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

MODELAGEM DA POLUIÇÃO PONTUAL E DIFUSA: APLICAÇÃO DO MODELO MONERIS À BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO IPOJUCA, PERNAMBUCO

Dissertação de Mestrado

ALESSANDRA MACIEL DE LIMA BARROS

Abril / 2008

ALESSANDRA MACIEL DE LIMA BARROS

MODELAGEM DA POLUIÇÃO PONTUAL E DIFUSA: APLICAÇÃO DO MODELO MONERIS À BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO IPOJUCA, PERNAMBUCO

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil da Universidade Federal de Pernambuco, sob a orientação da Prof. Dra. Maria do Carmo Martins Sobral e co-orientação do Dr. Horst Behrendt e do Priv. Doz. Dr. Günter Gunkel, como parte dos requisitos para obtenção do título de Mestre em Engenharia Civil, área de Tecnologia Ambiental e Recursos Hídricos.

Recife, 10 de abril de 2008

B277m **Barros, Alessandra Maciel de Lima**

Modelagem da poluição pontual e difusa: aplicação do modelo Moneris à Bacia hidrográfica do rio Ipojuca, Pernambuco / Alessandra Maciel de Lima Barros. - Recife: O Autor, 2008.

vii, 193 folhas, il : grafs., tabs., figs.

Dissertação (Mestrado) – Universidade Federal de Pernambuco. CTG. Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil, 2008.

Inclui bibliografia e anexos.

1. Engenharia Civil. 2. Aporte de nutrientes. 3.Fontes pontuais e difusas. 4. Modelagem matemática.I.Título.

UFPE

624 **CDD (22. ed.)** **BCTG/2008-200**

MODELAGEM DA POLUIÇÃO PONTUAL E DIFUSA: APLICAÇÃO DO MODELO MONERIS À BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO IPOJUCA, PERNAMBUCO

ALESSANDRA MACIEL DE LIMA BARROS

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil da Universidade Federal de Pernambuco como parte dos requisitos necessários à obtenção do grau de Mestre em Engenharia Civil, Área de Tecnologia Ambiental e Recursos Hídricos.

Aprovada por:

Profª. Maria do Carmo Martins Sobral, Ph.D
(Orientadora)

Prof. Marcos Von Sperling, Ph.D
(Examinador Externo)

Prof. Jaime Joaquim da Silva P. Cabral, Ph.D
(Examinador Interno)

Prof. Paulo Tadeu Ribeiro de Gusmão, D.Sc
(Examinador Interno)

Recife/PE - Brasil
Abril de 2008

“O rio nasce toda a vida.
Dá-se ao mar a alma vivida.
A água amadurecida, a face ida.
O rio sempre renasce
A morte é vida”.
João Guimarães Rosa

Ao meu querido esposo Rodrigo,
pelo forte e pleno amor que nos une,
e me encoraja na busca dos meus objetivos
e de tudo que acredito.

AGRADECIMENTOS

A Deus, pela bênção da vida, e por permitir a conclusão de mais um trabalho nesta existência.

À Prof. Dra. Maria do Carmo Sobral, minha querida orientadora e amiga, por compartilhar suas experiências profissionais, pelos ensinamentos e capacidade de transmitir conhecimentos de forma ímpar. E por toda sua contribuição no meu desenvolvimento profissional e pessoal.

Ao Dr. Horst Behrendt, co-orientador deste trabalho, pela oportunidade de realização de estágio no Instituto de Ecologia dos Corpos d'água de Berlim, pelos conhecimentos repassados e pela sua disponibilidade e entusiasmo na realização desta pesquisa.

Ao Priv. Doz. Günter Gunkel, do Instituto de Engenharia Ambiental da Universidade Técnica de Berlim, Alemanha, co-orientador deste trabalho, pelos ensinamentos, sugestões e esclarecimentos na realização desta pesquisa.

Ao Dr. Dieter Optiz e Dr. Markus Venor, pesquisadores do IGB, pelos esclarecimentos na compatibilização dos dados e informações necessárias à aplicação do modelo Moneris.

Ao Conselho Nacional de Desenvolvimento de Científico e Tecnológico (CNPq), pela bolsa de iniciação científica (PIBIC), durante o curso de graduação, que fez despertar meu interesse pela pesquisa. E pela bolsa de estudo no segundo ano de realização deste trabalho.

À Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES) e ao Serviço de Intercâmbio Acadêmico (DAAD), pela bolsa de estudo concedida no âmbito do Programa de Intercâmbio Acadêmico Unibral, que possibilitou a realização de estudos na Universidade Técnica de Berlim e estágio no IGB.

À Pró-Reitoria para Assuntos de Pesquisa e Pós-Graduação da UFPE (Propesq), pelo subsídio no primeiro ano de realização da pesquisa.

Aos professores do curso de Pós-Graduação em Engenharia Civil da Universidade Federal de Pernambuco, pelos ensinamentos e orientação que tanto contribuíram para minha formação.

À Prof. Dra. Ana Lúcia Candeias, pela sua disponibilidade e ensinamentos sobre geoprocessamento. Ao Prof. Jaime Cabral, pelos ensinamentos sobre metodologia científica. Ao Prof. Dr. José Aleixo, pelos esclarecimentos das análises estatísticas. Ao Prof. Dr. Ramon Cantalice, pelas explicações sobre os métodos de estimativa da perda de solo.

Aos professores que compuseram a banca examinadora pela disponibilidade e relevantes contribuições.

À Agência Estadual de Meio Ambiente e Recursos Hídricos (CPRH), em especial à MSc. Joana Aureliano e à Eng. Mayelbe Brandão, pelo acesso aos dados de qualidade da água, esclarecimentos e sugestões.

À Secretaria de Recursos Hídricos do Estado de Pernambuco (SRH), em especial à Dra. Simone Rosa, pelas informações e sugestões. E orientação durante o meu primeiro estágio na SRH, que fez despertar meu interesse pela área de recursos hídricos.

À Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária (EMBRAPA Solos), em especial ao Dr. José Coelho, pelos esclarecimentos sobre os tipos de solo da região.

Ao Instituto de Tecnologia de Pernambuco (ITEP), em especial à MSc. Francis Lacerda e à Companhia Pernambucana de Recursos Minerais (CPRH), em especial ao MSc. João Salgueiro.

À Márcia Maracajá, pela revisão do texto e ao Eng. Vladimir Rocha, pela sua competente contribuição na elaboração dos mapas.

À Renata Carvalho, Gustavo Melo, Pollyanna Barros, Luana Gomes, Emanuelle Matos, Roberta Paes, Rita de Cássia e Anderson Paiva, amigos de todas as horas, pelo companheirismo, incentivo, sugestões e palavras de conforto nos momentos difíceis.

À Andréa Negromonte, Secretária da Pós-Graduação de Engenharia Civil da UFPE, pela disponibilidade e presteza durante esses anos.

Ao meu pai, Antônio Eraldo da Costa e meus irmãos Marcos, Adriana, Alex e Aparecida, pelo apoio e união. À querida tia Anita Maciel, por ter financiado os meus estudos. À adorável avó Elvira Maciel e à querida mãe, Maria do Socorro Maciel, pelos ensinamentos e exemplos de vida. Sei que em algum lugar vocês continuam torcendo por mim.

Aos meus sogros Célia e Aubry Barros, por me acolherem como filha, pelos conselhos e incentivo ao longo de todos esses anos de convívio.

E, por fim, ao meu esposo Rodrigo, companheiro de todas as horas, pelo incentivo, paciência e força que sempre me transmitiu em todas as decisões importantes de minha vida.

Resumo da dissertação apresentada à UFPE como parte dos requisitos necessários para a obtenção do grau de Mestre em Engenharia Civil (M.Sc.).

MODELAGEM DA POLUÇÃO PONTUAL E DIFUSA: APLICAÇÃO DO MODELO MONERIS À BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO IPOJUCA, PERNAMBUCO

Alessandra Maciel de Lima Barros
Abril/2008

Orientadora: Prof. Dra. Maria do Carmo Sobral (UFPE)
Co-orientadores: Dr. Horst Behrendt (IGB) & Priv. Doz. Dr. Günter Gunkel (TU-Berlim)

As emissões de poluentes e nutrientes são causadoras de diversos problemas nos ecossistemas aquáticos. O excesso de nutrientes, especificamente, o nitrogênio e o fósforo, é o principal responsável pelo processo de eutrofização dos corpos d'água. Na maioria dos países desenvolvidos, grande atenção vem sendo dada à poluição difusa, uma vez que os lançamentos pontuais já foram equacionados. Este trabalho teve por objetivo quantificar a emissão de nutrientes, proveniente de fontes pontuais e difusas, na bacia hidrográfica do rio Ipojuca, localizada no Estado de Pernambuco, utilizando o modelo MONERIS (*Modelling Nutrient Emissions in River Systems*). Este modelo foi desenvolvido na Alemanha e já foi aplicado em mais de 600 bacias hidrográficas da Europa. Os dados de vazão, qualidade da água e sistema de informações geográficas são a base do modelo. A bacia do rio Ipojuca foi escolhida devido à sua importância estratégica para o desenvolvimento da região. Além disso, a qualidade da água do rio Ipojuca apresenta-se bastante comprometida. Avaliaram-se também os aspectos legais e institucionais referentes ao controle da poluição hídrica, bem como a situação da qualidade da água e do sistema de monitoramento existente. De acordo com os resultados do modelo, o lançamento de esgotos domésticos não tratados representa a maior fonte geradora de nutrientes na bacia. Tal resultado é totalmente condizente com a realidade local. Embora os desvios entre as cargas de nutrientes observadas e estimadas pelo modelo tenham atingidos níveis razoáveis após calibração, o ajuste adequado às condições tropicais ainda requer tempo e esforço. O modelo MONERIS mostrou ser uma ferramenta eficiente, que permite a identificação e quantificação de cargas pontuais e difusas, possibilitando a adoção de medidas que visem a sua redução. Espera-se que o presente estudo, realizado pela primeira vez em uma bacia de clima tropical de regime intermitente, possa servir como referência para uma aplicação posterior em outras bacias hidrográficas. Essa ferramenta poderá ser utilizada no futuro para auxiliar o processo de tomada de decisão, o planejamento e a gestão dos recursos hídricos no Brasil

Palavras-chave: aporte de nutrientes, fontes pontuais e difusas, modelagem matemática

Abstract of thesis presented to UFPE as a partial fulfilment of the requirements for the degree of Master of Science (M.Sc.).

MODELLING OF POINT AND DIFFUSE POLLUTION: APPLICATION OF THE MONERIS MODEL IN THE IPOJUCA RIVER BASIN, PERNAMBUCO´S STATE

Alessandra Maciel de Lima Barros
April/2008

Supervisor : Prof. Dra. Maria do Carmo Martins Sobral (UFPE)
Co-supervisor: Dr. Horst Behrendt (IGB) & Priv. Doz. Dr. Günter Gunkel (TU-Berlim)

The emissions of pollutants and nutrients are causing several problems in the aquatic ecosystems. The excess of nutrients, specifically, the nitrogen (N) and phosphorus (P) is the main responsible for the eutrophication process of water bodies. In most developed countries, much attention has been given to diffuse pollution, because problems with point pollution have already been solved. Thus this work has the objective of quantify the nutrients emission from point and diffuse sources in the Ipojuca river basin, located in Pernambuco´s State, using the Moneris Model (Modelling Nutrient Emissions in River Systems). This model was developed in Germany and has already been implemented in more than 600 river basins in Europe. The model is mainly based on data of river flow, water quality, Geographical Information System, including digital maps. The Ipojuca river basin has been chosen because its strategic importance for the development of the region. Moreover, the Ipojuca water quality is much degraded. The legal and institutional aspects concerning the water pollution control, the Ipojuca water quality and the water monitoring system have been presented. According to the model results, the non-treated domestic sewage is the major source of nutrients in the basin. This result is fully consistent with local reality, although the gaps between the observed and estimated loads of nutrients by the model have reached reasonable levels after calibration. The appropriate adaptation for tropical conditions still requires time and effort. The Moneris Model has shown to be a powerful tool that allows the identification and quantification of point and diffuse sources of nutrients, thus enabling the adoption of measures to reduce them. This study, conducted for the first time in a tropical and intermittent river basin can be used as a reference for later implementation in other watersheds. It is expected that this tool widely used in Europe, can be used in the future in the decision-making process, contributing to the planning and management of water resources in Brazil.

Keywords: nutrient emissions, point and diffuse sources, mathematical modelling

LISTA DE FIGURAS

Figura 2.1	Estrutura do Sistema Nacional de Gerenciamento dos Recursos Hídricos.....	25
Figura 3.1	Representação simplificada do ciclo do nitrogênio no ecossistema terrestre.....	39
Figura 3.2	Ciclo simplificado do fósforo.....	41
Figura 3.3	Inter-relações entre as atividades potencialmente poluidoras em uma bacia hidrográfica	43
Figura 4.1	Principais etapas da análise de sistemas.....	53
Figura 4.2	Etapas de modelagem.....	54
Figura 4.3	Representação espacial da bacia hidrográfica.....	55
Figura 5.1	Localização da área de estudo.....	74
Figura 5.2	Unidades administrativas da bacia hidrográfica do rio Ipojuca.....	75
Figura 5.3	Bacia hidrográfica do rio Ipojuca com indicação das Unidades de Análise	78
Figura 5.4	Diagrama unifilar do rio Ipojuca.....	79
Figura 5.5	Complexo Portuário Industrial de Suape.....	82
Figura 5.6	Instalação da Fábrica da Bunge Alimentos.....	82
Figura 5.7	Localização das indústrias por Unidade de Análise.....	83
Figura 5.8	Percentual de indústrias instaladas na bacia por tipologia.....	84
Figura 5.9	Municípios que apresentam o maior número de indústrias por tipologia.....	84
Figura 5.10	Lançamento de efluentes domésticos, em Caruaru.....	85
Figura 5.11	Lançamento de efluentes domésticos, em Bezerros.....	85
Figura 5.12	Usina Salgado, município de Ipojuca.....	86
Figura 5.13	Usina União Indústria, município de Primavera.....	86
Figura 5.14	Plantação de hortaliças nas margens do reservatório de Bitury.....	87
Figura 5.15	Plantação de cana-de-açúcar nas margens do rio Ipojuca.....	87
Figura 5.16	Lixo acumulado nas margens do rio Ipojuca, em Bezerros.....	88
Figura 5.17	Falta de conservação das margens, em Bezerros.....	88
Figura 5.18	Presença de eqüino na margem do rio Ipojuca.....	88
Figura 5.19	Presença de suínos na margem do rio Ipojuca.....	88
Figura 5.20	Utilização do rio Bitury para lavagem de roupas, em Belo Jardim.....	89
Figura 5.21	Utilização do rio Ipojuca para lavagem de roupas, lazer e dessedentação animal, em Ipojuca.....	89
Figura 5.22	Uso da água subterrânea na bacia hidrográfica do rio Ipojuca.....	89
Figura 5.23	Uso da água superficial na bacia hidrográfica do rio Ipojuca.....	90
Figura 5.24	Zonas Homogêneas de Qualidade da Água na Bacia Hidrográfica do rio Ipojuca e estações de amostragem.....	92
Figura 6.1	Estações de monitoramento da qualidade da água da bacia do rio Ipojuca.....	97
Figura 6.2	Isoietas anuais médias da bacia do rio Ipojuca, período de 1962 a 1999.....	98

LISTA DE FIGURAS
(continuação)

Figura 6.3	Precipitação média observada na bacia do rio Ipojuca no período de 1993 a 2006.....	99
Figura 6.4	Estações fluviométricas e pluviométricas existentes na bacia do rio Ipojuca...	100
Figura 6.5	Variação da vazão média mensal nas estações fluviométricas da bacia.....	101
Figura 6.6	Uso e ocupação do solo na bacia hidrográfica do rio Ipojuca.....	106
Figura 6.7	Classificação hidrogeológica dos solos na bacia hidrográfica do rio Ipojuca.....	109
Figura 6.8	Modelo de Digital de Elevação (MDE) da bacia hidrográfica do rio Ipojuca..	110
Figura 6.9	Distribuição dos tipos de solos na bacia do Ipojuca, segundo o sistema brasileiro de classificação adotado no levantamento.....	113
Figura 6.10	Classificação dos solos da bacia hidrográfica do rio Ipojuca, segundo dados da FAO.....	114
Figura 7.1	Fontes de contribuição e processos considerados pelo MONERIS	117
Figura 7.2	Dependência do escoamento superficial anual médio em relação ao escoamento superficial de diferentes bacias da Alemanha e da Europa.....	123
Figura 7.3	Emissão de nitrogênio via água subterrânea	129
Figura 7.4	Mudanças na concentração do excesso do nitrogênio em áreas agrícolas e do nitrato no rio Danúbio, extremo Jochenstein, desde 1950 a 1999.....	132
Figura 8.1	Variação da temperatura no período de 1999 a 2006.....	139
Figura 8.2	Variação da turbidez no período de 1997 a 1998.....	140
Figura 8.3	Concentração de sólidos dissolvidos para o período de 1997 a 2001.....	140
Figura 8.4	Variação do pH no período de 1997 a 2006.....	141
Figura 8.5	Concentração de cloretos no período de 1999 a 2003.....	142
Figura 8.6	Concentração de oxigênio dissolvido para o período de 1995 a 2006.....	142
Figura 8.7	Dispersão dos valores de OD no trecho intermitente, período de 1995-2006..	143
Figura 8.8	Dispersão dos valores de OD no trecho perene, período de 1995-2006.....	143
Figura 8.9	Variação da concentração de oxigênio dissolvido para a estação IP-90.....	144
Figura 8.10	Demanda bioquímica de oxigênio para o período de 1995 a 2006.....	145
Figura 8.11	Concentração de nitrogênio amoniacal para o período de 1999 a 2006.....	145
Figura 8.12	Concentração de fósforo total para o período de 1999 a 2006.....	146
Figura 8.13	Relação entre a concentração de fósforo e a precipitação para o ano de 2005.	147
Figura 8.14	Concentração de coliformes termotolerantes para o período de 1995 a 2006..	147
Figura 8.15	Variação na concentração de potássio em 2006	148
Figura 8.16	Índice de Qualidade da Água do rio Ipojuca em 2006	149
Figura 8.17	Índice de Estado Trófico para o Fósforo – IET(PT) em 2006.....	150
Figura 8.18	Variação da concentração de fósforo em 2006.....	150
Figura 8.19	Percentual de contribuição de nitrogênio e fósforo por fonte de emissão	153

LISTA DE FIGURAS
(continuação)

Figura 8.20	Valores simulados e observados de fósforo total no período de 2003-2006....	154
Figura 8.21	Valores simulados e observados de nitrogênio total no período de 2003-2006	154
Figura 8.22	Regressão linear entre a carga de fósforo total observada e calculada.....	155
Figura 8.23	Regressão linear entre a carga de DIN observada e calculada.....	155
Figura 8.24	Concentração de fósforo total e vazão para a estação IP-38.....	157
Figura 8.25	Concentração de nitrogênio amoniacal e vazão para a estação IP-38.....	158
Figura 8.26	Concentração de fósforo total e vazão para a estação IP-50.....	158
Figura 8.27	Concentração de nitrogênio amoniacal e vazão para a estação IP-50.....	159
Figura 8.28	Concentração de fósforo total e vazão para a estação IP-64.....	159
Figura 8.29	Concentração de nitrogênio amoniacal e vazão para a estação IP-64.....	160
Figura 8.30	Concentração de fósforo total e vazão para a estação IP-90.....	160
Figura 8.31	Concentração de nitrogênio amoniacal e vazão para a estação IP-90.....	161
Figura 8.32	Percentual de emissão de nitrogênio por fonte de contribuição.....	164
Figura 8.33	Percentual de emissão de fósforo por fonte de contribuição.....	165
Figura 8.34	Emissão de nitrogênio por fonte de contribuição e unidade de análise	165
Figura 8.35	Emissão de fósforo por fonte de contribuição e unidade de análise.....	166
Figura 8.36	Valores simulados e observados de fósforo total no período de 2003-2006....	167
Figura 8.37	Valores simulados e observados para o DIN no período de 2003 – 2006.....	167
Figura 8.38	Regressão linear entre a carga de fósforo total observada e calculada.....	168
Figura 8.39	Regressão linear entre a carga de DIN observada e calculada.....	168

LISTA DE TABELAS

Tabela 3.1	Valores máximos de nitrogênio e fósforo admitidos, por classe, segundo Resolução Conama n° 357/05	49
Tabela 3.2	Valores dos pesos qi de cada parâmetro do IQA	50
Tabela 3.3	Classificação da qualidade da água segundo o IQA-CETESB	50
Tabela 3.4	Classificação do estado trófico de rios segundo o Índice de Carlson modificado	52
Tabela 4.1	Comparação entre os resultados de diferentes estudos de emissão de nutrientes na bacia do rio Danúbio	66
Tabela 5.1	Área e população dos municípios localizados na bacia do rio Ipojuca	75
Tabela 5.2:	Vazão superficial outorgada na bacia hidrográfica do rio Ipojuca	90
Tabela 6.1	Média pluviométrica interanual para o período de 1960 a 1999	98
Tabela 6.2	Características das estações fluviométricas selecionadas	99
Tabela 6.3	Municípios atendidos com sistemas de coleta e tratamento de efluentes	102
Tabela 6.4	Volume de efluentes dos matadouros	103
Tabela 6.5	Uso e ocupação do solo na bacia do rio Ipojuca por unidade de análise	105
Tabela 6.6	Distribuição hidrológica dos solos da bacia do rio Ipojuca	108
Tabela 6.7	Distribuição percentual dos solos existentes na bacia hidrográfica do rio Ipojuca	112
Tabela 7.1	Emissão de nutrientes por animais	119
Tabela 7.2	Taxas de fixação de nitrogênio por diferentes culturas	120
Tabela 7.3	Quantidade de nitrogênio consumida por algumas culturas	120
Tabela 7.4	Concentração de nutrientes no escoamento superficial para diferentes classificações de uso do solo	124
Tabela 7.5	Concentração de fósforo por classe de solo artificialmente drenado	127
Tabela 7.6	Concentração de fósforo na água subterrânea para diferentes tipos de solo	130
Tabela 7.7	Coeficientes do modelo para determinação da retenção de nitrogênio em áreas com diferentes condições hidrogeológicas	134
Tabela 8.1	Resultados preliminares da emissão de nitrogênio no período de 2003-2006.	152
Tabela 8.2	Resultados preliminares da emissão de fósforo no período de 2003-2006	152
Tabela 8.3	Resultados preliminares da carga total calculada e observada no período de 2003-2006, e respectivo desvio	153
Tabela 8.4	Resultados finais da emissão de nitrogênio no período de 2003-2006	164
Tabela 8.5	Resultados finais da emissão de fósforo no período de 2003-2006	164
Tabela 8.6	Resultados finais da carga total calculada e observada no período de 2003 - 2006, e respectivo desvio	166

LISTA DE QUADROS

Quadro 2.1	Principais Leis Federais relacionadas à qualidade das águas e emissão de poluentes	20
Quadro 2.2	Principais Resoluções do Conselho Nacional de Meio Ambiente relacionadas ao controle da emissão de poluentes	21
Quadro 2.3	Principais Leis do Estado de Pernambuco relacionadas à qualidade das águas e ao controle da emissão de poluentes	33
Quadro 3.1	Classificação das águas doces segundo a Resolução CONAMA 357/05	48
Quadro 4.1	Dados de saída simulados pelos modelos apresentados	72
Quadro 4.2	Dados de saída e freqüência dos resultados de alguns modelos de simulação da poluição difusa	73
Quadro 5.1	Estações de monitoramento da qualidade da água da bacia do rio Ipojuca	91
Quadro 5.2	Caracterização das Zonas Homogêneas de análise da qualidade da água	93
Quadro 5.3	Parâmetros monitorados na bacia hidrográfica do rio Ipojuca, disponibilizados pela CPRH, no período de 1995-2006	95
Quadro 6.1	Compatibilização das informações sobre uso e ocupação do solo na bacia	104
Quadro 6.2	Compatibilização entre as classes de solo disponíveis e requeridas pelo modelo	112

