de altos teores de sais na água.

Por outro lado, os sais utilizados na etapa de fixação do corante a fibra têxtil, no processo de tingimento nas lavanderias, conferem ao efluente industrial desta tipologia alta salinidade, como comentado anteriormente. Estes, quando descartados sem ser devidamente tratados podem ser outra fonte de sais ao rio e, conseqüentemente ao reservatório.

De acordo com o Relatório de Impacto Ambiental do açude público Jucazinho realizado pelo DNOCS, foram coletadas amostras e realizadas análises em sete pontos no rio Capibaribe, no local da construção do reservatório e nas regiões circunvizinhas. Constatou-se que, para fins de abastecimento humano, a qualidade da água atendia os limites estabelecidos para as classes 2 e 3 da Resolução 20/86 do Conselho Nacional do Meio Ambiente, legislação vigente na época (BRASIL, 1992), que correspondem às mesmas classes na atual Resolução 357/05.



Figura 3.26- Margem de Jucazinho com pastagem e criação de animais no povoado de Couro Dantas em Riacho das Almas. Fonte: Barbosa, 2009.



Figura 3.27- Margem do reservatório Jucazinho com plantação de milho na localidade de Couro Dantas em Riacho das Almas. Fonte: Barbosa, 2009.

Em relação à qualidade das águas subterrâneas, o Plano Estadual de Recursos Hídricos de Pernambuco menciona que as águas do aquífero cristalino, onde se encontra a região de estudo, são de elevada salinidade com valores extremamente altos no tocante aos padrões de potabilidade (PE- SECTMA, 1998).

Segundo o PHA (PE- SRHE, 2010) não há conflitos no reservatório Jucazinho, porém é ressaltado que deve ser dada atenção especial em relação à qualidade da água uma vez que o manancial é utilizado para abastecimento público.

Vale ressaltar que a COMPESA, desde o início da operação do sistema Jucazinho tem se preocupado com a qualidade da água distribuída à população. Como citado anteriormente, por não existir torre de captação de água, inicialmente, o sistema de abastecimento contava com a água captada pela descarga de fundo para abastecer a cidade de Surubim, pois era a única saída de água existente no barramento e, conseqüentemente, inviabilizava a retirada da água para outro fim, como a própria descarga de fundo para renovação da água hipolimnética e regularização de vazão no trecho a jusante.

Elevados teores de Manganês⁶ na água de Jucazinho dificultava seu tratamento, o que levou a empresa a pensar numa forma de captação da água superficial da barragem devido à péssima qualidade da água no ponto de tomada (cota de 250).

Como solução imediata e provisória para o problema, a COMPESA fez captação de água superficial da represa por um conjunto de tubulações e bomba instalada no paredão da represa para atendimento à população.

Em 2003, a COMPESA concluiu a construção de um flutuante com tubulação e peça de interligação para captação da água superficial de melhor qualidade, principalmente no tocante ao manganês. Em janeiro de 2004, com a captação sendo realizada por este dispositivo, foi ampliada a oferta de água para outras cidades da região. A Figura 3.28 mostra o flutuante em Jucazinho.

O flutuante captando água a uma profundidade média de 5 m da superfície resolveu o problema da água bruta com altos teores de manganês, já que este tende a sedimentar e se depositar nas cotas mais baixas do reservatório. Contudo, a configuração do sistema com este dispositivo não permitia realizar a descarga de

⁶ Albuquerque (2005) encontrou valor máximo de 4,0 mg/L na água do manancial no período de 1997 a 2005.

fundo, pois o flutuante era ligado por tubulação ao único orifício de saída de água do reservatório, conforme comentado.

Sendo assim, a partir do início da captação de água pelo flutuante, em 2004, a impossibilidade de proceder a descarga de fundo de Jucazinho para retirada da água de baixa qualidade e a regularização da vazão do rio no trecho a jusante continuou. Deste modo, a água represada no reservatório Jucazinho tem se apresentado, a cada ano, mais deteriorada em função do acúmulo de substâncias nas camadas mais profundas do manancial.

Como mencionado anteriormente, uma das conseqüências da qualidade deteriorada da água hipolimnética em reservatórios é a perda do uso de volumes consideráveis em função da sua péssima qualidade nas camadas mais inferiores do reservatório.



Figura 3.28- Flutuante construído para captação de água superficial na barragem. Fonte: Barbosa, 2011.

Para solucionar este problema, a COMPESA, com a autorização da SRHE-PE e do DNOCS, durante os últimos seis meses de 2011, providenciou a mudança na configuração do sistema de captação (tubulações, registros e válvula dispersora)

visando manter a descarga de fundo e a captação pelo flutuante operando de forma independente. Os reparos no sistema permitiram compartilhar as duas operações simultaneamente, contudo, durante o período de conserto e adaptação do sistema foi necessário instalar um sifão para a retirada da água para o abastecimento. A Figura 3.29 mostra a captação da água do manancial pelo sifão que se limita a uma cota de 286, que corresponde a um volume mínimo aproximado de 237 milhões m^3 de água no reservatório. Para melhor entendimento do funcionamento do sifão, a Figura 3.30 apresenta um esquema que mostra a captação por este dispositivo.

Na Figura 3.31 é apresentada a atual configuração de Jucazinho para a captação da água pela COMPESA e a descarga de fundo.

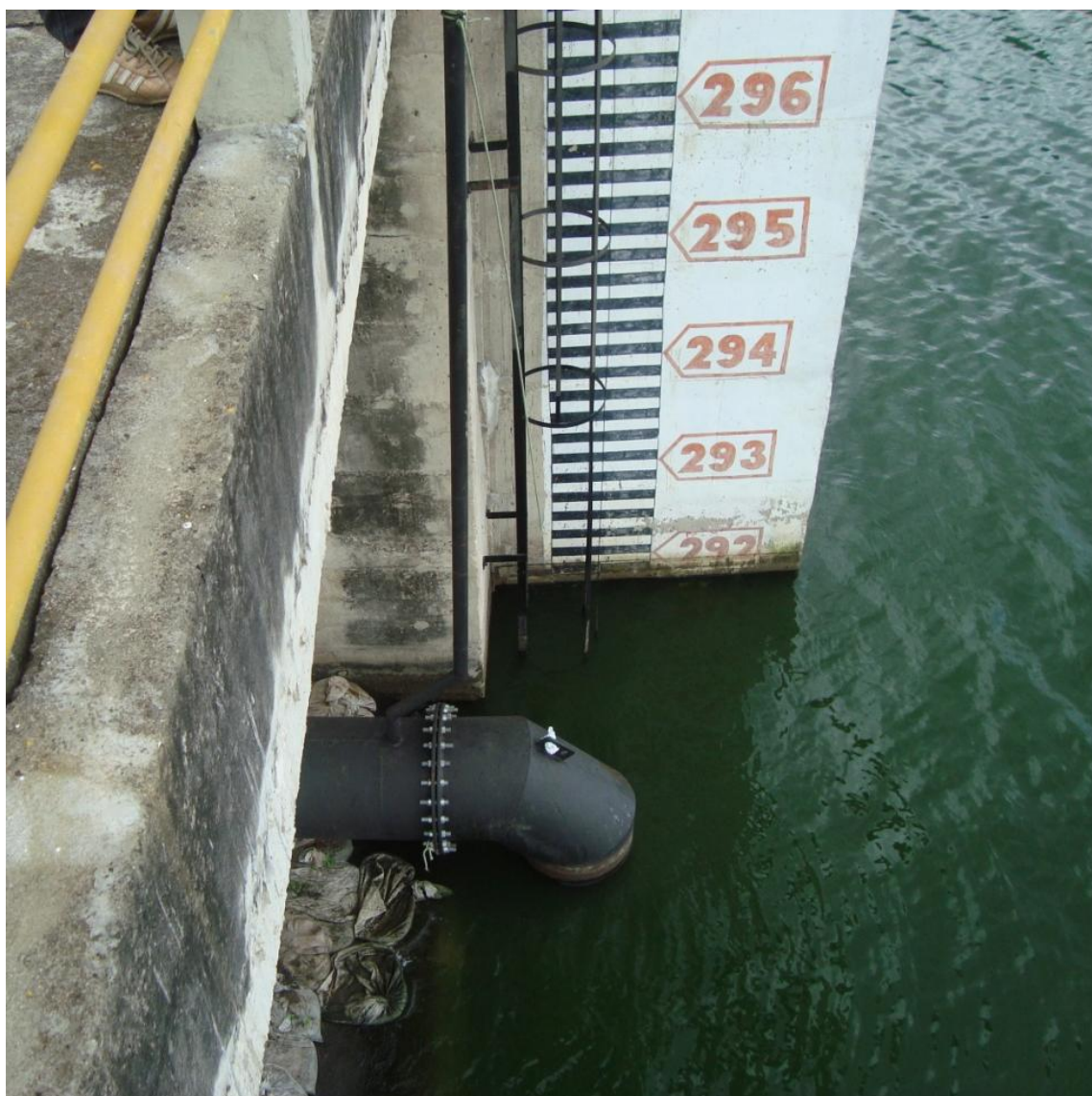


Figura 3.29- Sifão para captação de água superficial. Fonte: Barbosa, 2011.

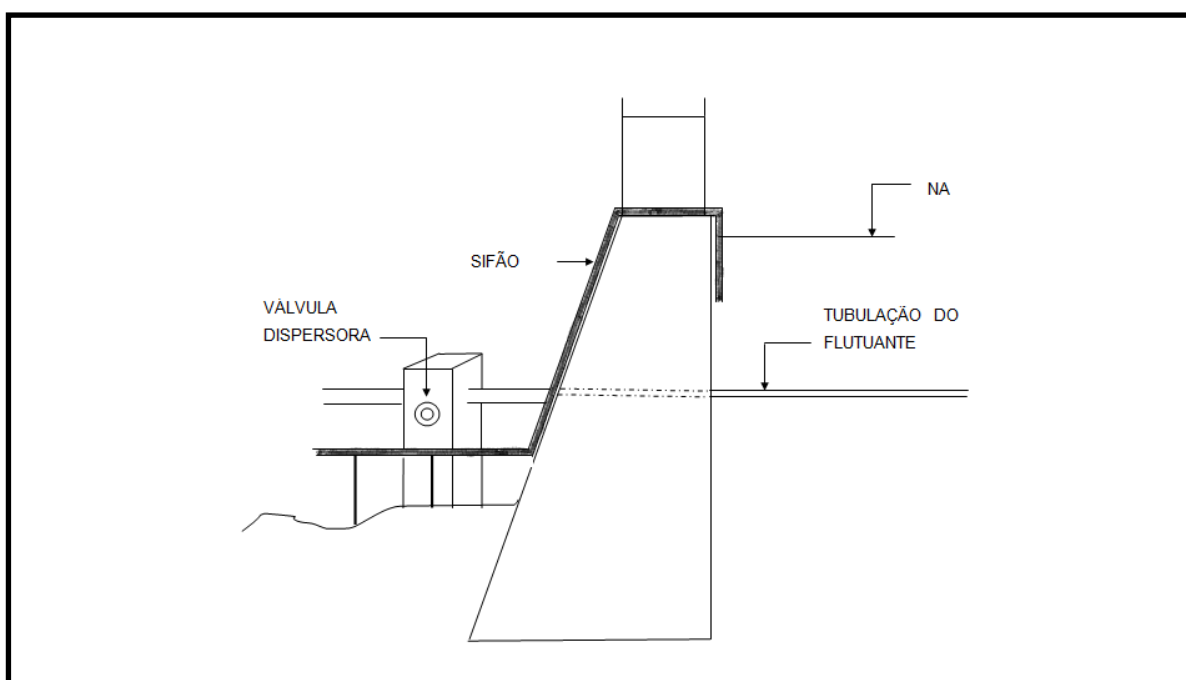


Figura 3.30- Esquema de funcionamento do sifão e válvula dispersora em Jucazinho. Fonte: Barbosa, 2011.



Figura 3.31- Sifão, válvula dispersora para descarga de fundo e tubulação de saída de água captada pelo flutuante. Fonte: Barbosa, 2011.

Capítulo 4

ANÁLISE DO SISTEMA FÍSICO E PLANEJAMENTO DA OPERAÇÃO DO RESERVATÓRIO

4.1 APORTE DE FÓSFORO A JUCAZINHO

Como se sabe, o rio Capibaribe, mais especificamente o trecho a montante do reservatório Jucazinho, é destino dos esgotos domésticos dos núcleos urbanos de Santa Cruz do Capibaribe e Toritama, bem como dos efluentes industriais de lavanderias de jeans neste último município.

Estes efluentes quando lançados sem tratamento adequado geram uma série de perturbações no corpo hídrico e, mais adiante, chegam ao reservatório Jucazinho, mesmo com certa redução de poluentes devido às reações bioquímicas e aos mecanismos de transporte que ocorrem ao longo do rio, ocasionando problemas ainda maiores pelas condições estabelecidas pelo barramento das águas.

Como já mencionado, o rio Capibaribe neste trecho é intermitente e apresenta, na maior parte do ano, baixas vazões ou nenhum escoamento, verificando-se a estagnação das águas e pouco transporte de substâncias. No período de chuvas, entre os meses de maio e agosto, as substâncias contidas nos efluentes e lançadas ao rio durante todo o ano chegam ao reservatório. Este fato é bem característico desta região e se confirma com os dados de concentração de fósforo total observados em Jucazinho, através do monitoramento sistemático da APAC/CPRH.

Os itens que seguem descrevem as etapas seguidas para simular o fósforo aportado ao reservatório em estudo.

4.1.1 Escolha do Nutriente a Simular

Conforme apresentado no item 2.2.3, um fator de extrema importância no estudo do fenômeno da eutrofização é a concentração de nutrientes na água, mas especificamente do nitrogênio e do fósforo. Neste sentido, buscaram-se dados destes dois elementos na tentativa de selecionar a série mais extensa e completa que pudesse subsidiar ações de planejamento da operação do reservatório

Jucazinho. Sendo assim, analisou-se a possibilidade de utilização dos dados do monitoramento sistemático da APAC/CPRH e da COMPESA.

Quanto aos dados da COMPESA, foi verificado que a periodicidade das coletas de água superficial é semestral para a análise do nitrogênio e do fósforo. Além disso, desde 1998 até outubro de 2005, esta companhia realizava o monitoramento da qualidade da água bruta de Jucazinho no ponto de captação, a 5 metros de profundidade. A partir de novembro deste mesmo ano, o acompanhamento passou a ser feito na entrada das ETAS Surubim, Cumaru, Bezerros, Riacho das Almas, Petrópolis e Salgado (Informação verbal ⁷).

O monitoramento sistemático da APAC/CPRH é realizado desde 2005 e possui frequência bimestral, onde são coletadas amostras de água superficial nos meses de janeiro, março, maio, julho, setembro e novembro. Vale ressaltar que no ano de 2007 só ocorreram três amostragens (janeiro, março e maio). Dentre os diversos parâmetros monitorados estão o fósforo total e o nitrogênio.

É necessário fazer duas ressalvas em relação dos dados disponíveis do monitoramento da APAC/CPRH. Primeiro, não se mantém, durante o período de observação, os mesmos parâmetros em relação às formas de nitrogênio, apresentando, de 2005 a 2007 análise de nitrito, amônia e nitrato, enquanto que a partir de 2008 efetua-se apenas a análise de amônia. Outro fato notado é que a maioria das análises de nitrogênio, seja o elemento nitrito, amônia ou nitrato, não apresentam valores correspondentes, apenas sendo informado que os valores não foram detectados na análise.

Outro importante condicionante na escolha do elemento a simular diz respeito à disponibilidade de dados ao longo da coluna de água, já que a ideia era estabelecer cenário de aporte deste nutriente ao reservatório em função da carga acumulada observada no manancial. Em análise aos dados da COMPESA, verificou-se que haviam dados de fósforo no perfil da água de Jucazinho, fruto de duas campanhas de amostragem (2001 e 2004).

⁷ Informação obtida em agosto de 2011 através da coordenadora do Laboratório da COMPESA, Andreia Souza Regis.

Estes fatos somados aos relatos em bibliografia (CASTAGNINO, 1982; SALAS & MARTINO, 1991; TOLEDO et al., 1983) de que a maioria dos lagos e reservatórios de regiões tropicais possuem o fósforo como nutriente limitante ao crescimento da biomassa verde, conduziu à decisão de adotar nesta pesquisa este nutriente como o mais expressivo para o planejamento da operação de Jucazinho, já que o objetivo é definir estratégias para a melhoria da qualidade da água e diminuição da tendência à eutrofização.

4.1.2 Metodologia Adotada

As condições de intermitência do fluxo de água verificadas no trecho em estudo e a quantidade limitada de dados disponíveis dificultou a escolha de um modelo que simulasse o aporte de fósforo a Jucazinho.

Diante desta dificuldade, optou-se um modelo matemático que representasse os processos envolvidos sem parâmetros de difícil ajuste. A escolha recaiu sobre modelo de preservação da massa. A simulação levou em conta o aporte de fósforo com base na correspondência que existe entre a carga média produzida na bacia de contribuição do reservatório e a acumulação média de fósforo em Jucazinho, compatível com os dados existentes.

Para isso, avaliou-se o esgoto produzido pelas comunidades a montante do reservatório e a quantidade de fósforo correspondente, estabeleceu-se uma taxa de deplecionamento por transporte em função do conteúdo acumulado no manancial e obteve-se o fósforo afluyente ao reservatório. A Figura 4.1 apresenta o diagrama unifilar com os núcleos urbanos, afluentes do Capibaribe e o reservatório de Jucazinho, considerados no trabalho.

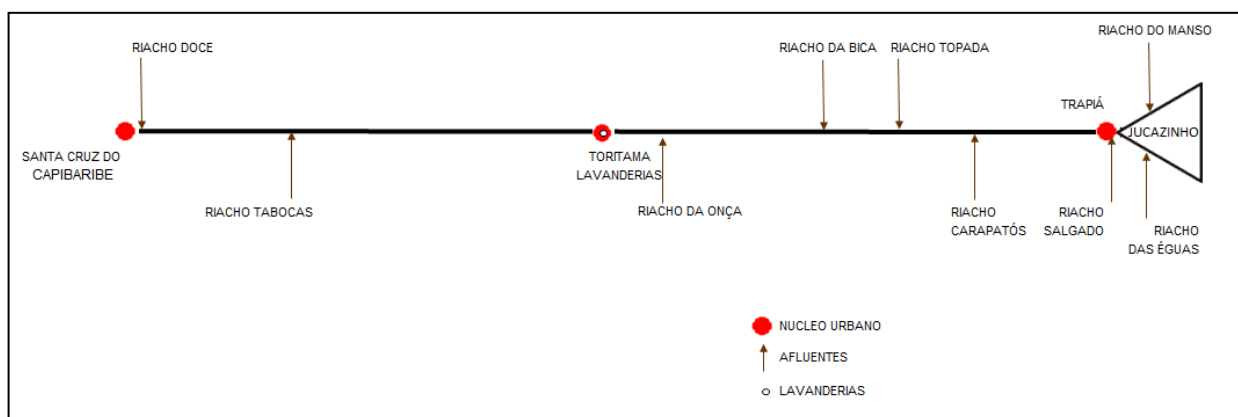


Figura 4.1- Diagrama unifilar do trecho do rio em estudo. Fonte: Barbosa, 2011.