LISTA DE SIGLAS

ANA	Agência Nacional de Água
CBH	Comitê de Bacia Hidrográfica
CERH's	Conselhos de Recursos Hídricos dos Estados e do Distrito Federal
COMPESA	Companhia Pernambucana de Saneamento
CONAMA	Conselho Nacional de Meio Ambiente
CONSEMA	Conselho Estadual de Meio Ambiente
CONSU's	Conselhos de Usuários de Recursos Hídricos
CNRH	Conselho Nacional de Recursos Hídricos
CPRH	Agência Estadual de Meio Ambiente e Recursos Hídricos
CPRM	Companhia de Pesquisa de Recursos Minerais
DRHI	Diretoria de Recursos Hídricos
DQA	Diretiva-Quadro da Água
EMBRAPA	Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária
EPA	Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos
EUA	Estados Unidos da América
FAO	Organizações das Nações Unidas para a Agricultura e Alimentação
IBAMA	Instituto Brasileiro de Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis
IBGE	Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística
IGB	Instituto de Ecologia dos Corpos d'água de Berlim
INPE	Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais
IPCC	Painel Intergovernamental sobre Mudanças Climáticas
ITEP	Instituto de Tecnologia de Pernambuco
LAMEPE	Laboratório de Meteorologia de Pernambuco
MMA	Ministério do Meio Ambiente
NSF	Fundação Sanitária Nacional dos Estados Unidos
OECD	Organização para a Cooperação e Desenvolvimento Econômico
PDRH	Plano Diretor de Recursos Hídricos
PERH	Plano Estadual de Recursos Hídricos de Pernambuco
PNMA	Programa Nacional do Meio Ambiente
RMR	Região Metropolitana do Recife
SARA	Secretaria de Agricultura e Reforma Agrária do Estado
SECTMA	Secretaria de Ciência, Tecnologia e Meio Ambiente do Estado de Pernambuco
SEMA	Secretaria Especial do Meio Ambiente
SEMAM	Secretaria do Meio Ambiente da Presidência da República
SINGREH	Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos
SISNAMA	Sistema Nacional do Meio Ambiente
SNUC	Sistema Nacional de Unidade de Conservação
SRH	Secretaria de Recursos Hídricos do Ministério do Meio Ambiente
SRH/PE	Secretaria de Recursos Hídricos do Estado de Pernambuco
USGS	Serviço Geológico dos Estados Unidos
ZAPE	Zoneamento Agroecológico do Estado de Pernambuco
ZCIT	Zona de Convergência Intertropical

LISTA DE SIGLAS

CN	Curva número
DBO	Demanda Bioquímica de Oxigênio
DIN	Nitrogênio Inorgânico Dissolvido
E	Erosão
ES	Escoamento Superficial
ETE	Estação de Tratamento de Esgoto
FP	Fontes Pontuais
G	Gleissolos
IND	Indústria
IQA	Índice de Qualidade da Água
L	Latossolos
MGB	Modelo de Grandes Bacias
MED	Modelo de Elevação Digital
MONERIS	Modelagem da Emissão de Nutrientes em Bacias Hidrográficas
N	Nitrogênio
NH^+_4	Amônio
NO^-_3	Nitrato
NO^-_2	Nitrito
NOx	Óxidos Nítricos
NT	Nitrogênio Total
OD	Oxigênio Dissolvido
P	Podzólicos / Argissolos
P	Fósforo
PD	Parte da Drenagem
pH	Potencial Hidrogeniônico
PL	Planossolos
PO_4	Fosfato
PT	Fósforo Total
R	Solos Litólicos / Neossolos Litólicos
RE	Regossolos / Neossolos Regolíticos
SIG	Sistema de Informações Geográficas
SS	Sólidos Suspensos
SU	Sistemas Urbanos
UA	Unidade de Análise
UP	Unidade de Planejamento Hídrico
USLE	Equação de perda de solos

LISTA DE ABREVIATURAS UTILIZADAS EM FÓRMULAS

a	fator de conversão de unidade
a,b	coeficientes do modelo (7.34)
A_{AL}	área agricultável
A_{AR}	área agrícola do mapa de uso e ocupação do solo na bacia
A_{B}	área de solo orgânico
A_{CA}	área da bacia hidrográfica
A_{DR}	área de drenagem
A_{DRB}	área de drenagem de solo orgânico
A_{DRF}	área de drenagem de solo hidromórfico
A_{DRL}	área de drenagem de solos com textura média
A_{DRS}	área de drenagem de solo arenoso
A_{EZG}	área da bacia
A_{F}	área de solo hidromórfico
A_{FOR}	área de florestas
A_{GRAS}	área de pastagens
A_{HRT}	área de diferentes tipos de rochas hidrogeológicas
a_{IMP}	parte da precipitação que gera o escoamento superficial de áreas urbanas impermeáveis
A_{IMP}	áreas urbanas impermeáveis
A_{IMPC}	áreas urbanas impermeáveis com sistemas de esgoto combinado
A_{IMPN}	áreas urbanas impermeáveis não conectadas a sistemas de coleta e tratamento de esgotos
A_{IMPS}	áreas urbanas impermeáveis com sistemas de esgotos separador universal
A_{IMPSO}	áreas urbanas conectadas somente a rede coletora de esgoto
A_{L}	área de solo com textura média
A_{M}	áreas montanhosas
A_{OP}	áreas abertas
A_{RO}	área com escoamento superficial relevante
A_{S}	área de solo arenoso
A_{URB}	área urbana total
A_{W}	área total das superfícies d'água
A_{WLU}	área da superfície de água obtida do mapa de uso e ocupação do solo
A_{WOOP}	áreas de florestas e abertas
b	coeficiente de desnitrificação do modelo
$C_{C_{N,P}}$	concentração de nutrientes nos efluentes de sistema combinado
$C_{COM_{N,P}}$	concentração de nutrientes nos efluentes de áreas comerciais
$C_{DR_{N,P}}$	concentração de nutrientes na água de drenagem
$C_{DR_{NO3-N}}$	concentração de nitrato na água de drenagem

LISTA DE ABREVIATURAS UTILIZADAS EM FÓRMULAS

(continuação)

$C_{DRB_{P,N}}$	concentração de nutrientes na água de drenagem de solo orgânico
C_{DRB_P}	concentração de fósforo na água de drenagem de solo orgânico
C_{DRF_P}	concentração de fósforo na água de drenagem de solo hidromórfico
$C_{DRF_{N,P}}$	concentração de nutrientes na água de drenagem de solo hidromórfico
$C_{DRL\,N,P}$	concentração nutrientes na água de drenagem de solos com textura média
C_{DRL_P}	concentração de fósforo na água de drenagem de solos com textura média
$C_{DRS_{N,P}}$	concentração de nutrientes na água de drenagem de solo arenoso
C_{DRS_P}	concentração de fósforo na água de drenagem de solo arenoso
$C_{GW\,N}$	concentração de nitrogênio na água subterrânea
$C_{GWAG_{SRP}}$	concentração de fósforo solúvel reativo na água subterrânea de áreas agrícolas
$C_{GW\,NO3-N}$	concentração de nitrato na água subterrânea
$C_{GW\,SRP}$	concentração de fósforo solúvel reativo na água subterrânea
$C_{GWB_{SRP}}$	concentração de fósforo solúvel reativo na água subterrânea de solo orgânico
$C_{GWF_{SRP}}$	concentração de fósforo solúvel reativo na água subterrânea de solo hidromórfico
$C_{GWL_{SRP}}$	concentração de fósforo solúvel reativo na água subterrânea de solos com textura média
$C_{GWS_{SRP}}$	concentração de fósforo solúvel reativo na água subterrânea de solo arenoso
$C_{GWB_{N,P}}$	concentração de nutrientes na água subterrânea de solo orgânico
$C_{GWF_{N,P}}$	concentração de nutrientes na água subterrânea de solo hidromórfico
$C_{GWL_{N,P}}$	concentração de nutrientes na água subterrânea de solos com textura média
$C_{GW\,N,P}$	concentração de nutrientes na água subterrânea
$C_{GWS_{N,P}}$	concentração de nutrientes na água subterrânea de solo arenoso
$C_{GW\,SRP}$	concentração de fósforo solúvel reativo na água subterrânea
$C_{GW\,TP}$	concentração de fósforo total na água subterrânea
$C_{GWWOOP_{SRP}}$	concentração de SRP na água subterrânea de áreas abertas e de florestas
c_i	concentração medida
$C_{LWPOT_{NO3-N}}$	concentração potencial de nitrato na água de infiltração
$C_{RO_{N,P}}$	concentração de nutrientes no escoamento superficial
$C_{ROAR_{N,P}}$	concentração de nutrientes no escoamento superficial da área agrícola
$C_{ROFOR_{N,P}}$	concentração de nutrientes no escoamento superficial da área de florestas
$C_{ROGRAS_{N,P}}$	concentração de nutrientes no escoamento superficial da área de pastagens
$C_{ROOP_{N,P}}$	concentração de nutrientes no escoamento superficial da áreas abertas
$C_{SW\,N}$	concentração de nitrogênio na água de infiltração
CLS	fator de correlação para mudanças no excesso de nutrientes em longo período

LISTA DE ABREVIATURAS UTILIZADAS EM FÓRMULAS

(continuação)

$DEP_{N,P}$	coeficiente de deposição por unidade de área
DR	expoente para a desnitrificação
$EAD_{N,P}$	emissão de nutrientes via deposição atmosférica
$ED_{N,P}$	contribuição de nutriente via fontes difusas
$EDR_{N,P}$	emissão de nutriente via drenagem
$EER_{N,P}$	emissão de nutriente via erosão
$EGW_{N,P}$	emissão de nutriente via água subterrânea
$EIN_{N,P}$	produção específica de nutrientes por habitante
$EIN_{D_{N,P}}$	produção específica de nutrientes dissolvidos por habitante
$EP_{N,P}$	emissão de nutriente via fontes pontuais
ER	relação de enriquecimento
$ER_{N,P}$	relação de enriquecimento de nitrogênio e fósforo
$ERO_{N,P}$	emissão de nutrientes via escoamento superficial
ES_{IMP}	emissão específica de nutriente proveniente de áreas urbanas impermeáveis
$ESR_{N,P}$	emissão de nutriente via escoamento superficial
$ET_{N,P}$	emissão total de nutrientes
$EUC_{N,P}$	emissão de nutrientes por sistema de esgotamento combinado
$EUN_{N,P}$	emissão de nutriente via habitantes e áreas urbanas impermeáveis não conectadas a sistemas de coleta e tratamento de esgotos
$EUS_{N,P}$	emissão de nutrientes via sistema de esgotamento separado
$EUSO_{N,P}$	emissão de nutrientes via áreas urbanas impermeáveis e habitantes conectados somente a rede coletora de esgoto
HL	carga hidráulica
h_M	elevação média da bacia
IN_C	número de habitantes conectados a sistema de esgotamento combinado
IN_N	número de habitantes não conectados a sistema de coleta e tratamento de esgoto
IN_{SO}	habitantes conectados apenas a rede coletora de esgoto
ki	coeficiente do modelo
k_2	coeficiente do modelo
l_{CSO}	comprimento da rede de esgotamento combinado
Lp	média anual da emissão de nutrientes no período estudado
$L_{N,P}$	emissão de nutrientes
L_y	emissão anual
LW	quantidade de água infiltrada
n	número de dados
N	nitrogênio
N_{DEP}	deposição atmosférica de nitrogênio
N_J	precipitação anual
N_{SOIL}	concentração de nitrogênio na superfície do solo
N_{SUR}	excesso de nitrogênio em áreas agrícolas
N_{TSUR}	excesso total de nitrogênio
p	número de anos com dados medidos no período estudado

LISTA DE ABREVIATURAS UTILIZADAS EM FÓRMULAS

(continuação)

P	fósforo
N_{SUR}	excesso de nitrogênio em áreas agrícolas
N_{DEP}	deposição atmosférica de nitrogênio
P_{SOIL}	concentração de fósforo na superfície do solo
P_{SU}	média da precipitação no período seco
P_{WI}	média da precipitação no período chuvoso
P_Y	precipitação média anual
POP_{DEN}	densidade populacional
q	escoamento específico
q_i	vazão observada
Q	vazão média
Q_y	vazão média anual
Q_{AD}	fluxo atmosférico
q_{COM}	escoamento superficial específico de áreas comerciais
Q_{COMC}	escoamento de áreas comerciais conectadas à sistemas combinados de coleta de esgoto
Q_{COMSO}	escoamento anual de áreas comerciais conectadas apenas a rede coletora de esgoto
Q_{DR}	fluxo de área drenada
q_{DR}	vazão específica drenada
q_G	vazão específica média anual
Q_{GW}	escoamento de base e sub-superficial
q_{IMP}	escoamento superficial específico de áreas urbanas impermeáveis
Q_{IMPC}	escoamento de áreas urbanas impermeáveis com sistemas de esgoto combinado
q_{IN}	produção diária de esgoto por habitante
Q_{RO}	escoamento superficial de áreas não pavimentadas
q_{RO}	escoamento superficial específico
Q_{URB}	escoamento superficial de áreas urbanas
$R_{LN,P}$	retenção de nutrientes
$R_{N,P}$	perda e retenção de nutrientes
$R_{SN,P}$	retenção de nutrientes no solo
SDR	relação da entrada de sedimentos
SED	aporte de sedimento
SL	declividade
SL_{CA}	declividade média do da bacia
SRP	fósforo solúvel reativo
SOL	perda de solo
t_{RES}	tempo de residência médio para o escoamento sub-superficial natural
W_{TR}	proporção da emissão de nutrientes dissolvidos transportado para estações de tratamento de esgoto

APRESENTAÇÃO

Este trabalho teve início em 2003, através da minha participação no Programa de Intercâmbio Acadêmico Unibral entre a Universidade Federal de Pernambuco (UFPE) e a Universidade Técnica de Berlim (TU-Berlim), promovido pela Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES) e pelo Serviço Alemão de Intercâmbio Acadêmico (DAAD). Este programa possibilitou a realização de estágio junto ao Instituto de Ecologia dos Corpos d'Água de Berlim (IGB), sob a orientação do Dr. Horst Behrendt, autor do modelo MONERIS.

Na época, o modelo já havia sido aplicado em diversas bacias hidrográficas da Europa, porém ainda não havia experiências em bacias hidrográficas de regiões tropicais. Esta foi a motivação inicial para aplicá-lo a uma bacia hidrográfica do Estado de Pernambuco. A bacia do rio Ipojuca foi escolhida devido à disponibilidade de dados e importância estratégica para o desenvolvimento do Estado de Pernambuco.

Durante o desenvolvimento desta pesquisa, o Dr. Günter Gunkel, do Departamento de Qualidade da Água da TU-Berlim e coordenador do Programa de Cooperação com a Engenharia Civil da UFPE, realizou diversas visitas técnicas à UFPE e pôde acompanhar o processo de aplicação do modelo. Da mesma forma, o Dr. Behrendt esteve na UFPE, em setembro de 2007, quando foram realizados ajustes importantes para calibração e validação do modelo às condições locais.

Em função da cooperação existente entre a UFPE, TU-Berlim e IGB, e dos resultados obtidos com esta pesquisa, pretende-se aplicar o modelo à bacia hidrográfica do rio São Francisco, tendo em vista a sua importância para o desenvolvimento do Nordeste do Brasil.

Alessandra Maciel de Lima Barros

ÍNDICE

AGRADECIMENTOS ..... **i**
RESUMO ..... **iii**
ABSTRACT ..... **iv**
LISTA DE FIGURAS ..... **v**
LISTA DE TABELAS ..... **viii**
LISTA DE QUADROS ..... **ix**
LISTA DE SIGLAS ..... **x**
LISTA DE ABREVIATURAS UTILIZADAS EM FÓRMULAS ..... **xii**
APRESENTAÇÃO ..... **xvi**

1. INTRODUÇÃO **1**

1.1. Objetivos 3
1.2 Metodologia 3
1.3 Descrição dos capítulos 5

2. ASPECTOS LEGAIS E INSTITUCIONAIS **7**

2.1. Evolução do controle da poluição hídrica em países desenvolvidos 7
2.2. Aspectos legais e institucionais no Brasil 15
2.2.1 Sistema Nacional de Meio Ambiente 22
2.2.2 Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos 25
2.3 Aspectos legais e institucionais no Estado de Pernambuco 28
2.3.1 Sistema Estadual de Gerenciamento de Recursos Hídricos 28
2.3.2 Leis, regulamentos e políticas de controle da poluição 32
2.3.3 Instrumentos de gestão dos recursos hídricos 33

3. POLUIÇÃO HÍDRICA **36**

3.1 Importância dos nutrientes 37
3.1.1 Formas e fontes de nitrogênio 38
3.1.2 Formas e fontes de fósforo 40
3.2 Fontes de poluição 42
3.2.1 Fontes pontuais 43
3.2.2 Fontes difusas 43
3.3 Impactos da poluição nos ecossistemas aquáticos 45
3.4 Limites de emissão de nutrientes 48
3.5 Índices de qualidade da água 49
3.5.1 Índice de qualidade da água 49
3.5.2 Índice de estado trófico 51

4. MODELAGEM DA QUALIDADE DA ÁGUA **53**

4.1 Classificação dos modelos de simulação da poluição difusa 56
4.2 Modelos utilizados para quantificação da poluição difusa 60
4.3 Resultados obtidos com a modelagem da poluição difusa 65
4.3.1 Aplicação do Moneris na Europa 66
4.3.2 Aplicação de diversos modelos no Brasil 68
4.4 Análise comparativa entre o Moneris e os outros modelos 72

5. CARACTERIZAÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO 74

5.1 Localização 74
5.2 Divisão político-administrativa 75
5.3 Hidrografia 77
5.4 Relevo e geologia 80
5.5 Clima e pluviometria 81
5.6 Atividades industriais 82
5.7 Fontes poluidoras 85
5.7.1 Fontes pontuais 85
5.7.2 Fontes difusas 86
5.8. Usos da água 89
5.9 Monitoramento da qualidade da água 90
5.9.1 Freqüência de amostragem 94
5.9.2 Parâmetros monitorados 94

6. DADOS REQUERIDOS PELO MODELO 96

6.1 Qualidade da água 96
6.2 Pluviometria 98
6.3 Fluviometria 99
6.4 Emissões pontuais 101
6.4.1 Estações de tratamento de esgotos 101
6.4.2 Efluentes industriais 103
6.5 Atividades agrícolas e pecuária 103
6.6 Área de drenagem artificial 104
6.7 Uso e ocupação do solo 104
6.8 Classificação hidrológica dos solos 107
6.9 Modelo de elevação digital 108
6.10 Classificação dos solos 111
6.11 Informações relevantes não disponíveis 115

7. DESCRIÇÃO DOS PROCESSOS E FORMULAÇÃO DO MODELO MONERIS 116

7.1 Balanço de nutrientes 117
7.1.1 Entrada de nutrientes 119
7.1.2 Saída de nutrientes 120
7.2 Descrição das fontes de emissão de nutrientes 121
7.2.1 Deposição atmosférica 121
7.2.2 Escoamento superficial de áreas não pavimentadas 122
7.2.3 Erosão 125
7.2.4 Drenagem de áreas agrícolas 126
7.2.5 Águas subterrâneas 128
7.2.5 Sistemas urbanos 134
7.3 Retenção de nutrientes 137

8. RESULTADOS E DISCUSSÃO 139

8.1 Avaliação da qualidade da água segundo dados do monitoramento 139
8.1.1 Temperatura 139
8.1.2 Turbidez 140
8.1.3 Sólidos dissolvidos 140
8.1.4 Potencial hidrogeniônico 141

8.1.5 Cloretos 141
8.1.6 Oxigênio dissolvido 142
8.1.7 Demanda Bioquímica de Oxigênio 144
8.1.8 Nitrogênio amoniacal 145
8.1.9 Fósforo total 146
8.1.10 Coliformes termotolerantes 147
8.1.11 Potássio 148
8.1.12 Índice de Qualidade da Água 149
8.1.13 Índice de Estado Trófico 150
8.1.14 Avaliação global da qualidade da água 151
8.2 Quantificação da poluição difusa 152
8.2.1 Possíveis causas gerais dos desvios 155
8.2.2 Possíveis erros associados ao monitoramento da qualidade da água 156
8.2.3 Tentativas de calibração 162
8.2.4 Resultados finais 163

9. CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES 169

9.1 Qualidade da água 169
9.2 Sistema de monitoramento 170
9.3 Aplicação do modelo Moneris 171

10. REFERÊNCIA BIBLIOGRÁFICA 174

ANEXOS 186

1. INTRODUÇÃO

A água, através do seu ciclo hidrológico, é um recurso natural renovável. Porém, existem situações em que um recurso renovável passa a não ser renovável. Essa condição ocorre quando a taxa de utilização supera a máxima capacidade de sustentação do sistema (BRAGA, et. al., 2002). O crescimento demográfico aliado ao crescimento econômico diversificou os usos dos recursos hídricos produzindo inúmeras pressões sobre o ciclo hidrológico e sobre as reservas de águas superficiais e subterrâneas. Além disso, as alterações na vegetação e na agricultura vêm provocando a poluição de reservatórios, lagos e rios com o aumento da descarga de nutrientes.

As emissões de poluentes e nutrientes nos corpos d'água são causadoras de diversos problemas nos ecossistemas aquáticos. O excesso de nutrientes, especificamente, o nitrogênio e o fósforo, é o principal responsável pela proliferação de algas, que pode resultar no processo de eutrofização dos corpos d'água. Segundo Von Sperling, M. (2007), dentre os diversos problemas ocasionados pela eutrofização, destacam-se o aumento dos custos de tratamento para produção de água potável, perda do valor estético de lagos, represas e rios, impedimento à navegação e recreação, bem como a redução do valor turístico.

As emissões de nutrientes nos corpos d'água são provenientes de fontes pontuais e difusas de poluição. As fontes pontuais se caracterizam por lançarem, de forma constante, efluentes em locais específicos, sendo os esgotos domésticos e efluentes industriais as principais fontes de contribuição desta natureza. As fontes difusas ou não pontuais são resultantes de ações dispersas na bacia hidrográfica e não podem ser identificadas em um único local de descarga, sendo difíceis de serem mensuradas e identificadas, com aportes significativos no período chuvoso.

As emissões difusas apresentam um grau maior de dificuldade e custos mais elevados para a sua quantificação e redução, quando comparadas com as emissões pontuais. Na maioria dos países desenvolvidos, grande atenção vem sendo dada à poluição difusa, uma vez que os lançamentos pontuais já foram equacionados. Entretanto, nos países em desenvolvimento, a exemplo do Brasil, o controle da poluição pontual ainda é deficitário. Segundo Novotny (2003), vários modelos para quantificação da poluição difusa foram desenvolvidos nas décadas de 70 e 80, devido ao aumento da poluição. Tais modelos permitem a identificação das fontes que mais contribuem com o aporte de nutrientes, possibilitando a adoção de medidas de controle.

O modelo MONERIS (*Modelling Nutrient Emissions in River Systems*), foi desenvolvido em 1998, com o objetivo principal de modelar as emissões de nutrientes em bacias hidrográficas da Alemanha, bem como desenvolver cenários para reduzir o aporte de nutrientes, visando atender os regulamentos internacionais para o controle da poluição no Mar do Norte e no Mar Báltico. O modelo apresenta-se como uma importante ferramenta para a gestão dos recursos hídricos e já foi aplicado em mais de 600 bacias hidrográficas com áreas de 100 a 800.000 km², em diferentes regiões da Europa. No entanto, sua aplicação em regiões de clima tropical ainda é incipiente. Este foi um dos fatores que motivou a escolha da bacia hidrográfica do rio Ipojuca. O modelo MONERIS foi aplicado por Von Sperling, D. (2004) à bacia do rio das Velhas, afluente do rio São Francisco. Após a calibração e ajuste de parâmetros, obtiveram-se resultados satisfatórios.

A bacia hidrográfica do rio Ipojuca foi escolhida para a aplicação do MONERIS devido à sua importância estratégica para o Estado de Pernambuco, uma vez que representa uma via privilegiada de comunicação entre o Litoral e o Sertão Pernambucano, sediando cidades de relevante importância turística e econômica, a exemplo de Belo Jardim, Caruaru, Bezerros, Gravatá e Ipojuca. Além disso, a qualidade da água do rio Ipojuca apresenta-se bastante comprometida (PERNAMBUCO, 1996).

Espera-se, com esta dissertação, quantificar a poluição difusa na bacia do rio Ipojuca de modo a contribuir para um melhor controle das fontes de poluição, possibilitando a adoção de medidas que visem a redução do aporte de nutrientes à bacia, como também difundir uma importante ferramenta de gestão dos recursos hídricos, amplamente utilizada na Europa, possibilitando a sua aplicação em outras bacias hidrográficas do Brasil. Este trabalho apresenta como aspecto inovador a aplicação do modelo em uma região semi-árida.

1.1. Objetivos

Objetivo Geral

- Quantificar a emissão de nutrientes na bacia hidrográfica do rio Ipojuca proveniente de fontes pontuais e difusas, utilizando o modelo MONERIS.

Objetivos Específicos

- Realizar uma revisão dos aspectos legais e institucionais no que se refere à gestão dos recursos hídricos e ao controle da poluição;
- Avaliar a qualidade da água do rio Ipojuca e o sistema de monitoramento;
- Verificar o comportamento do modelo sob as condições da região, realizando a sua calibração e validação.

1.2 Metodologia

Para a elaboração deste trabalho foram realizadas várias atividades, destacando-se: pesquisa bibliográfica, estágio no Instituto de Ecologia dos Corpos d'Água de Berlim (IGB), visitas às intituições e à área de estudo para coleta de informações, e, por fim, a elaboração do documento final. Apresenta-se a seguir uma descrição detalhada de cada uma das fases.

- *Revisão bibliográfica*

  Levantamento de bibliografia sobre os aspectos legais e institucionais referentes à gestão dos recursos hídricos e ao controle da poluição no Brasil e em alguns países desenvolvidos; ciclo dos nutrientes; modelos utilizados para modelagem da poluição difusa, suas aplicações e resultados obtidos. Dentre os documentos que nortearam este estudo, destacam-se: o Plano Diretor de Recursos Hídricos da Bacia do Rio Ipojuca; os relatórios de monitoramento da qualidade da água do rio Ipojuca; bem como os trabalhos desenvolvidos sobre o MONERIS.

- *Levantamento de dados e informações necessárias à aplicação do modelo MONERIS*

  Esta etapa demandou o maior tempo, sendo realizada as seguintes atividades: coleta de dados e informações sobre a bacia do rio Ipojuca, destacando-se: aquisição dos dados fluviométricos (CPRM e ANA); dados pluviométricos (ITEP); dados de qualidade da água (CPRH); dados

populacionais (IBGE); outorgas de uso da água superficial e subterrânea (SRH-PE); produção industrial e principais fontes poluidoras (CPRH); classificação dos solos da bacia (EMBRAPA), dentre outras informações.

- *Aplicação do modelo MONERIS*

Durante o estágio no Instituto de Ecologia dos Corpos d'água de Berlim, no período de abril a agosto de 2003, realizou-se um estudo do modelo MONERIS, no que se refere aos dados requeridos, formulação e processos; escolha da bacia do rio Ipojuca para aplicação do Moneris; e levantamento dos dados e informações disponíveis sobre a bacia do rio Ipojuca. Posteriormente, realizou-se a compatibilização entre os dados disponíveis e os requeridos pelo modelo. E, por fim, o modelo foi aplicado à bacia do rio Ipojuca, sendo realizadas as etapas de calibração e validação. No período de maio a junho de 2007, foi realizado um segundo estágio no IGB, onde foram realizados alguns ajustes.

- *Visitas técnicas a área de estudo*

Realizou-se três visitas técnicas à área de estudo. A primeira visita foi realizada em setembro de 2007, juntamente com o co-orientador Horst Behrendt, na ocasião de sua visita ao Brasil e teve por objetivo o reconhecimento da área de estudo. A segunda visita foi realizada junto com a CPRH, no período de 24 a 26 de outubro de 2007, para acompanhar a campanha de monitoramento do mês de outubro. A terceira visita foi realizada, em fevereiro de 2008, para realização de um registro fotográfico das principais fontes poluidoras, especificamente, nos municípios mais populosos da bacia (Caruaru, Bezerros e Gravatá).

- *Tratamento e análise dos dados*

Após a coleta dos dados, procedeu-se a estruturação e análise dos mesmos. A qualidade da água do rio Ipojuca foi avaliada de acordo com o atendimento aos limites estabelecidos pela Resolução Conama n° 357/05, sendo elaborados gráficos a fim de possibilitar uma melhor avaliação e visualização dos resultados. Também foram aplicados o Índice de Qualidade da Água (IQA) e o Índice de Estado Trófico (IET).

- *Elaboração do documento final*

Nesta fase foram estruturados e escritos os capítulos desta dissertação, e elaborados os mapas, tabelas e figuras.

1.3 Descrição dos capítulos

Para uma melhor compreensão, esta dissertação foi estruturada em dez capítulos, incluindo o presente e o final referente às referências bibliográfcas.

O Capítulo 2 apresenta a evolução histórica da preocupação ambiental, com ênfase nos recursos hídricos, descrevendo-se as leis de controle da poluição vigentes nos países desenvolvidos e no Brasil. São apresentadas as instituições integrantes do Sistema Nacional de Meio Ambiente e do Sistema Nacional de Recursos Hídricos e sua atribuições finalizando com a situação do Estado de Pernambuco no que se refere à implementação dos instrumentos estabelecidos pelas Políticas de Meio Ambiente e de Recursos Hídricos.

O Capítulo 3 apresenta uma síntese sobre a importância dos nutrientes nos ecossistemas aquáticos com a descrição das fontes pontuais e difusas de poluição, que contribuem com o aporte de nitrogênio e fósforo; os impactos acarretados nos ecossistemas aquáticos resultantes das atividades humanas desenvolvidas na bacia hidrográfica; bem como as concentrações limites estabelecidas pela legislação ambiental.

O Capítulo 4 apresenta alguns modelos matemáticos utilizados para modelagem da poluição difusa, com uma descrição resumida de suas aplicações e resultados obtidos no Brasil, Europa e Estados Unidos.

O Capítulo 5 apresenta a caracterização da área de estudo, no que se refere aos aspectos físicos, econômicos e sociais. O Capítulo 6 apresenta os dados utilizados na aplicação do modelo. O Capítulo 7 apresenta a descrição dos processos do modelo. O Capítulo 8 apresenta os resultados e discussões. Por fim, o Capítulo 9 apresenta as conclusões e recomendações.

A seguir é apresentado um quadro resumo com a síntese da estrutura do trabalho.

Título ***Modelagem da poluição pontual e difusa: aplicação do modelo MONERIS à bacia hidrográfica do rio Ipojuca, Pernambuco***

Palavras-chave: aporte de nutrientes, fontes pontuais e difusas, modelagem matemática

Pergunta condutora *Como quantificar a poluição difusa em uma bacia hidrográfica ?*

Justificativa

O processo de eutrofização, resultante do enriquecimento de nutrientes, especificamente, N e o P, acarreta diversos problemas nos ecossistemas aquáticos.

A bacia do rio Ipojuca possui uma importância estratégica para o Estado de Pernambuco. A qualidade da água do rio Ipojuca apresenta-se bastante comprometida.

O modelo Moneris apresenta-se como uma importante ferramenta para o gerenciamento de bacias hidrográficas.

Objetivo geral

Quantificar a emissão de nutrientes na bacia hidrográfica do rio Ipojuca proveniente de fontes pontuais e difusas, utilizando o modelo MONERIS.

Objetivos específicos

Revisão dos aspectos legais e institucionais no que se refere à gestão dos recursos hídricos e controle da poluicao hídrica

Avaliar a qualidade da água do rio Ipojuca e o sistema de monitoramento.

Verificar o comportamento do modelo sob as condições da região, realizando a sua calibração e validação.

Metodologia

- Revisão bibliográfica;
- Levantamento de informações;
- Visitas à área de estudo;
- Análise dos dados disponíveis
- Compatibilização entre os dados disponíveis e requeridos pelo modelo;
- Elaboração de mapas;
- Elaboração de gráficos e tabelas;
- Aplicação do modelo Moneris;
- Análise e interpretação dos resultados;
- Calibração e validação do modelo;
- Elaboração do documento final.

2. ASPECTOS LEGAIS E INSTITUCIONAIS

> *"O ser humano, desde as mais antigas sociedades, sempre dispôs de regras concernentes ao uso da água, cujo caráter, restritivo ou não, era proporcional à escassez do líquido. Daí surgiram as normas vigentes do direito nas regiões secas e do aplicável às úmidas, subdivididas nos grandes sistemas hoje encontrados" (Código de Manu, na Índia; Talmud, dos Hebreus; Alcorão dos Mulçumanos, apud SETTI, 2000, 124p).*

2.1. Evolução do controle da poluição hídrica em países desenvolvidos

De acordo com o saber histórico, técnico e científico da humanidade a gestão dos recursos hídricos surgiu da necessidade de resolver os conflitos, que exigiam água em abundância e de melhor qualidade. Segundo Machado E. (1998), em alguns locais essa preocupação vem do início do século XX, como é o caso da Associação do rio Emscher, na Alemanha, criada em 1904 pelos próprios usuários, para melhorar a qualidade da água do rio gravemente poluído.

Segundo Bursztyn & Oliveira (1982) *apud* Silva, S. (2006), ao analisar a experiência no gerenciamento de recursos hídricos de sete países (França, Inglaterra e País de Gales, Hungria, Japão, Países Baixos, Alemanha e Estados Unidos da América) foi observado que, embora cada país tenha passado por etapas distintas na evolução do gerenciamento de seus recursos hídricos, três fases são comuns a todos:

- Na primeira fase, as disponibilidades hídricas superam as demandas da região e o gerenciamento se concentra nos eventos críticos;
- Na segunda fase, surgem problemas entre oferta e demanda hídrica, em função do desenvolvimento industrial, irrigação e crescimento populacional, sendo necessárias obras de infra-estrutura hídrica de porte, a fim de atender às demandas, detectando os problemas de qualidade da água devido ao lançamento de efluentes não tratados;
- Na terceira fase, caracterizada por um desenvolvimento industrial, agrícola e urbano bem maior que as fases anteriores, apresentam-se problemas sérios de poluição hídrica, inclusive de restrição de uso da água devido à qualidade. Nessa fase, a limitação de oferta hídrica implica em perdas econômicas significativas para as atividades industriais e agrícolas, sendo

necessário definir usos prioritários para a água. Em geral, é nessa fase que os governantes percebem a necessidade de planejamento do uso dos recursos hídricos.

Até a década de 60 os eventos mundiais (Primeira Guerra Mundial, a era da Depressão, a Segunda Guerra Mundial e a Guerra Fria) dominaram o mundo, entretanto, a poluição ambiental cresceu rapidamente. A poluição de alguns rios urbanos tornou-se insuportável, a exemplo do rio Tamsa, em Londres. Após a Segunda Guerra Mundial, a reconstrução da Europa aumentou a demanda por água e a poluição dos cursos d'água com despejos domésticos e industriais (NOVOTNY, 2003). A França apresentou uma industrialização maciça, além da construção de redes de esgotos, não acompanhadas das respectivas estações de tratamento (MACHADO. E., 1998). Neste período foram produzidas muitas substâncias químicas e radioativas, que contaminaram o solo, a água e o ar. Houve também uma rápida expansão do tráfego de veículos e rodovias, aumentando a emissão de substâncias químicas tóxicas. No setor agrícola, os fertilizantes orgânicos, cuja poluição era facilmente assimilável pelo solo e corpos d'agua, foi substituído pelos fertilizantes sintéticos, que aplicados em excesso, não são totalmente assimilados pelo solo (NOVOTNY, 2003).

Em 1959 e 1969, as descargas de poluentes da grande área industrial de Cleveland-Akron fez com que o rio Cayahoga, em Ohio, pegasse fogo, queimando durante vários dias. A imagem amplamente divulgada desse rio em chamas fez com que as autoridades sancionassem leis limitando a descarga de esgotos domésticos e efluentes industriais. As estações de tratamento de esgotos foram modernizadas. Hoje o rio encontra-se mais limpo e é utilizado para a pesca. Esse fato ilustra o poder da pressão dos cidadãos, que estimularam as autoridades a transformar um rio extremamente poluído em um recurso público de valor econômico e ecológico (MILLER, 2007).

Na década de 60, teve início uma maior pressão ambiental. A publicação do livro *Silent Spring* da bióloga Rachel Carson, em 1962, despertou na população o desejo e a necessidade de viver em um ambiente saudável, com respeito pela natureza. Nesse livro, Rachel Carson alertava para os perigos da disseminação de pesticidas persistentes no ambiente, que ao entrarem nas cadeias alimentares, provocam efeitos cada vez mais graves provocados pela bioacumulação. Pode-se dizer, então, que há mais de três décadas a preocupação com a proteção do ambiente tornou-se um fenômeno de massas e uma questão de opinião pública (NOVOTNY & OLEM, 1993).

No começo da década de 70 nos Estados Unidos, e especialmente na Europa, muitos rios e lagos não podiam ser utilizados para a pesca. Quando existiam peixes, os mesmos não podiam ser consumidos pela população, resultado das descargas de compostos cancerígenos e poluentes do período pós-guerra. As atividades de recreação foram reduzidas ou extintas. Perante a força da opinião pública, o governo dos EUA cedeu aos anseios da população e publicou na década de 70 muitas leis para a proteção do meio ambiente (NOVOTNY, 2003). Segundo Miller (2007), as leis para controle da poluição aumentaram bastante o número e a qualidade das estações de tratamento de efluentes nos Estados Unidos e na maioria dos países desenvolvidos. Tais leis exigiram que as indústrias reduzissem ou eliminassem as descargas de fonte pontual em águas superficiais.

Em 1972, foi promulgada, nos Estados Unidos, a Lei Federal de Controle da Poluição da Água, renomeada em 1977, passando a se chamar Lei de Águas Limpas *(Clean Water Act)*, que juntamente com a Lei de Qualidade da Água, de 1987, formam a base legal dos Estados Unidos para controlar a poluição das águas superficiais no país. A Lei de Águas Limpas define patamares para os níveis permitidos dos principais poluentes da água e exige que os poluidores obtenham autorização que limitem a quantidade dos diversos poluentes que podem ser lançados nos ecossistemas aquáticos (MILLER, 2007).

A Lei Federal de Controle da Poluição da Água, de 1972, instituiu o programa de controle da qualidade da água, com maior preocupação no controle das fontes de poluição pontual. O controle das fontes de emissão difusa recebeu pouca atenção e incentivos financeiros mínimos. A mais significante e revolucionária contribuição foi a construção de um Sistema de Eliminação das Descargas de Poluição, em âmbito nacional (NPDES). Esse sistema serviu como mecanismo básico para forçar a implementação e redução das emissões pontuais, onde foram estabelecidos limites de emissão na fonte, permitindo a implementação do princípio do poluidor-pagador (NOVOTNY & OLEM, 1993).

Desde a promulgação da Lei de Controle da Poluição, centenas de bilhões de dólares foram gastos para despoluição dos rios, principalmente a causada pelo lançamento de esgotos domésticos e efluentes industriais. Apesar dos grandes investimentos contra a poluição verificou-se que o controle das fontes pontuais não poderia resolver o problema de poluição nos EUA. A

noção de poluição difusa não era conhecida pela maioria da população e profissionais da área ambiental. Alguns agricultores argumentavam que a agricultura não poluia (NOVOTNY, 2003). No período de 1972 a 1978, um grande grupo de cientistas do Canadá e EUA estudou a poluição do escoamento superficial e deposição atmosférica, constatado-se que o escoamento superficial de áreas agrícolas e a deposição atmosférica representam, na maioria das vezes, significantes fontes de emissão de poluentes nos grandes lagos, além das descargas pontuais de estações municipais e industriais. A agricultura foi reconhecida como a maior fonte de emissão de nutrientes, nitrogênio e fósforo. (NOVOTNY & CHESTERS, 1981).

De acordo com o resultado desse estudo, estabeleciram-se limites de emissão para o fósforo em torno dos grandes lagos. Muitos estudos iniciaram-se nos lagos de grandes cidades, e alguns estados deram um passo a frente através da criação de programas de controle da poluição difusa. O primeiro programa, criado em 1978, foi um exemplo de sucesso no controle das fontes de poluição difusa, pois as bacias que contribuíam de forma significativa com o aporte de nutrientes tornaram-se áreas prioritárias de gerenciamento, (GAYAN & D'ANTUONO, 1988 *apud* NOVOTNY & CHESTERS, 1981).

Na década de 80, os países desenvolvidos enfatizaram a consideração dos impactos globais, a contaminação de aqüíferos e da poluição difusa (TUCCI et al., 2000). Em 1980, teve início, nos Estados Unidos, o Programa Rural de Água Limpa, a partir deles escolheram-se projetos com o objetivo de melhorar a qualidade da água, ajudando os agricultores na adoção de práticas para o controle da poluição. Desenvolveram-se programas, políticas e processos de controle da poluição agrícola difusa, com foco na conservação do solo. Práticas de gerenciamento foram aprovadas incluindo sistemas de gerenciamento da água, dejetos animais, pesticidas e fertilizantes, em adição ao controle da erosão e conservação dos solos (NOVOTNY, 2003).

A regulação das fontes difusas teve início em 1987 com a publicação da Lei de Qualidade da Água. A lei apresentou várias seções referentes ao controle da poluição difusa, sendo as seções 319, 402, 404, as mais importantes. Exigiu-se que os Estados preparassem, até fevereiro de 1989, um relatório de avaliação das fontes não pontuais. A maioria dos Estados cumpriu o prazo, sendo regulado um programa de permissão das descargas pelas fontes pontuais e criado um programa de permissão das descargas baseado em requisitos ambientais (NOVOTNY & OLEM, 1993).

Na seção 319 foi estabelecido o programa de gerenciamento das fontes não pontuais, sendo fornecido incentivos financeiros aos Estados para possibilitar a variedade de atividades, incluindo assistência técnica, financeira, educacional, treinamento e transferência de tecnologia, demonstração de projetos e monitoramento das ações dos projetos de gerenciamento das fontes não pontuais. A Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos (EPA) desenvolveu manuais para implementação dos programas de gerenciamento das fontes não pontuais pelos Estados, que encontram-se disponíveis em www.epa.gov/owow/nps/cwact.html (EPA, 2005).

Os anos 90 foram marcados pela idéia do desenvolvimento sustentável que busca o equilíbrio entre o investimento no crescimento dos países e a conservação ambiental; o desenvolvimento dos recursos hídricos de forma integrada, com múltiplos usos; e início do controle da contaminação de aqüíferos por fontes difusas (TUCCI, 2005). Foram criados muitos programas abrangentes de controle da poluição em algumas partes dos Estados Unidos e Europa. Desde então, o maior progresso foi feito através da implementação da regulação das autorizações de descargas urbanas pluviais (NPDES). Porém, em muitos Estados o controle era baseado apenas em descargas pontuais, falhando a implementação do controle das fontes difusas. O público, representado por muitas organizações ambientais, foi desapontado pela falta de progresso e ineficiente controle da poluição difusa rural. Em meados da década de 90, havia mais de 40 ações contra a EPA e os Estados, para que fosse implementado o requisito da Carga Diária Máxima Total (TMDL), estabelecido pela Lei de Águas Limpas (NOVOTNY, 2003).

A regulamentação da TMDL, estabelecido na Lei de Águas Limpas (Seção 303), requereu dos Estados o desenvolvimento e a implementação de planos de redução da poluição para todos os corpos d'água que não se encontravam de acordo com os padrões de qualidade da água, e que não poderiam ser melhorados através de tecnologia para redução da poluição pontual. Os planos deveriam contemplar o controle das fontes pontuais e difusas de poluição. Até o final do século, poucos Estados desenvolveram algum requesito da TMDL. Os grupos ambientais perceberam que a TMDL poderia ser uma ferramenta efetiva para implementação dos programas de controle da poluição difusa, e ficaram impacientes com a falta de ação do governo, indo aos tribunais para forçar a sua execução. Em 1991, a EPA, finalmente, publicou o primeiro manual para implementação da Seção 303. No final do milênio, muitas ações foram resolvidas, resultado da iniciativa do planejamento e implantação da TDML. O Distrito do norte da Califórnia reafirmou

que o processo de TMDL além de uma ferramenta para implementação dos programas de controle da poluição difusa é um programa de responsabilidade dos Estados (NOVOTNY, 2003).

No final da década de 90, vários municípios do Estado de Wisconsin (EUA), combinaram com sucesso os planos de drenagem com o controle da poluição difusa. No começo desse século, o programa prioritário de bacia hidrográfica foi modificado, incluindo ajuda aos municípios para o controlar essa poluição. A importância das fontes difusas na qualidade da água confirmou-se a partir de um estudo na Europa e América do Norte. O relatório da bacia do rio Danúbio, comprovou a contribuição das fontes não pontuais com 60% da emissão de nitrogênio e 44% de fósforo à bacia (Comissão da Comunidade Européia, 1994 *apud* NOVOTNY, 2003).

De acordo com a EPA, a Lei de Águas Limpas possibilitou diversas melhoras na qualidade da água. Entre 1972 e 2002, o número de americanos atendidos por sistemas de água comunitários passou de 72% para 94%. A quantidade de superfície do solo perdida pelo escoamento de áreas agrícolas foi reduzida em 1,1 bilhão de toneladas por ano. Além disso, o percentual da população atendida por tratamento de efluentes aumentou de 32% para 74% (MILLER, 2007).

Na União Européia, em particular na Alemanha, França e Inglaterra, a gestão dos recursos hídricos e controle da poluição se deu de forma distinta. A Alemanha publicou a Lei Federal de Gestão das Águas em 1957, revisada em 1986. Esta lei estabeleceu uma estrutura básica para a gestão das águas, ficando o detalhamento e a execução para os Estados. Destaca-se também a Lei de Taxação de Efluentes, que foi promulgada em 1976 e revisada em 1994, cujos recursos devem ser aplicados para melhoria da qualidade da água. A Lei define incentivos econômicos para a redução da poluição hídrica e provê recursos financeiros para medidas de proteção dos recursos hídricos. A gestão dos recursos hídricos é parte da gestão ambiental, ficando a cargo dos Estados através de Departamentos de Recursos Hídricos das Secretarias Estaduais de Meio Ambiente. Os serviços de água e esgoto são de competência municipal (MACHADO, E., 1998).

A França publicou a Lei de Águas em 1964, destacando-se a adoção da gestão por bacia hidrográfica e o princípio poluidor-pagador. A Lei dividiu o País em seis grandes bacias, criando, para cada uma um Comitê de Bacia e uma Agência Financeira da Bacia (Agência de Águas), implementadas a partir de 1970. Instituiu-se a cobrança pelo uso da água e pelo lançamento de efluentes. A aplicação dos recursos, representa 6,5% das tarifas de água e esgotos, é determinada

pelo Comitê e efetuada pelas Agências de Água, que não têm competência de gestão. Os serviços de água e esgoto são de competência municipal (MACHADO, E., 1998).

Em 2000, a União Européia publicou a Diretiva 2000/60/CE, que estabelece um quadro de ação comunitária no domínio da política da água a ser adotado pelos Estados-Membros. A Diretiva cuja denominação mais comum é Diretiva-Quadro da Água (DQA), define linhas gerais de política da água, integrando toda a legislação comunitária vigente de águas superficiais, subterrâneas e costeiras, tendo como objetivo principal alcançar um "bom estado" para todas as águas num horizonte máximo de quinze anos, a partir de sua vigência (UE, 2000).

Uma das tarefas mais importantes que vem sendo desenvolvida para definir o bom estado ecológico é a avaliação do estado atual dos ecossistemas, bem como quantificação das fontes pontuais e difusas de poluição. Analisando o estado atual e comparando-se com o estado desejado, poderão ser estimados os custos para implementação das medidas apropriadas a fim de se alcançar as metas previstas pela DQA. Para tanto, foram estabelecidos os programas de monitoramento do estado das águas superficiais, subterrâneas e de transição, com prazo de operacionalização previsto para 2006. A partir das características das regiões hidrográficas e dos dados do monitoramento, os Estados-Membros deverão elaborar um Programa de Medidas, visando atender os objetivos ambientais estabelecidos pela DQA (art. 11 e anexo III). Os programas de medidas deverão ser elaborados até 2009, operacionalizados até 2012, revistos e atualizados até 2015, e, posteriormente, revistos a cada seis anos.

A DQA ressalta a importância de uma maior integração dos aspectos quantitativos e qualitativos das águas superficiais e subterrâneas, uma vez que o estado das águas subterrâneas pode ter impacto na qualidade ecológica das águas de superfície e dos ecossistemas terrestres. Visando alcançar o bom estado químico das águas subterrâneas, a DQA estabeleceu critérios de utilização, recarga, parâmetros a serem monitorados, proibição das descargas de poluentes.

Os programas de medidas para se alcançar os objetivos ambientais pretendidos pela DQA deverão constar nos Planos de Gestão de Bacias Hidrográficas, a serem elaborados para todas as bacias. Tais planos também deverão conter informações sobre os impactos significativos e influências antropogênicas na qualidade da água superficial e subterrânea, apresentando também uma estimativa das fontes difusas de poluição, incluindo uma breve descrição dos usos do solo

(QUAST, 2002). Os planos deverão ser publicados até 2009, atualizados até 2015, e, posteriormente, a cada seis anos.

Entre as medidas adotadas pela DQA para se alcançar o bom estado dos corpos d'água destaca-se a redução gradual das emissões de substâncias prioritárias e da poluição das águas subterrâneas. A DQA determina que no lançamento de efluentes seja utilizada uma abordagem combinada, utilizando-se o mais exigente dos dois critérios, ou seja, o atendimento dos valores limites de emissão na fonte ou as normas de qualidade ambiental. O anexo VII da DQA apresenta uma lista com os principais poluentes, dentre eles, os compostos organofosforados e as substâncias que contribuem com a eutrofização artificial, em especial, nitratos e fosfatos.

Para alcançar os objetivos da DQA, estabeleceu-se um conjunto de orientações e de valores de referência, deixando-se a cargo de cada Estado-Membro a obrigação de definir as soluções institucionais e legais que pretende adotar. As metas progressivas estabelecidas possuem prazos definidos para a sua execução e a Comissão Européia poderá impor pesadas sanções aos países que não dêem os passos julgados adequados (CORREIA, 2005).

De acordo com o quarto relatório do Painel Intergovernamental sobre Mudanças Climáticas (IPCC), as mudanças climáticas globais podem causar impactos extremamente significativos no suprimento de água doce e na sua qualidade; o ciclo hidrológico poderá sofrer alterações substanciais; a biodiversidade nos ecossistemas aquáticos será afetada; e o processo de eutrofização das águas continentais deve ser acelerado (IPCC, 2007).

As altas temperaturas e a variação no escoamento superficial produzirão mudanças adversas na qualidade da água, afetando a saúde humana, os ecossistemas e os usos da água. Em regiões onde a precipitação é intensa, ocorrerá um aumento do aporte de poluentes (pesticidas, matéria orgânica, metais pesados, etc), que serão cada vez mais carreados dos solos para os corpos d'água, aumentando os sólidos suspensos em lagos e reservatórios (MIMIKOU et. al., 2000; NEFF et. al., 2000; BOURAOUI et al., 2004, *apud* IPCC, 2007).