A simulação do aporte de fósforo total se desenvolveu na tentativa de quantificar a carga deste elemento aportada a Jucazinho, informação necessária para estabelecer o balanço de massa no reservatório.

Conforme descrito com maiores detalhes no item 2.2.3, os detergentes contidos nos esgotos domésticos e industriais de lavanderias são responsáveis pela maior fração de fósforo aportada aos corpos hídricos, devido aos altos teores de fosfatos encontrados nesses produtos (LANGE, 1995 apud SILVA, 2005; ARCHELA et al., 2003).

Diante da realidade observada na região em estudo, o modelo desenvolvido para simular o aporte de fósforo total a Jucazinho leva em consideração as contribuições deste elemento no efluente industrial das lavanderias em Toritama e no esgoto doméstico do núcleo urbano da cidade de Santa Cruz do Capibaribe, Toritama e da população de Trapiá, povoado pertencente ao município de Riacho das Almas, em Pernambuco, que se encontra às margens do Capibaribe, no remanso de Jucazinho.

Para a estimativa da carga de fósforo produzida pelas populações se utilizou a Pesquisa de Domicílios Particulares Permanentes, por tipo de esgotamento sanitário, do IBGE para o ano de 2000, onde é possível determinar a população contribuinte. Levou-se em consideração que os domicílios urbanos que possuem fossa séptica ou rudimentar não contribuem com o lançamento de esgoto no rio.

Com a população atual estimada pelo último Censo do IBGE (CONDEPE/FIDEM, 2010) foi possível determinar a taxa de crescimento populacional e, conseqüentemente, adotou-se este mesmo valor para atualização do número de habitantes que contribuem com o lançamento de esgoto no rio. Utilizou-se a estimativa *per capita* de fósforo mencionada em literatura nacional de 0,7 a 2,5 g/hab.dia (SPERLING, 2007) para cálculo da carga total afluente ao rio.

Para a localidade de Trapiá, admitiu-se que toda a população contribui para o aporte de fósforo ao rio, devido à sua localização, e adotou-se a uma taxa de crescimento médio de 4% ao ano, observado nas cidades vizinhas e a mesma contribuição de fósforo total por habitante mencionada anteriormente.

Para a carga de fósforo proveniente dos esgotos das lavanderias, considerou-se a estimativa de 60 a 100 L de água utilizada por peça produzida, conforme mencionado por Almeida (2008). Obteve-se, junto ao SEBRAE, a produção média

diária por lavanderia (1.500 peças), bem como o número atual de empresas deste ramo (55 lavanderias) e adotou-se um valor médio de 90.000 peças lavadas por dia no município. Também foi considerado o valor entre 2 e 5,2 mg/L para a concentração de fósforo total no esgoto industrial equalizado⁸, conforme descrito por Santos; Brayner e Florêncio (2003), para o cálculo desta contribuição. Na Tabela 4.1 são apresentados os parâmetros utilizados para estimar a carga de fósforo aportada em Jucazinho.

Tabela 4.1- Tabela com resumo dos parâmetros utilizados para definir a carga de fósforo aportada

Parâmetros	Carga de fósforo no efluente doméstico		
População urbana contribuinte (exceto as que possuem fossa séptica ou rudimentar)*	70203	30084	4934
<i>Per capita</i> de fósforo (g/hab.dia)	0,7 a 2,5		
Parâmetros	Carga de fósforo no efluente industrial		
Concentração de fósforo (mg/L)	2,5 a 5,2		
Volume de água utilizado por peça produzida (L)	60 a 100		
Quantidade de peças produzidas por dia em Toritama	90.000		

* Fonte: determinada em função dos valores de domicílios urbanos que contribuem com lançamento de efluente ao rio (Pesquisa de Domicílios Particulares Permanentes, por tipo de esgotamento sanitário, do IBGE para o ano de 2000) e da taxa de crescimento populacional, conforme explicado anteriormente.

Vale salientar que o efluente industrial de lavanderias é de difícil caracterização devido à grande variedade da composição desses resíduos, conforme menciona Santos, Brayner e Florêncio (2003). Isto ocorre devido ao tamanho das peças a serem lavadas ou tingidas, o que condiciona a quantidade de detergentes e outros produtos a serem adicionados no processo. Além disso, muitas destas empresas utilizam os produtos químicos sem nenhum planejamento, muitas vezes adicionando-os em excesso, o que não é aproveitado no processo produtivo, caracterizando valores altos de concentração de fósforo no efluente gerado.

⁸ A equalização é etapa necessária ao tratamento para manter as mesmas vazões afluentes ao sistema de tratamento, bem como a homogeneidade do líquido a ser tratado.

Um ponto a ressaltar no cálculo dos aportes de fósforo foi a não consideração das contribuições devido à criação de peixes em tanques-rede verificada em Jucazinho. Apesar da piscicultura elevar os níveis de fósforo devido ao uso de ração lançada para alimentação dos peixes e devido à excreção desses animais, considera-se que é insignificante o aporte proveniente desta atividade em relação as contribuições de fósforo do esgoto doméstico e industrial das lavanderias, conforme mostrado na pesquisa de Farias (2010).

Com todos esses dados e informações juntamente com a carga acumulada no reservatório, descrita no item 4.2, foi possível determinar a carga média anual de entrada de fósforo em Jucazinho, levando-se em consideração que há uma redução devido ao transporte e reações bioquímicas que ocorrem ao longo do percurso do rio.

4.2 CARGA DE FÓSFORO ACUMULADA NO RESERVATÓRIO DE JUCAZINHO

Segundo Tucci (1998) dois fatores fundamentais determinam a qualidade de água em um reservatório:

- As condições hidrológicas que representam o estado do reservatório em relação à quantidade de água, representado pelo seu nível, condições operacionais (vazão de saída) e vazão de entrada;
- A qualidade da água representada pela concentração de um parâmetro associada à vazão que define a carga existente no sistema.

Como se sabe, num reservatório, diferentemente do que ocorre em um rio, a velocidade longitudinal de escoamento é pequena e a profundidade grande. As características do barramento podem produzir estratificação de parâmetros de qualidade da água, que devem ser levadas em consideração em ações de planejamento de operação do sistema.

Reservatórios que controlam a vazão de saída podem apresentar tempo de residência da água pequeno (medido em dias), tendo em vista o escoamento através das comportas ou outro dispositivo de descarga. No caso de reservatórios/represas em que não há a saída de água hipolimnética, a água é renovada somente quando seu nível atinge a cota de sangradouro do barramento, o

que depende inteiramente das condições hidrológicas da região. Neste caso, devido à afinidade do fósforo com o material particulado na massa líquida, tem-se uma tendência maior a acumulação deste elemento quanto maior for o tempo de residência da água.

Em Jucazinho, conforme comentado anteriormente, apesar da existência de válvula dispersora, a descarga de fundo do reservatório não era possível de ser executada devido à configuração da captação da água pelo flutuante que não permitia esta operação. Com isso, houve acumulação de substâncias, entre elas o fósforo, desde fevereiro de 2004, data da última descarga de fundo registrada.

A carga de fósforo acumulada no reservatório foi obtida com o objetivo de definir a carga aportada e configurar cenários de contribuição de fósforo ao manancial para futuro uso na equação do balanço de massa. Os itens que seguem detalham as etapas realizadas para a obtenção do modelo que define a carga de fósforo total acumulada em Jucazinho.

4.2.1 Dados Utilizados

Como exposto anteriormente, diante da necessidade de quantificar o fósforo presente no manancial, optou-se por utilizar as séries de concentrações de fósforo observadas na coluna de água do reservatório.

Em relação ao programa de amostragem num reservatório, Jorgensen e Vollenweider (1988) ressaltam que deve ser ajustado para o específico regime de mistura da represa. Como regra geral, uma ou duas amostras devem ser tomadas na profundidade acima da termoclina, uma ou duas na termoclina e uma ou mais nas várias profundidades abaixo da termoclina, dependendo da profundidade máxima. O número mínimo de amostragem por ano deve ser quatro e ser adequadamente espaçadas no tempo. Os autores sugerem que, para grandes lagos, também sejam avaliadas as diferenças horizontais.

Infelizmente existem poucos dados de fósforo na coluna de água do reservatório Jucazinho. A COMPESA realiza análises da água bruta do manancial com o objetivo de monitorar a sua qualidade, conforme determina a Portaria 2.914/11 do MS (anterior Portaria 518/04), que dispõe sobre os procedimentos de controle e de vigilância da qualidade da água para consumo humano e seu padrão de

potabilidade. Contudo, o monitoramento de fósforo no perfil da coluna de água não é realizado pelas concessionárias, salvo para utilização em algum estudo específico.

O fósforo presente na massa líquida foi monitorado pela COMPESA em três campanhas de amostragens no ano de 2001 (10 e 24 de abril e 10 de julho) e duas em 2004 (05 de abril e 10 de agosto). Para caracterização atual conteúdo de fósforo no reservatório foi necessária uma campanha, a qual foi realizada em 15 de setembro de 2011 pela APAC e contou com o apoio da CPRH, para realização das análises, e da autora desta pesquisa.

As coletas foram realizadas no mesmo ponto das coletas anteriores, ou seja, próximo ao flutuante de captação da COMPESA. Foi utilizada a garrafa Van Dorn, que consiste em um cilindro de 2,2 L de volume, aberto nas extremidades e projetada com duas vedações, as quais, quando acionadas, permitem a coleta de água na profundidade desejada. As amostras foram acondicionadas em frascos previamente definidos e preservadas em caixas térmicas com gelo até o momento da análise.

O fósforo total das amostras da COMPESA, assim como da CPRH foi determinado colorimetricamente pelo método do ácido ascórbico com digestão pelo persulfato de potássio. A metodologia utilizada para as coletas das amostras, bem como para as análises são as indicadas pelo *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* (ALBUQUERQUE, 2005; Informação verbal⁹).

A maior parte deste conjunto de amostras foi coletada a cada 5 metros de profundidade ao longo do perfil da água do reservatório. A Figura 4.2 mostra a equipe da APAC realizando coleta da água em Jucazinho.

⁹ Informação verbal obtida em novembro de 2011 por intermédio de Maria Cândida Costa, responsável pelo Laboratório de Análises da CPRH.



Figura 4.2- Equipe realizando coleta de água próximo ao flutuante da COMPESA. Fonte: Barbosa, 2011.

Visando conhecer um pouco mais sobre as diferenças espaciais de concentração de fósforo total em Jucazinho, para se ter ideia do gradiente formado, foi realizada uma outra campanha de amostragem em 27/09/2011, em ponto a montante do barramento. As análises de P foram realizadas em todo o perfil da coluna de água, também a cada 5 metros de profundidade. No Capítulo 5 são apresentados os resultados obtidos com estas observações.

Como se sabe, é através da variação do volume que se interfere na qualidade da água do reservatório, através da retenção ou liberação da água acumulada, seja através da descarga de fundo ou pelo próprio vertimento da água. Sendo assim, utilizou-se a série histórica diária de volume em Jucazinho fornecida pela APAC, referente ao período de janeiro de 2000 até setembro de 2011.

É importante ressaltar que, atualmente, a medição do nível de água no reservatório se dá de forma manual com a leitura de réguas limnéticas, mas a partir de 2012

deverá ser instalada PCD que fará leitura automatizada e, operando de forma satisfatória, deverá incorrer em menos erros inerentes ao processo de medição.

4.2.2 Metodologia Adotada

O conteúdo de fósforo total retido ao longo dos anos no reservatório Jucazinho encontra-se distribuído em toda a coluna de água e sedimentado no fundo. Esteves (1998) ressalta que na maioria dos lagos tropicais, seja profundo ou raso, durante o período de estratificação térmica, observa-se acentuado aumento das concentrações de fósforo com a profundidade.

A abordagem básica adotada para determinação do conteúdo de fósforo total presente na massa líquida se apóia na medição da concentração do elemento considerado a várias profundidades, em diferentes anos, e nos respectivos volumes correspondentes.

Neste sentido, procurou-se estabelecer um modelo de regressão, baseado na observação de fósforo na coluna de água e no volume do reservatório, capaz de quantificar a carga deste nutriente acumulada ao longo dos anos.

Diante da necessidade de obtenção de um modelo simples e da dificuldade de representatividade da concentração média de fósforo total ao longo do perfil da água em todo o lago, o modelo de carga de fósforo total obtido não considerou as diferenças espaciais e a sazonalidade das concentrações de fósforo existentes na massa líquida. Portanto, para adoção deste modelo foram assumidas as seguintes premissas:

- a) Lago com faixas de concentração uniformes na sua extensão, porém com concentração variável com a profundidade, conforme mostra a Figura 4.3;
- b) Fósforo total usado como nutriente limitante.

O cálculo do conteúdo de fósforo foi baseado na curva cota x volume e nos dados observados de concentração deste elemento ao longo da coluna de água. Concentrações médias (C_z) foram obtidas entre duas profundidades e seus respectivos volumes (V_z), o qual foi definido pela curva cota x volume através da diferença de volumes nas extremidades inferior e superior da camada considerada.

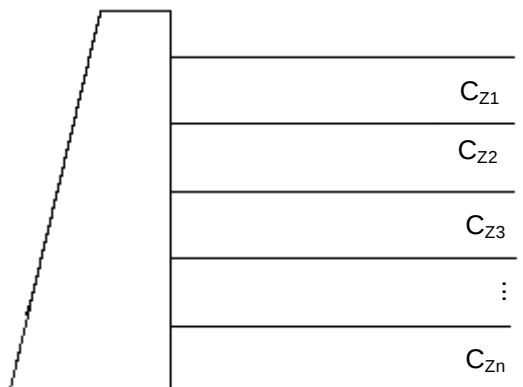


Figura 4.3- Figura esquemática mostrando as variações de concentração média de fósforo entre camadas de volume no reservatório. Fonte: Barbosa, 2011.

Com o produto da concentração média de fósforo e o volume, calculou-se carga deste elemento em cada camada de volume. O conteúdo de fósforo acumulado no reservatório (P) é dado pelo somatório das cargas nas camadas consideradas, conforme equação abaixo:

$$P = \sum_1^n C_{Z_n} * V_{Z_n} \quad (1)$$

Onde:

C_{Z_n} é a concentração média de fósforo total na camada n e;

V_{Z_n} é o volume de água na camada n .

Vale ressaltar que o somatório das cargas é feito da superfície da água até a profundidade máxima no ponto de amostragem.

Esta abordagem é descrita em Jorgensen e Vollenweider (1988) como sendo uma das alternativas para obtenção da carga de uma substância num corpo de água, a qual deverá compor a equação do balanço de massa.

Desta forma, obteve-se a carga total de P no reservatório nos referidos anos amostrados, e com isto, definiu-se um modelo de regressão que representa, de forma razoável, a tendência de acúmulo deste elemento em Jucazinho.

4.3 QUANTIFICAÇÃO DO APORTE MÉDIO DE FÓSFORO A JUCAZINHO

O aporte médio de fósforo foi determinado em função do conteúdo acumulado existente no manancial. Para isso, levou-se em consideração que há uma perda

deste nutriente ao longo do percurso do rio, chegando ao reservatório apenas uma fração do que foi gerado nas fontes, além da perda deste nutriente no próprio manancial.

Na realidade, o que ocorre com o fósforo contido nos efluentes domésticos e industriais quando lançados aos canais de drenagem e no próprio rio Capibaribe são transformações na sua forma de apresentação devido às reações bioquímicas ao longo do percurso. O que de fato ocorre no ambiente, seja no rio ou no reservatório, é uma sedimentação do fósforo orgânico particulado, conversão do fósforo orgânico particulado a fósforo inorgânico dissolvido e liberação de fósforo inorgânico dissolvido pelo sedimento para a água (SPERLING, 2007). Estes dois primeiros contribuem para a retirada de fósforo do sistema, enquanto que o último adiciona este nutriente ao ambiente.

Considerou-se a contribuição de fósforo avaliada a partir da população urbana de Santa Cruz do Capibaribe, Toritama e de Trapiá e a das lavanderias de jeans de Toritama, conforme descrito no item 4.1.2. Diante disso, foram considerados alguns cenários de contribuição de P ao reservatório Jucazinho, de acordo com os valores citados em bibliografia.

Por fim, diante da amplitude das variáveis em questão, optou-se por estabelecer um cenário de contribuição de fósforo total que configurasse a situação mediana dos valores, exceto para o consumo de água por peça lavada. Este cenário foi constituído com valores que estão apresentados na Tabela 4.2.

Tabela 4.2- Valor adotado para as variáveis utilizadas para estabelecer o aporte de P ao rio

Variável	Valor de literatura	Valor adotado
Contribuição <i>per capita</i> de fósforo total no esgoto doméstico	0,7 a 2,5 g/hab.dia	1,6 g/hab.dia
Consumo de água por peça	60 a 100 L	100 L
Concentração de fósforo total no efluente das lavanderias	2 a 5,2 mg/L	3,6 mg/L

Definido o aporte médio de fósforo ao rio (variável de decisão no modelo) com os valores listados na Tabela 4.2, procedeu-se uma análise de jusante para montante buscando ajustar o percentual de perdas de fósforo (taxa de deplecionamento) que se tem desde os lançamentos dos efluentes até a entrada no manancial e no próprio

reservatório, devido às reações bioquímicas e ao transporte da substância ao longo do percurso do rio, ao conteúdo médio de fósforo acumulado.

As cargas de fósforo geradas, adotando-se valores médios de contribuição, com o lançamento dos efluentes domésticos e industriais no rio Capibaribe, a taxa de deplecionamento deste elemento devido ao transporte ao longo do rio e as referidas cargas remanescentes estão apresentadas na Tabela 5.3 do item 5.2.

4.4 PLANEJAMENTO DA OPERAÇÃO DE JUCAZINHO

O planejamento da operação de Jucazinho tem como objetivo propor estratégia de liberação da água, pela descarga de fundo, visando à melhoria da qualidade hídrica em relação às concentrações de fósforo total e, conseqüentemente, a tendência à eutrofização.

Para isso, foram adotados alguns cenários e utilizada a metodologia do balanço de massa para simulação das concentrações de fósforo total no reservatório Jucazinho no período compreendido entre março de 2012 a agosto de 2023. Os itens que seguem detalham as etapas seguidas para alcançar os objetivos da pesquisa.