A acidificação em rios e lagos é esperada, como resultado da deposição atmosférica através da chuva ácida. Em função da expansão da irrigação e elevação do nível do mar, a salinização das águas subterrâneas, tende a aumentar. Além disso, as temperaturas mais elevadas aumentam a

transferência de compostos voláteis e semi-voláteis (p.ex: amônia, mercúrio, dioxinas, pesticidas) dos corpos d'água superficiais para a atmosfera (SCHINDLER, 2001 *apud* IPCC, 2007).

2.2. Aspectos legais e institucionais no Brasil

A elaboração de leis que visem o controle da poluição dos recursos hídricos e do meio ambiente, sua aplicação e interpretação, exigirá, principalmente dos juristas, não apenas a consciência do problema, mas a análise das leis vigentes nos países desenvolvidos, a fim de que possa ser adotada, no Brasil, legislação que atenda, tanto aos interesses de desenvolvimento como à preservação dos recursos hídricos. Para tanto, faz-se necessário um perfeito entrosamento entre os juristas e os técnicos (POMPEU *apud* SETTI, 2000, 122p)

O desenvolvimento da gestão de recursos hídricos, nos países em desenvolvimento, passou por estágios semelhantes aos dos países desenvolvidos, mas em períodos diferentes (TUCCI et al., 2000). O regime jurídico brasileiro das águas interiores foi estabelecido através do Código de Águas, em 1934, seguindo os termos da 1ª Conferência de Direito Internacional de Haia, em 1930. O Código de Água dispõe sobre a classificação e utilização das águas dando ênfase ao aproveitamento do potencial hidráulico que, na década de 30, representava condicionalmente o progresso industrial que o Brasil buscava, não havendo preocupação com a água enquanto recurso natural, passível de proteção contra a poluição. Contudo, a evolução da legislação ambiental no Brasil veio demonstrar a necessidade de revisão desse Código (SETTI, 2000).

A emergência da questão ambiental a partir dos anos 70, a difusão dos princípios do desenvolvimento sustentável nos 80 e 90 e a constatação da escassez progressiva do recurso água, em escala planetária, levaram o Brasil a realizar uma revisão das estratégias e da estrutura governamental voltadas à gestão dos recursos hídricos (ANA, 2007). Após a participação da delegação brasileira na Conferência das Nações Unidas para o Ambiente Humano, realizada em 1972, em Estocolmo, medidas efetivas foram tomadas com relação ao meio ambiente.

Em 1973, foi criada a Secretaria Especial do Meio Ambiente (SEMA), adotando-se várias medidas legais com o objetivo de preservar e conservar os recursos ambientais e de controlar as diversas formas de poluição. Dois grandes objetivos foram defendidos: o combate à poluição,

principalmente a de caráter industrial, mais visível, e a proteção da natureza. No entanto, a SEMA não contava com poder de polícia para atuar na defesa do meio ambiente (IBAMA, 2008).

Em 1981, a gestão ambiental no Brasil teve um avanço significativo, através da promulgação da Lei nº 6.938, que instituiu a Política Nacional de Meio Ambiente, pela qual foi criado o Sistema Nacional do Meio Ambiente (SISNAMA). Segundo Carvalho (2003), esta Lei foi uma iniciativa profundamente transformadora no que diz respeito ao papel do Estado, uma vez que pela primeira vez no Brasil foram introduzidos mecanismos de gestão colegiada e participativa, através da criação do Conselho Nacional de Meio Ambiente (CONAMA), cuja composição teve a participação da sociedade civil.

Em 1988, foi promulgada a Constituição da República Federativa do Brasil, sendo reservado um capítulo específico sobre meio ambiente (Cap. VI). Estabeleceu-se como competência comum da União, dos Estados, do Distrito Federal e dos Municípios, proteger o meio ambiente e combater a poluição em qualquer de suas formas (BRASIL, 1988, art.23, § VI). A Constituição extinguiu o domínio privado da água previsto pelo Código de Águas e todos os corpos d'água passaram a ser de domínio público, sendo estabelecidos dois domínios: o da União e o dos Estados. A Constituição de 1988 também ordenou a implantação do Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos (SINGREH).

Em 1997, foi promulgada a Lei Federal n° 9.433, que instituiu a Política Nacional de Recursos Hídricos e criou o Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos (SINGRH). Ao lado do SISNAMA, o SINGRH completou o arcabouço institucional do Estado brasileiro destinado a aparelhar o Poder Executivo, nas três esferas de poder, para promover, a partir de marcos regulatórios pré-estabelecidos: a conservação do patrimônio natural do País, a melhoria da qualidade ambiental nas políticas setoriais e o desenvolvimento sustentável (CARVALHO, 2003).

Em 2000, foi criada a Agência Nacional de Águas (ANA), entidade federal de implementação da Política Nacional de Recursos Hídricos e de coordenação do SINGREH. Em 2006, foi lançado o Plano Nacional de Recursos Hídricos – importante instrumento de governança - em que foram estabelecidas ações e programas até o ano 2020, visando atender ao compromisso internacional do Brasil com as Metas do Milênio (ANA, 2007)

A Lei Federal n° 9.433/97 estabeleceu os seguintes instrumentos de gestão: os planos de recursos hídricos, o enquadramento dos corpos d'água em classes, a outorga de direito de uso dos recursos hídricos, a cobrança pelo uso dos recursos hídricos e o sistema de informações sobre recursos hídricos. Em relação ao controle da poluição hídrica, merecem destaque os instrumentos de outorga, enquadramento dos corpos d'água e cobrança pelo uso dos recursos hídricos. Um dos objetivos da Política é *"assegurar à atual e às futuras gerações a necessária disponibilidade de água, em padrões de qualidade adequados aos respectivos usos"* (BRASIL, 1997, art. 2, I). A diretriz de ação I estabelece a gestão sistemática dos recursos hídricos, sem dissociação dos aspectos de quantidade e qualidade.

Segundo Lanna (2004), os aspectos quantitativos e qualitativos da água são indissociáveis, uma vez que a qualidade da água é estabelecida pela concentração de substâncias que nela são diluídas. Portanto, o aumento da concentração e conseqüente comprometimento da qualidade, podem acontecer tanto pelo aumento da emissão destas substâncias, quanto pela diminuição do volume de água que as diluem. Ao serem estabelecidas obras que afetem o regime quantitativo dos corpos d'água, as suas qualidades serão também afetadas, devendo estas questões serem tratadas de forma conjugada. Granziera (2001) também ressalta que o binômio quantidade e qualidade precisa sempre ser avaliado em qualquer projeto de aproveitamento hídrico, seja uma derivação, captação para abastecimento público, represamento hidroenergético ou lançamento de carga poluente.

O instrumento de outorga tem como objetivo assegurar o controle quantitativo e qualitativo dos usos da água e o efetivo direito de acesso (art. 11). De acordo com a Lei n° 9.433/97, a outorga passou a ser também obrigatória para o lançamento de esgotos domésticos e efluentes industriais. Segundo Carvalho (2003), com essa medida, o mecanismo de outorga, que era utilizado para atender somente os aspectos quantitativos de gestão das águas, passa a ser utilizado também para promover a gestão de sua qualidade. A outorga é um relevante mecanismo para fortalecer o papel do Poder Executivo na execução de políticas públicas voltadas à despoluição das bacias hidrográficas.

O enquadramento dos corpos de água em classes, segundo os usos preponderantes, objetiva assegurar às águas qualidade compatível com os usos mais exigentes a que forem destinadas e diminuir os custos de combate à poluição, mediante ações preventivas (art. 9). As classes de

corpos de água serão estabelecidas pela legislação ambiental (art. 10). Carvalho (2003) ressalta que o enquadramento, assim como a outorga, representa um elemento de articulação e integração entre a Política Nacional de Meio Ambiente e a Política de Recursos Hídricos, tornando-se necessário estabelecer uma estreita articulação entre o SISNAMA e SINGRH para otimizar a atuação de órgãos afins do Poder Executivo, mediante unificação dos procedimentos de outorga e licenciamento ambiental.

O enquadramento também é um instrumento de planejamento, que visa estabelecer as metas de qualidade a serem atendidas em determinado espaço temporal. Esse instrumento vem sendo utilizado no Brasil desde a década de 1980, sob o amparo legal da Portaria MINTER n° 13/76. Posteriormente, desde 1986, o Conselho Nacional de Meio Ambiente (CONAMA), por intermédio da sua Resolução n° 20 (atual Resolução n° 357/2005), identificou as classes de uso nas quais os corpos d'água poderiam ser enquadrados, com os correspondentes parâmetros de qualidade. Com o advento da Lei n° 9.433/97, este instrumento foi incorporado à Política Nacional de Recursos Hídricos (ANA, 2007).

A cobrança incluiu na legislação brasileira o princípio do usuário poluidor-pagador, que já vem sendo aplicado em outros países como importante mecanismo de modernização da gestão ambiental. Esse instrumento objetiva reconhecer a água como bem econômico e dar ao usuário uma indicação de seu valor; incentivar a racionalização do uso; e obter recursos financeiros para financiamento de projetos e intervenções contemplados nos planos de recursos hídricos. Segundo Carvalho (2003), trata-se de uma medida importante para valorar economicamente um recurso natural estratégico, servindo também como instrumento à disposição do Poder Executivo para promover a justiça fiscal.

De acordo com a Resolução CONAMA n° 357/05, *"os efluentes de qualquer fonte poluidora somente poderão ser lançados, direta ou indiretamente, nos corpos de água, após o devido tratamento e desde que obedeçam às condições, padrões e exigências dispostos na Resolução e em outras normas aplicáveis"* (art. 24). O lançamento de efluentes deverá, simultaneamente, atender às condições e padrões de lançamento de efluentes e não ocasionar a ultrapassagem das condições e padrões de qualidade de água, estabelecidos para as respectivas classes, nas condições da vazão de referência (art. 32, §1°). Também foi determinado que o empreendedor deverá informar ao órgão ambiental, no processo de licenciamento, as substâncias entre aquelas

previstas nesta Resolução para os padrões de qualidade de água, que poderão estar contidas no seu efluente (art.26, § 3°). No início de cada ano o empreendedor deverá apresentar ao órgão ambiental competente a declaração de carga poluidora, referente ao ano civil anterior.

A Resolução CONAMA n° 357/05 representa um avanço para o controle e redução da poluição pontual, através da redução da emissão de poluentes na fonte, possibilitando no futuro a implementação dos instrumentos de outorga de diluição de efluentes e cobrança pelo uso da água.

Em 2005, foi publicada a Resolução CONAMA nº 359, que dispõe sobre a regulamentação do teor de fósforo em detergentes em pó, em todo território nacional. Estabeleceu-se metas progressivas para redução da concentração máxima de fósforo por produto e grupo de fabricante, representando um passo importante para o controle da eutrofização artificial. O fósforo está presente na formulação da maioria dos detergentes em pó fabricados no Brasil, e o seu aporte no meio ambiente, proveniente das fontes pontuais e difusas, está aumentando substancialmente as concentrações de fósforo em corpos hídricos, intensificando o efeito de eutrofização, afetando negativamente os ecossistemas naturais, o abastecimento de água e demais usos.

Diversas leis federais interferem na redução da poluição da água, do solo e do ar. Entre os mais complicados fatores da redução da poluição e a gestão da qualidade da água são as inúmeras leis que interferem no processo de tomada de decisão, conduzindo várias vezes a conflitos com a política ambiental (NOVOTNY, 2003). Os Quadros 2.1 e 2.2 apresentam as principais leis federais e resoluções do CONAMA relacionadas à qualidade das águas e à emissão de poluentes.

Com a promulgação da Lei Federal n° 9.605/98 de Crimes Ambientais, o Brasil foi incluído no seleto grupo de países que criminalizou o dano ambiental. Esta fase da política ambiental só não atingiu a sua plenitude porque falta, ainda, dar ao SISNAMA, através do fortalecimento institucional de seus órgãos, a capacidade operacional indispensável para aplicação eficiente das leis, normas e padrões de qualidade ambiental que estão em vigor (CARVALHO, 2003).

Nalini (2003) ressalta que existem leis em abundância para viabilizar a proteção do meio ambiente brasileiro. Ocorre que nem sempre elas são cumpridas. O poder judiciário, a quem compete aplicar as leis, não age de ofício, e, portanto, quem quiser vê-lo atuar na tutela da natureza precisa motivá-lo. Não incube ao juiz, no sistema brasileiro, investigar, apurar,

denunciar, levar o infrator civil ou o criminoso à barra dos tribunais. Isso depende da consciência coletiva.

Quadro 2.1: Principais Leis Federais relacionadas à qualidade das águas e emissão de poluentes

Lei Federal	Assunto
Código de Águas, de 1934	Institui o Código de Águas, primeira legislação federal sobre água.
Lei nº 4.771/1965	Institui o novo Código Florestal, que estabeleceu faixas de proteção à margem dos rios.
Lei nº 5.357/1967	Estabelece penalidades para embarcações e terminais marítimos ou fluviais que lançarem detritos ou óleo em águas brasileiras, revogada pela Lei nº 9.966, de 29 de abril 2000.
Lei n° 6.964/1980	Dispõe sobre a produção e comércio de fertilizantes, corretivos, inoculantes, estimulantes ou biofertilizantes destinados à agricultura.
Lei nº 6.803/1980	Dispõe sobre as diretrizes básicas para o zoneamento industrial nas áreas críticas de poluição. Alterada pela Lei nº 7.804, de 18 de julho de 1989.
Lei nº 6.938/1981	Dispõe sobre a Política Nacional do Meio Ambiente, seus fins e mecanismos de formulação e aplicação. Alterada pela Lei nº 10.165 / 2000
Lei nº 7.365/1985	Dispõe sobre a fabricação de detergentes não biodegradáveis.
Constituição Federal/1988	Artigos 20, 22, 23, 24 e 25 (Capítulo VI sobre o Meio Ambiente).
Lei n° 7.861/1988	Instituiu o Plano Nacional de Gerenciamento Costeiro, como parte integrante da PNMA, visando orientar a utilização racional dos recursos da zona costeira, contribuindo para a proteção do seu patrimônio natural.
Lei nº 7.802/1989	Dispõe sobre o registro, a classificação, o controle, a inspeção e a fiscalização de agrotóxicos, seus componentes e afins. Alterada pela Lei nº 9.974 / 2000
Lei nº 7.804/1989	Altera a Lei nº 6.938, de 31 de agosto de 1981, que dispõe sobre a Política Nacional do Meio Ambiente, seus fins e mecanismos de formulação e aplicação.
Lei nº 7.735/1989	Dispõe sobre a extinção de órgão e de entidade autárquica e cria o Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Renováveis (IBAMA).
Lei nº 8.171/1991	Dispõe sobre a política agrícola.
Lei nº 8.723/1993	Dispõe sobre a redução de emissão de poluentes por veículos automotores e dá outras providências. Alterada pela Lei nº 10203, de 22 de fevereiro de 2001.
Lei nº 9.294/1996	Dispõe sobre as restrições ao uso e à propaganda de produtos fumígeros, bebidas alcoólicas, medicamentos, terapias e defensivos agrícolas.
Lei nº 9.433/1997	Institui a Política Nacional de Recursos Hídricos, cria o Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos.
Lei n° 9.605/1998	Lei de Crimes Ambientais.
Lei nº 9.795/1999	Institui a Política Nacional de Educação Ambiental.
Lei nº 9.984/2000	Dispõe sobre a criação da Agência Nacional de Águas (ANA)
Lei n° 9.985/2000	Cria o Sistema Nacional de Unidade de Conservação (SNUC)
Lei nº 9.966/2000	Dispõe sobre a prevenção, o controle e a fiscalização da poluição causada por lançamento de óleo e outras substâncias nocivas ou perigosas em águas sob jurisdição nacional.
Lei nº 11.445/2007	Estabelece diretrizes nacionais para o saneamento básico.

Quadro 2.2: Principais Resoluções do Conselho Nacional de Meio Ambiente relacionadas ao controle da emissão de poluentes

Resoluções CONAMA	Assunto
Resolução n° 02/1984	Dispõe sobre a poluição causada pelos efluentes das destilarias de álcool.
Resolução n° 04/1984	Dispõe sobre a localização de novas indústrias de alto potencial poluidor em relação às áreas residenciais.
Resolução n° 02/1985	Dispõe sobre licenciamento de atividades potencialmente poluidoras, pelos órgãos estaduais competentes.
Resolução n° 01/1986	Estabelece a exigência de elaboração de estudo de impacto ambiental para as atividades modificadoras do meio ambiente, dentre outras.
Resolução n° 10/1986	Dispõe sobre transporte de produtos perigosos em território nacional.
Resolução n° 18/1986	Dispõe sobre a criação do Programa Nacional de Controle de Poluição por Veículos Automotores.
Resolução n° 20/1986	Dispõe sobre a classificação das águas doces, salobras e salinas do Território Nacional.
Resolução n° 01/1987	Aprova o Programa Nacional de Controle da Qualidade do Ar (PRONAR).
Resolução n° 76/1988	Dispõe sobre a obrigatoriedade das indústrias informarem ao órgão ambiental competente sobre a geração característica e destino final dos resíduos.
Resolução n° 06/1988	Dispõe sobre o inventário de resíduos industriais no País fixando prazos para as indústrias geradoras de resíduos apresentarem ao órgão ambiental características e destino final de seus resíduos.
Resolução n° 04/1989	Dispõe sobre níveis de Emissão de Hidrocarbonetos por veículos com motor a álcool.
Resolução n° 10/1989	Dispõe sobre Mecanismos de Controle de Emissão de Gases de Escapamento por Veículos com Motor ciclo Otto.
Resolução n° 8/1991	Proíbe a entrada no País de materiais residuais destinados à disposição final e incineração no Brasil.
Resolução n° 15/1995	Estabelece nova classificação de veículos automotores, para o controle de emissão veicular de gases, material particulado e evaporativa, considerando os veículos importados.
Resolução n° 16/1995	Institui, em caráter nacional, o Programa de Controle da Poluição do Ar por Veículos Automotores.
Resolução n° 17/1995	Estabelece limites máximos de emissão de poluentes para os motores destinados a veículos pesados novos, nacionais e importados, entre outros.
Resolução n° 020/1996	Define itens de ação indesejável, referente à emissão de ruído e poluentes atmosféricos.
Resolução n° 230/1997	Proíbe o uso de equipamentos que possam reduzir a eficácia do controle de emissão de ruído e poluentes.
Resolução n° 242/1998	Estabelece limites máximos de emissão de poluentes.
Resolução n° 251/1999	Estabelece critérios, procedimentos e limites máximos de opacidade da emissão de escapamento para avaliação do estado de manutenção dos veículos automotores do ciclo diesel.
Resolução n° 357 /05	Dispõe sobre classificação dos corpos d'água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, revoga a resolução CONAMA n° 20/1986.
Resolução nº 359/05	Dispõe sobre a regulamentação do teor de fósforo em detergentes em pó para uso em todo o território nacional.
Resolução n° 382/06	Estabelece os limites máximos de emissão de poluentes atmosféricos para fontes fixas.
Resolução nº 385/06	Estabelece procedimentos a serem adotados para o licenciamento ambiental de agroindústrias de pequeno porte e baixo potencial de impacto ambiental.

A sociedade tem um papel relevante na implementação da lei ambiental, ela que vai dar o tom e a intensidade à defesa do meio ambiente que lhe interessa preservar. É o cidadão brasileiro que detém o poder de acionar as autoridades públicas para exigir a efetiva tutela administrativa do meio ambiente, ou seja, a polícia civil e militar para que as infrações ambientais sejam coibidas, no âmbito preventivo e repressivo; o Ministério Público para que os infratores sejam levados aos tribunais; e o Judiciário para que a responsabilidade civil e criminal do infrator ambiental seja efetivamente apurada para garantir que o patrimônio de todos – até dos ainda não nascidos – não continue a ser dilapidado (NALINI, 2003). Entretanto,

> *"o cidadão brasileiro é hoje um protagonista da história. Tem todas as condições para alterar o rumo das coisas, seja na esfera administrativa pública, seja no traçado das políticas destinadas à iniciativa privada. Mas precisa conhecer as ferramentas de participação e delas efetivamente utilizar (NALINI, 2003, 288p, grifo nosso)".*

Tucci (2005) também ressalta que o desenvolvimento e o fortalecimento institucional é a condição básica para todo o processo de gerenciamento do País e constitui um dos grandes desafios, assim como o controle dos recursos hídricos nas grande metrópoles brasileiras, a preservação ambiental, o uso e o controle do solo rural e o controle da poluição difusa.

2.2.1 Sistema Nacional de Meio Ambiente

O Sistema Nacional do Meio Ambiente (SISNAMA) foi criado em 1981, pela Lei Federal nº 6.938, que instituiu a Política Nacional de Meio Ambiente, pela qual também foi criado e instituído o Cadastro Técnico Federal de Atividades e Instrumentos de Defesa Ambiental. O Sistema Nacional do Meio Ambiente é constituído por órgão e entidades da União, dos Estados, do Distrito Federal e dos municípios e pelas fundações instituídas pelo poder público, responsáveis pela proteção e melhoria da qualidade ambiental (BRASIL, 1981). Sua estrutura e descrição sucinta das atribuições dos órgãos são apresentadas a seguir:

- Conselho de Governo;
- Conselho Nacional do Meio Ambiente;
- Ministério do Meio Ambiente;
- Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis;
- Órgãos setoriais, seccionais, locais e colegiados.

Conselho de Governo: órgão superior com a função de assessorar o Presidente da República na formulação da política nacional e nas diretrizes governamentais para o meio ambiente e os recursos ambientais.

Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA): órgão consultivo e deliberativo, criado em 1981, com a finalidade de assessorar, estudar e propor ao Governo diretrizes de políticas governamentais para o meio ambiente e os recursos naturais, e deliberar, no âmbito de sua competência, sobre normas e padrões nacionais de controle da poluição. O CONAMA tem a competência de estabelecer normas e critérios para o licenciamento de atividades efetivas ou potencialmente poluidoras, a ser concedido pela União, pelos Estados, pelo Distrito Federal e Municípios. Esse órgão tem desempenhado um importante papel no estabelecimento de diretrizes complementares para a implementação da Política Nacional de Meio Ambiente e de seus instrumentos de gestão, através de suas deliberações, sob a forma de resoluções, proposições, recomendações e moções.

Secretaria do Meio Ambiente da Presidência da República (SEMAM): órgão central criado em 1990, com a finalidade de planejar, coordenar, supervisionar e controlar, como órgão federal, a política nacional e as diretrizes governamentais fixadas para o meio ambiente. A SEMAM funcionou atéser substituída pelo Ministério do Meio Ambiente.

Ministério de Meio Ambiente, Recursos Hídricos e Amazônia Legal (MMA): órgão central do SISNAMA, criado em 1992, em face da preocupação ambiental e dos resultados da Conferência Mundial sobre o Meio Ambiente (Rio 92). Tem a função de formular, planejar, coordenar, supervisionar e controlar a política nacional e as diretrizes governamentais para o meio ambiente.

Instituto Brasileiro de Meio Ambiente e Recursos Naturais Renováveis (IBAMA): órgão executor, criado em 1989, responsável por formular, coordenar, executar e fazer executar a Política Nacional do Meio Ambiente e a preservação, conservação e uso racional, fiscalização, controle e fomento dos recursos naturais renováveis. Cabe ao órgão estadual de meio ambiente e ao IBAMA, determinar a redução das atividades geradoras de poluição, para manter as emissões gasosas, os efluentes líquidos e os resíduos sólidos dentro das condições e limites estipulados no licenciamento concedido (Lei n° 6.938, art. 10, § 3°).

Órgãos Setoriais: órgãos ou entidades integrantes da administração pública federal, direta ou indireta, bem como as fundações instituídas pelo poder público, cujas entidades estejam associadas à proteção ambiental e/ou disciplinamento do uso de recursos ambientais.

Órgãos Seccionais: órgãos ou entidades estaduais responsáveis pela execução de programas, projetos, e pelo controle e fiscalização de atividades capazes de provocar a degradação ambiental.

Órgãos Locais: órgãos ou entidades municipais, responsáveis pelo controle e fiscalização, de atividades capazes de provocar a degradação ambiental nas suas respectivas jurisdições.