4.4.1 Cenários Previstos

Os cenários adotados para a simulação das concentrações de fósforo total em Jucazinho foram estabelecidos admitindo-se duas hipóteses:

- a) haverá uma redução de aporte de fósforo a Jucazinho com a implantação de estações de tratamento de esgoto nas cidades a montante do reservatório, localizadas às margens do Capibaribe e no remanso, assim como nas lavanderias de jeans na cidade de Toritama e;
- b) haverá uma redução de fósforo no reservatório Jucazinho com a retirada de volume de água devido ao vertimento, à captação da COMPESA para o abastecimento e a descarga de fundo com o funcionamento da válvula dispersora.

Para definição dos cenários também foram levadas em consideração algumas informações importantes sobre o esgotamento sanitário de Santa Cruz do Capibaribe e de Toritama, o tratamento dos efluentes industriais das lavanderias e sobre o sistema de abastecimento de água de Jucazinho.

Admitiu-se que nos anos de 2012 e 2013, mesmo estes municípios sendo contemplados com ETES, conforme mencionado anteriormente, não será possível a implantação e operação do sistema de esgotamento sanitário antes desta data, portanto, não haverá redução de aporte de fósforo ao reservatório para este período em todos os cenários considerados no trabalho. Para os anos seguintes, procurou-se em literatura valores de referência de redução de fósforo com dispositivos de tratamento.

Sabe-se que a eficiência alcançada em sistemas de tratamento de efluentes é função da tecnologia de tratamento adotada. A escolha está condicionada, dentre outros fatores, à qualidade requerida para o efluente com o objetivo de atender à legislação ambiental. O tratamento a nível preliminar e primário pode reduzir a DBO, sólidos sedimentáveis e coliformes, porém não é eficiente na redução de nutrientes no esgoto doméstico. Já o nível secundário, além de reduzir consideravelmente estes três parâmetros, reduz de 25 a 40% as concentrações de fósforo, a não ser que seja prevista etapa específica de remoção, passando a ser considerado nível secundário com remoção de nutrientes (METCALF & EDDY, 2003).

O fósforo e o nitrogênio podem ser removidos quimicamente, com adição de alumínio ou sais de ferro, ou por via biológica, tornando o tratamento menos oneroso. Atualmente, tem-se utilizado bastante uma associação de reatores anaeróbios à montante de sistemas aeróbios, para remoção biológica de nutrientes. Esta configuração de tratamento apresenta bons resultados, com concentração de fósforo total no efluente inferior a 1 mg/L, quando se tem no afluente ao sistema uma relação $P/DQO < 0,03$ (SOBRINHO & JORDÃO, 2001), o que pode corresponder a uma alta eficiência de remoção, dependendo da carga de fósforo afluente.

Em relação aos efluentes industriais, as alternativas são bastante variadas, porém a escolha do processo deve estar associada, dentre outros fatores, à eficiência desejada, aos constituintes que se pretende reduzir e, obviamente, aos custos de implantação e operação.

Vários autores mencionam que o tratamento do efluente têxtil pode ser realizado por processos biológicos ou físico-químicos, sendo os primeiros mais atraentes sob o ponto de vista econômico (STOLZ, 2001; VERMA E MADAMWAR, 2003; VAN DER ZEE ET AL., 2005; LI et al., 2009 apud FERRAZ JR., 2010).

Em relação à remoção do fósforo de efluentes têxteis, existem poucos relatos de experiências brasileiras. Zanotelli et al. (2005) registram 79,5% de remoção de fósforo em efluente de uma indústria têxtil de Joinville, Santa Catarina. O sistema de tratamento biológico foi configurado com as seguintes etapas: tanque de equalização, calha parshall, tanque de homogeneização, tanque de mistura, tanque de aeração, decantador e flotação. Santos et al. (2003) alcançou de 44 a 95% de remoção de fósforo em efluente de lavanderia de jeans, localizada em Toritama, Pernambuco. O tratamento físico-químico era realizado com a adição de solução de sulfato de alumínio $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$ e de hidróxido de cálcio $\text{Ca}(\text{OH})_2$, passando pelas etapas de homogeneização, coagulação, floculação e decantação. O tratamento físico-químico, muitas vezes empregado em indústrias têxteis, objetiva a remoção de sólidos suspensos e não especificamente do elemento fósforo. Porém, como este nutriente é facilmente adsorvido à partículas em suspensão na água, a concentração de fósforo no efluente é reduzida indiretamente.

Segundo Chagas (2009) e informações da CPRH, o tratamento comumente empregado pelas lavanderias pernambucanas adota apenas as etapas de equalização, coagulação, floculação e decantação, consideradas como tratamento primário, as quais são pouco eficientes em relação à redução de matéria orgânica e, conseqüentemente, ao fósforo, chegando a no máximo 50% de eficiência em relação à DBO (CPRH, 2001). Sendo assim, estas indústrias, possivelmente, para atender às exigências ambientais, devem recorrer à adoção de um sistema complementar de tratamento para melhoria do efluente final.

Considerando que as lavanderias devem complementar seus sistemas de tratamento de efluentes para se adequar ao padrão de lançamento, conforme estabelece a Resolução 430/11 do CONAMA e que estes podem alcançar elevados níveis de eficiência, adotou-se nos cenários um percentual de redução de fósforo que repercuta significativamente no conteúdo deste nutriente lançado ao rio e, conseqüentemente, que chega a Jucazinho e que seja possível de ser adotado pelas empresas da região.

Por outro lado, a redução de fósforo devido ao volume retirado do reservatório levou em conta, além da vazão de retirada, a respectiva concentração média de fósforo na água.

Considerando-se os dados de eficiência com a implantação de ETE para tratamento de efluentes domésticos e industriais citados em bibliografia e o volume de água retirado mensalmente de Jucazinho, definiram-se alguns cenários para a simulação das concentrações de fósforo total.

O primeiro deles foi configurado admitindo-se que não haverá nenhuma redução no aporte de fósforo a Jucazinho, e que todo o volume mensal definido para a descarga de fundo no reservatório, seja no período de chuva ou estiagem, poderá ser liberado sem prejuízos à qualidade da água do rio no trecho a jusante. Esse cenário corresponde, portanto, à permanência da situação atual, sem tratamento, e busca simular o efeito tão somente da renovação da água no reservatório. O item 4.4.2 descreve como foram obtidas as vazões liberadas pela descarga de fundo.

Para constituir o **cenário 2** e o **cenário 3**, adotou-se uma redução de 25% e 40%, respectivamente, no aporte de fósforo devido à operação das ETES nas cidades às margens do Capibaribe, a montante de Jucazinho, para todos os meses, a partir de 2014, e o mesmo volume mensal liberado pela descarga de fundo adotado no cenário 1.

O **cenário 4** foi estabelecido com as mesmas reduções de fósforo adotadas no cenário 3 e uma redução de 40% de fósforo total com o tratamento dos efluentes domésticos do povoado de Trapiá, pertencente ao município de Riacho das Almas, localizado no remanso do reservatório.

Para formulação do **cenário 5**, levou-se em consideração as mesmas reduções de fósforo adotadas no cenário 4 para os efluentes domésticos e uma redução de 80% para a concentração de fósforo no efluente final das lavanderias, já que a carga proveniente destas ETES pode ser bastante reduzida, dependendo do processo de tratamento adotado.

Finalmente, o **cenário 6** foi constituído adotando-se as mesmas reduções de fósforo do cenário 5, além de uma etapa complementar de tratamento, que deverá ser adotada nas ETES implantadas nas comunidades, a qual deve conferir uma redução de 90% do fósforo total contido nos efluentes domésticos antes de serem lançados ao rio Capibaribe.

Sabe-se que a maioria dos SES implantados em comunidades não contempla etapa específica de remoção de nutrientes. Porém, levou-se em consideração que para

alcançar valores reduzidos de P aportado a Jucazinho será necessária a inclusão desta etapa, já que os esgotos das comunidades representam a maior parte do fósforo aportado ao reservatório.

4.4.2 Balanço de Massa

Como citado anteriormente, o balanço de massa é uma abordagem bastante utilizada quando se deseja controlar a eutrofização e para sua determinação é necessário o conhecimento e a quantificação das cargas que entram e saem do sistema (JORGENSEN & VOLLENWEIDER, 1988; TUNDISI & TUNDISI, 2008). Para Jucazinho, o balanço de massa foi realizado mensalmente e as seguintes equações e variáveis foram consideradas:

$$TP_{(t+1)} = TP_{(t)} + TP_{aflu(t)} - TP_{capt(t)} - TP_{vert(t)} - TP_{desc(t)} \quad (2)$$

Onde:

$TP_{(t+1)}$ é a carga de fósforo total vinculada ao volume do reservatório no mês t+1;

$TP_{(t)}$ é a carga de fósforo total vinculada ao volume do reservatório no mês t;

$TP_{aflu(t)}$ é a carga média de fósforo total vinculada ao volume afluyente no mês t;

$TP_{capt(t)}$ é a carga de fósforo total vinculada ao volume de água captado pela COMPESA para o abastecimento público no mês t;

$TP_{vert(t)}$ é a carga de fósforo total vinculada ao volume de água vertido no mês t;

$TP_{desc(t)}$ é a carga de fósforo total vinculada ao volume de água liberado pela válvula dispersora para descarga de fundo no mês t;

A **carga de fósforo total** no Jucazinho ($TP_{(t)}$) para março de 2012 foi admitida ser a mesma verificada em setembro de 2011, a qual foi obtida em função da amostragem deste nutriente na coluna de água, conforme descrito no item 4.2.

A **carga média afluyente** ($TP_{aflu(t)}$) foi definida através do modelo de regressão, descrito no item 4.3. Contudo, admitiu-se que a carga gerada nas cidades a montante do reservatório só será carregada para o reservatório no período chuvoso, ou seja, nos meses de maio, junho, julho e agosto. Desta forma, considerou-se que

Jucazinho recebe, nos dois primeiros meses de chuva, metade da carga gerada nos meses de setembro a abril, adicionada à própria carga do mês. Para os outros dois meses desse período (julho e agosto), a carga aportada é apenas a carga mensal gerada. No restante dos meses do ano, considera-se que a carga é gerada na fonte e lançada ao rio Capibaribe, porém, devido às baixas vazões, fica estagnada ao longo do percurso, não alcançando o reservatório, sendo considerada nula para os meses de setembro a abril.

A **carga vinculada ao volume de descarga** ($TP_{desc(t)}$) e ao **volume vertido** ($TP_{vert(t)}$) foram obtidas pelo produto dos respectivos volumes considerados e a concentração média de fósforo verificada no reservatório no mês t .

A **carga média captada** ($TP_{capt(t)}$) foi determinada em função do volume médio captado pela COMPESA para o abastecimento público e a respectiva concentração média mensal de fósforo no reservatório no mês em questão. Para início das simulações, admitiu-se que a concentração média de fósforo verificada na coluna de água do reservatório, em setembro de 2011, será a mesma no mês de março de 2012, início da simulação.

Para iniciar o balanço de massa é necessário determinar também o volume no mês seguinte. Com o volume de água atual e afluente no mês t e os volumes retirados do reservatório, seja pela captação da COMPESA, descarga de fundo ou vertimento, chega-se a um novo volume, que corresponde ao volume no início do mês seguinte ($t+1$), dado pela seguinte equação (7):

$$Vol_{(t+1)} = Vol_{(t)} + Vol_{aflu(t)} - Vol_{capt(t)} - Vol_{evap(t)} - Vol_{desc(t)} \quad (3)$$

Onde:

$Vol_{(t+1)}$ e $Vol_{(t)}$ é o volume do reservatório no mês $t+1$ e t , respectivamente;

$Vol_{aflu(t)}$ é o volume médio afluente ao reservatório no mês t ;

$Vol_{capt(t)}$ é o volume captado para o abastecimento público no mês t ;

$Vol_{evap(t)}$ é o volume médio evaporado no mês t ;

$Vol_{desc(t)}$ é o volume de saída pela descarga de fundo no mês t ;

Vale ressaltar que os volumes retirados para outros fins, como por exemplo, para irrigação de áreas no entorno do reservatório e a dessedentação de animais foram considerados não significativos.

Para o início da simulação foi definido o **volume do reservatório em março de 2012** como sendo o mesmo volume verificado no final de setembro de 2011 subtraído dos volumes mensalmente retirados pela COMPESA para o abastecimento e o volume médio evaporado nos meses de outubro a fevereiro.

O **volume afluente** para os meses de setembro a abril, por ser um período de baixos índices pluviométricos na região, foi considerado nulo. Apenas nos meses de maio, junho, julho e agosto, considerados meses chuvosos, é que se verifica alguma afluência ao reservatório. Para estes meses, definiu-se um volume médio afluente, em função da afluência média mensal verificada no período de 2008 a 2011, através dos respectivos volumes observados.

O **volume captado mensalmente** do reservatório é de 3,92 milhões de $\text{m}^3/\text{mês}$ (vazão média diária captada de $1,5 \text{ m}^3/\text{s}$) e foi obtido junto à COMPESA; o **volume médio evaporado** foi calculado a partir da evaporação média na bacia, apresentada na Tabela 3.2.

O planejamento da operação de Jucazinho prevê que, a partir de 2012 com o funcionamento do flutuante compartilhado com a válvula dispersora, haverá a possibilidade de descarga de fundo, para uma efetiva renovação da massa líquida e possível melhoria na qualidade da água. O desafio do planejamento é determinar que volumes devem ser liberados pela descarga de fundo, para que se atinja, dentro de certo período de tempo, o padrão recomendado pela Resolução CONAMA, para ambientes lênticos de Classe II, no qual o Jucazinho se enquadra.

Para definição do **volume de descarga** foi necessário adotar um volume mínimo para que haja liberação da água pela descarga de fundo. Adotou-se a cota 286, cujo nível da água no reservatório atinge um volume de acumulação de $237.047.545 \text{ m}^3$. Esse valor corresponde à cota mínima para operação do sifão.

Diante desta realidade, o balanço de massa foi embasado na ideia de que no início do período chuvoso (mês de maio), o volume acumulado no reservatório deve ser igual ao volume mínimo adotado, para que haja maior capacidade de acumulação, podendo, desta forma, dependendo das afluências, haver maior renovação da água

com a operação da descarga de fundo. Para isso, definiu-se que, nos meses de estiagem (de setembro a abril), o volume a ser liberado na descarga de fundo deverá ser igual para todos os meses do período e definido em função do volume verificado no primeiro mês do período subtraído do volume mínimo adotado e das retiradas mensais (captação da COMPESA, vertimento e evaporação), dividido pelo número de meses do período analisado.

Por outro lado, para os meses chuvosos (maio, junho, julho e agosto), admitiu-se que o volume de descarga deverá aproveitar a capacidade de diluição do rio, que se verifica com a chegada do período chuvoso. Sendo assim, admitiu-se que o volume de descarga para estes meses deverá ser um percentual dos volumes médios mensais vertidos, no período de 2008 a 2011.

Com a informação do nível da água no reservatório, o tipo de vertedouro da barragem (parede delgada) e a sua extensão foi possível obter a vazão vertida diariamente e, conseqüentemente, o volume vertido. O volume mensal vertido foi obtido pela soma dos volumes vertidos diariamente no mês considerado. Com este valor, obteve-se o volume médio mensal para cada ano e para o período em questão.

Por outro lado, também levou-se em conta, para a definição da descarga de fundo, a vazão de restrição¹⁰, conforme mencionado no Projeto Básico da Barragem Jucazinho (BRASIL, 1991b). Desta forma, a operação do reservatório deve manter uma vazão mínima de 0,50 m³/s, ou seja, um volume de 1,31 milhões de m³ deve ser liberado mensalmente do reservatório, pela descarga de fundo, como vazão ecológica.

Para isso utilizou-se processo de otimização, cuja função objetivo foi maximizar a diferença entre a menor descarga simulada e a vazão de restrição definida para Jucazinho. Com a restrição imposta ao problema asseguram-se vazões de descarga maior ou igual à vazão de restrição adotada, em todo o período analisado.

¹⁰ A Resolução nº 37/04 do CNRH define vazão de restrição, também chamada de vazão ecológica ou vazão remanescente, como sendo a vazão que expressa os limites estabelecidos para que haja o atendimento satisfatório aos múltiplos usos dos recursos hídricos e que orienta a operação do reservatório (BRASIL, 2004).

Após definição dos termos da Equação (2), que define a carga média de fósforo em (t+1), ou seja, no início do mês seguinte, juntamente com o volume obtido em (t+1), de acordo com a Equação (3), obtém-se a nova concentração média no reservatório, a saber:

$$Conc\ TP_{(t+1)} = \frac{TP_{(t+1)}}{Vol_{(t+1)}} \quad (4)$$

Onde:

$Conc\ TP_{(t+1)}$ é a concentração média de fósforo total no reservatório no mês t+1;

$TP_{(t+1)}$ é a carga de fósforo total vinculada ao volume do reservatório no mês t+1;

$Vol_{(t+1)}$ é o volume do reservatório no mês t+1.

Vale ressaltar que a concentração de fósforo no final do mês atual é a mesma no início do mês seguinte (t+1), bem como seu volume e carga. Sendo assim, prosseguiu-se o balanço de massa para todos os meses posteriores.

Os resultados das concentrações médias de fósforo total obtidos com os cenários previstos e as respectivas vazões de descarga no período de março de 2012 a março de agosto são apresentados no Capítulo 5.

4.4.3 Estratégia Experimental para a Descarga de Fundo

Como se sabe, a qualidade da água a ser liberada pela descarga de fundo é bastante deteriorada em função da sedimentação de elementos nas camadas mais profundas do reservatório. Por esta razão, é prudente a realização de testes operacionais com a liberação de volumes previstos nesta pesquisa, efetuando-se monitoramento da água em pontos estratégicos no trecho, inclusive no próprio manancial.

Em articulação com a APAC e a COMPESA foi definida uma estratégia de abertura da descarga de fundo do reservatório, realizada no período de 30/01/2012 a 24/02/2012. Procedeu-se a liberação de uma vazão de 15 m³/s de água durante este período e coletaram-se amostras de água em três pontos a jusante de Jucazinho: o primeiro ponto localizado a 1 km do barramento; o segundo e o terceiro, a montante e jusante da cidade de Limoeiro, respectivamente. Também foram realizadas coletas

de água no próprio manancial na superfície do lago, a dez e a trinta metros de profundidade, visando conhecer o comportamento do fósforo dentro do reservatório após abertura da válvula de descarga. A Figura 4.4 apresenta os pontos de monitoramento da qualidade da água definidos no trecho considerado.

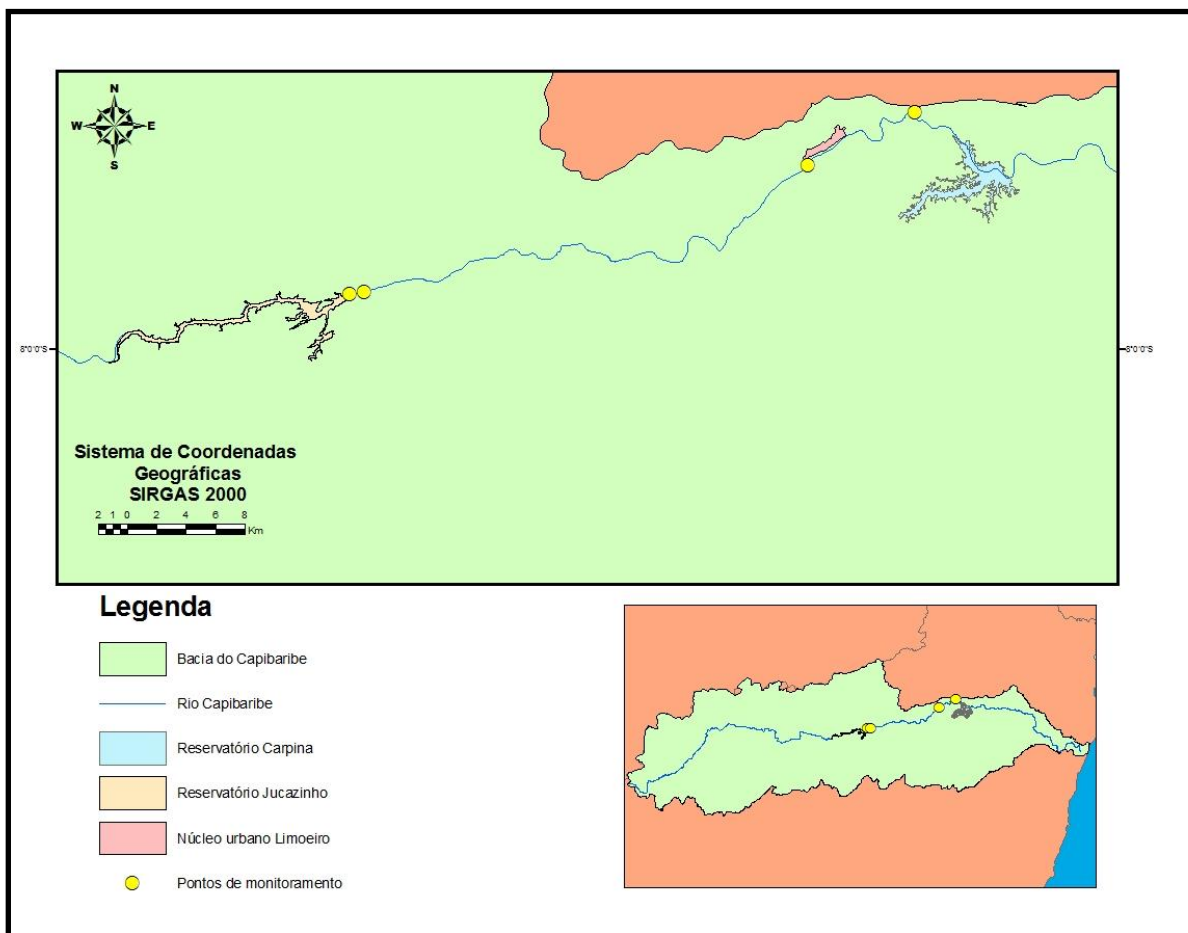


Figura 4.4- Área do trecho a jusante com os pontos de monitoramento da qualidade da água. Fonte: Barbosa, 2011.

Os parâmetros escolhidos para monitoramento do rio em face da descarga de fundo de Jucazinho foram pH, OD, DBO, amônia, fósforo total, nitrato, nitrito, sulfato e alguns metais (cádmio, chumbo, cromo, manganês, zinco, níquel e ferro).

É importante salientar que a Resolução CONAMA 357/05 estabelece que, para rios enquadrados na Classe II, como é o caso do Capibaribe, deverão ser atendidos os seguintes limites: OD não inferior a 5 mg/L; DBO até 5 mg/L e fósforo total até 0,050 mg/L, em ambientes intermediários, com tempo de residência entre 2 e 40 dias, e tributários diretos de ambiente lântico. Contudo, vale lembrar que estes valores são metas a serem atingidas, quando se efetua o enquadramento do corpo hídrico.

Como citado anteriormente, foi adotado um volume mínimo no reservatório para a operação de descarga de fundo em Jucazinho. Esta imposição já foi levada em consideração no balanço de massa estabelecido, porém a qualidade da água também é uma restrição a ser atendida nesta operação. Com o teste, avaliou-se o comportamento da água liberada no trecho a jusante de Jucazinho e no manancial, garantindo a segurança quanto à qualidade da água do rio em face à liberação dos volumes de descarga definidos nesta tese. Os resultados do monitoramento da qualidade da água no rio e em Jucazinho são apresentados no item 5.4.

Capítulo 5

RESULTADOS E DISCUSSÕES

5.1 CLASSIFICAÇÃO TRÓFICA DE JUCAZINHO

De acordo com os dados do programa de monitoramento sistemático da qualidade da água realizado pela APAC/CPRH entre 2005 e 2011, a água superficial em Jucazinho apresenta-se com valores dentro do que estabelece a Resolução CONAMA 357/05 para o OD, DBO e coliformes termotolerantes, para a maioria dos dados observados. Contudo, para o fósforo total observam-se valores superiores ao limite estabelecido pela legislação ambiental, que define o valor máximo de 0,03 mg/L para águas de ambientes lênticos, enquadradas na Classe II da referida Resolução.

Como o entendimento do comportamento da qualidade da água de um reservatório passa pela avaliação das condições de eutrofização do lago (TUCCI, 1998) é pertinente apresentar a evolução do grau de trofia do reservatório ao longo dos anos monitorados. Para avaliar o estado trófico dos reservatórios em Pernambuco, a CPRH utiliza o IET de Carlson Modificado por Toledo, conforme apresentado no item 2.3.

É importante ressaltar que o grau de eutrofização de um corpo hídrico tomado como um valor médio anual não é representativo do seu estado trófico, tendo em vista a variação sazonal de fatores ambientais que exercem influência na dinâmica do reservatório. O processo de eutrofização pode apresentar variações no decorrer do ano, havendo épocas em que se desenvolve de forma mais intensa e outras em que pode ser mais limitada. Em geral, nos meses mais quentes, com o aumento da temperatura da água, maior disponibilidade de nutrientes e condições propícias à penetração de luz, é comum observar-se um incremento do processo. Assim, serão apresentados os resultados bimestrais, ou seja, em seis meses do ano (janeiro, março, maio, julho, setembro e novembro), conforme os dados do monitoramento sistemático da APAC/CPRH.

Na Figura 5.1 é apresentada a evolução anual do IET para Jucazinho nos anos de 2005 a 2011. Nesta figura, verifica-se que em 2005 o IET apresentou maior

variabilidade entre os meses, alcançando valores menores nos meses do período chuvoso (de maio a agosto) e maiores na estiagem (de setembro a abril). Em dezembro de 2004, de acordo com informações da COMPESA e relatado por Albuquerque (2005), ocorreram manobras operacionais na válvula de descarga do reservatório, o que pode ter ocasionado a ressuspensão do fósforo sedimentado no fundo, passando-o para a coluna de água. Para os outros anos, observa-se uma tendência a manter-se entre os valores de 50 e 60, o que caracteriza Jucazinho como um reservatório mesotrófico a supereutrófico pelo Índice de Estado Trófico de Carlson Modificado.

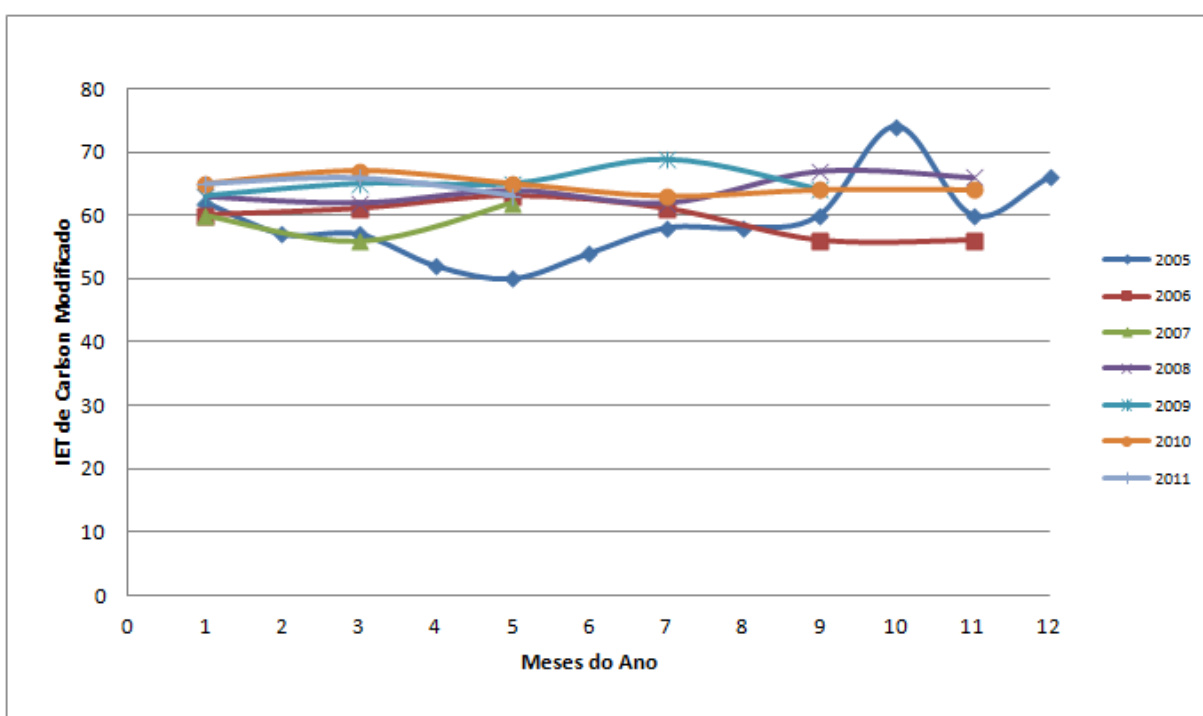


Figura 5.1- Índice de Estado Trófico do reservatório Jucazinho. Fonte: Elaborada a partir dos dados do monitoramento sistemático do reservatório Jucazinho- APAC/CPRH.

Na Figura 5.2 observa-se com maior detalhe a evolução do estado trófico do reservatório entre os anos 2005 e 2011. É claro o aumento do IET ao longo dos anos, o que reforça a necessidade de redução do aporte de nutrientes para desacelerar o processo de crescimento excessivo de biomassa verde.

Conforme apresentado no item 2.2.3, o estado mesotrófico apresenta uma variação de 0,019 a 0,052 $\mu\text{g/L}$ de fósforo e concentração de clorofila *a* de 3,24 a 11,03 $\mu\text{g/L}$. Para o nível supereutrófico as concentrações se elevam para uma faixa de 0,120 a 0,233 $\mu\text{g/L}$ e 33,55 a 69,05 $\mu\text{g/L}$, respectivamente, para o fósforo total e a clorofila *a*. Com base nestes limites, observa-se que houve um considerável aumento destes

parâmetros para que o IET de Jucazinho passasse do estado mesotrófico em 2005 a 2007 para o supereutrófico a partir de 2008.

As precipitações ocorridas nos anos de 2006 e 2007 não foram capazes de gerar vertimento no reservatório neste período, o que poderia eliminar boa parte dos nutrientes presentes na água, e como, consequência, repercutiu em um considerável acúmulo de fósforo ao longo do rio, o qual foi carregado para o manancial com as primeiras chuvas de 2008, apresentando considerável aumento no IET neste ano. Com os vertimentos que ocorreram anualmente partir de 2008 até 2011, verifica-se uma tendência à estabilidade no estado trófico do reservatório, permanecendo em supereutrófico.

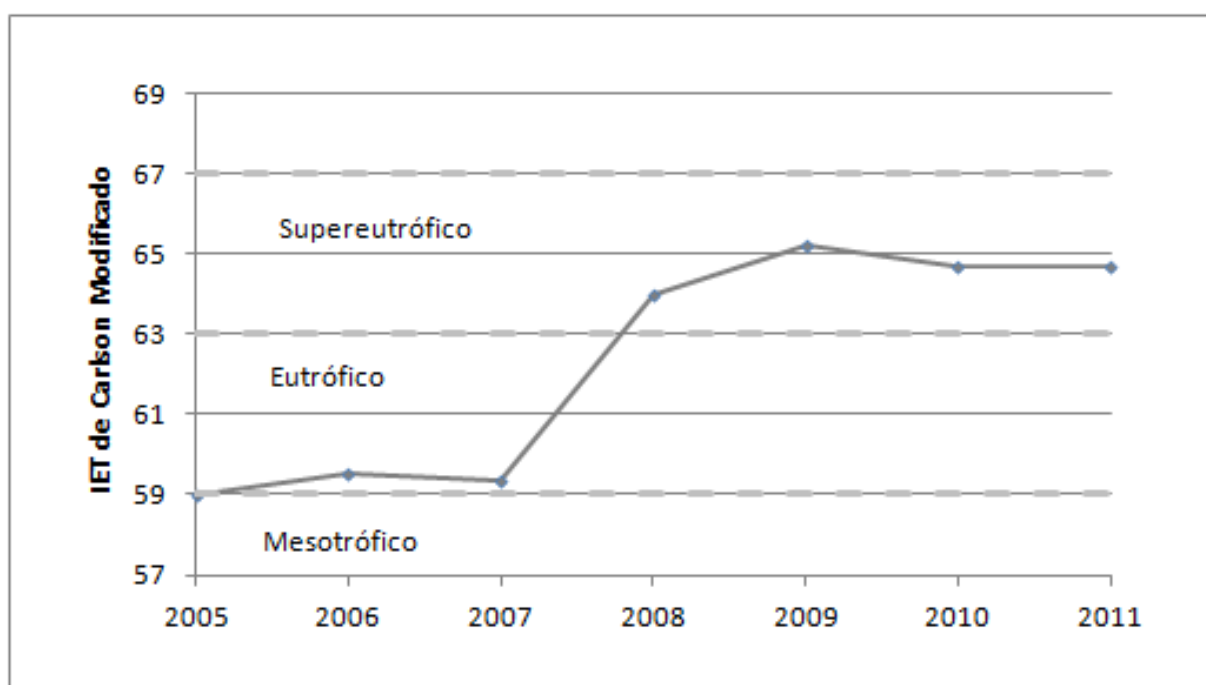


Figura 5.2 - Evolução do IET médio no reservatório Jucazinho. Fonte: Elaborada a partir dos dados do monitoramento sistemático do reservatório Jucazinho – APAC/CPRH.

Como em um ambiente eutrófico há maior tendência à proliferação de cianobactérias, é interessante apresentar resultados do monitoramento destes organismos.

Os valores de cianobactérias apresentam uma grande variação no período¹¹ de 2005 a 2010. Na Figura 5.3 são apresentados valores médios observados de densidade de cianobactérias, fósforo total e volume de água acumulado. É possível

¹¹ Os resultados do ano de 2011 ainda não estavam disponíveis, por esta razão não entraram na análise.

observar o consumo de fósforo à medida que aumenta o número de cianobactérias. Por outro lado, a ausência de chuvas no período de 2006 e 2007, contribuiu para a diminuição de nutrientes que são carregados com as precipitações, conforme comentado anteriormente. Vale ressaltar que alguns gêneros de cianobactérias conseguem acumular nutriente para uso posterior em um período de escassez, o que justifica florações destes organismos, mesmo quando se verifica baixos teores de fósforo na água (ANDREOLI & CARNEIRO, 2005)

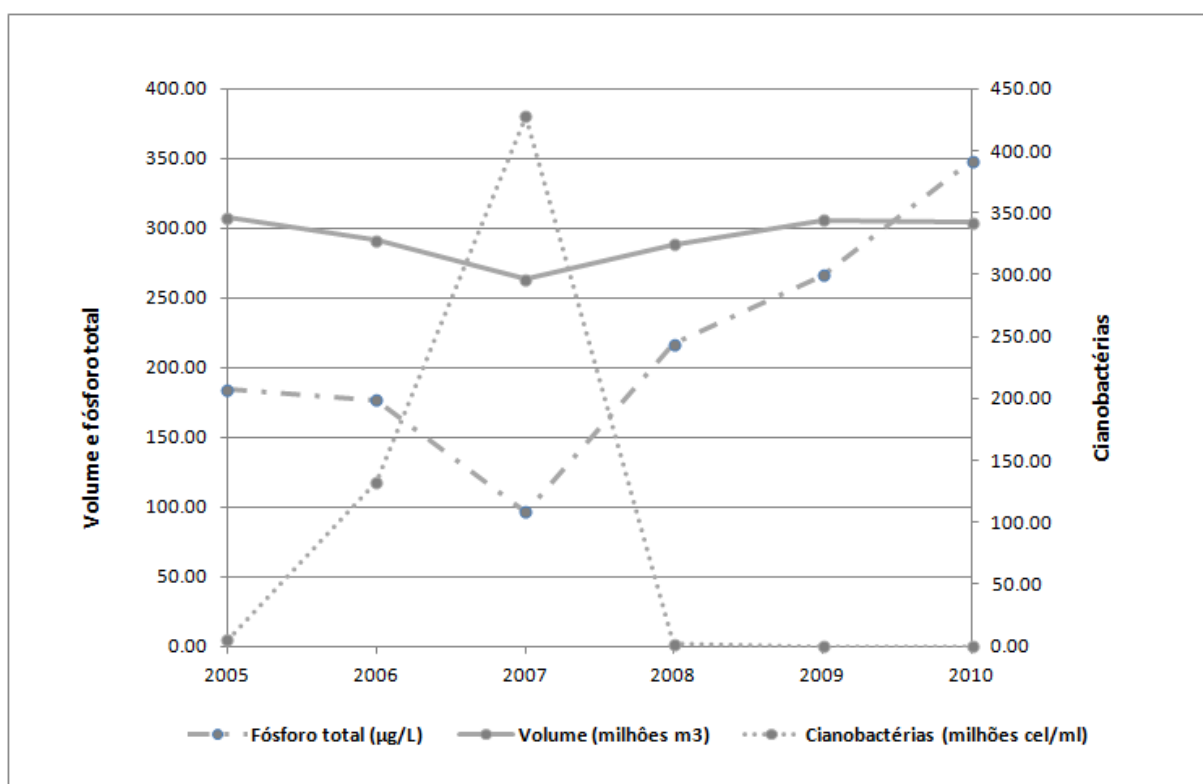


Figura 5.3- Evolução das cianobactérias, do fósforo total e do volume acumulado em Jucazinho entre 2005 e 2010. Fonte: Elaborada a partir dos dados do monitoramento sistemático do reservatório Jucazinho – APAC/CPRH.