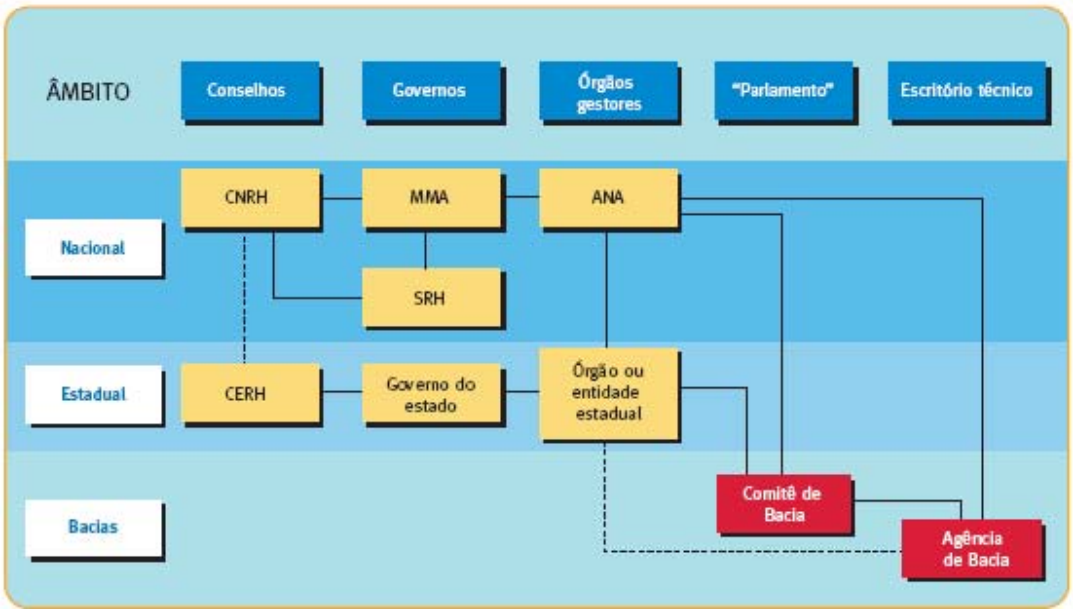
Conselho Estadual de Meio Ambiente (CONSEMA): órgão colegiado, consultivo e deliberativo, formado por representantes de entidades governamentais e da sociedade civil organizada, diretamente vinculado ao Governo do Estado. Em 1991, foi criado o Conselho Estadual de Meio Ambiente do Estado de Pernambuco, com a função de estabelecer diretrizes para a utilização, exploração e defesa dos recursos naturais e ecossistemas do Estado; bem como definir padrões e critérios, relativos ao controle e à manutenção da qualidade ambiental, com vistas ao uso sustentado dos recursos ambientais. Existem também os Conselhos Municipais de Meio Ambiente.

Conforme acentua Carvalho (2003), o esforço organizacional é digno de nota, porém não se diante da dimensão continental do Brasil e das suas peculiaridades regionais, verifica-se a necessidade de ampliar as iniciativas de fortalecimento institucional do SISNAMA, que conta com 24.184 servidores, sendo 17.715 de órgãos estaduais e 6.519 do governo federal (MMA e IBAMA). Esse quadro de pessoal está aquém do contingente de profissionais necessário para suprir a demanda dos serviços técnicos, administrativos e gerenciais requeridos para o bom funcionamento do Sistema. Do mesmo modo, os recursos orçamentários e financeiros postos à disposição das instituições ambientais têm sido insuficientes para assegurar as mínimas condições de operacionalidade, compatíveis com as competências que lhe têm sido atribuídas.

2.2.2 Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos

Compete ao Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos (SINGREH), criado pela Lei Federal n° 9.433/97, a implementação da Política Nacional de Recursos Hídricos e a coordenação da gestão das águas. O SINGREH (Figura 2.1) é composto pelos seguintes órgãos (BRASIL, 1997, art. 33):

- Conselho Nacional de Recursos Hídricos;
- Agência Nacional de Águas;
- Conselhos de Recursos Hídricos dos Estados e do Distrito Federal;
- Comitês de Bacia Hidrográfica;
- Órgãos dos poderes públicos federal, estaduais e municipais cujas competências se relacionem com a gestão dos recursos hídricos;
- Agências de Água.



Fonte: (ANA, 2005 *apud* ROSA, S., 2007)

Figura 2.1: Estrutura do Sistema Nacional de Gerenciamento dos Recursos Hídricos

Para realização e controle da poluição, proteção e recuperação da qualidade da água, várias ações da política podem ser utilizadas. Porém, a efetividade das ações depende não só da tecnologia ou metodologia legal, mas também das condições políticas e estrutura institucional (NOVOTNY & OLEM, 1993). A seguir é apresentada uma descrição sucinta das atribuições dos órgãos que integram o SINGREH.

Conselho Nacional de Recursos Hídricos (CNRH): é a instância deliberativa superior do SINGREH. O CNRH tem desempenhado um importante papel no estabelecimento de diretrizes complementares para a implementação da Política Nacional de Recursos Hídricos e de seus instrumentos de gestão. É presidido pelo Ministro do Meio Ambiente e atualmente é composto por 57 conselheiros, representantes de Ministérios e Secretarias Especiais da Presidência da República, Conselhos Estaduais de Recursos Hídricos, usuários de recursos hídricos e por representantes de organizações civis de recursos hídricos.

Desde sua instalação, em junho de 1988, até outubro de 2006, o CNRH emitiu cerca de 63 resoluções, das quais 22 dispõem sobre os instrumentos da Política Nacional de Recursos Hídricos. Dessas, doze são referentes à cobrança pelo uso da água. As outras dez resoluções referem-se a procedimentos, critérios e diretrizes gerais para a aplicação dos demais instrumentos, sendo cinco estritamente relacionadas à outorga, três a planos de recursos hídricos, uma referente ao sistema de informações e outra ao enquadramento de corpos hídricos (ANA, 2007).

Secretaria de Recursos Hídricos do Ministério do Meio Ambiente (SRH): criada em 1995, com as atribuições de formular a Política Nacional dos Recursos Hídricos e fazer o acompanhamento da implementação do SINGREH, com a função de: promover a integração da gestão de recursos hídricos com a gestão ambiental; prestar apoio técnico, administrativo e financeiro ao Conselho Nacional de Recursos Hídricos; coordenar a elaboração e auxiliar no acompanhamento da implementação do Plano Nacional de Recursos Hídricos; promover a cooperação técnica e científica relacionada com a Política Nacional de Recursos Hídricos; coordenar o Sistema de Informações sobre Recursos Hídricos; promover estudos técnicos relacionados aos recursos hídricos; coordenar, em sua esfera de competência, a elaboração de planos, programas e projetos nacionais, referentes às águas subterrâneas.

Agência Nacional de Águas (ANA): autarquia sob regime especial, com autonomia administrativa e financeira, vinculada ao Ministério do Meio Ambiente, criada em 2000 (Lei Federal nº 9.984), com a finalidade de implementar, em sua esfera de atribuições, a Política Nacional de Recursos Hídricos, em articulação com entidades públicas e privadas integrantes do SINGREH. A ANA tem a atribuição de regular e fiscalizar o uso da água dos rios e lagos de domínio da União; propor ao CNRH o estabelecimento de incentivos, inclusive financeiros, à

conservação qualitativa e quantitativa de recursos hídricos; estimular a criação de comitês de bacias, bem como implementar, em articulação com os Comitês de Bacia Hidrográfica, a cobrança pelo uso de recursos hídricos de domínio da União, podendo delegar tarefas operacionais às agências de água de bacias hidrográficas.

Conselhos de Recursos Hídricos dos Estados e do Distrito Federal (CERH's): são colegiados deliberativos e normativos em matéria de política e gestão das águas de seu domínio, exercendo função análoga ao CNRH. Compete aos CERH's definir normas sobre os critérios de outorga e cobrança pelo uso dos recursos hídricos e demais instrumentos de gestão, bem como a aprovação da instituição de comitês em rios de seu domínio estadual.

Comitês de Bacia Hidrográficas (CBH): órgão colegiado, formado por representantes de governos municipais, estaduais e federal (40%), usuários (40%) e sociedade civil organizada (20%). O comitê é o fórum de discussão e negociação das questões relacionadas ao uso, recuperação e preservação dos recursos hídricos da bacia hidrográfica. Cabe ao Comitê arbitrar conflitos de uso dos recursos hídricos, aprovar e acompanhar a execução do Plano de Recursos Hídricos da Bacia, propor ao CNRH os usos insignificantes a serem isentos de outorga, propor valores e estabelecer mecanismos para a cobrança pelo uso da água.

Agências de Água: também denominadas de Agências de Bacia, têm a função de secretaria executiva do respectivo Comitê de Bacia Hidrográfica. Entre as suas competências, está prevista: i) a manutenção de um cadastro de usuário de recursos hídricos; ii) balanço das disponibilidades hídricas; iii) efetuar mediante delegação do outorgante a cobrança pelo uso dos recursos hídricos; iv) elaborar o Plano de Recursos Hídricos; v) promover estudos e analisar planos, projetos e obras a serem financiados com recursos da cobrança pelo uso da água; e vi) propor ao respectivo comitê de bacia, o enquadramento dos corpos d'água nas classes de uso, os valores a serem cobrados pelo uso dos recursos hídricos e o rateio das obras de uso múltiplo, de interesse comum e coletivo.

Organizações civis de recursos hídricos: são representados pelos consórcios e associações intermunicipais de bacias hidrográficas; associações regionais, locais ou setoriais de usuários de recursos hídricos; organizações técnicas e de ensino e pesquisa com interesse na área de recursos hídricos; organizações não-governamentais com objetivos de defesa de interesses difusos e

coletivos da sociedade; outras organizações reconhecidas pelo Conselho Nacional ou pelos Conselhos Estaduais de Recursos Hídricos.

2.3 Aspectos legais e institucionais no Estado de Pernambuco

O Estado de Pernambuco aprovou a sua Política Estadual de Recursos Hídricos, concomitantemente com a União, através da Lei Estadual nº 11.426, em 1997, revogada pela atual legislação em vigência, a Lei Estadual nº 12.984, de 2005. O Estado também publicou, no mesmo dia, a Lei Estadual nº 11.427/97 que dispõe sobre a conservação e a proteção das águas subterrâneas no Estado de Pernambuco, e dedica, exclusivamente, uma seção ao controle da qualidade da água subterrânea.

2.3.1 Sistema Estadual de Gerenciamento de Recursos Hídricos

O Sistema Estadual de Gerenciamento de Recursos Hídricos (SIGRH/PE), instituído pela Lei Estadual n° 12.984/05, tem por finalidade formular, atualizar, aplicar, coordenar e executar a Política Estadual de Recursos Hídricos; e fornecer dados ao Sistema de Informações de Recursos Hídricos – SIRH. A estrutura do SIGRH/PE é composta pelos seguintes órgãos:

- Conselho Estadual de Recursos Hídricos - CER;
- Comitês de Bacias Hidrográficas – CBH;
- Órgão Gestor de Recursos Hídricos do Estado;
- Órgãos Executores do SIGRH/PE;
- Organizações Civis de Recursos Hídricos;
- Agências de Bacias.

Na seqüência é apresentado o estágio atual de implementação do SIGRH no Estado de Pernambuco.

Conselho Estadual de Recursos Hídricos (CER): é o órgão superior, deliberativo e consultivo do Sistema, composto por representantes dos Poderes Executivo Federal, Estadual e Municipal; da Assembléia Legislativa Estadual; de entidades da sociedade civil relacionadas com recursos hídricos; de organizações de usuários de recursos hídricos e dos Comitês de bacias hidrográficas. O CER tem composição paritária entre o Poder Público e a Sociedade Civil. A instalação do CER

ocorreu em 1998. Desde a sua criação já realizou 21 reuniões, onde foram deliberadas 26 resoluções, dispondo sobre a criação de comitês de bacias hidrográficas (10), criação de Conselhos de Usuário de Recursos Hídricos (2), criação de Câmaras Técnicas (4), disposições sobre uso das águas subterrâneas (3), cadastramento de usuários (1), entre outras.

O CER instalou, em 2003, as Câmaras Técnicas de Águas Subterrâneas, a Câmara Técnica de Outorga e Ações Reguladoras, a Câmara Técnica de Cobrança pelo Uso da Água, e a Câmara Técnica de Assuntos Legais e Institucionais. Merece destaque a Câmara Técnica de Águas Subterrâneas, que tem sido bastante atuante, notadamente na definição de áreas com restrições à captação de águas subterrâneas no Estado de Pernambuco (SILVA, S. et al, 2007b). Apesar das discussões realizadas nas câmaras técnicas, até o momento não existe nenhuma resolução sobre a proposição de critérios de outorga, enquadramento dos corpos d'água, bem como para implementação da cobrança pelo uso dos recursos hídricos.

Comitê de Bacia Hidrográfica (CBH): órgão consultivo e deliberativo, formados por representantes dos Poderes Executivos da União, Estados e Municípios (40%), Entidades Civis (20%) e Usuários de recursos hídricos (40%). O Estado de Pernambuco possui nove Comitês, instalados nas seguintes bacias: Pajeú, Moxotó, Pirapama, Jaboatão, Mundaú, Ipojuca, Una, Goiana e Capibaribe. Os comitês do rio Pajeú e Moxotó estão desativados.

O comitê do rio Ipojuca foi instalado em 2002, destacando-se pelo seu grande número de membros (112), com dois representantes de cada município da bacia (um do poder legislativo e outro do poder executivo), sete representantes de órgãos estaduais e um de órgão federal, além dos representantes da sociedade civil, em igual número aos representantes governamentais. Entre os assuntos em pauta nas reuniões do comitê do Ipojuca, destaca-se a discussão da criação da Agência de Bacia do rio Ipojuca (SILVA, S. et al, 2003).

Órgão Gestor de Recursos Hídricos do Estado: as primeiras ações relativas à gestão de recursos hídricos em Pernambuco aconteceram na segunda metade da década de 90. Nessa época, cabia à Secretaria de Ciência, Tecnologia e Meio Ambiente (SECTMA) a atribuição de gerenciar os recursos hídricos no Estado, através de sua Diretoria de Recursos Hídricos (DRHI). Em 1999, foi criada a Secretaria de Recursos Hídricos (SRH), que assumiu as competências da antiga DRHI, além de outras (SILVA, S. et. al, 2003).

A SRH funcionou por quatro anos e em 2003, devido à reforma administrativa do Estado, foi extinta pelo mesmo Governo que a criou. A SECTMA voltou a ser o órgão gestor dos recursos hídricos no Estado. Em 2007, a Secretaria de Recursos Hídricos (SRH) foi recriada pela Lei Estadual nº 13.205, sendo o atual órgão gestor de recursos hídricos do Estado, pertencendo à administração direta do poder executivo, com a missão de formular e executar as políticas de recursos hídricos e de saneamento do Estado de Pernambuco. A gestão da infra-estrutura hídrica tem como principais metas a garantir: a universalização do abastecimento de água e do esgotamento sanitário no território pernambucano.

Organizações civis de recursos hídricos: dentre as organizações civis de recursos hídricos, destacam-se os Conselhos de usuários de recursos hídricos (CONSU's), que são associações reconhecidas pelo CRH e formadas por usuários de um mesmo manancial, em geral um açude, representantes de instituições públicas e entidades civis. Os CONSU's têm como principais objetivos: promover o uso racional da água, proteger o manancial e resolver conflitos de usos (SILVA, S. et. al, 2007b). Existem instalados no Estado, nove CONSU's, sendo um na bacia do rio Ipojuca (o CONSU do açude de Bitury, instalado em 1998).

Agências de bacias: embora o Comitê da bacia hidrográfica do rio Ipojuca tenha empreendido esforços para implementação de sua Agência de Bacia, até o momento ainda não houve instalação de Agência de Bacia no Estado de Pernambuco (SILVA, S. et. al, 2007b).

Órgãos Executores do SIGRH/PE: instituições do Poder Público Federal, Estadual e Municipal, com competências relacionadas aos recursos hídricos. A seguir são apresentadas as atribuições de algumas instituições, identificadas como órgãos executores do SIGRH/PE.

> *Secretaria de Ciência, Tecnologia e Meio Ambiente do Estado de Pernambuco (SECTMA):* órgão da administração direta do poder executivo estadual com a competência de formular, fomentar e executar as ações de política estadual de desenvolvimento científico, tecnológico e de inovação; planejar, coordenar e implementar a política estadual de proteção do meio ambiente e dos recursos hídricos.
>
> *Agência Estadual de Meio Ambiente e Recursos Hídricos de Pernambuco (CPRH):* órgão ambiental do Estado de Pernambuco, criada em 1976, responsável pela execução da

Política Estadual de Meio Ambiente, atuando no controle da poluição urbano-industrial e rural, na proteção do uso do solo e dos recursos hídricos e florestais. Atua no controle da qualidade do meio ambiente (ar, água e solo), executando as atividades de licenciamento, monitoramento, fiscalização e educação ambiental.

Companhia Pernambucana de Saneamento (COMPESA): empresa estatal, responsável pela prestação dos serviços de abastecimento de água e de esgotamento sanitário no Estado de Pernambuco. A COMPESA possui a concessão para prestação dos serviços em quase todos os municípios. Em 1999, era responsável pelo abastecimento de água em 174 municípios, com um índice de atendimento de 74,5%. Em apenas quatro municípios (Água Preta, Catende, Palmares e Ribeirão), o abastecimento de água estava sob a responsabilidade de autarquias municipais. Em relação ao esgotamento sanitário, apenas 41,9% da população residente em áreas urbanas são dotadas de algum sistema com rede coletora e tratamento público coletivo. Na zona rural, o nível de atendimento é bem mais deficiente, 55,4% dos municípios não possuem qualquer tipo de tratamento (Sedu/PR, Ipea, 2000 *apud* PERNAMBUCO, 2002).

Companhia de Pesquisa de Recursos Minerais (CPRM): é uma empresa pública, vinculada ao Ministério de Minas e Energia, que tem as atribuições de Serviço Geológico do Brasil, sendo responsável pelo levantamento, gestão e divulgação de Informações geológicas e hidrológicas. Opera a rede hidrometeorológica nacional constituída de cerca de 2.500 estações.

Secretaria de Agricultura e Reforma Agrária do Estado (SARA): órgão da administração direta do poder executivo estadual, tem como missão formular, implementar e monitorar as políticas de governo, voltadas ao desenvolvimento sustentável da agricultura e pecuária do Estado de Pernambuco. Cabe à SARA implementar programas de irrigação e desenvolver programas e projetos de pesquisa agrícola, bem como, exercer as atividades de inspeção, fiscalização e defesa agropecuária.

Agência de Defesa e Fiscalização Agropecuária do Estado de Pernambuco (ADAGRO): órgão vinculado à Secretaria de Agricultura, com a missão de promover e executar a

defesa agropecuária para assegurar a saúde dos animais e vegetais e a qualidade dos seus produtos e subprodutos.

2.3.2 Leis, regulamentos e políticas de controle da poluição

Com a instituição da Política Nacional do Meio Ambiente em 1981, houve um fortalecimento dos Órgãos Estaduais de Meio Ambiente. Na década de 80, foram promulgadas no Estado várias leis que dispunham sobre a proteção ambiental (Quadro 2.3). Em relação ao controle da poluição hídrica, merece destaque a Lei Estadual n° 9.377 de 1983, que proibiu a instalação de destilarias de álcool que não contemplassem equipamentos necessários à implantação de processos alternativos, objetivando o tratamento ou aproveitamento do vinhoto, de maneira que não ocorresse o lançamento dos efluentes, em qualquer volume, nos cursos de água de Pernambuco.

A promulgação da Lei Estadual n° 9.377/83 foi motivada pelo desastre ecológico, de grande repercussão na imprensa nacional, em que 1,4 milhões de litros de vinhoto foram lançados nos rios Capibaribe e Pirapama. Os rios e o mar, de Barra de Jangada à Olinda, ficaram repletos de milhares de peixes mortos. Através da mobilização da sociedade, que realizou uma passeata com mais de 10 mil pessoas, conseguiu-se a punição dos envolvidos através de um decreto que proíbe a acumulação de vinhoto nas destilarias (CPRH, web site).

Em 1987, a Lei n° 9.377 foi revogada e instituiu-se, na mesma data, a Lei n° 9.988, com maior abrangência e controle das atividades agroindustrial e sucroalcooleira. A Lei nº 9.988 proibiu o lançamento de efluentes líquidos poluentes gerados nas atividades sucroalcoleira, direta ou indiretamente, em qualquer curso d'água do Estado de Pernambuco.

A CPRH redirecionou a fiscalização às destilarias e usinas, no intuito de gerar junto à classe empresarial, a conscientização sobre os efeitos da degradação ambiental, evidenciando os caminhos para o reaproveitamento do resíduo decorrente da produção do álcool. A partir daí, o efluente (vinhoto), extremamente rico em nutrientes, passou a ser misturado à água de lavagem da cana-de-açúcar e aplicado no processo de fertirrigação. Segundo a CPRH, estima-se que, 10% do volume aplicado chega até o curso d'água, através do processo de carreamento.

Segundo o quarto relatório do IPCC, a avaliação realizada para as regiões brasileiras demonstra que a região Nordeste está mais susceptível aos efeitos das mudanças climáticas, devido aos baixos índices dos indicadores sociais, o alto nível de doenças endêmicas infecciosas, e às secas periódicas que afetam a região semi-árida (CONFALONIERI et al., 2005 *apud* MAGRIN, 2007).

Quadro 2.3: Principais leis do Estado de Pernambuco relacionadas à qualidade das águas e ao controle da emissão de poluentes

Lei Estadual	Assunto
Lei nº 9.377/1983	Estabelece medidas de proteção do meio ambiente.
Lei nº 9.465/1984	Dispõe sobre o uso de agrotóxicos e de outras pesticidas no Estado.
Lei nº 9.931/1986	Dispõe sobre a proteção ambiental às áreas estuarinas.
Lei n° 9.960/1986	Dispõe sobre áreas de proteção de mananciais.
Lei n° 9.984/1986	Dispõe sobre áreas de reservas ecológicas na RMR.
Lei nº 9.988/1987	Dispõe sobre normas de proteção ambiental.
Lei n° 9.990/1987	Dispõe sobre o parcelamento do solo para fins urbanos na RMR.
Lei nº 10.564/1991	Dispõe sobre o controle da poluição atmosférica no Estado.
Lei nº 11.516/1997	Dispõe sobre o licenciamento ambiental, infrações ao meio ambiente.
Lei nº 11.378/1996	Disciplina a captação, depósito, transporte, aferição de potabilidade e uso de água no Estado de Pernambuco.
Lei nº 11.426/1997	Dispõe sobre Política Estadual de Recursos Hídricos e o Plano Estadual de Recursos Hídricos, institui o Sistema Estadual de Gerenciamento dos Recursos Hídricos.
Lei nº 11.427/1997	Dispõe sobre a conservação e a proteção de águas subterrâneas no Estado de Pernambuco.
Lei nº 12.753/2005	Dispõe sobre o comércio, o transporte, o armazenamento, o uso e aplicação, o destino final dos resíduos e embalagens vazias; o controle, a inspeção e a fiscalização de agrotóxicos, seus componentes e afins.
Lei nº 12.916/2005	Dispõe sobre licenciamento ambiental, infrações administrativas ambientais.
Lei nº 12.984/2005	Dispõe sobre a Política Estadual de Recursos Hídricos e o Sistema Integrado de Gerenciamento de Recursos Hídricos, e dá outras providências. Revogou a Lei n° 11.426, de 17 de janeiro de 1997.
Lei n° 13.361/2007	Institui o Cadastro Técnico Estadual de Atividades Potencialmente Poluidoras ou Utilizadoras de Recursos Ambientais e a Taxa de Controle e Fiscalização Ambiental do Estado de Pernambuco – TFAPE.

2.3.3 Instrumentos de gestão dos recursos hídricos

A Política Estadual de Recursos Hídricos (Lei nº 12.984/05) definiu os seguintes instrumentos de gestão: os planos diretores de recursos hídricos; enquadramento dos corpos d'água em classes, segundo os usos preponderantes da água; outorga de direito de uso dos recursos hídricos; a

cobrança pelo uso dos recursos hídricos; Sistema de Informações sobre Recursos Hídricos; a fiscalização e monitoramento do uso dos recursos hídricos. A seguir é apresentado o estágio de implementação de cada um desses instrumentos no Estado de Pernambuco.

Planos diretores de recursos hídricos: o Plano Estadual de Recursos Hídricos (PERH) foi publicado em 1998 e ainda não foi atualizado, conforme determina a lei. O PERH contém um diagnóstico bem elaborado, porém com poucas propostas. Ainda assim, o PERH é uma referência para os profissionais que atuam na área de recursos hídricos. Das 29 Unidades de Planejamento do Estado, 20 possuem planos de recursos hídricos e 9 diagnósticos (SILVA, S. et. al, 2003). A bacia do rio Ipojuca teve o seu plano diretor de recursos hídricos publicado em 2001, sendo um documento bem elaborado.

Enquadramento dos corpos d'água em classes, segundo os usos preponderantes: até o momento, ainda não foi realizado o enquadramento dos rios do Estado no Pernambuco conforme previsto na Resolução CONAMA n° 357/05. Em 1986 foram publicados alguns decretos estaduais que dispunham sobre o enquadramento dos corpos d'água no Estado, porém os mesmos foram julgados como inválidos.

Outorga de direito de uso dos recursos hídricos: o sistema de outorga foi implantado em 1998, exceto para o lançamento de efluentes, que não ocorreu até o presente. O sistema, desde a sua implantação, funciona de forma integrada com licenciamento ambiental. Há uma demanda significativamente maior para outorgas de águas subterrâneas, principalmente na Região Metropolitana do Recife (SILVA, S., et al, 2007a). Até o momento, foram emitidas pelo Estado mais de 2.300 outorgas, sendo mais de 70% referentes às águas subterrâneas.

Cobrança pelo uso dos recursos hídricos: foi realizado, em 1998, um estudo de cobrança pelo uso da água para o Estado, que apresentou proposta de implantar a cobrança de imediato. A bacia hidrográfica do rio Pirapama foi a única bacia do Estado a realizar estudos para determinação da tarifa a ser cobrada, definindo valores diferenciados para os diversos usos. Em 2006, o assunto foi discutido no âmbito da Câmara Técnica do Conselho Estadual de Recursos Hídricos, tendo sido apresentada proposta de lei na plenária deste Conselho (SILVA, S. et al, 2007b). Porém, até o momento, a cobrança não foi instituída no Estado.

Sistema de informações de recursos hídricos: o órgão gestor de recursos hídricos possui um sistema para armazenar as informações hidrológicas básicas. Entretanto, por causa de seu formato, este sistema não é alimentado com freqüência determinada. Na prática, os diversos setores do órgão gestor possuem bancos de dados próprios simplificados, que não interagem entre si (SILVA, S., et al, 2003). Apesar dos esforços empreendidos, ainda não existe um sistema integrado de informações ambientais e de recursos hídricos.

Fiscalização do uso dos recursos hídricos: foi aprovado em 2000 pelo CRH, um Manual de Fiscalização dos Recursos Hídricos, que definiu os instrumentos de fiscalização. As atividades de fiscalização foram iniciadas em fevereiro de 2001, atendendo às denúncias e demandas do setor de outorga. A atuação de fiscalização pela SRH está restrita, principalmente à Região Metropolitana do Recife (RMR), em razão do número reduzido de fiscais e por ser a região com maior número de usuários outorgados (SILVA, S., 2003). Em relação às águas subterrâneas, compete à SRH, CPRH e Secretaria de Saúde a fiscalização do seu uso, visando a proteção contra contaminação, uso indevido, super-explotação e efeitos indesejáveis ao aqüífero.

Monitoramento dos recursos hídricos: o órgão gestor de recursos hídricos no Estado, a SRH, realiza, através de um convênio com a CPRM, o monitoramento quantitativo de 90 reservatórios com capacidade de acumulação superior a 1.000.000 m³. A CPRH monitora a qualidade da água dos rios e de alguns reservatórios do Estado, objetivando o controle das fontes poluidoras e o acompanhamento da qualidade da água. A COMPESA realiza o monitoramento da qualidade da água dos reservatórios utilizados para fins de abastecimento público. Em relação às águas subterrâneas, compete à SRH o monitoramento quantitativo e a fiscalização pelo seu uso. O monitoramento qualitativo cabe à CPRH, que deve mapear e monitorar continuamente os focos potenciais de contaminação, bem como aprovar o plano de monitoramento das áreas onde existem depósitos de resíduos sólidos.

3. POLUIÇÃO HÍDRICA

"É triste pensar que a natureza fala
e que o gênero humano não a ouve"
Victor Hugo

A população mundial cresceu de 2,5 bilhões em 1950 para 6,5 bilhões em 2005. É previsto que em 2050 alcance 8 a 9 bilhões de habitantes. Este fato levanta uma questão importante: "o mundo pode fornecer um padrão de vida adequado para 2,4 bilhões de pessoas sem que haja um vasto dano ambiental ?" (MILLER, 2007, 138p). A poluição surge como resultado da utilização dos recursos naturais pela população. A Política Nacional de Meio Ambiente (Lei Federal n° 6.938/81), conceitua poluição como:

> *"a degradação da qualidade ambiental resultante de atividades que direta ou indiretamente: a) prejudiquem à saúde, a segurança e o bem-estar da população; b) criem condições adversas às atividades sociais e econômicas; c) afetem desfavoravelmente a biota; d) afetem as condições estéticas ou sanitárias do meio ambiente; e) lancem matérias ou energia em desacordo com os padrões ambientais estabelecidos"* (BRASIL, 1981, art. 3)

Dessa forma, a poluição hídrica é resultante da introdução de resíduos, na forma de matéria e energia, em corpos d'água de modo a torná-lo prejudicial ao homem e a outras formas de vida. Segundo Mota (2003), este é um conceito amplo que associa poluição aos usos da água, e não somente aos danos que ela pode causar aos organismos. Pois, a água pode ser considerada poluída para determinado uso e não ser para outro.

A água, através do seu ciclo hidrológico, é um recurso natural renovável. Porém, existem situações em que um recurso renovável passa a não ser renovável. Essa condição ocorre quando a taxa de utilização supera a máxima capacidade de sustentação do sistema (BRAGA, et. al., 2002). Um outro aspecto que deve-se considerar é que as substâncias podem ter uma ação poluente, seja porque o ambiente onde são lançadas não tem capacidade de biodegradá-las e incorporá-las nos ciclos biogeoquímicos, devido à quantidade excessiva, seja porque têm uma constituição química que não existe na natureza, e, portanto, os microorganismos não são capazes de degradá-las.

3.1 Importância dos nutrientes

Os nutrientes, em número aproximado de 40, participam de uma série de reações químicas essenciais às atividades dos seres vivos. Existem dois grandes grupos de nutrientes: os macronutrientes, que participam em quantidades superiores a 0,2% do peso orgânico seco (p.o.s), e os micronutrientes, que participam em quantidades inferiores a 0,2% do p.o.s do ser vivo (BRAGA et al, 2002).

Dentre os principais macronutrientes, pode-se citar o carbono (C), o hidrogênio (H), o oxigênio (O), o nitrogênio (N) e o fósforo (P), que participam em quantidades superiores a 1% do p.o.s dos seres vivos, além do enxofre (S), cloro (Cl), potássio (K), sódio (Na), cálcio (Ca), magnésio (Mg) e ferro (Fe).

O excesso de nutrientes nos corpos d'água pode levar ao crescimento excessivo de alguns organismos aquáticos, acarretando prejuízos a determinados usos dos recursos hídricos superficiais e subterrâneos. Esses nutrientes, notadamente, o nitrogênio (N) e o fósforo (P), são responsáveis pela proliferação acentuada de algas, que podem resultar no processo de eutrofização e prejudicar a utilização de mananciais de água para abastecimento humano (VON SPERLING. M, 2007).

O nitrogênio é um dos elementos mais importantes no metabolismo de ecossistemas aquáticos. Quando presente em baixas concentrações pode atuar como fator limitante na produção primária desses ecossistemas (ESTEVES, 1998). A forma predominante de nitrogênio pode fornecer indicações sobre o estágio da poluição de um corpo d'água. Se a poluição for recente, o nitrogênio estará basicamente na forma de nitrogênio orgânico ou amônia e, se antiga, basicamente na forma de nitrato (VON SPERLING, M., 2007).

A síntese industrial da amônia (NH_3), a partir do nitrogênio atmosférico (N_2), desenvolvida durante a Primeira Guerra Mundial pelo alemão Fritz Haber, possibilitou o aparecimento de fertilizantes sintéticos, com um conseqüente aumento da eficiência da agricultura. Entretanto, o ciclo equilibrado do nitrogênio depende de um conjunto de fatores bióticos e abióticos, que nem sempre está apto a assimilar o excesso sintetizado artificialmente. Esse excesso carreado para os

rios, lagos e lençóis de água subterrânea tem provocado o fenômeno da eutrofização, comprometendo a qualidade das águas (BRAGA et al, 2002).

O aporte de nutrientes nos corpos d'água pode ser proveniente de fontes pontuais ou difusas. A seguir serão apresentadas as formas de nitrogênio e fósforo, as principais fontes pontuais e difusas que contribuem com o aporte desses nutrientes em uma bacia hidrográfica, bem como os impactos acarretados aos ecossistemas aquáticos.

3.1.1 Formas e fontes de nitrogênio

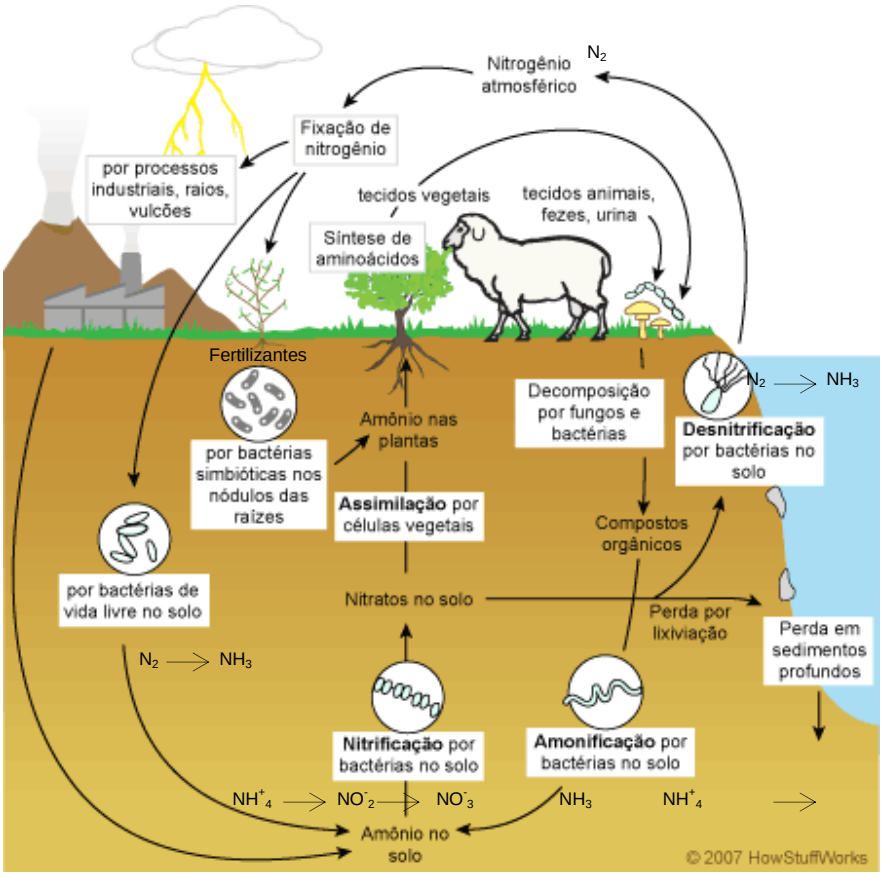
O nitrogênio (N_2) é o gás mais abundante na atmosfera, representa 78% do volume da troposfera. Na atmosfera ele é uma molécula estável que não reage facilmente, não podendo ser absorvido e utilizado como nutriente por plantas e animais. Porém, alguns tipos de bactérias nos sistemas aquáticos, no solo e nas raízes de algumas plantas podem converter o nitrogênio em compostos úteis como nutrientes para plantas e animais (MOTA, 1998).

Dentro do ciclo do nitrogênio na biosfera, este se altera entre várias formas e estados de oxidação. No meio aquático, o nitrogênio pode ser encontrado nas seguintes formas: nitrogênio molecular (N_2), nitrogênio orgânico, amônia livre (NH_3), íon amônio (NH_4^+), íon nitrito (NO_2^-) e íon nitrato (NO_3^-). O Nitrogênio Total, determinado em laboratório, representa o somatório de todas as formas de nitrogênio (amônia + nitrogênio orgânico + nitrito e nitrato). O Nitrogênio Total Kjedahl (NTK), representa a amônia + nitrogênio orgânico (VON SPERLING, M., 2007).

Existem quatro mecanismos bastante diferenciados e importantes no ciclo do nitrogênio: a fixação do nitrogênio atmosférico, a transformação em nitrato pelos processos de amonificação; nitrificação e desnitrificação. A fixação biológica do nitrogênio é feita por bactérias de vida livre, por bactérias fotossintéticas, por algas cianofíceas e por bactérias associadas às raízes das plantas leguminosas (BRAGA. et al, 2002; ESTEVES, 1998; VON SPERLING, M., 2007).

O nitrogênio fixado é rapidamente dissolvido na água do solo e fica disponível para as plantas na forma de nitrato. Essas plantas transformam os nitratos em grandes moléculas que contém nitrogênio e outras moléculas orgânicas nitrogenadas, necessárias à vida. Tem início o processo de amonificação. As bactérias mineralizam o nitrogênio produzindo o gás amônia (NH_3) e sais de

amônio (NH_4), completando a fase de amonificação do ciclo. NH_4^+ e NH_3 são convertidos em nitritos (NO_2^-) e, posteriormente, no processo de nitrificação, de nitritos em nitratos (NO_3^-). Por fim, tem-se o retorno do nitrogênio gasoso (N_2) a partir do nitrato (processo de desnitrificação) (BRAGA. et al, 2002). A Figura 3.1 apresenta o modelo simplificado do ciclo do nitrogênio no ecossistema terrestre.



Fonte:http://static.hsw.com.br/gif/ciclo-nitrogenio-1.gif

Figura 3.1: Representação simplificada do ciclo do nitrogênio no ecossistema terrestre

O nitrogênio é um componente de grande importância em termos da geração e do próprio controle da poluição das águas, pois é um elemento indispensável para o crescimento dos seres vivos, podendo, por isso, em certas condições, conduzir a fenômenos de eutrofização; o nitrogênio, nos processos de conversão de amônia a nitrito e deste a nitrato (nitrificação), implica no consumo de oxigênio dissolvido do corpo d'água receptor; o nitrogênio na forma de amônia livre (NH_3) é diretamente tóxico aos peixes e na forma de nitrato está associado a doenças como a metemoglobinemia (VON SPERLING, M., 2007). O nitrato (NO_3^-) presente nos fertilizantes orgânicos pode lixiviar através do solo e contaminar as águas subterrâneas (MOTA, 1998).

Quanto à origem do nitrogênio, as principais fontes naturais podem ser: a chuva, material orgânico e inorgânico de origem alóctone e a fixação de nitrogênio molecular. Em relação às fontes artificiais, as águas residuárias representam a maior fonte de poluição (ESTEVES, 1998).

Segundo Miller (2007), o homem interfere no ciclo de nitrogênio de várias maneiras: como, por exemplo, ao adicionar grandes quantidades de óxido nítrico (NO) na atmosfera, decorrente da combinação de N_2 e O_2 ao queimar qualquer combustível fóssil a altas temperaturas. Na atmosfera, esse óxido pode ser convertido em dióxido de nitrogênio (NO_2) e em ácido nítrico (HNO_3), os quais retornam à superfície da Terra na forma da prejudicial deposição ácida, mais conhecida como chuva ácida. Com a destruição de florestas, campos e áreas alagadiças são liberadas para a atmosfera grandes quantidades de nitrogênio armazenado no solo e nas plantas em forma de compostos gasosos.

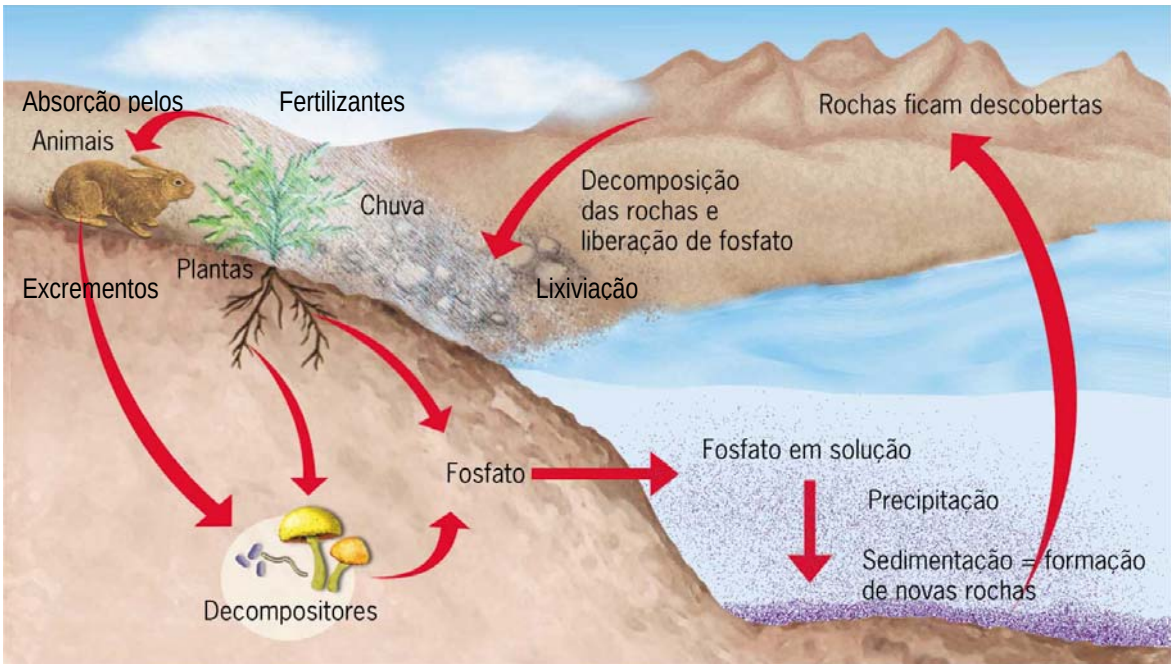
3.1.2 Formas e fontes de fósforo

A grande fonte de fósforo são as rochas fosfatadas, formadas em remotas eras geológicas, de onde é liberado pela ação erosiva da chuva e do vento. Os fosfatos são dissolvidos na água, permanecem no solo ou são carreados para rios, oceanos e lençóis subterrâneos. Grande parte do fósforo que alcança os oceanos é lixiviada para regiões profundas, onde não é aproveitada, devido à ausência de luz, que impede o processo de fotossíntese (MOTA, 2003). Em algum momento, os processos geológicos de sub-elevação podem expor esses depósitos no fundo do mar, dos quais o fosfato pode ser erodido, para iniciar novamente o processo cíclico (MILLER, 2007).

Segundo Esteves (1998), todas as formas de fósforo presentes nas águas naturais, quer na forma iônica, quer na forma complexa, encontram-se sob a forma de fosfato. A maioria dos autores agrupa as várias formas de fosfato em apenas cinco: fosfato particulado, fosfato orgânico dissolvido, fosfato inorgânico dissolvido ou ortofosfato ou fosfato reativo, fosfato total dissolvido e fosfato total. A fração de maior importância limnológica é o ortofosfato, por ser a principal forma de fosfato assimilada pelos vegetais aquáticos, podendo se apresentar sob diferentes espécies iônicas em função do pH do meio. Como em águas continentais a faixa de pH mais freqüente situa-se entre 5 e 8, as espécies iônicas predominantes são $H_2PO_4^-$ e HPO_4^{2-}. A presença do ortofosfato nas águas continentais é muito baixa e depende da densidade e da

atividade de organismos aquáticos - principalmente os fitoplanctônicos e as macrófitas, que, durante a fotossíntese, podem assimilar grandes quantidades destes íons. Em lagos tropicais, devido à alta temperatura, o metabolismo dos organismos aumenta consideravelmente, acelerando ainda mais a assimilação e incorporação do P–orto à biomassa.

Como a maioria dos solos contém pouco fosfato, ele é o grande fator limitante do crescimento das plantas, a não ser que o fósforo seja aplicado ao solo como fertilizante (MILLER, 2006). Na maioria da águas continentais, o fósforo é o principal fator limitante de sua produtividade. Além disso, tem sido apontado como o principal responsável pela eutrofização no ambiente aquático (ESTEVES, 1998). A Figura 3.2 apresenta o ciclo simplificado do fósforo.



Fonte: CÉSAR & SÉZAR (2007)

Figura 3.2: Ciclo simplificado do fósforo

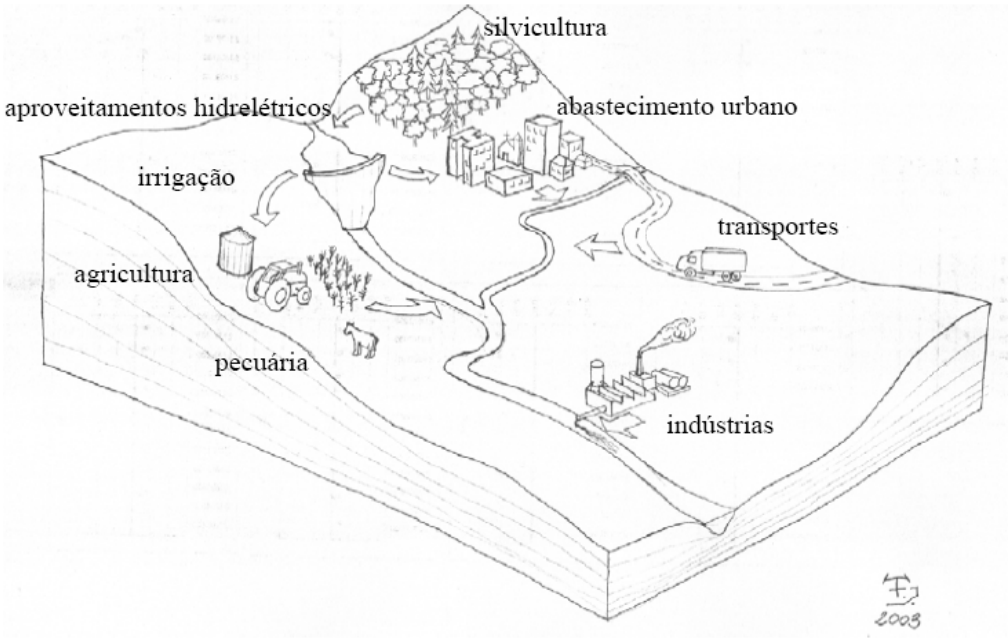
No meio aquático, o fósforo é um nutriente essencial para o crescimento de algas, podendo por isso, em certas condições, conduzir a fenômenos de eutrofização de lagos e represas (VON SPERLING, M., 2006). O fosfato presente nos ecossistemas aquáticos continentais tem origem de fontes naturais e artificiais. Dentre as fontes naturais, as rochas da bacia de drenagem constituem a forma básica de fosfato para os ecossistemas aquáticos continentais. As fontes artificiais mais importantes são esgotos domésticos, efluentes industriais, fertilizantes agrícolas e material particulado de origem industrial contido na atmosfera. Em muitas regiões, notadamente

as industrializadas e de elevada densidade populacional, as fontes artificiais de fosfato são mais importantes do que as naturais (ESTEVES, 1998).

O homem interfere no ciclo do fósforo de várias formas, podendo-se destacar: a extração de grandes quantidades de rochas fosfatadas para fabricação de detergentes e fertilizantes inorgânicos; a redução do fosfato disponível nos solos tropicais através dos desmatamentos de florestas tropicais; e a destruição dos ecossistemas aquáticos através do lançamento de esgotos domésticos e efluentes industriais. Desde 1900, as atividades humanas têm aumentado a taxa natural de liberação do fósforo no meio ambiente, em torno de 3,7 vezes (MILLER, 2007). Estima-se que, um a dois milhões de toneladas de fosfato são produzidas a partir da mineração de rochas fosfatadas (BRAGA. et al, 2002).

3.2 Fontes de poluição

As fontes de poluição são classificadas em duas categorias: fontes pontuais e difusas ou não pontual. As fontes pontuais de poluição da água são caracterizadas pelo lançamento da carga poluidora de forma concentrada, em determinado local. Em relação às fontes difusas, os poluentes alcançam um manancial de modo disperso, não se determinando um ponto específico de poluição (BRAGA, 2002; MOTA, 2003). O conceito de poluição difusa foi introduzido em 1972 pela Lei de Águas Limpas dos Estados Unidos, por ser a poluição do solo diferente da poluição provocada pelo lançamento de esgotos domésticos e efluentes industriais (NOVOTNY, 2003). A Figura 3.3 apresenta as inter-relações entre algumas atividades com potencial poluidor em uma bacia hidrográfica, através das rotas de transporte dos poluentes.



Fonte: LARENTIS, 2004

Figura 3.3: Inter-relações entre as atividades potencialmente poluidoras na bacia hidrográfica

3.2.1 Fontes pontuais

As fontes pontuais lançam efluentes em locais específicos dos corpos d'água. As principais contribuições dessa natureza se devem ao lançamento de esgotos domésticos não tratados ou parcialmente tratados, bem como os efluentes industriais, minas subterrâneas e navios petroleiros. Por estarem em local específico são mais fáceis de serem identificadas, monitoradas e reguladas (NOVOTNY & OLEM, 1993; MILLER, 2007).

Em virtude do atual desenvolvimento técnico, as emissões pontuais são mais fáceis de serem reduzidas. Na maioria dos países desenvolvidos, grande atenção tem sido dada à poluição difusa, pelo fato dos lançamentos pontuais já terem sido equacionados. Entretanto, nos países em desenvolvimento, faz-se necessária a adoção de medidas que visem o controle da poluição pontual originária das cidades e indústrias.

3.2.2 Fontes difusas

As fontes difusas ou não pontuais são resultantes de ações dispersas na bacia hidrográfica e não podem ser identificadas em um único local de descarga; cobrem uma extensa área, como aquela

provinda das chuvas das áreas urbanas e das áreas agrícolas, onde uma infinidade de poluentes são carreados para os cursos d'água; apresentam diversas origens e formas de ocorrência, provenientes do solo, da atmosfera, e das águas subterrâneas; são difíceis de serem mensuradas e identificadas, apresentando aportes significativos em períodos chuvosos (NOVOTNY & OLEM, 1993; TOMAZ, 2006; MILLER, 2007).

Segundo Novotny (2003) as condições que caracterizam as fontes de poluição difusa podem ser resumidas da seguinte forma:

- o lançamento da carga poluidora é intermitente e está relacionado basicamente à precipitação e aos usos do solo na bacia;
- os poluentes são transportados a partir de extensas áreas;
- as cargas poluidoras não podem ser monitoradas a partir de seu ponto de origem, mesmo porque não é possível identificar a sua origem;
- o foco do monitoramento e redução das cargas de origem difusa deve ter caráter extensivo (sobre a bacia hidrográfica) e preventivo, com medidas de gerenciamento do escoamento superficial e não visando apenas o tratamento de efluentes;
- é difícil o estabelecimento de padrões de qualidade para o lançamento do efluente, uma vez que a carga poluidora lançada varia de acordo com a intensidade e a duração dos eventos meteorológicos, a extensão da área de produção naquele específico evento, entre outros fatores.