Da mesma forma, pode-se analisar a repercussão do vertimento, através da variação do volume, na eliminação de cianobactérias na água do manancial. Observa-se que ocorreu “bloom” de cianobactérias no período onde não ocorreu vertimento do reservatório. Em maio de 2007 foi verificada a maior contagem de cianobactérias por unidade de volume em toda a série de dados analisada. A partir de 2008, as cianobactérias diminuíram consideravelmente.

Albuquerque e Oliveira (2010) verificaram em Jucazinho maiores concentrações de fósforo total nos meses de março a junho e menores nos meses de janeiro a março de 2007, além do decaimento da densidade de cianobactérias nos meses de março

a setembro deste mesmo ano. Os autores ressaltam que valores do fósforo mais elevados no período de chuvas podem indicar a influência da bacia de contribuição do reservatório e que a mortandade das cianobactérias pode estar relacionada com a quebra da estabilidade térmica ocasionada pela mistura da massa de água durante o inverno.

Vale ressaltar que no ano de 2007, diferentemente dos outros anos, foram realizadas pela APAC/CPRH apenas três amostragens para monitoramento da qualidade da água superficial do reservatório (janeiro, março e maio), o que não permite compará-los com o trabalho de Albuquerque e Oliveira (2010). Porém, para os demais anos do período monitorado, verifica-se uma tendência a apresentar valores mais elevados de fósforo total no período de chuvas e menores nos meses de estiagem, de acordo com os dados do monitoramento sistemático da APAC/CPRH. Isso é decorrente do regime intermitente do rio: é no período chuvoso que a carga poluente, que repousa ao longo da calha fluvial nas proximidades dos focos de poluição, é transportada para o reservatório.

5.2 CARGA ACUMULADA E APORTE DE FÓSFORO TOTAL

As concentrações de fósforo total nos anos de 2001, 2004 e 2011 permitiram uma avaliação do comportamento deste nutriente ao longo dos anos em Jucazinho. A Tabela 5.1 mostra as concentrações de fósforo observadas nos referidos anos, obtidas junto às fontes já referenciadas.

Por outro lado, é interessante apresentar, na forma de gráfico, a variação das concentrações de fósforo nas profundidades amostradas. Na Figura 5.4 verifica-se a variação de P na coluna de água no ano de 2001, 2004 e 2011, nas respectivas datas de amostragem.

Tabela 5.1- Dados de concentrações de fósforo total ao longo do perfil do reservatório.

Prof. (m)	04/04/01	24/04/01	10/07/01	05/04/04	10/08/04	15/09/11
0	0,042	-	-	-	-	0,460
0,3	-	-	-	0,088	-	-
2	0,045	0,077	-	-	-	-
4	0,091	0,080	-	-	-	-
5	-	0,278	0,136	0,059	0,172	0,420
6	-	0,103	-	-	-	-
8	0,097	0,069	-	-	-	-
10	-	-	0,123	0,021	-	0,420
12	0,070	0,083	-	-	-	-
14	0,076	0,083	-	-	-	-
15	-	-	0,126	0,001	0,160	0,430
17	0,140	-	-	-	-	-
18	-	0,134	-	-	-	-
20	0,144	-	0,129	-	0,205	0,440
22	-	0,270	-	-	-	-
23	0,125	-	-	-	-	-
25	-	-	0,139	0,091	0,211	0,450
26	0,261	0,301	-	-	-	-
30	-	-	0,120	0,119	0,232	0,460
35	-	-	-	0,084	0,199	0,480
40	-	-	-	0,037	0,343	0,490
45	-	-	-	0,003	0,244	-

Fonte: Anos 2001 e 2004- dados coletados e analisados pela COMPESA. Disponível em Albuquerque (2005). Ano de 2011- amostras coletadas pela APAC e analisadas pela CPRH. Concentrações em mg/L.

Pela Figura 5.4 (primeiro perfil), verifica-se uma maior variação das concentrações ao longo da coluna de água nas campanhas realizadas em 04/04 e 24/04/2001, enquanto que os dados de P da campanha realizada no dia 10/07/2001, apresentam-se mais homogêneos, mantendo-se entre 0,10 e 0,20 mg/L. Esta variação, nas duas primeiras amostragens, pode estar associada às manobras operacionais na válvula dispersora para a descarga de fundo em Jucazinho, realizada no período de dezembro de 2000 até abril de 2001, conforme afirmado por

Albuquerque (2005). Esta operação¹² pode ter ocasionado perturbações nas concentrações de P na massa líquida.

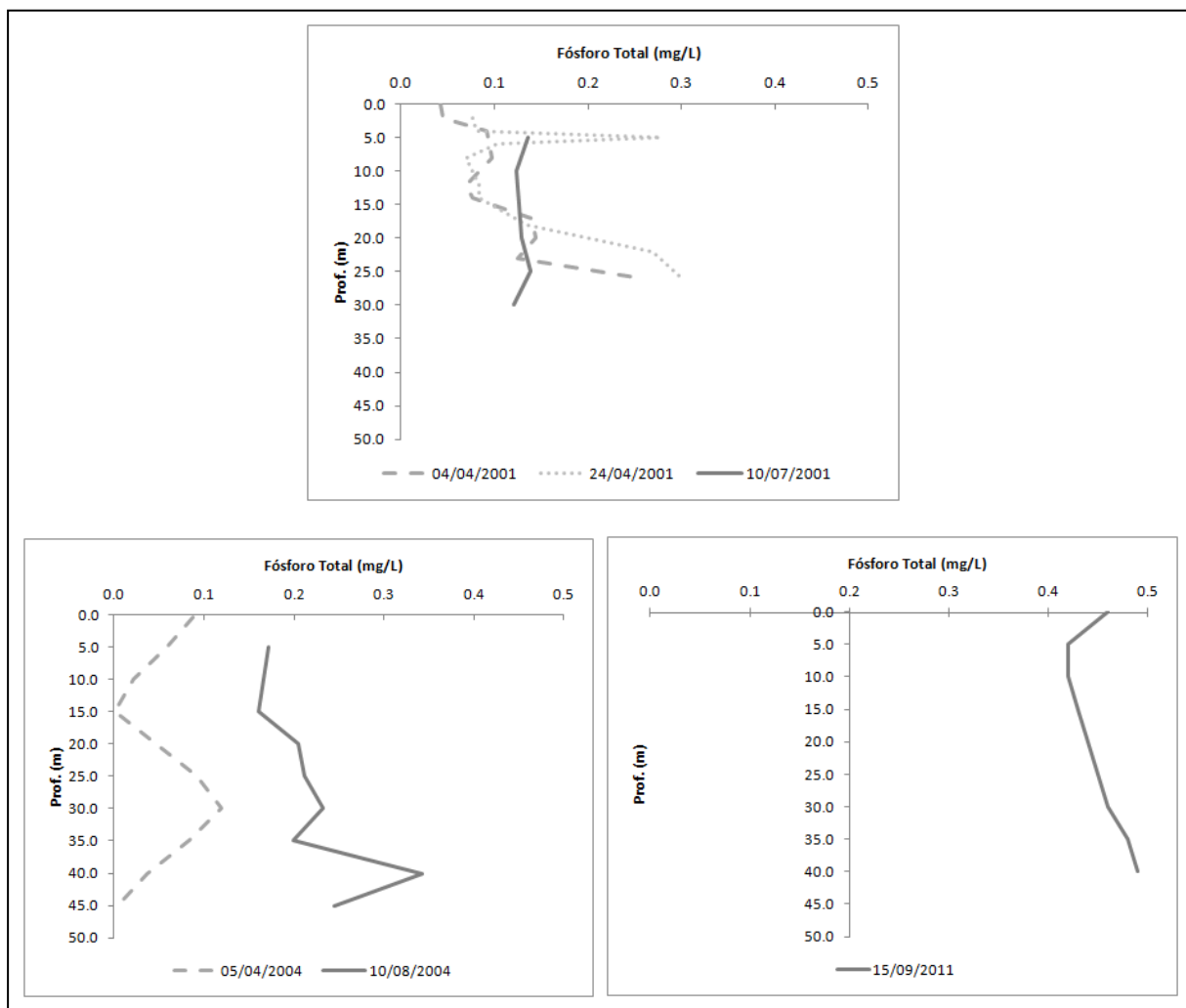


Figura 5.4- Variação da concentração de fósforo total na coluna de água em Jucazinho. Fonte: Elaborada com dados do monitoramento da COMPESA e da APAC.

Para os perfis do ano de 2004, observa-se que no fim do verão (05/04/2004) há menor conteúdo de fósforo no perfil quando comparado com os valores obtidos na campanha realizada no fim do período chuvoso (10/08/2004).

Por outro lado, pela análise da curva de operação do reservatório, apresentada na Figura 5.5, observa-se que em fevereiro de 2004 houve o primeiro vertimento, que se manteve até final de agosto. Este fato pode ter sido responsável pelo pouco conteúdo de P observado neste período, fazendo que a observação de 05/04/2004 não seguisse a tendência verificada nas observações anteriores em 2001 e em 10/08/2004.

¹² Vale ressaltar que a descarga de fundo só foi possível mediante a utilização de bomba submersa para a captação de água superficial, o que liberou a saída de água pela válvula dispersora.

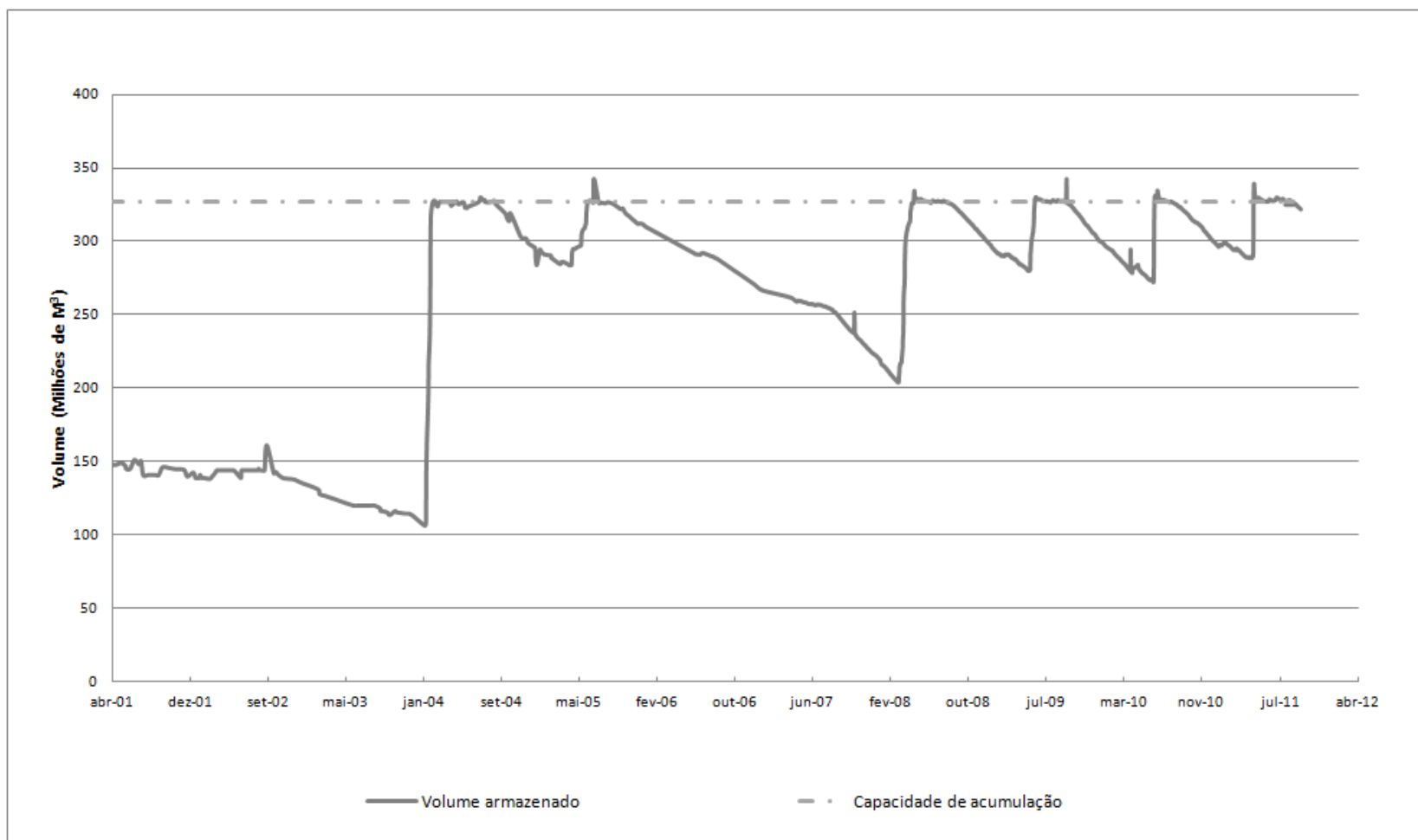


Figura 5.5- Curva de operação do reservatório Jucazinho. Fonte: Elaborada com dados fornecidos pela APAC.

Em relação à amostragem efetuada em 15/09/2011, de acordo com a Tabela 5.1, anteriormente apresentada, verifica-se pouca variação das concentrações deste nutriente da superfície ao fundo do reservatório nas profundidades amostradas.

Como se sabe, a temperatura influencia fortemente a qualidade da água em uma represa, fazendo com haja estratificação de parâmetros físicos e químicos nas camadas de água. A distribuição vertical dos nutrientes e o conseqüente acúmulo de substâncias e elementos químicos no hipolímnio é também condicionada pela temperatura. O rompimento da estratificação verifica-se quando há fortes ventos ou ocorrem fenômenos climatológicos ocasionais como resfriamento térmico muito rápido (TUNDISI & TUNDISI, 2008). Porém, pela elevada profundidade do reservatório (próximo ao barramento, no leito do rio, chega-se a mais de 40 metros), esta condição é mais difícil de ocorrer.

A quantificação em carga acumulada, adotando-se a metodologia descrita no item 4.2, leva ao conteúdo de P nos anos observados, conforme apresenta a Tabela 5.2.

Tabela 5.2- Carga de fósforo total acumulada nos anos de 2001, 2004 e 2011 no reservatório Jucazinho.

Data	Carga (kg/dia)
04/04/2001	11.962,64
24/04/2001	14.528,64
10/07/2001	12.179,88
05/04/2004	15.640,62
10/08/2004	46.824,70
15/09/2011	138.077,32

Observando a Tabela 5.2, nota-se um aumento considerável de P no reservatório entre os anos de 2004 e 2011, que pode ser justificado pela ausência de descarga de fundo neste período, a qual, sendo efetuada, faria com que houvesse a eliminação de parte da carga de fósforo na massa líquida, próximo à saída. Além disso, as precipitações observadas nos anos de 2006 e 2007 não foram capazes de ocasionar vertimento em Jucazinho, o que também contribuiu para elevação do fósforo no manancial, conforme comentado no item 5.1.

Uma comparação dos valores de P na coluna de água do reservatório obtidos em setembro de 2011 foi realizada. Para o ponto localizado mais a montante do barramento, observa-se que os valores de P permanecem na faixa de 0,41 a 0,44 mg/L. Conforme mostra a Figura 5.6, as concentrações de fósforo total nos dois pontos amostrados, em toda a coluna de água, apresentam a mesma tendência de valores, com a coincidência de valores de P nas profundidades de 5, 10 e 15 metros.

No ponto mais próximo à barragem (coleta em 15/09/2011) há maiores concentrações de P em todo o perfil da coluna de água, o que naturalmente se explica pela proximidade do barramento. A saturação deste nutriente na água pode ser uma das justificativas para a homogeneidade de P verificada nestes dois pontos, todavia, nada se pode afirmar, pois, além das variações espaciais, deve-se levar em conta a sazonalidade deste nutriente na água.

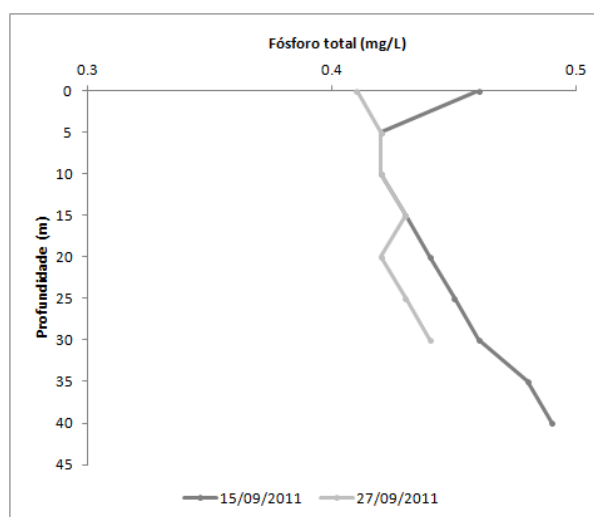


Figura 5.6- Perfil das concentrações de fósforo total em pontos a montante do barramento.

Com o objetivo de se obter uma tendência dos dados obtidos em campo, a Figura 5.7 mostra a carga acumulada no reservatório. Por regressão linear, estima-se a carga média acumulada ao longo dos anos, a qual é representada pelo coeficiente angular da equação.

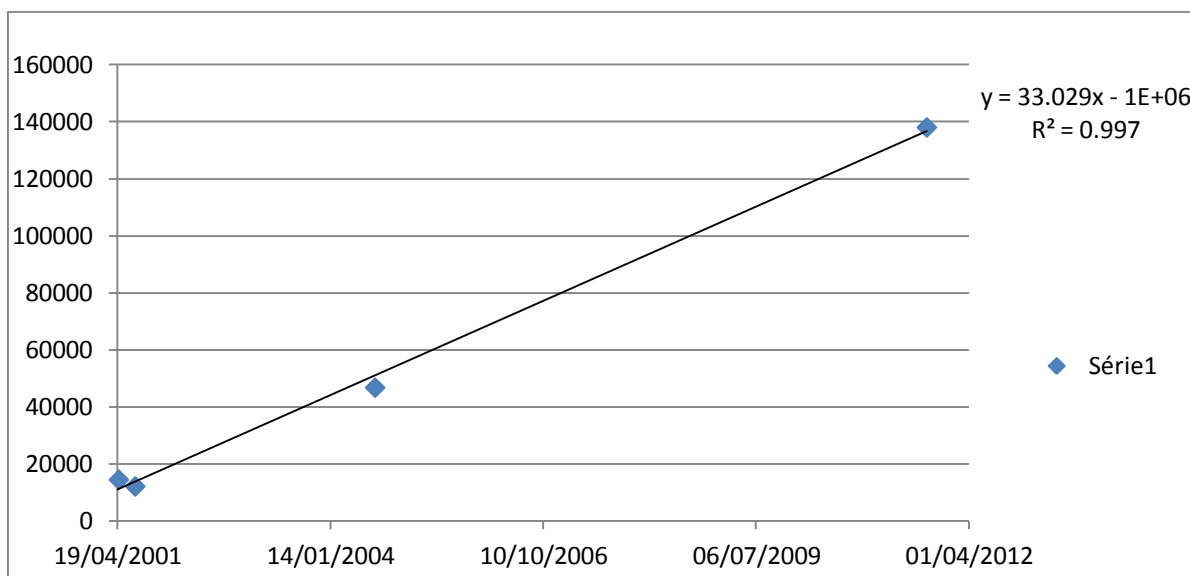


Figura 5.7- Modelo linear de representação da carga de fósforo total acumulada no reservatório Jucazinho.