O crescimento populacional acarreta mudanças aceleradas no uso do solo e também um aumento da poluição difusa com a migração para as cidades. Em muitos países em desenvolvimento, e em alguns países desenvolvidos, as cidades não têm infra-estrutura para absorver o fluxo populacional. Além disso, o crescimento de muitos centros urbanos teve um aumento excepcional, a exemplo do Estado de São Paulo, cuja população, em 1950, era de 2,4 milhões, e está agora acima de 20 milhões (NOVOTNY, 2003).

Segundo Novotny (1993), em 1970 eram utilizados no Brasil, para produção de 1,5 ton/ha de cereal, menos de 50 kg/ha de fertilizantes; em 1990, passou-se a utilizar aproximadamente 150 kg/ha de fertilizantes para produzir 2 ton/ha de cereais. A partir dos anos 50, teve início o desmatamento de áreas nativas, em grande escala, sendo as terras desmatadas convertidas ao uso agrícolas – sobretudo em países em desenvolvimento – e ocupação urbana. Ao mesmo tempo,

iniciou-se a migração massiva da população, das áreas rurais para as cidades, pois o novo modelo de produção no campo tornou a agricultura familiar economicamente inviável. Esta conversão de uso do solo, de vegetação nativa para agricultura, gerou degradação da qualidade das águas superficiais e subterrâneas no meio rural.

As emissões difusas quando comparadas com as emissões pontuais apresentam um grau maior de dificuldade e custos mais elevados para sua quantificação e redução, necessitando do desenvolvimento de novas técnicas e estratégias, que devem ser consideradas no gerenciamento de bacias hidrográficas no Brasil (BARROS et al., 2007).

3.3 Impactos da poluição nos ecossistemas aquáticos

Os efeitos da poluição podem ter caráter localizado, regional ou global. Os mais conhecidos e perceptíveis são os efeitos locais ou regionais, e em geral ocorrem em áreas de grande densidade populacional ou atividade industrial. Segundo Braga et. al (2002), os efeitos resultantes da introdução de poluentes no meio aquático dependem da natureza do poluente introduzido, do caminho que esse poluente percorre no meio e do uso que se faz do corpo d'água.

O crescimento populacional, os desmatamentos e a conversão das terras para uso agrícola intensivo e expansão urbana foram os principais fatores que causaram a destruição de muitos ecossistemas na segunda metade do século XX, resultando no acelerado processo de poluição ambiental e aumento da demanda per capita de recursos naturais (NOVOTNY & OLEM, 1993).

> *O Brasil possui 80% de sua população em áreas urbanas. As grandes cidades brasileiras apresentam condições críticas de sustentabilidade, devido ao excesso de carga de poluição doméstica, industrial e a ocorrência de enchentes urbanas devido à ocupação inadequada do espaço, que contaminam os mananciais, associada a uma forte demanda de água e à falta de coleta e disposição adequada do lixo urbano (TUCCI, 2000, 34p.).*

As emissões de poluentes e nutrientes nos corpos d'água são causadoras de diversos problemas nos ecossistemas aquáticos, os quais tendem a se agravar como resultado do uso incorreto que o

homem faz e das atividades que desenvolve na bacia hidrográfica. As conseqüências negativas da poluição da água podem ser de caráter sanitário, ecológico, social ou econômico (MOTA, 2003).

Segundo Esteves (1998), a deterioração dos ecossistemas ocorre de maneira mais lenta quando os nutrientes provém de efluentes tratados ou de áreas cultivadas, pois os nutrientes provocam primeiramente o aumento na produção primária do ecossistema e, somente na fase posterior, passam a ocorrer modificações significativas na taxa de sedimentação, na dinâmica de oxigênio, alterações nas comunidades e deterioração da qualidade da água para fins econômicos e lazer. Entretanto, quando a fonte de nutrientes são esgotos domésticos e/ou efluentes industriais (especialmente indústria de alimentos) não tratados, o processo de deterioração do ecossistema é mais rápido. Isso ocorre porque esses efluentes são ricos em matéria orgânica, que em pouco tempo após o seu lançamento começa a ser decomposta, acarretando altos déficits de oxigênio.
Um dos principais problemas, acarretado pelo enriquecimento de nutrientes, especificamente o nitrogênio e o fósforo, nos ecossistemas aquáticos, é o processo de eutrofização. Tais nutrientes são despejados de forma dissolvida ou particulada em lagos, represas e rios e são transformados em partículas orgânicas, matéria viva vegetal, pelo metabolismo das plantas (TUNDISI, 2003).

> *"O processo de eutrofização pode ser natural ou artificial. Quando natural, é um processo lento e contínuo, que resulta do aporte de nutrientes trazidos pelas chuvas e pelas águas superficiais que erodem a superfície do solo (...). Quando ocorre artificialmente, ou seja, quando é induzida pelo homem, a eutrofização é denominada artificial, cultural ou antrópica. Neste caso, os nutrientes podem ter diferentes origens, como: esgotos domésticos, efluentes industriais, atividades agrícolas, entre outras" (ESTEVES, 1998, 490p.)*

Segundo Arceivala (1981), Thomann & Mueller (1987), Von Sperling, M. (1994) *apud* Von Sperling, M. (2007), dentre os diversos problemas ocasionados pela eutrofização, pode-se destacar: aumento dos custos de tratamento para produção de água potável; perda do valor estético e turístico de lagos; represas e rios, impedimento à navegação e recreação; eventuais condições anaeróbias no corpo d'água e mortandades de peixes; toxicidade das algas; modificações na qualidade e quantidade de peixes de valor comercial; redução na navegação e capacidade de transporte.

A entrada de esgotos ricos em matéria orgânica causa uma redução acentuada da profundidade média do corpo d'água em conseqüência do acúmulo do material não decomposto no sedimento e da taxa de sedimentos. Nessas condições o corpo d'água tem seu valor como área de lazer bastante reduzido, em virtude do aumento do número de bactérias patogênicas e da concentração de gases tóxicos e fétidos, como o gás sulfídrico e metano. Os prejuízos econômicos decorrentes da deterioração da qualidade da água são consideráveis (ESTEVES, 1998).

Os casos de eutrofização de ecossistemas lacustres tornaram-se mais freqüentes após a segunda guerra mundial, com a introdução de produtos de limpeza sintéticos (detergentes líquidos e em pó, constituídos de polifosfatos), bem como a produção de fertilizantes artificiais utilizados na agricultura. Desde 1950, as atividades humanas mais que dobraram a emissão anual de nitrogênio. O excesso de nitrogênio lançado no ar e na água representa grave problema ambiental local, regional e global, que tem recebido relativamente pouca atenção, se comparado aos problemas ambientais mundiais, como o aquecimento global e o esgotamento da camada de ozônio na estratosfera. O físico da Universidade de Princeton, Robert Socolow, alerta países em todo o mundo para desenvolver algum tipo de acordo de gerenciamento de nitrogênio que ajude a impedir que esse problema alcance níveis críticos (MILLER, 2007).

Segundo Esteves (1998), o estágio final da eutrofização artificial é praticamente irreversível, e somente com o emprego de muita energia e capital será evitado que o ecossistema se torne inútil para o homem. Desta maneira, é fundamental que as fontes de eutrofização artificial de ecossistemas aquáticos tenham seu efeito reduzido, ou seja, eliminadas em tempo hábil.

As principais fontes pontuais de contribuição de fósforo e nitrogênio em uma bacia hidrográfica são os esgotos domésticos e efluentes industriais. Em relação às fontes difusas, os poluentes advindos da agricultura que têm sua origem da aplicação de fertilizantes e pesticidas, bem como a poluição das áreas urbanas, resultante do carreamento de efluentes não tratados que atingem a rede de drenagem pluvial, são as principais fontes de contribuição de fósforo e nitrogênio (MILLER, 2007). Segundo Tomaz (2006), a poluição difusa em áreas urbanas é responsável por 25% da poluição total dos cursos d'água no Brasil.

3.4 Limites de emissão de nutrientes

Para que se possa exercer um controle sobre a poluição, são estabelecidos pela legislação ambiental os padrões e indicadores de qualidade da água, do ar e do solo que se deseja respeitar em um determinando ambiente (BRAGA, et. al., 2002). Conforme citado anteriormente, a Resolução CONAMA n° 357/2005, 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.

A Resolução CONAMA n° 357/05 dividiu as águas do território nacional em águas doces (salinidade ≤ 0,05%), salobras (0,05% < salinidade < 3,0%) e salinas (salinidade ≥ 3,0%), estabelecendo para o território brasileiro as classes de usos preponderantes, quais sejam: i) águas doces (classe especial, 1, 2, 3, 4), águas salinas (classe especial, 1, 2, 3); e iii) salobras (classe especial, 1, 2, 3), além das condições e padrões de lançamento de efluentes. A resolução vigente define que enquanto não forem aprovados os enquadramentos, as águas doces serão consideradas como classe 2, as salinas e as salobras classe 1, exceto se as condições de qualidade atuais forem melhores, determinando a aplicação da classe mais rigorosa. A classe especial pressupõe os usos mais nobres, e a classe 4, os menos nobres. O Quadro 3.1 apresentada a classificação das águas doces, segundo os usos preponderantes, e a Tabela 3.1 apresenta as concentrações máximas de nitrogênio e fósforo admitidas para cada classe.

Quadro 3.1: Classificação das águas doces segundo a Resolução CONAMA 357/05

Uso	Classe				
	Especial	1	2	3	4
Abastecimento para consumo humano	(a)	x (b)	x (c)	x (d)	
Preservação do equilíbrio natural das comunidades aquáticas	x				
Preservação de ambientes aquáticos em unid. de conserv. de proteção integral	x				
Proteção das comunidades aquáticas		x (h)	x		
Recreação de contato primário*		x	x		
Irrigação		x (e)	(f)	x (g)	
Aqüicultura e atividade de pesca			x		
Pesca amadora				x	
Dessedentação de animais				x	
Recreação de contato secundário				x	
Navegação					x
Harmonia paisagística					x

Notas: (a) após desinfecção; (b) após tratamento simplificado; (c) após tratamento convencional; (d) após tratamento convencional ou avançado; (e) hortaliças consumidas cruas e de frutas que se desenvolvam rentes ao solo e que sejam ingeridas cruas sem remoção da película; (f) hortaliças e plantas frutíferas que o público possa vir a ter contato direto; (g) culturas arbóreas, cerealíferas e forrageiras; (h) de forma geral, e em comunidades indígenas

Fonte: Von Sperling, M., 2007.

Tabela 3.1: Valores máximos de nitrogênio e fósforo admitidos, para cada classe segundo Resolução CONAMA n° 357/05

Parâmetro	Unidade	Classes			
		1	2	3	4
N amoniacal total (pH ≤ 7,5)	mgN/L	3,7	3,7	13,3	-
N amoniacal total (7,5 pH ≤ 8)	mgN/L	2,0	2,0	5,6	-
N amoniacal total (8 pH ≤ 8,5)	mgN/L	1,0	1,0	2,2	-
N amoniacal total (pH 8,5)	mgN/L	0,5	0,5	1,0	-
Nitrato	mgN/L	10,0	10,0	10,0	-
Nitrito	mgN/L	1,0	1,0	1,0	-
Ptotal (ambiente lêntico)	mgP/L	0,02	0,03	0,05	-
Ptotal (ambiente intermediário e tributário direto de ambiente lêntico)	mgP/L	0,025	0,050	0,075	-
Ptotal (ambiente lótico e tributário de ambiente intermediário)	mgP/L	0,10	0,10	0,15	-

Fonte: Von Sperling, M., 2007.

Em relação ao lançamento de efluentes, esta Resolução estabeleceu o limite de 20 mg/L para o nitrogênio amoniacal, porém não foram estabelecidos limites de emissão para o fósforo.

3.5 Índices de qualidade da água

Existem vários índices de qualidade da água em utilização. Tais índices não são um instrumento de avaliação de atendimento à legislação ambiental, mas sim de comunicação para o público das condições ambientais dos corpos d'água (VON SPERLING, M., 2007). No presente trabalho, foram utilizados o Índice de Qualidade da Água (IQA) modificado pela CETESB e o Índice de Estado Eutrófico para o fósforo - IET(PT), apresentados a seguir.

3.5.1 Índice de qualidade da água

O Índice de Qualidade da Água (IQA) foi desenvolvido pela *National Sanitation Foundation* (NSF), dos Estados Unidos, cuja estrutura foi estabelecida através de pesquisa de opinião junto a vários especialistas da área. Cada técnico selecionou os parâmetros que julgava relevantes para analisar a qualidade das águas e estipulou, para cada um deles, um peso relativo. O tratamento posterior dos questionários respondidos definiu um conjunto de nove parâmetros considerados mais representativos para a caracterização da qualidade das águas, quais sejam: coliformes fecais (termotolerantes), pH, demanda bioquímica de oxigênio, nitrato, fosfato total, temperatura da água, turbidez, sólidos totais e oxigênio dissolvido. A cada parâmetro foi atribuído um peso de acordo com sua importância relativa no cálculo do IQA, e traçadas curvas médias de avaliação da qualidade das águas em função de sua concentração (VON SPERLING, M., 2007).

O IQA final é calculado como um produtório das notas individuais da cada parâmetro, elevadas aos respectivos pesos. Os valores dos índices variam de 0 a 100. No Brasil, o IQA-NSF foi modificado pela CETESB, que substituiu o nitrato por nitrogênio total. A equação do IQA é:

$$IQA = \prod_{i=1}^{n} q_i^{wi} \qquad (4.1)$$

q_i: Qualidade do i-ésimo parâmetro, um número entre 0 e 100, obtido da "curva média de variação de qualidade", em função de sua concentração ou medida

w_i: Peso do i-ésimo parâmetro, um número de 0 a 1, atribuído em função da sua importância para a conformação global de qualidade

i: Número do parâmetro, variando de 1 a 9

Os pesos (w_i) de cada parâmetro estão apresentados na Tabela 3.2. Estes pesos foram determinados pelo painel de especialistas que desenvolveu o IQA-NSF, e retratam a importância relativa de cada parâmetro. Para cada parâmetro é calculado o q_i , posteriormente eleva-se ao q_i o peso do parâmetro (w_i). O IQA é o produto dos nove valores de qi^w . A classificação da qualidade da água segundo o IQA-CETESB é apresentada na Tabelas 3.3.

Tabela 3.2: Valores dos pesos qi de cada parâmetro do IQA

Parâmetro*	Unidade	q_i
Coliformes termotolerantes	NMP/100 mL	0,15
pH	-	0,12
$DBO_{5,20}$	mg/L	0,10
Nitrogênio total	mgN/L	0,10
Fósforo total	mgPO4/L	0,10
Diferença de temperatura	°C	0,10
Turbidez	NTU	0,08
Sólidos totais	mg/L	0,08
OD	% de saturação	0,17

Fonte: Von Sperling, M. (2007)

Tabela 3.3: Classificação da qualidade da água segundo o IQA-CETESB

Nível	Cor	Faixa de IQA
Ótima	Azul	80 < IQA < 100
Boa	Verde	52 < IQA< 80
Aceitável	Amarela	37 < IQA< 52
Ruim	Vermelha	20 < IQA < 37
Péssima	Laranja	0 < IQA < 20

Fonte: Von Sperling, M. (2007)

No presente estudo foi considerada a classificação da qualidade da água segundo o IQA-CETESB.

3.5.2 Índice de estado trófico

O Índice de Estado Trófico (IET) tem a finalidade de classificar os corpos d'água em diferentes graus de trofia, avaliando a qualidade da água quanto ao enriquecimento por nutrientes e seu efeito relacionado ao crescimento excessivo de algas ou à proliferação de macrófitas. Esse índice sofreu alterações ao longo do tempo, sendo atualmente calculado em função dos valores de fósforo total e clorofila *a* e aplicado para rios e reservatórios (VON SPERLING, M., 2007. 261p).

O Índice de Estado Trófico utilizado pela CETESB é composto pelo Índice de Estado Trófico para o fósforo – IET (PT) e pelo Índice de Estado Trófico para a clorofila *a* – IET (CL), conforme equação a seguir:

$$\text{IET (CL)} = 10.\left[6 - \left(\frac{-0{,}7 - 0{,}60\ln(CL)}{\ln(2)}\right)\right] - 20 \qquad (4.2)$$

$$\text{IET (PT)} = 10.\left[6 - \left(\frac{0{,}42 - 0{,}36\ln(PT)}{\ln(2)}\right)\right] - 20 \qquad (4.3)$$

onde:

PT = concentração de fósforo total medida à superfície da água ($\mu g / L = mg / m^3$)

CL = concentração de clorofila *a* medida à superfície da água ($\mu g / L = mg / m^3$)

ln = logaritmo natural

Na interpretação dos resultados, os pontos devem ser classificados conforme os resultados do IET anual. Para cada ponto, devem ser utilizadas as médias geométricas das concentrações de fósforo total e clorofila *a* para o cálculo do IET (PT) e IET (CL) anual, sendo o IET final resultante da média aritmética simples dos índices anuais relativos ao fósforo total e clorofila *a*. Caso se deseje observar as variações ao longo do ano, podem ser aplicados resultados mensais para cada ponto amostral (CETESB, 2006 *apud* VON SPERLING, M., 2007).

No caso de não haver resultados para o fósforo total ou para a clorofila *a*, o índice é calculado com a única variável disponível e considerado equivalente ao IET, devendo, apenas, constar uma observação junto ao resultado, informando que uma variável foi utilizada. Em função dos valores do IET, PT e CL, obtém-se a classificação do estado trófico para rios, conforme apresentado no Tabela 3.4.

Tabela 3.4: Classificação do estado trófico de rios segundo o Índice de Carlson modificado

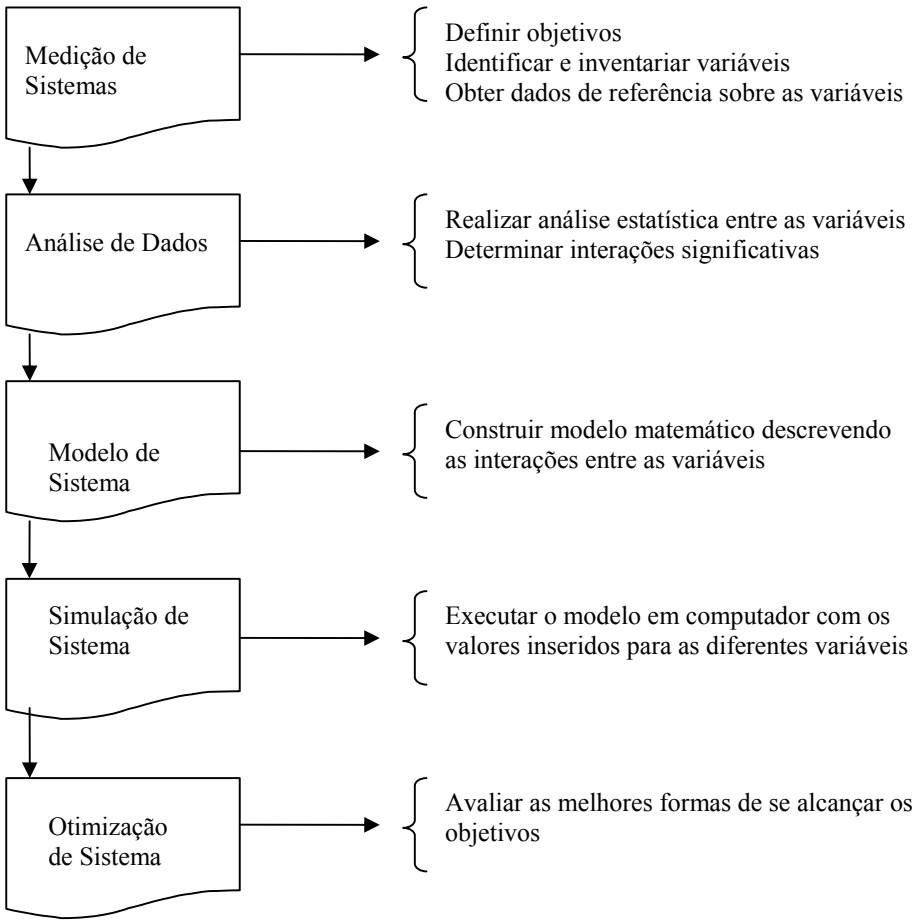
Estado trófico	IET	P total ($\mu g / L$)	Clorofila *a* ($\mu g / L$)
Ultraoligotrófico	IET $\leq$ 47	P $\leq$ 13	CL $\leq$ 0,74
Oligotrófico	47 < IET $\leq$ 52	13 < P $\leq$ 35	0,74 < CL $\leq$ 1,31
Mesotrófico	52 < IET $\leq$ 59	35 < P $\leq$ 137	1,31 < CL $\leq$ 2,96
Eutrófico	59 < IET $\leq$ 63	137 < P $\leq$ 296	2,96 < CL $\leq$ 4,70
Supereutrófico	63 < IET $\leq$ 67	296 < P $\leq$ 640	4,70 < CL $\leq$ 7,46
Hipereutrófico	IET > 67	640 < P	7,46 < CL

Fonte: CETESB, 2006 *apud* Von Sperling, M., 2007.

4. MODELAGEM DA QUALIDADE DA ÁGUA

Um modelo é uma forma simplificada de representar determinados aspectos de um sistema real. Quando os princípios do modelo teórico têm uma base matemática, diz-se que se criou um modelo matemático. Esses modelos substituem as funções do sistema por relevantes relações matemáticas (EDWARDS & HAMSON, 1990 *apud* ETERNO; NOVOTNY, 2003).

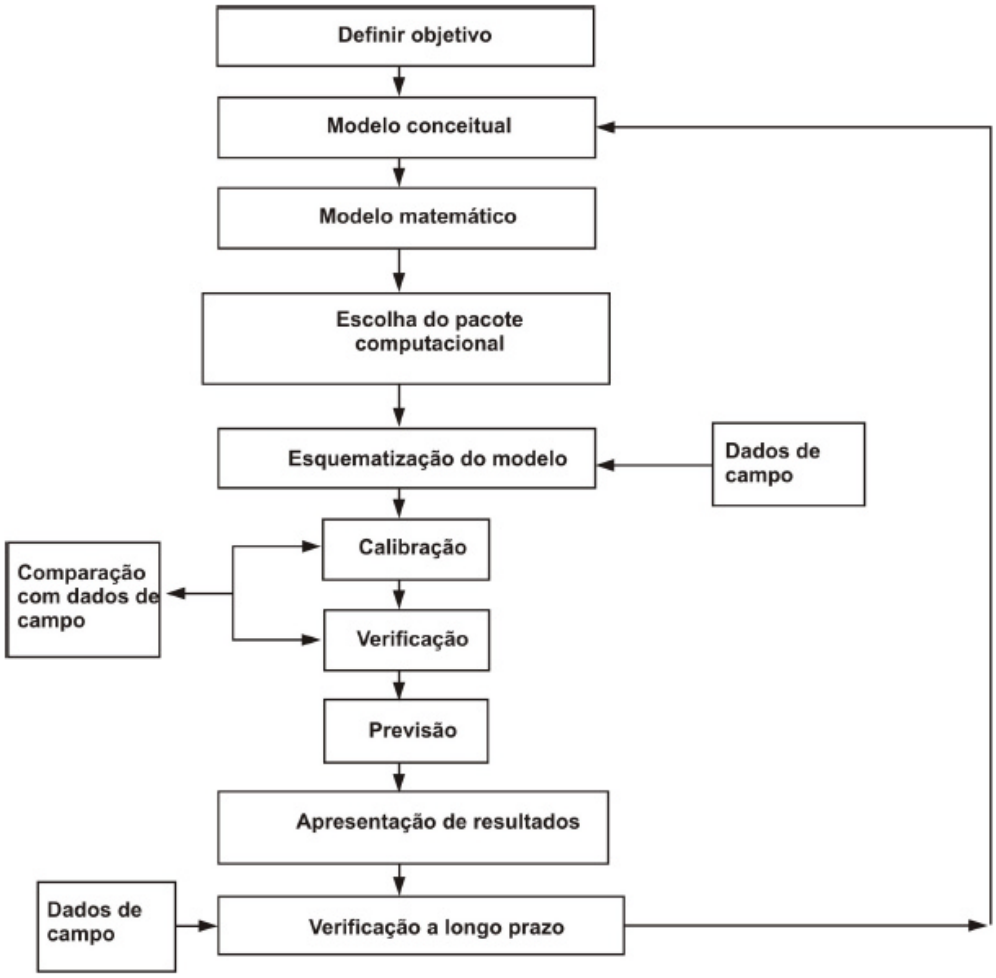
Desde o final da década de 60, tem-se utilizado a análise de sistemas para desenvolver modelos matemáticos e outros que simulam os ecossistemas. Os modelos computacionais ajudam a compreender sistemas complexos (como rios, oceanos, florestas, campos, cidades e clima), que não podem ser adequadamente estudados e estruturados em pesquisas de campo ou em laboratório (MILLER, 2007). A Figura 4.1 apresenta as principais etapas da análise de sistemas.