Conforme mostra o gráfico, a acumulação média de fósforo no reservatório é de 33,03 kg/dia, o que corresponde a aproximadamente 11.293 kg/ano.

Definido o aporte médio de fósforo ao reservatório, procedeu-se uma análise de jusante para montante, para ajustar o percentual de perdas de fósforo total que se tem desde a sua geração até o manancial, devido às reações bioquímicas e ao transporte da substância ao longo do percurso do rio a acumulação média de P, conforme comentado anteriormente.

Na Tabela 5.3 são apresentadas as cargas de fósforo total geradas pelas contribuições de P dos efluentes domésticos e industriais, considerando os valores médios das variáveis, bem como a redução avaliada de fósforo para representar o conteúdo observado em Jucazinho.

Como mostra a Tabela 5.3, a análise permitiu estimar uma redução/perda em torno de 76% da carga de P gerada nas cidades de Santa Cruz do Capibaribe e Toritama até o reservatório, inclusive neste, para que possa representar o que está acumulado até a presente data em Jucazinho. A distância entre as duas cidades e desta última ao reservatório, pelo percurso do rio, é praticamente a mesma, ficando em torno de 25 km.

Tabela 5.3- Carga de fósforo total gerada, as respectivas perdas e a carga remanescente em Jucazinho.

Cenário adotado - população contribuindo com 1,6 g/hab.dia de P e lavanderia utilizando 100 L de água por peça e efluente com concentração de P de 3,6 mg/L

Município/ localidade	Carga gerada (kg/dia)	Perda entre Sta Cruz e Toritama (kg/dia)	Perda entre Toritama e o Jucazinho (inclusive) (kg/dia)	Carga remanescente em Jucazinho (kg/dia)
Sta Cruz do Capibaribe (efluente doméstico)	112,33	85,92	20,20	6,21
Toritama(efluente doméstico)	48,13	-	36,82	11,31
Lavanderias Toritama	32,40	-	24,78	7,62
Trapiá (efluente doméstico)	7,89	-	-	7,89
Redução/perda de P		76%	76%	
Fósforo aportado que está acumulado em Jucazinho (kg/dia)				33,03

5.3 PLANEJAMENTO DA OPERAÇÃO DO RESERVATÓRIO JUCAZINHO

Com os cenários definidos e a equação de balanço de massa estabelecida com a quantificação dos termos envolvidos, conforme descrito no item 4.4, procedeu-se a simulação das concentrações de fósforo total no Jucazinho, cujos resultados estão apresentados na Figura 5.8.

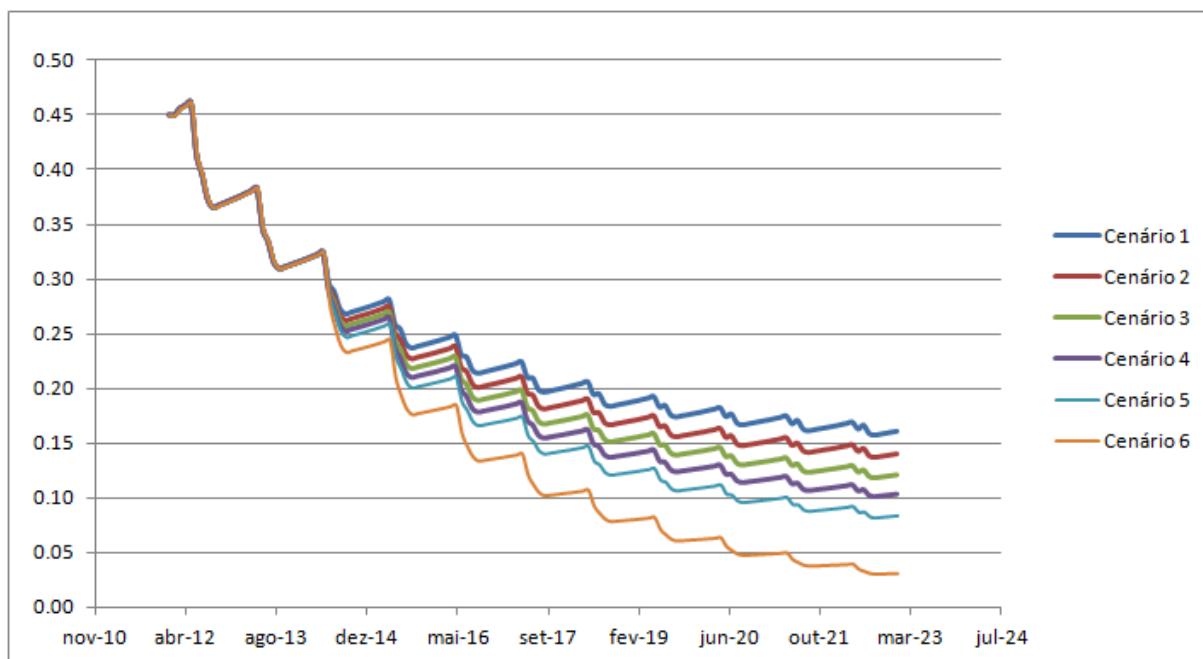


Figura 5.8- Simulação das concentrações de Fósforo Total no reservatório Jucazinho para os cenários previstos.

Com a simulação e otimização, chegou-se ao percentual de 20% do volume médio mensal vertido, no período de 2008 a 2011, usado para representar a descarga de fundo a ser efetuada nos meses chuvosos. Este percentual assegura o atendimento da vazão de restrição em todos os meses do ano no período de março de 2012 a agosto de 2023.

A Tabela 5.4 apresenta, com mais detalhes, os resultados da simulação, adotando-se os cenários previstos nesta pesquisa. Vale lembrar que, em todos os cenários, foram adotados os mesmos valores de concentração e carga iniciais (março de 2012), os quais foram 0,45 mg/L e 138,08 toneladas, respectivamente, conforme comentado anteriormente.

Tabela 5.4- Resultados das simulações de fósforo total no reservatório Jucazinho com os cenários previstos.

Cenário	Fósforo total agosto/2023 (mg/L)	Vazão média de descarga de fundo em m ³ /s					
		Março e abril de 2012	Nos meses de maio	Nos meses de junho	Nos meses de julho	Nos meses de agosto	Nos meses de setembro a abril
1- situação atual. Ausência de tratamento, consequentemente, lançamento de efluentes bruto ou não devidamente tratado ao rio Capibaribe	0,15	9,07	3,11	1,73	1,20	0,50	0,56
2- implantação de ETES nas comunidades com redução de 25% de aporte de P para efluente doméstico de Santa Cruz do Capibaribe e Toritama	0,13	9,07	3,11	1,73	1,20	0,50	0,56
3- implantação de ETES nas comunidades com redução de 40% de aporte de P com o tratamento do efluente doméstico de Santa Cruz do Capibaribe e Toritama	0,12	9,07	3,11	1,73	1,20	0,50	0,56
4- implantação de ETES nas comunidades com redução de 40% de aporte de P com o tratamento do efluente doméstico de Santa Cruz do Capibaribe, Toritama e Trapiá	0,11	9,07	3,11	1,73	1,20	0,50	0,56
5- implantação de ETES nas comunidades com redução de 40% de aporte de P com o tratamento do efluente doméstico das comunidades a montante de Jucazinho e 80% de redução de P com o tratamento dos efluentes industriais das lavanderias de Toritama	0,09	9,07	3,11	1,73	1,20	0,50	0,56
6- implantação de ETES nas comunidades a montante de Jucazinho com redução de 40% de aporte de P para efluente doméstico, somado a redução de 90% do teor de fósforo total em etapa específica de tratamento, além de implantação de ETES com redução de 80% de P para tratamento dos efluentes industriais das lavanderias de Toritama	0,03	9,07	3,11	1,73	1,20	0,50	0,56

De acordo com os resultados das simulações, adotando-se o **cenário 1**, verifica-se que mesmo não havendo redução de aporte de fósforo com a implantação das ETES nas cidades a montante do reservatório, porém mantendo-se a vazão de restrição de $0,56 \text{ m}^3/\text{s}$, nos meses de estiagem, e nos meses chuvosos uma vazão de 20% da vazão média mensal vertida no meses de maio a agosto para a descarga de fundo, haverá uma diminuição gradativa das concentrações de fósforo em Jucazinho, chegando-se ao valor de **0,15 mg/L** em agosto de 2023, como apresentado na Tabela 5.4.

O **cenário 2** e **3** foram previstos considerando uma redução no aporte de P de 25% e 40%, respectivamente, com a implantação das ETES nos núcleos urbanos a montante de Jucazinho, porém observa-se que o tratamento dos esgotos domésticos a este nível de eficiência produziu pouco efeito quando comparado com as concentrações de fósforo simuladas com o cenário 1. Vale lembrar que só a partir do ano de 2014 é que as intervenções com a operação das ETES poderão repercutir algum efeito na carga de fósforo aportada, conforme mencionado anteriormente. Com o sistema de esgotamento sanitário e o devido tratamento, a carga média remanescente lançada ao rio Capibaribe que chega a Jucazinho passou de 11.293 kg/ano para 9.693 kg/ano e 8.733 kg/ano, respectivamente, o que produzirá concentrações de fósforo no reservatório de **0,13 mg/L**, para o cenário 2 e **0,12 mg/L**, para o cenário 3, em agosto de 2023.

Por outro lado, após as reduções de P em Santa Cruz do Capibaribe e Toritama, verifica-se que o aporte ainda é razoavelmente alto devido às contribuições de esgoto do povoado de Trapiá, situada no remanso de Jucazinho, e das lavanderias de jeans em Toritama. Portanto, para produzir efeitos significativos na qualidade da água do reservatório no período de tempo analisado, deve-se recorrer à associação dos tratamentos dos efluentes (doméstico e industrial) para que se atinja o nível de qualidade desejado. Portanto, foram previstos outros cenários.

Para o **cenário 4** foi previsto implantação de ETES com eficiência de 40% no tratamento nas comunidades localizadas a montante do barramento, inclusive no povoado de Trapiá. Observa-se, com este cenário, que em agosto de 2023 a concentração de P em Jucazinho será reduzida a **0,11 mg/L**, caso permaneçam os mesmos níveis de produção e redução de aporte de fósforo estimados e a mesma vazão de descarga para os meses do ano, conforme apresentado na Tabela 5.4.

No **cenário 5** foi previsto uma associação do tratamento dos esgotos domésticos das comunidades com 40% de eficiência na remoção de fósforo e o tratamento dos efluentes das lavanderias de jeans em Toritama com 80% de eficiência de redução de PT. De acordo com a simulação, com os níveis de redução de fósforo estabelecidos para o cenário 5, produzirão concentrações médias de fósforo de **0,09 mg/L**, em agosto de 2023.

Contudo, nenhum dos cenários previstos conferiu a Jucazinho concentrações médias de P abaixo ou igual ao que recomenda a legislação ambiental. Neste sentido, o cenário 6 foi estabelecido como alternativa para alcançar, dentro do período estudado, o atendimento à legislação. Todavia, sabe-se que, para tratamento de esgotos domésticos, o nível de 90% de eficiência na remoção de fósforo só se atinge com etapa específica de tratamento, conforme comentado anteriormente. O **cenário 6** conferiu a Jucazinho concentrações de fósforo total de **0,03 mg/L**, em agosto de 2023, caso mantenham-se as mesmas contribuições de esgotos e os níveis de eficiências nas ETES implantadas e as vazões de descargas definidas para todos os meses do ano, no período de 2012 a 2023, conforme mostra a Tabela 5.4.

Observa-se na Figura 5.8 que os cenários 1 a 5 não conseguiram conferir a Jucazinho concentrações de fósforo total abaixo ou igual a 0,03 mg/L, conforme recomenda a Resolução 357/05 do CONAMA. Apenas a simulação adotando o cenário 6 conseguiu atender a referida resolução. Vale ressaltar que após o ano de 2023, os resultados de concentração de P apresentaram uma tendência a estabilização em todos os cenários previstos.

Com a análise dos resultados apresentados, percebe-se que as ações preventivas na bacia de contribuição como a implantação de estações de tratamento de efluentes e a operação eficiente do reservatório, com a devida liberação da descarga de fundo, influem consideravelmente na qualidade da água de Jucazinho. Quanto maior o nível de eficiência no tratamento dos efluentes e o volume de água renovado do manancial, menor será o tempo necessário para atingir o padrão recomendado pela legislação ambiental brasileira e menor será o risco de desencadear a eutrofização.

5.4 TESTE EXPERIMENTAL COM A OPERAÇÃO DA DESCARGA DE FUNDO

O monitoramento efetuado em Jucazinho e nos pontos a jusante dele mostra o comportamento da qualidade da água diante da operação da descarga de fundo efetuada no período de 30/01/12 a 24/02/2012. As Tabelas 5.5 e 5.6 apresentam os resultados dos parâmetros monitorados no reservatório e no trecho a jusante.

Vale salientar que a vazão de 15 m³/s, liberada pela descarga de fundo em Jucazinho, alcança a entrada do reservatório de Carpina em aproximadamente 13 horas, conforme modelo hidrodinâmico adotado pela APAC. Diante disto, a data de coleta, bem como a escolha dos pontos de monitoramento foi definida visando acompanhar o impacto deste volume próximo ao reservatório de Carpina.

A partir das tabelas 5.5 e 5.6 observa-se que maior parte dos dados relativos às formas de **nitrogênio**, seja no rio ou no reservatório, não foi detectada nas análises, esta última reforça o verificado no monitoramento sistemático da APAC/CPRH, realizado bimestralmente no referido reservatório.

Tabela 5.5- Resultados das análises realizadas em Jucazinho e no ponto a 1 km do barramento no dia 01/02/2012, após descarga de fundo.

Parâmetro	Superfície	Prof. 10 m	Prof. 30 m	Ponto a 1 km
pH	8,8	8,6	7,7	7,7
Condutividade elétrica a 20°C (µs/cm)	1573	1558	1549	1549
Amônia (mg/l)	ND	ND	1,47	1,39
Nitrito (mg/l)	ND	ND	ND	0,07
Nitrato (mg/l)	ND	ND	ND	ND
Sulfato (mg/l)	45,8	48,7	45,1	41,1
Manganês total (mg/l)	0,011	0,02	0,95	0,32
Fósforo total (mg/l)	0,42	0,41	0,60	0,59
Oxigênio dissolvido (mg/l)	4,8	4,5	0	4,3
Demanda bioquímica de oxigênio 5 dias a 20°C (mg/l)	3,1	1,9	10	3,6

ND= não detectado. Fonte: APAC/CPRH

Tabela 5.6- Resultados das análises realizadas no rio, a montante e jusante de Limoeiro, com as respectivas datas de coleta (30/01 antes e 01/02 após abertura válvula).

Parâmetro	Montante (30/01)	Jusante (30/01)	Montante (01/02)	Jusante (01/02)
pH	8,3	8,1	8,2	8
Condutividade elétrica a 20°C (µs/cm)	1906	2061	2240	1864
Amônia (mg/l)	ND	ND	ND	ND
Nitrito (mg/l)	ND	0,1	ND	0,07
Nitrato (mg/l)	ND	0,11	ND	0,06
Sulfato (mg/l)	60,9	65	68,4	64,1
Fósforo total (mg/l)	0,35	0,52	0,51	0,59
Oxigênio dissolvido (mg/l)	6,5	5,7	3,7	3,5
Demanda bioquímica de oxigênio 5 dias a 20°C (mg/l)	6,2	3,5	3,4	3,9

ND= não detectado. Fonte: APAC/CPRH.

A maioria dos **parâmetros inorgânicos** analisados como Cádmio total, Chumbo total, Cobre dissolvido, Cromo total, Ferro dissolvido, Níquel total e Zinco total não foram detectados. Alguns apresentaram valores, porém dentro do limite preconizado pela Resolução CONAMA 357/05. Apenas o Manganês total, na coleta a jusante de Limoeiro após abertura da descarga, apresentou valor acima do exigido para a atual classe do rio (Classe II) e no reservatório na profundidade de 30 metros. O sulfato, tanto para as amostras no rio como no reservatório, apresenta-se abaixo do que a legislação recomenda.

Porém, o **fósforo total** em nenhuma das coletas de água no **rio** atende a legislação, permanecendo acima do limite de 0,05 mg P/L, independente da liberação da água pela descarga de fundo, indicando pontos de poluição ao longo do percurso. Para o **reservatório**, nas diferentes profundidades, o fósforo permaneceu acima de 0,03 mg P/L, limite máximo permitido pela Resolução 357/05 do CONAMA, apresentando valores elevados para as maiores profundidades, corroborando com os resultados obtidos na campanha realizada em 15/09/2011, apresentados anteriormente na Tabela 5.1. Com a abertura da válvula ocorreu o que já era esperado: ressuspensão dos sedimentos acumulados no fundo do reservatório, o que justifica valores maiores para o fósforo após esta operação, na profundidade de 30 metros (Tabela

5.5) quando comparado com os valores encontrados nas campanhas de 15 e 27/09/2011 (Figura 5.6).

A avaliação da DBO e do OD deve ser feita separadamente para os dois ambientes estudados. No **reservatório** verifica-se a elevação de **DBO** e a diminuição do **OD** com o aumento da profundidade, o que era previsto tendo em vista as condições impostas neste ambiente. Porém, a 1 km o OD é bem maior do que o liberado na descarga de fundo e a DBO é reduzida.

Para a análise da qualidade da água do **rio**, a Figura 5.9 apresenta gráficos que relevam o comportamento do OD e da DBO, antes e após a abertura da válvula de descarga.

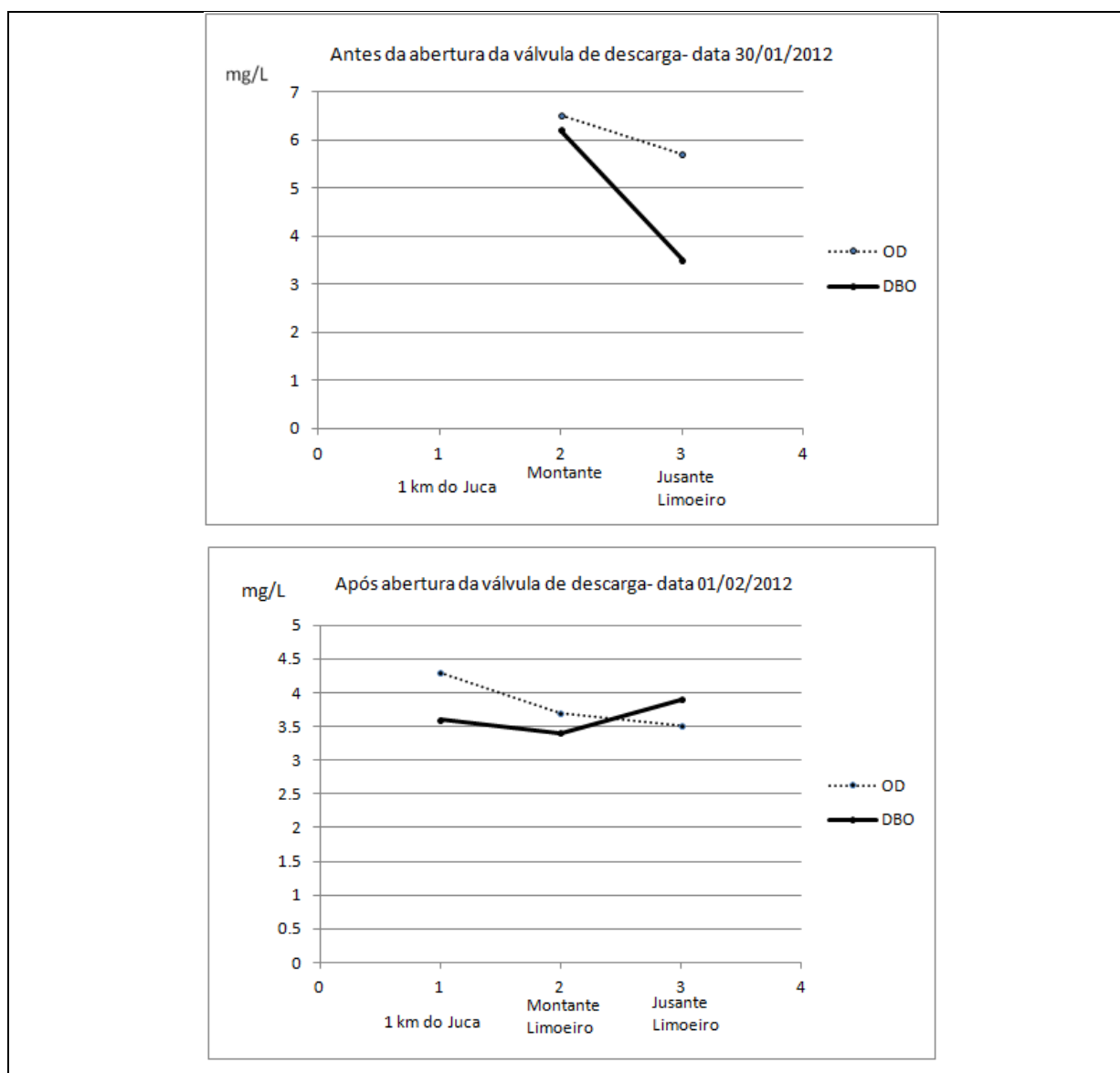


Figura 5.9- Comportamento do OD e da DBO no trecho a jusante de Jucazinho e montante de Carpina, antes e após a abertura da válvula de descarga.

Para o **rio**, como mostra a Figura 5.9 (gráfico 2), observa-se que, após abertura da válvula de descarga, a tendência da curva de **OD** é a mesma, porém os valores diminuíram, ficando abaixo do recomendado pela legislação para a Classe II. Este fato era esperado devido à quantidade de matéria orgânica contida na água hipolimnética liberada e a “lavagem” da calha do rio induzida pelo escoamento da água que transporta o esgoto estagnado no rio durante o período de estiagem. A diminuição do OD, para as amostras após abertura da válvula, se deve aos efeitos da diluição da DBO do volume de descarga com as águas do rio. Contudo, nas análises anteriores a abertura (gráfico 1), já se verifica uma diminuição de OD, revelando possíveis fontes de poluição no rio.

Por outro lado, uma análise dos valores observados de **DBO** na Figura 5.9 (gráfico 1) reforça esta observação, pois, mesmo antes da abertura da válvula, este parâmetro apresenta-se alto em relação ao que a legislação recomenda (máximo de 5 mg/L) com tendência a diminuição. Para esta situação, mesmo com a entrada dos esgotos de Limoeiro, a DBO diminui acentuadamente graças ao alto teor de oxigênio encontrado neste trecho (acima de 5 mg/L).

Observa-se também na Figura 5.9 (gráfico 2) que após a cidade de Limoeiro a tendência de diminuição da **DBO** não é verificada. Este fato está associado ao lançamento de esgoto bruto do núcleo urbano nestas proximidades, corroborando com o que foi verificado na análise do OD, neste mesmo gráfico.

Vale ressaltar que para os cenários adotados nesta tese, os valores de descarga de fundo são diferentes para cada mês do ano, tendo em vista os meses de estiagem e chuvosos, entretanto os valores se repetem a cada ano para o período em estudo (março/ 2012 a agosto/2023). O maior valor de descarga obtido foi de 9,07 m³/s, para o mês de abril de 2012, enquanto que a vazão no teste foi de 15 m³/s.

Com o teste, verifica-se, até a montante de Limoeiro, que a descarga de fundo efetuada em Jucazinho reproduziu a mesma tendência (OD e DBO) quando da sua não operação, porém com valores mais reduzidos de OD. Contudo, após a cidade, com a entrada dos esgotos do núcleo urbano, verifica-se que a DBO se eleva, a ponto do rio não conseguir, dentro do trecho analisado, voltar a reproduzir a tendência anterior verificada.

De forma geral, os resultados observados atestam que a operação do reservatório proposta pode ser feita sem risco de contaminação mais severa, dado que as vazões a serem liberadas serão inferiores ao teste realizado.

Capítulo 6

CONCLUSÕES

As conclusões foram agrupadas por item específico tratado neste estudo.

De acordo com dados do monitoramento sistemático da água superficial realizado pela APAC/CPRH utilizados neste trabalho, conclui-se que:

- o estado trófico de Jucazinho tem se elevado consideravelmente nos últimos anos, passando de mesotrófico em 2005 para supereutrófico em 2011;
- uma das possíveis causas da elevação do grau de trofia do reservatório se deve às fontes externas de aporte de fósforo, como lançamento de efluentes domésticos e industriais sem o devido tratamento, que chega ao reservatório durante o período de chuvas;
- a reciclagem interna de fósforo no manancial também pode ser considerada como uma causa da elevação da concentração de fósforo na água, visto que em situações de anoxia, o fósforo do sedimento retorna a coluna de água;
- a ausência de descarga de fundo em Jucazinho tem contribuído para o elevação da concentração de fósforo na coluna de água e no sedimento;
- as baixas precipitações nos anos de 2006 e 2007 acarretaram em baixas vazões no rio e pouca afluência ao reservatório. Consequentemente, em 2008, ano com maiores precipitações do que os anteriores, verifica-se um maior aporte de fósforo total ao reservatório, principalmente no início do período chuvoso;
- o vertimento que se verifica anualmente, a partir de 2008, tem colaborado para redução da fertilização das águas de Jucazinho e do crescimento de biomassa algal pela saída da água superficial; contudo, o processo não foi capaz de produzir redução no nível trófico do reservatório;
- as cianobactérias apresentaram maior densidade para os anos de baixas precipitações, ano de 2006 e 2007. Nos anos seguintes, estes organismos

apresentam-se em menor densidade, que pode estar associado à liberação de volume considerável de água com o vertimento.

As campanhas de amostragem de fósforo total no perfil da coluna de água realizadas no reservatório Jucazinho permitem concluir que:

- a pouca variação de P ao longo da coluna de água, nos dois pontos amostrados (15/09 e 27/09/2011), pode estar sinalizando uma saturação de fósforo na massa líquida;
- a semelhança das concentrações de P verificadas no ponto próximo ao flutuante/ barramento (coleta em 15/09/2011) e a montante (coleta em 27/09/2011) evidenciam uma possível mistura horizontal das concentrações de fósforo total no reservatório;

Com os dados observados em campo nos núcleos urbanos a montante do reservatório, às margens do rio, conclui-se que:

- é inquestionável a necessidade de implantação de SES nas comunidades a montante do reservatório Jucazinho que, por apresentarem seu núcleo urbano às margens do rio ou no remanso do reservatório, exercem forte influência na qualidade das suas águas;
- o lançamento de efluentes industriais das lavanderias, sem o devido tratamento em Toritama, e o barramento do rio para captação das suas águas para uso industrial neste trecho é um sério problema que atinge não só os moradores deste município, mas toda região que depende inteiramente das águas do rio e do reservatório Jucazinho;
- a degradação da vegetação nativa e a substituição por áreas de agricultura e criação de animais, observada no entorno do reservatório, podem estar contribuindo para elevação dos níveis de fósforo aportado a Jucazinho, em períodos de chuvas;

Em relação ao aporte de fósforo e a carga acumulada em Jucazinho, chega-se as seguintes conclusões:

- o reservatório Jucazinho acumulou uma carga de aproximadamente 138 toneladas de fósforo total no período de abril de 2001 a setembro de 2011;

- há uma estimativa de perdas de P ao longo do percurso do rio Capibaribe, do ponto onde são lançadas até o reservatório, inclusive neste, em torno de 76% para representar a carga/conteúdo atualmente presente no reservatório Jucazinho;

Com o balanço de massa do reservatório, adotando os cenários previstos na pesquisa, conclui-se que:

- todos os cenários previstos (cenário 1 ao 6) apresentaram reduções significativas nas concentrações médias de fósforo total, em agosto de 2023, inclusive para o cenário 1 que não conta com redução no aporte deste nutriente por não ser possível, até esta data, a implantação das ETES nas cidades de Santa Cruz do Capibaribe e Toritama;
- torna-se evidente a necessidade de associar o tratamento dos esgotos domésticos dos núcleos urbanos a montante de Jucazinho com o tratamento dos efluentes industriais das lavanderias de jeans em Toritama para reduzir o aporte de fósforo ao rio e consequentemente a Jucazinho;
- apenas o cenário 6, com a etapa complementar de tratamento dos esgotos domésticos nas comunidades e tratamento de efluentes industriais, é que foi possível conferir a Jucazinho concentrações de fósforo total igual ao que preconiza a legislação ambiental brasileira ($P < 0,03$ mg/L);
- o teste experimental de operação da descarga de fundo indica que as vazões propostas nesta pesquisa para este dispositivo poderão ser liberadas sem maiores riscos de deterioração da qualidade do rio a jusante;
- a liberação da água hipolimnética do reservatório, através da descarga de fundo, é uma técnica que deverá ser utilizada em Jucazinho, na tentativa de recuperar a sua qualidade, regularizar as vazões no trecho a jusante do barramento e, além disso, conferir um aumento na sua capacidade de contenção de enchentes.

Capítulo 7

RECOMENDAÇÕES

Algumas recomendações são listadas para desenvolvimento de novos trabalhos e o refinamento desta pesquisa para sua utilização em ações operacionais:

- caracterização dos efluentes domésticos e industriais quanto à presença de fósforo total para melhor caracterização;
- aprimoramento da metodologia adotada para determinação do aporte de fósforo a Jucazinho, tendo em vista que as áreas do entorno do reservatório são utilizadas para criação de gado e para a agricultura;
- acompanhamento sistemático dos efeitos da liberação da água com o início da operação da descarga de fundo no reservatório de Jucazinho, inclusive ao longo da coluna de água, bem como da repercussão da liberação desses volumes no rio a jusante e no reservatório de Carpina;
- efetuar também análises na água liberada pela descarga, antes mesmo de sua mistura com o rio e medir os efeitos desta liberação em relação à redução de P do sistema;
- incluir nas campanhas de monitoramento da qualidade da água liberada em Jucazinho os parâmetros cor aparente e verdadeira, turbidez e condutividade elétrica, tendo em vista a tipologia do efluente descartado na bacia de contribuição hídrica do reservatório e a relação destes parâmetros com outros monitorados;
- realizar campanhas limnológicas e de análise da qualidade da água permanentes, para caracterização dos corpos d'água da bacia de contribuição hídrica de Jucazinho;
- implantar outras ações preventivas na bacia de contribuição do Jucazinho, na tentativa de diminuir a degradação da qualidade das suas águas;
- por fim, recomenda-se o controle por parte do Poder Público e da sociedade em geral das fontes de poluição hídrica como forma de diminuir a degradação do rio Capibaribe e os conflitos pelo uso da água já verificados na região.

REFERÊNCIAS

AGÊNCIA ESTADUAL DE PLANEJAMENTO E PESQUISA DE PERNAMBUCO - CONDEPE/FIDEM. Base de Dados do Estado de Pernambuco. **Domicílios particulares permanentes, por tipo de esgotamento sanitário: ano de referência 2000**. Disponível em: <<http://www.bde.pe.gov.br>> Acesso em: set. 2008.

AGÊNCIA ESTADUAL DE PLANEJAMENTO E PESQUISA DE PERNAMBUCO- CONDEPE/FIDEM. Base de Dados do Estado de Pernambuco- BDE. **Perfil municipal, ano de referência 2010**. Disponível em: <<http://www.bde.pe.gov.br>> Acesso em: set. 2011.

AGÊNCIA ESTADUAL DE MEIO AMBIENTE E RECURSOS HÍDRICOS – CPRH. Diagnóstico Ambiental das Lavanderias de Toritama- PE. Recife, dezembro, 2005.

ALBUQUERQUE, Nancy Lins. **Estudos da presença do manganês no reservatório Jucazinho localizado na bacia hidrográfica do rio Capibaribe no Agreste pernambucano- Brasil**. 2005. 96f. Dissertação (mestrado em Tecnologia Ambiental)- Associação Instituto de Tecnologia de Pernambuco- ITEP OS, Recife, Pernambuco, 2005.

ALBUQUERQUE, N. L.; OLIVEIRA, F. H. P. Avaliação Sazonal da Qualidade da Água dos Reservatórios de Carpina e Jucazinho (PE), pertencentes à Bacia do Rio Capibaribe, Pernambuco – Brasil. In: Moura, A.N., Araújo, E.L., Bittencourt-Oliveira, M.C., Pimentel, M. M.; Albuquerque, U.P. (Eds.). **Reservatórios do Nordeste do Brasil: Biodiversidade, Ecologia e Manejo**. Bauru/ SP: Canal6/Recife, PE: NUPEEA. 2010. pp. 283-328. 576p.

ALINHAVANDO o futuro. **JC On Line**. Recife, 24 fev. 2011. Disponível em: <<http://www2.uol.com.br/JC/sites/alinhavando/>> Acesso em: set. 2011.

ALMEIDA, Mansueto. Understanding incentives for clustered firms in Brazil to control pollution: The case of Toritama. In: **Upgrading Clusters and Small Enterprises in Developing Countries**. Brasília: IPEA, 2008. Cap. 6, p.107- 134.

ANDREOLI, Cleverson V.; CARNEIRO, Charles (Eds.). **Gestão Integrada de Mananciais de Abastecimento Eutrofizados**. Ed. Graf. Capital Ltda, Curitiba: 2005. 500p.

ARAUJO, M.; COSTA, M.F.; AURELIANO, J.T. & SILVA, M.A. Mathematical modelling of hydrodynamics and water quality in a tropical reservoir, Northeast Brazil **Brazilian Journal of Aquatic Sciences and Technology**, v.12, n.1, pp.19-30, 2008.

ARCHELA, Edison et al. Considerações sobre a geração de efluentes líquidos em centros urbanos. **Geografia**, v. 12, n. 1. Jan/Jun. 2003.

AZEVEDO, L. G. T.; PORTO, R. L. L; PORTO, M. Sistema de apoio a decisão para o gerenciamento integrado de quantidade e qualidade de água: Metodologia e estudo de caso. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v. 3, n. 1, pp. 21-51, 1998.

BEVILACQUA, P. D.; AZEVEDO, S. M. F. O. & CERQUEIRA, D. A. Microrganismos Emergentes: Protozoários e Cianobactérias. In: Pádua, V. L. (coord.). **Remoção de microorganismos emergentes e microcontaminantes orgânicos no tratamento de água para consumo humano**. PROSAB. 1a. Ed. Rio de Janeiro: ABES, 2009, p. 90- 108. 391p.

BITTENCOURT, Simone; GOBBI, Eduardo Felga. Carga máxima de fósforo admissível ao reservatório Piraquara II, uma aplicação do processo TMDL. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 30, n. 3, p. 595-603, 2006.

BOUVY, M. et al. Limnological features in Tapacurá reservoir (northeast Brazil) during a severe drought. **Hydrobiologia**. 493, p. 115–130, 2003.

BRANDÃO, L. H. DOMINGOS, P. Fatores ambientais para a floração de cianobactérias tóxicas. **Saúde & Ambiente em Revista**. v.1, n.2, p.40-50p. jul-dez 2006.

Disponível em: <
http://www.unigranrio.br/unidades_acad/ibc/sare/v01n02/galleries/downloads/artigos/A01N02P05.pdf . Acesso em: Nov./2011.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. Agência Nacional de Águas- ANA. **A Evolução da gestão dos recursos hídricos no Brasil**. Brasília. 2002. 68p.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. Conselho Nacional de Meio Ambiente. **Resolução nº 357, de 17 de março de 2005**. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como

estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências. Disponível em

<<http://www.mma.gov.br/port/conama/res/res05/res35705.pdf>> Acesso em: jun. 2009 (2005a).

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. Conselho Nacional do Meio Ambiente. **Resolução nº 430, de 13 de maio de 2011.** Dispõe sobre as condições e padrões de lançamento de efluentes, complementa e altera a Resolução nº 357/2005, do Conselho Nacional do Meio Ambiente-CONAMA. Disponível em: <<http://www.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=646>> Acesso em ago. 2011 (2011a).

BRASIL. Ministério da Saúde. **Portaria nº 518/04, de 25 de março de 2004.** Estabelece os procedimentos e responsabilidades relativos ao controle e vigilância da qualidade da água para consumo humano e seu padrão de potabilidade, e dá outras providências. Disponível em: <http://www.anvisa.gov.br/legis/portarias/518_04.htm> Acesso em: mai. 2010.

BRASIL. Ministério da Saúde. **Portaria nº 2.914, de 12 de dezembro de 2011.** Dispõe sobre os procedimentos de controle e de vigilância da qualidade da água para consumo humano e seu padrão de potabilidade. Disponível em: <http://www.cesan.com.br/e107_files/downloads/nova_norma_brasileira_de_potabilidade_de_agua_2914-2011.pdf> Acesso em: jan. 2011 (2011b).

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. Conselho Nacional de Recursos Hídricos. **Resolução nº 37, de 26 de março de 2004.** Estabelece diretrizes para a outorga de recursos hídricos para a implantação de barragens em corpos de água de domínio dos Estados, do Distrito Federal ou da União. Disponível em: www.cnrh.gov.br Acesso em: dez. 2010.

BRASIL. Ministério da Integração Nacional. Secretaria de Infra-Estrutura Hídrica. Unidade de Gerenciamento do Proágua/Semi-árido. **Diretrizes ambientais para projeto e construção de barragens e operação de reservatórios.** Brasília: Bárbara Bela Editora Gráfica e Papelaria Ltda., 2005b. 107p.

BRASIL. Ministério da Integração Nacional. Departamento Nacional de Obras Contra as Secas- DNOCS. 3ª Diretoria Regional. **Hidrologia do reservatório de Jucazinho.** Recife: Águasol. 1995. 59p.

BRASIL. Ministério da Integração Nacional. Departamento Nacional de Obras Contra as Secas- DNOCS. 3ª Diretoria Regional. **Projeto Básico da Barragem Jucazinh: Estudos Geológicos e Geotécnicos**. Recife: Geogrup, 1991a. 56p.

BRASIL. Ministério da Integração Nacional. Departamento Nacional de Obras Contra as Secas- DNOCS. 3ª Diretoria Regional. **Projeto Básico da Barragem Jucazinh. Estudos Hidrológicos**. Recife: Geogrup, 1991b. 236p.

BRASIL. Ministério da Integração Nacional- MIN. Departamento Nacional de Obras Contra as Secas- DNOCS. 3ª Diretoria Regional. **Projeto Básico da Barragem Jucazinh: Relatório Preliminar**. Recife: Geogrup, 1991c. 24p.

BRASIL. Ministério de Minas e Energia. Secretaria de Geologia, Mineração e Transformação Mineral. Serviço Geológico do Brasil- CPRM. **Diagnóstico do Município de Santa Cruz do Capibaribe**. Recife. 2005b.

BRASIL. Ministério de Minas e Energia. Secretaria de Geologia, Mineração e Transformação Mineral. Serviço Geológico do Brasil- CPRM. **Diagnóstico do Município de Toritama**. Recife. 2005c.

BRASIL. Ministério da Saúde. Fundação Nacional de Saúde. **Cianobactérias Tóxicas na Água para Consumo Humano na Saúde Pública e Processos de Remoção em Água para Consumo Humano**. Disponível em: <
<http://www.cvs.saude.sp.gov.br/pdf/cianobacterias.pdf>> Acesso em: Dez./2011.

CARPENTER, S. Phosphorus control is critical to mitigating Eutrophication. **Proceedings of the Nacional Academy of Science**. v. 105, n. 32, 2008, 2p.

CARMICHAEL. Liver failure and human deaths at a haemodialysis centre in Brazil: microcystins as a major contributing factor. **Harmful Algae News**. N. 15. 1996. 2p.
Disponível em: <
<http://www.ege.fcen.uba.ar/limnologia/Materiales%20curso%20plancton%202007/Diagnoflagelados%20Plancton%202007/Microcystins%20in%20Caruaru.pdf>> Acesso em: Dez./2011.

CARMICHAEL et al. Human Fatalities from Cyanobacteria: Chemical and Biological Evidence for Cyanotoxins. **Environmental Health Perspectives**, v. 109, n. 7, pp. 663-668, 2001.

CASTAGNINO, W. A. **Investigación de modelos simplificados de eutroficación en lagos tropicales**. Organización Panamericana de La Salud (OPS)- Centro panamericano de Ingeniería Sanitaria y Ciencias del Ambiente (CEPIS). Versión revisada, pp. 1-30, 1982.

CHAGAS, M. A. **Tratamento de efluente têxtil por processo físico-químicos e biológico**. 85f. Dissertação (Mestrado em Tecnologia Ambiental e Recursos Hídricos)- Universidade Federal de Pernambuco- CTG, Departamento de Engenharia Civil, Recife, 2009.

CHAPRA, Steven C. **Surface water-quality modeling**. Long Grove: Waveland Press, Inc. 2008. 844p.

COMPANHIA PERNAMBUCANA DE SANEAMENTO- COMPESA. Esquema do Sistema Adutor Jucazinho. 2010.

COMPANHIA PERNAMBUCANA DE RECURSOS HÍDRICOS - CPRH. **Norma Técnica: Controle de carga orgânica em efluentes líquidos industriais Nº 2.001**. Recife, 2003. Disponível em: < <http://www.cprh.pe.gov.br/downloads/normas-cprh-2001.pdf> > Acesso em: setembro/2011.

COMPANHIA PERNAMBUCANA DE RECURSOS Hídricos - CPRH. **Norma Técnica: Autocontrole de efluentes líquidos industriais Nº 2.003**. Recife, s.d. Disponível em: < <http://www.cprh.pe.gov.br/downloads/normas-cprh-2003.pdf> > Acesso em: setembro/2011.

Companhia Pernambucana de Recursos Hídricos - CPRH. **Roteiro Complementar de Licenciamento e Fiscalização para a Tipologia Têxtil**. Recife, 2001. Disponível em: <http://www.cprh.pe.gov.br/downloads/roteiro-textil.pdf>. Acesso: dezembro/ 2011.

CRUZ CASTRO, H. FABRIZI, M. P. Impactos ambientais de reservatórios e perspectivas de uso múltiplo. **Revista Brasileira de Energia** v. 4. n. 1. 1995. Disponível em: < <http://www.sbpe.org.br/rbe/revista/9/> > Acesso em: Set./ 2011.

ESTEVES, Francisco de Assis. **Fundamentos da Limnologia**. 2. ed. Rio de Janeiro: Interciência, 1998. 602p.

ERTURK, a. et al. Application of water quality modelling as a decision support system tool for planned Buyuk Melen reservoir and its watershed. In: **Sustainable Use and Development of Watersheds**. Springer Netherlands. 2008. 242p.

FARIAS, Maria Mariah M. W. E. Costa. **Avaliação da vulnerabilidade à eutrofização de reservatórios de abastecimento na bacia do Capibaribe, Pernambuco.** 67f. Monografia (Tecnologia em Gestão Ambiental)- Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia de Pernambuco, Recife, 2010.

FERRAZ JR, A. D. N. **Tratamento de efluente têxtil em reator UASB seguido de biofiltro aerado submerso.** 2010. 85f. Dissertação (mestrado em Tecnologia Ambiental e Recursos Hídricos)- Universidade Federal de Pernambuco- CTG, Departamento de Engenharia Civil, Recife, 2010.

FERREIRA, T. F.; MARQUES, D. M. L. M. Aplicação de Phoslock para remoção de fósforo e controle de cianobactérias tóxicas. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v. 14, n. 2, pp. 73- 82, 2009.

FRANZEN, Melissa. **Dinâmica do fósforo na interface água-sedimento em reservatórios.** 2009. 176f. Tese (doutorado em Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental) – Universidade Federal do Rio Grande do Sul. Instituto de Pesquisas Hidráulicas. Porto Alegre, Rio Grande do Sul, 2009.

FREITAS, F. R. S., RIGHETTO A. M.; ATTAYDE J. L. Cargas de fósforo total e material em suspensão em um reservatório do semi-árido brasileiro. **Oecologia Australis**, v.15, n.3, pp. 655-665, 2011.

GARCIA, R.; TUCCI, C. E. M. Simulação da qualidade da água em rios em regime não-permanente: rio dos Sinos. **Recursos Hídricos**. v. 21, n. 2, p.17-26, 2000.

HOYBYE, J. et al. **Water quality modelling to support the operation of the Kakhovka Reservoir, Dnieper River, Ukraine.** In: Proceedings of the Fifth International Conference on Hydroinformatics, Cardiff, UK, 2002.

JENSEN, J.P.; JEPPESEN, E., OLRİK, K.; KRISTENSEN, P. Impact of nutrients and physical factors on the shift from cyanobacterial to chlorophyte dominance in shallow Danish lakes. **Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences**, v. 51, n. 8, pp.1692-1699, 1994.

JORDÃO, F. J.; PEREIRA, R. R. **Água para o Agreste.** 1ª. Ed. Belo Horizonte: Editora Manifesto. 2010. 126p.

JORGENSEN, S. E. **Lagos e reservatórios. Qualidade da água: o Impacto da eutrofização**. Vol. 3. 3. ed. 2. Edição em português. Traduzido por Tundisi e Tundisi, UNEP- IETC/ILEC, 2001. 34p.

JORGENSEN, Sven E. The application of models to find the relevance of residence time in lake and reservoir management. Papers from Bolsena Conference (2002). Residence time in lakes: Science, Management, Education **J. Limnol.**, 62(Suppl. 1): 16-20, 2003.

JORGENSEN, S. E.; VOLLENWEIDER, R. A. **Guidelines of lake management. Principles of lake management**. Vol. 1. ILEC/UNEP, 1988. 195p.

LAVANDERIAS punidas por poluição. **Jornal do Comércio**, Recife, 16 março de 2012. Disponível em:<
http://www1.amppe.com.br/cms/opencms/amppe/servicos/clipagem/2012/mar/clipagem_0106.html> Acesso em: março/2012.

LAMPARRELI, M. C. **Graus de trofia em corpos d'água do Estado de São Paulo: avaliação dos métodos de monitoramento**. 2004. 207f . Tese (doutorado em Ecossistemas Aquáticos e Terrestres)- Instituto de Biociências da Universidade de São Paulo, São Paulo, 2004.

LINS, M. C. R. F.; TAVARES, E.; RAPOSO, J. A. **Pólo de lavanderias de jeans no agreste Pernambucano. Histórias de sucesso: indústria têxtil e confecções madeira e móvel**. Brasília: SEBRAE, 2006.

MADIGAN, M. R.; MARTINKO, J. M.; BROCK, T. D. **Brock Biology of Microorganisms**. 11th Ed. Upper Saddle River/NJ: Pearson Prentice Hall, 2006.

MELO, A. D.. **Operação de reservatório no Semiárido considerando critérios de qualidade de água**. 2005. 89f. Dissertação (mestrado em Engenharia Sanitária e Ambiental)- Universidade Federal de Campina Grande. Paraíba, 2005.

MARGALEF, R. **Limnologia**. Barcelona: Ediciones Omega S. A. 1983. 1819p.

METCALF & EDDY. **Wastewater Engineering: treatment and reuse**. 4° ed. Nova York, 2003. 1010p.

MILLS, C. et al. **Development and use of a decision support tool for supporting the operation of Melbourne Water's drinking water reservoirs, Victoria, Australia**. In: 19th International Congress on Modelling and Simulation, Perth,

Australia, 12–16 December 2011. Disponível em: <
<http://mssanz.org.au/modsim2011> >. Acesso em: março/2012.

MOTA, F. S. B.; SPERLING, M. V. (coord.). **Nutrientes de esgoto sanitário: utilização e remoção**. Rio de Janeiro: ABES, 2009. 428p.

OLIVEIRA, F. P. **Percepção Ambiental e Gestão do Meio Ambiente de Toritama (PE) – estudo da percepção de diferentes atores sociais sobre o rio Capibaribe**. 2007. 140f. Dissertação (Mestrado em Gestão e Políticas Ambientais)- Universidade Federal de Pernambuco- CFCH- Departamento de Geografia, Recife, 2007.

OLIVEIRA, M. C. B.; MOLICA, R.. Cianobactéria Invasora- Aspectos Moleculares e Toxicológicos de *Cylindropermopsis Raciborskii* no Brasil. **Revista Biotecnologia Ciência e Desenvolvimento**, edição, n. 30, jan/jun, 2003.

OPERAÇÃO prende empresários e fecha lavanderias em Toritama, Recife, **Jornal do Comércio**, 15 de março de 2012. Disponível em: <
<http://jconline.ne10.uol.com.br/canal/cidades/geral/noticia/2012/03/15/operacao-prende-empresarios-e-fecha-lavanderias-em-toritama-35809.php> > Acesso em: março/2012.

PADOVESI, F. C., PHILOMENO, M. G.; ANDREONI, B. C. Limnological features after a flushing event in Paranoá reservoir, Central Brazil. **Acta Limnol. Bras.**, v. 21, n. 3, p. 277-285, 2009.

PEREIRA, Regis S. Identificação e caracterização das fontes de poluição em sistemas hídricos. **Revista Eletrônica de Recursos Hídricos**, v. 1, n.1, jul/set 2004, p.20-36.

PERNAMBUCO. Secretaria de Ciências, Tecnologia e Meio Ambiente - SECTMA. **Plano Estadual de Recursos Hídricos**. Recife, 1998.

PERNAMBUCO. Secretaria de Recursos Hídricos – SRH. **Plano Diretor de Recursos Hídricos da Bacia do Rio Capibaribe**, Recife, 2002.

PERNAMBUCO. Secretaria de Recursos Hídricos e Energéticos – SRHE. Projetec BRLi. **Plano Hidroambiental da Bacia Hidrográfica do Rio do Capibaribe**. TOMO I (vol 1, 2 e 3) e TOMO IV. Recife, 2010.

QUEVEDO, Cláudia Maria Gomes de. **As atividades do homem e a evolução da dinâmica do fósforo no meio ambiente**. 2009. 247f. Dissertação (Mestrado em

Saúde Pública)- Universidade de São Paulo- Faculdade de Saúde Pública, São Paulo, 2009.

RAICEVIC, V. et al. **African Journal of Biotechnology**, v. 10(10), pp. 1736-1744, 2011. Disponível em: < <http://www.academicjournals.org/AJB>> Acesso em: Nov./2011.

RŮŽIČKA, M.; HEJZLAR, J.; MIKEŠOVÁ, P. COLE, T. M. 2-D water quality modelling of a drinking water reservoir. **Journal of Hydrology and Hydromechanics**, v. 50, n.3, pp. 258–272, 2002.

SALAS, Henry J.; MARTINO, Paloma. A Simplified Phosphorus Trophic State Model for Warm-Water Tropical Lakes. **Water Resources**, v. 25, n. 3, pp. 341-350, 1991.

SANTOS, Ester Oliveira. **Caracterização, biodegradabilidade e tratabilidade do efluente de uma lavanderia industrial**. 2006. 136f. Dissertação (mestrado em Tecnologia Ambiental e Recursos Hídricos)- Universidade Federal de Pernambuco- CTG- Departamento de Engenharia Civil, Recife, 2006.

SANTOS, E. O.; BRAYNER, F. M. M.; FLORÊNCIO, L. Estudos das características dos efluentes gerados em lavandeias/tinturarias de jeans na cidade de Toritama- Pernambuco. In: XXII Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, 2003, Joinville/SC. **Anais...** Set. 2003.

SCHINDLER, D. W. et al. Eutrophication of lakes cannot be controlled by reducing nitrogen input: Results of a 37-year whole-ecosystem experiment. **Proceedings of the Nacional Academy of Science**, v. 105, n. 32. p. 11254–11258p. 2008.

SILVA, J. R. L. **Dinâmica de cianobactérias e cianotoxinas em um braço do reservatório da usina hidroelétrica Luiz Eduardo Magalhães e suas implicações para o abastecimento público de Palmas- TO**. 2009. 114f. Dissertação (mestrado em Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental)- Universidade Federal do Rio Grande do Sul- IPH, Porto Alegre, 2009.

SILVA, Gilson Lima. **Redução de corante em efluente de processo de tingimento de lavanderias industriais por adsorção em argila**. 2005. 116f. Tese (doutorado em Engenharia Química)- Faculdade de Engenharia Química, Campinas, São Paulo, 2005.

SMITH, D.; HORNUNG, L. Optimization Modeling of Phosphorus Removal in Reservoir and Stormwater Treatment Areas. **Florida Water Resources Journal**. June, 2005.

SOBRINHO, P. A.; JORDÃO, E. P. Pós-tratamento de efluentes de reatores anaeróbios – uma análise crítica. In: CHERNICHARO, C. A. L. (coordenador). **Pós-tratamento de efluentes de reatores anaeróbios**. Belo Horizonte: Prosab. 2001. 1^a. ed., v.1. Disponível em: <http://www.finep.gov.br/prosab/livros/ProsabCarlos/Cap-9.pdf> Acesso: setembro/2011.

SOYUPAK, S. et al. Evaluation of eutrophication control strategies for the Keban Dam reservoir. **Ecological Modelling**, v. 97, Issues 1–2, pp. 99–110, 1997.

SPERLING, Marcos von. **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos**. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental/ UFMG, 1996. 243p.

SPERLING, Marcos von. **Estudos da modelagem da qualidade da água**. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental/ UFMG, 2007. 588p.

SPERLING, Marcos von et al. Impacto dos nutrientes do esgoto lançado em corpos de água. In: MOTA, F. S. B.; SPERLING, M. V. (coord.). **Nutrientes de esgoto sanitário: utilização e remoção**. Rio de Janeiro: ABES, 2009. 428p.

TEIXEIRA, Maria da Glória Lima da Cruz, et al. Gastroenteritis Epidemic in the Area of the Itaparica Dam, Bahia, Brazil. **Bulletin of the Pan American Health Organization**, v. 27, n. 26, p. 502-512, 1993.

THOMANN, R. V.; MÜLLER, J. A. **Principles of surface water quality modeling and control**. New York: Harper Collins, 1987. 644p.

TOLEDO, A. et al.. A aplicação de Modelos Simplificados para a avaliação do processo da eutrofização em lagos e reservatórios tropicais. In: XII Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, 1983, Camboriú/SC. **Anais...** Nov. 1983, pp. 1-34.

TUCCI, Carlos Eduardo Morelli. Modelos de qualidade da água. In: **Modelos hidrológicos**. Porto Alegre: Ed. Universidade/UFRGS/ Associação Brasileira de Recursos Hídricos, 1998, p.537- 669.

TUNDISI, José Galizia. **Avaliação do impacto da abertura das comportas de fundo do reservatório Jucazinho na qualidade da água do rio a jusante**. Nota Técnica. Instituto Internacional de Ecologia- IIE, São Paulo/SP, 2011.

TUNDISI, José Galizia; TUNDISI, Takako Matsumura. **Limnologia**. São Paulo: Oficina de Textos, 2008. 631p.

UNITED STATES. Geological Survey, 2009. **Mineral commodity summaries 2009: U.S. Geological survey.** Disponível em: <
<http://minerals.usgs.gov/minerals/pubs/mcs/2009/mcs2009.pdf>> Acesso em:
 Nov/2011.

WETZEL, R. G.; LIKENS, G. E. **Limnological Analyses**. 2. Ed. New York: Springer-Verlag. 1991. 391p.

ZANOTELLI, C. T. et al. Sistema de tratamento de efluentes da indústria têxtil. In: IV Congreso Regional da Asociación Interamericana de Ingeniería Sanitaria y Ciencias del Ambiente- AIDIS, Asunción/Paraguai, 23-25 Mayo, 2005. Disponível em:
<http://www.bvsde.paho.org/bvsaidis/paraguay5/IIAS07.pdf> Acesso em:
 setembro/2011.