Fonte: adaptado de Southwick *apud* Miller (2007)

Figura 4.1: Principais etapas da análise de sistemas

Para a realização de uma modelagem completa é importante seguir alguns passos desde a definição do objetivo até a apresentação do modelo. A Figura 4.2 apresenta todas as etapas, que já são bem conhecidas e discutidas por diversos autores (ANDERSON & WOESSNER, 1992; CABRAL & DEMÉTRIO, 2000 *apud* PAIVA, 2004).



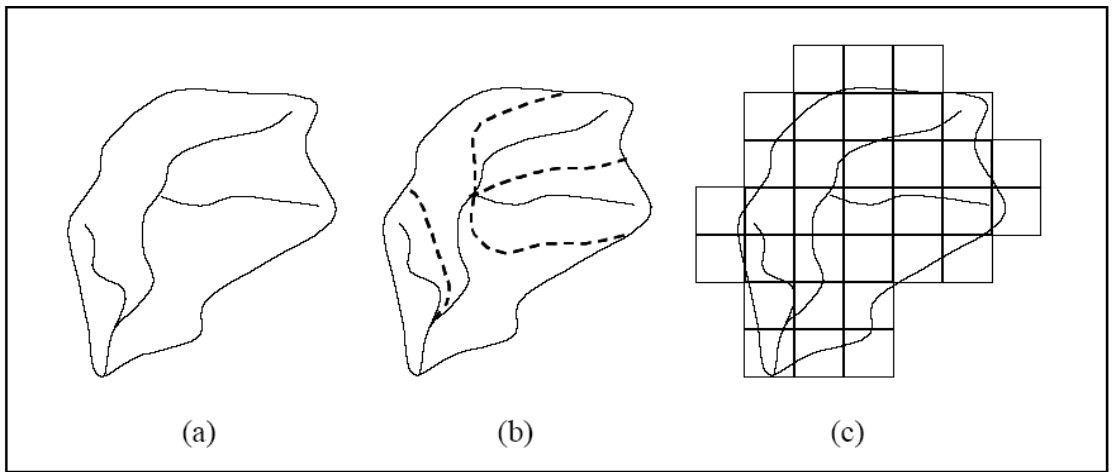
Fonte: adaptado de ANDERSON & WOESSNER, 1992; CABRAL & DEMÉTRIO, 2000 *apud* PAIVA, 2004

Figura 4.2: Etapas do processo de modelagem

Novotny & Olem (1993) ressaltam que a confiabilidade e utilidade dos modelos é sempre um dilema. Deve-se entender que como a simulação de algum evento do mundo real, os modelos matemáticos são apenas uma aproximação da realidade. Os modelos computacionais representam a formulação em linguagem computacional de conceitos dos sistemas e processos físicos. Lesh (1990) *apud* Eterno destaca que as simplificações da situação que se pretende descrever é um fator inerente à construção de um modelo matemático e que a mesma situação pode ser modelada de formas distintas dependendo do indivíduo que interpreta a situação e do modelo utilizado.

Miller (2007) afirma que a seleção dos modelos é uma importante parte do processo de modelagem e que as simulações e projeções são tão melhores quanto os dados e premissas utilizadas para desenvolver os modelos. Pesquisas cuidadosas de campo e em laboratório devem ser realizadas para fornecer os dados de referência e determinar as relações causais entre as principais variáveis necessárias para desenvolver e testar os modelos.

Até a década de 60, a modelagem da qualidade da água baseava-se na representação da bacia hidrográfica de forma concentrada, em efeitos locais devido às fontes de poluição pontual. A partir desta época, o auxílio de recursos computacionais possibilitou a análise da bacia como um sistema distribuído no espaço, possibilitando maiores avanços na área de modelagem da qualidade da água (Figura 4.3). Mais do que focar em efeitos locais de origens pontuais passou-se a avaliar o todo, considerando a bacia de drenagem como um sistema (CHAPRA, 1997).



Fonte: Novotny & Olem (1993)

Figura 4.3: Representação espacial da bacia hidrográfica, forma concentrada (a), discretizada, em sub-bacias (b) e em células (c)

Os anos de 1970 a 1980 destacaram-se como o período de aumento da poluição. Segundo Novotny & Olem (1993), nesta época foram desenvolvidos vários modelos, resultantes das pesquisas realizadas por várias agências, universidades e pesquisadores em todo o mundo. Tais modelos podem ser utilizados para modelagem da poluição difusa e avaliação das medidas mitigadoras. E vão desde simples aplicações de processos hidrológicos básicos com adição do aporte de poluentes, até modelos de qualidade e quantidade com complexos processos hidrológicos de escoamento superficial e subterrâneo. Os modelos que no passado necessitavam de computadores especiais, hoje podem ser utilizados em computadores de uso pessoal.

Segundo Abbott et al. (1986) *apud* Libos (2002), no período da década de 60 a meados da década de 80, o conjunto de modelos hidrológicos disponíveis, do tipo concentrado, apresentava dificuldades em responder aos impactos advindos das atividades humanas no ciclo hidrológico, tais como: os efeitos da devastação florestal sobre a erosão do solo; os regimes de cheia e a dispersão de poluentes das atividades agrícolas e industriais. A evolução ocorreu no sentido de que os modelos pudessem avaliar e melhor explicitar os impactos decorrentes do desenvolvimento da bacia.

Com o advento de novas tecnologias para coletar os dados de campo, tais como o sensoriamento remoto, foi inserida nos modelos a interface com o ArcView, possibilitando o uso do sistema de informações geográficas (SIG), que permite a análise de dados complexos coletados em amplas áreas geográficas (MILLER, 2007). Segundo Tucci (1998), a interface com SIG permite a simulação da contribuição de fontes não pontuais em conjunto com as fontes pontuais. Nesses modelos a bacia é discretizada em sub-bacias ou células, possibilitando a simulação das alterações e da variabilidade espacial relacionadas ao tipo e cobertura do solo. Entretanto, em cada unidade de discretização, os fenômenos naturais que aí ocorrem são tratados de forma pontual, ou seja, como em um modelo concentrado.

4.1 Classificação dos modelos de simulação da poluição difusa

Os modelos hidrológicos de poluição difusa são parte dos modelos de carga, que representam e simulam a geração e movimento da água dos poluentes contidos do ponto de origem (fonte) até o local do tratamento e disposição nos corpos d'água receptores. Esses modelos podem ser usados para o planejamento ou podem ser uma interface com os modelos de qualidade da água para avaliar os impactos da poluição não pontual no ecossistema aquático. Na maioria dos casos, os modelos de carga fornecem as taxas de concentração e vazão e/ou o aporte total de poluentes (NOVOTNY, 2003).

Chow (1972) *apud* Novotny (2003) classificou os modelos em um número de categorias, incluindo físico, determinístico e estocástico. Modelos físicos são de pouca importância para a modelagem da poluição difusa, embora eles sejam usados extensivamente para estudo de processos individuais, como infiltração, movimento da água no solo, e adsorção-desorção.

Segundo as definições de Chow (1972), os modelos de poluição difusa podem ser divididos em linhas gerais, de acordo com os seguintes grupos: i) modelos de rotinas estatísticas simples; ii) modelos hidrológicos determinísticos; e iii) modelos estocásticos.

Segundo Chow (1964) e Tucci (1998), se a chance de ocorrência das variáveis é levada em conta e o conceito de probabilidade é introduzido na formulação do modelo, o processo e o modelo são ditos estocásticos. Se não forem consideradas as variáveis envolvidas no processo e o modelo seguir uma lei que não a lei da probabilidade, o modelo e o processo são ditos determinísticos. Ainda sobre a classificação dos modelos, eles podem ser também concentrados ou distribuídos. São modelos distribuídos quando seus parâmetros e variáveis variam em função do tempo e do espaço, e são modelos concentrados quando seus parâmetros e variáveis variam somente em função do tempo. Novotny (2003) ressalta que os modelos de parâmetro concentrado são mais utilizados na modelagem da poluição difusa.

Segundo Novotny & Olem (1993), os modelos de parâmetro concentrado tratam a bacia ou uma significante porção como uma única unidade. As várias características da bacia são freqüentemente agrupadas através de uma equação empírica, e a forma final e magnitude dos parâmetros são simplificados para representar a unidade modelada na forma de sistema. Os coeficientes e os parâmetros dos sistemas para cada unidade homogênea são definidos através da calibração, comparando-se as respostas do modelo com os dados existentes. Para cada modelo a relação entre entrada e saída pode ser representada como:

$$Y = \Phi * X \qquad (3.1)$$

Onde:

X = vetor de entrada

Y = vetor de saída

Φ = simples ou complexa transferência de funções

De acordo com essa definição, um modelo matemático é uma transferência de funções complexas computadorizada. Essa simplificação de conceito envolve operações matemáticas, as quais são integradas, por aproximações de diferenças finitas, e inversão de matrizes. A abordagem de parâmetro distribuído envolve a divisão da bacia em unidades homogêneas menores – elementos de área – com características uniformes (solos, declividade, tipos de cultura). Cada unidade de

área é descrita individualmente através de um conjunto de equações diferenciais de balanço de massa. Os valores de entrada para cada unidade consistem em entradas distribuídas, tais como deposição atmosférica, e saídas de unidades adjacentes. As equações de balanço de massa para cada entrada no sistema são resolvidas simultaneamente em curto período de tempo (NOVOTNY & OLEM, 1993). Os modelos de parâmetro distribuído requerem uma grande quantidade, bem como uma descrição detalhada dos parâmetros do sistema, os quais devem ser fornecidos para cada elemento. Porém, as mudanças nas características da bacia e seus efeitos nos resultados podem ser modelados com mais facilidade e maior efetividade. Os modelos distribuídos estão melhor relacionados com os fenômenos físicos e com a variabilidade espacial dos parâmetros, suprindo a deficiência que existe nos modelos concentrados.

Novotny & Olem (1993) ponderam que a precisão e a confiabilidade dos modelos são limitadas, apresentando assim algumas restrições, tais como: i) exigência de grande quantidade de dados de entrada para poder representar com maior fidelidade os fenômenos; ii) necessidade de uma abordagem discreta, geralmente na forma de malhas quadradas ou células, que se torna, então, concentrada em cada malha ou célula; iii) devido à falta de dados, chega-se a resultados que poderiam ser obtidos com modelos mais simplificados. Os autores enfatizam que, apesar dos modelos distribuídos apresentarem uma abordagem fisicamente mais consistente, ainda estão longe de representarem a natureza, que, em geral, não segue a mesma escala dos modelos.

Segundo Tucci (1998), a classificação dos modelos de qualidade da água também pode ser feita de acordo com as condições de escoamento, transporte de massa e características dos parâmetros de qualidade da água. A seguir são resumidas algumas classificações:

Quanto à discretização espacial: podem ser concentrados, unidimensional, bidimensional e tridimensional. Todos os modelos podem ser aplicados a reservatórios, porém em rios utiliza-se, comumente, os modelos unidimensionais.

> *Modelo concentrado:* considera o reservatório totalmente misturado, portanto não analisa a variabilidade espacial da concentração no reservatório. Entretanto, analisa a variação da concentração média no tempo.

Modelo unidimensional: simulam os processos, considerando apenas uma dimensão no espaço e representam o escoamento através da velocidade média na seção transversal, desprezando as variações vertical e transversal. Geralmente esse modelo é utilizado no estudo do fluxo do reservatório, longitudinal ou transversal.

Modelo bidimensional: simulam fenômenos desprezando uma das direções. Podem ser bidimensional no plano (direção longitudinal e transversal), que despreza a variação na vertical e bidimensional no perfil (direções longitudinal e vertical), que despreza as variações na transversal. O modelo de transporte dificilmente será utilizado quando a profundidade é suficientemente grande para produzir estratificação vertical. O modelo bidimensional pode ser útil quando, além da estratificação vertical, existe variação longitudinal devido ao pequeno tempo de residência. O modelo requer grande quantidade de parâmetros, sendo indicado para reservatórios com sérios problemas de qualidade da água.

Modelo tridimensional: representam todas as direções do espaço. Apresentam um grande número de fatores que necessitam ser estimados para que possam ser utilizados. As maiores dificuldades no uso desse tipo de modelo se refere à obtenção de dados para a sua validação.

Quanto à variação no tempo: os modelos podem ser permanentes ou não-permanentes. Os modelos em regime permanente desconsideram a variação no tempo das variáveis envolvidas no processo, enquanto que os modelos em regime não-permanente permitem a análise destas variações. Os modelos em regime permanente podem ainda ser: uniforme e não-uniforme. No primeiro caso, estão os modelos que consideram a velocidade constante no rio. No segundo, o regime é permanente, mas a velocidade pode variar ao longo do rio. Esses modelos podem ser usados quando a situação crítica de qualidade da água é próxima de um regime permanente, como na estiagem.

Quanto aos parâmetros de qualidade: podem ser conservativos ou não-conservativos. Os primeiros são aqueles que não mudam devido às reações químicas e biológicas internas, como o sal. As substâncias não conservativas são aquelas que reagem por processos químicos e biológicos internos, modificando a sua concentração como a Demanda Bioquímica de Oxigênio

(DBO) e Oxigênio Dissolvido (OD). Os primeiros modelos simulavam somente OD e DBO. Os modelos evoluíram introduzindo os ciclos de nitrogênio e fósforo, produção de algas e outros componentes.

Segundo Novotny (2003), o modelo, tal como o sistema real, produz saídas para as várias entradas. A estrutura do modelo é sempre uma versão simplificada das interações e das reações a ter lugar no sistema real. As variáveis que descrevem o estado físico do sistema são chamadas de parâmetros do sistema; as variáveis que afetam o estado do sistema são as variáveis de estado. Algumas variáveis de entrada podem ser chamadas de variáveis de estado e vice-versa. O tamanho da bacia, declividade, rugosidade, erodibilidade e textura dos solos são exemplos de parâmetros do sistema, enquanto temperatura, radiação solar e cobertura vegetal podem ser consideradas como variáveis de estado. A precipitação, deposição atmosférica, e outras entradas diárias de áreas impermeáveis podem ser consideradas como dados de entrada na maioria dos modelos de poluição difusa da qualidade da água.

4.2 Modelos utilizados para quantificação da poluição difusa

As fontes de poluição difusa são difíceis de serem quantificadas, uma vez que dependem da interação de diversos fatores, tais como: a intensidade e duração das precipitações; o tipo de solo; a fisiografia do terreno e as formas de uso do solo. Por isso, mensurar as fontes de poluição difusa na escala de uma bacia hidrográfica ainda envolve muitas incertezas (MACLEOD & HAYGARTH, 2003).

Segundo Frade & Bach (2000), a avaliação do aporte de nutrientes em bacias hidrográficas pelas fontes de poluição difusa pode ser feita através de diferentes métodos de investigação, quais sejam:

- medição da carga em bacias representativas, nas quais não pode haver qualquer fonte de poluição pontual;
- diferença entre o aporte total de nutrientes medido e o aporte proveniente de fontes pontuais;
- parcelamento do aporte total para componentes de vazão através de interpretações da relação entre o aporte e a vazão;

- modelagem do aporte de substâncias, através da utilização de modelos;
- estimativa de emissões específicas por meios de transportes difusos.

O princípio de escolha do método diferencia-se um do outro em relação ao esforço, como por exemplo, medições, que devem ser realizadas ou informações levantadas em instituições. Na prática, é comum na escolha de um método, avaliar os recursos e tempo disponível. A emissão difusa de nutrientes (N e P) depende da influência de uma série de fatores, dos quais são importantes o clima, relevo, hidrologia, tipos de solos, bem como o seu uso e ocupação, área de drenagem de áreas agrícolas, entre outros (FRADE & BACH, 2000).

Vários modelos podem ser encontrados na literatura, onde a diferença entre cada um reside na resolução espacial e temporal de seus dados. A seguir é apresentada uma descrição de alguns modelos utilizados, em diversos países, para quantificação da poluição difusa.

MONERIS (*Modelling Nutrient Emissions in River Systems*): foi desenvolvido por Behrendt. et.al. (2000) com o objetivo de quantificar as emissões de nutrientes em bacias hidrográficas provenientes de fontes pontuais e difusas. Os dados de vazão, qualidade da água e sistema de informações geográficas (SIG), incluindo mapas digitais e informações estatísticas são a base do modelo. As fontes de emissão difusa são representadas pela: erosão; águas subterrâneas; deposição atmosférica; escoamento superficial; sistemas urbanos; e drenagem de áreas agrícolas. As fontes pontuais são representadas pelo lançamento de esgotos domésticos e efluentes industriais.

Como um modelo estatístico, o MONERIS não é muito exigente em relação aos dados requeridos, mas as suas estimativas serão tão boas quanto melhores forem os dados de entrada. A freqüência e a qualidade dos dados coletados também possuem um papel importante no processo modelado. O MONERIS já foi aplicado em mais de 600 bacias hidrográficas com uma área de 100 a 800.000 km², em diferentes regiões da Europa. Uma comparação, com 8 modelos diferentes para estimar o aporte de nutrientes em 17 bacias hidrográficas da Europa, mostrou que a qualidade dos resultados do MONERIS é comparável aos valores anuais de modelos dinâmicos complexos, tais como SWAT, NL-Cat e N-HBV (VON SPERLING, D. & BEHRENDT, 2007).
O modelo foi concebido, inicialmente, para simulação do aporte mensal e anual do nitrogênio e fósforo. Recentes atualizações tornaram possível simulações diárias do aporte de nutrientes e de

suas respectivas concentrações. A descrição detalhada dos dados necessários, bem como os métodos e os processos de cálculo são apresentadas nos Capítulos 6 e 7, respectivamente.

AGNPS *(Agricultural Non-Point Source)*: foi desenvolvido pelo Serviço de Pesquisa Agrícola dos Estados Unidos *(Agricultural Research Service)* visando um melhor gerenciamento de bacias hidrográficas, sendo ideal para bacias de até 500 km². O AGNPS é um modelo contínuo, utilizado para simulação de sedimentos, nutrientes, pesticidas e os seus subseqüentes processos na bacia hidrográfica, fornecendo informações sobre o impacto em vários lugares na bacia, proporcionando uma explícita modelagem dos resultados. As quantidades lixiviadas são baseadas na Curva Número (CN), enquanto que o sedimento é determinado utilizando a Equação Universal de Perda de Solos (USLE). O modelo, documentação, e outras informações estão disponíveis em www.ars.usda.gov/Research/docs.htm?docid=5199.

STEPL *(Spreadsheet Tool for Estimating Pollutant Load):* é ferramenta simplificada, concebido como um modelo personalizado em planilha Excel, utilizado para estimar a carga de poluentes. Os usuários podem modificar as fórmulas e valores, sem qualquer competência especializada em programação. Medidas de gestão que afetam hidrologia ou sedimento podem ser estimadas com fatores empíricos. A carga de poluentes e as suas reduções são estimadas com redução de fatores para as diferentes utilizações do solo. O guia do usuário, modelo de banco de dados padrão e outras informações estão disponíveis em http://it.tetratech-ffx.com/stepl URL.

AVGWLF (*Arc View Generalized Watershed Loading Functions Model):* o modelo foi lançado em 1987. Inicialmente chamava-se GWLF. Posteriormente, foi melhorado, sendo-lhe incluídos outros utilitários. O modelo atual AVGWLF incluiu a interface com o ArcView, sendo utilizado em diversas bacias hidrográficas nos Estados Unidos (por exemplo, nos Estados da Pensilvânia e Nova Iorque), com o apoio da EPA (HAITH et. al. 1987, EVANS et. al 2002, 2006 *apud* GÓMEZ, 2007). O modelo é indicado para o planejamento de bacias hidrográficas onde os nutrientes e os sedimentos são principais preocupações. As exigências para a calibração são baixas e são poucos os dados requeridos, incluindo informações sobre o uso e ocupação do solo, parâmetros que regem o escoamento, erosão e geração das cargas de nutrientes. Para o escoamento superficial e o aporte de sedimentos são usadas a equação curva número (CN) e a equação de perda de solos (USLE), combinados com concentração média de nutrientes, baseada

no uso do solo (EPA, 2005). O modelo encontra-se disponível em www.vims.edu/bio/vimsida/basinsim.html.

HSPF *(Hydrologic Simulation Program–Fortran):* é um pacote abrangente para simular a hidrologia e a qualidade da água para uma vasta gama de poluentes orgânicos convencionais e tóxicos, bem como as suas interações químicas no sedimento. O modelo pode gerar séries temporais resultantes de qualquer processo simulado, sendo um dos poucos modelos capaz de simular, simultaneamente, processos no solo e na água. Para simulação no solo, os processos estão aglomerados para cada tipo e utilização dos solos no nível da sub-bacia. Porém, o modelo não considera a localização espacial de uma parcela de terreno em relação à outra na bacia, sendo limitado a rios bem-misturados e reservatórios de um fluxo direcional. O HSPF exige extensa calibração e geralmente requer um alto nível de especialização para a aplicação. O modelo LSPC (*Load Simulation Program)* é outra formulação de HSPF, que inclui algoritmos para simular a hidrologia, sedimentos, e a qualidade da água, disponível em www.epa.gov/athens/wwqtsc/html/lspc.html. Uma das principais vantagens da LSPC é que ele não tem limitações inerentes ao tamanho da bacia.

P8-UCM: é um programa que prevê a geração e o transporte de poluentes no escoamento superficial de pequenas áreas urbanas. É constituído, principalmente, de métodos derivados de outros modelos (SWMM, HSPF, D3RM, TR-20). O modelo inclui a avaliação do escoamento superficial e análise da qualidade da água. As aplicações do modelo incluem o desenvolvimento e a comparação dos planos de drenagem de bacias hidrográficas, em escala de ordenamento territorial, avaliação da eficácia da sedimentação de lagoas construídas e a seleção e dimensionamento das práticas de gestão. O modelo simula o transporte de poluentes e sua remoção através de uma variedade de práticas de gestão das águas pluviais provenientes de áreas urbanas, assumindo que uma bacia hidrográfica é dividida em uma área de aglomerados e uma área impermeável. O modelo não avalia a distribuição espacial das áreas impermeáveis e das diversas utilizações do solo. É assumido que os poluentes que entram nos corpos d'água são sedimentados. O modelo é simples, porém exige moderado esforço de criação, calibragem e validação.

SWAT *(Soil and Water Assessment Tool):* é um modelo hidrossedimentológico desenvolvido em 1996, pelo Serviço de Pesquisas Agrícolas e pela Universidade Texas A&M. É um modelo de

parâmetro distribuído, o qual permite que diferentes processos físicos sejam simulados, sendo utilizado pelo sistema de modelagem de bacias hidrográficas da EPA. O modelo foi desenvolvido para predizer o efeito de diferentes cenários de manejo na qualidade da água, produção de sedimentos e cargas de poluentes em bacia hidrográficas agrícolas (SRINIVASAN & ARNOLD, 1994 *apud* MACHADO & VETTORAZZI, 2003). O SWAT considera a bacia dividida em sub-bacias com base no relevo, solos e uso da terra, e, desse modo, preserva os parâmetros espacialmente distribuídos da bacia inteira e características homogêneas dentro da bacia. O modelo é mais indicado para áreas agrícolas. Os poluentes modelados são pesticidas, nutrientes e sedimentos, baseados em dados agrícolas e práticas de gestão. O SWAT foi validado em muitas bacias hidrográficas, sendo mais abrangente do que AVGWLF. A versão 3.1, mais recente, encontra-se disponível em www.epa.gov/waterscience/basins/basinsv3.htm.

SWMM *(Storm Water Management Model)*: foi desenvolvido em 1971, pela EPA, e sofreu várias atualizações. O modelo se aplica melhor em áreas urbanizadas, embora tenha sido amplamente utilizado em outras áreas. Foi aplicado a problemas urbanos de quantidade e qualidade da água num determinado número de cidades dos Estados Unidos, bem como, extensivamente, no Canadá, Europa e Austrália. É um modelo dinâmico de simulação do tipo chuva-vazão, sendo possível realizar simulações utilizando diversos espaços de tempo. A propagação de vazões é realizada para sistemas de coleta superficial, sub-superficial e subterrâneo, incluindo a opção de propagação hidráulica pelas equações dinâmicas completas. A versão mais recente simula o escoamento superficial das áreas permeáveis e impermeáveis dentro de uma sub-bacia, bem como o armazenamento, tratamento e outras práticas de gestão. A equação de perda de solos (USLE) está incluída para simular a erosão do solo. O modelo tipicamente requer calibração dos seus parâmetros de quantidade e qualidade da água e assume que todos os poluentes que chegam aos corpos d'água são sedimentos adsorvidos. Mais informações sobre SWMM, disponíveis em www.epa.gov/ednnrmrl/modelos/swmm/index.htm.

WEPP *(Water Erosion Prediction Project)*: é um modelo de parâmetros distribuídos, que faz simulações contínuas da previsão de erosão, e pode ser rodado em computadores comuns, sendo aplicável aos processos de erosão em área com alta declividade, bem como a simulação dos processos hidrológicos e da erosão nas pequenas bacias. O modelo considera a variabilidade espacial e temporal, topografia, rugosidade superficial, propriedades do solo, das culturas, e as condições de utilização dos solos. Dentre os diversos processos considerados pelo modelo,

destacam-se o transporte e deposição de sedimentos, infiltração, escoamento superficial, crescimento vegetal, percolação, evaporação, transpiração, infiltração, erodibilidade, clima, efeitos de rugosidade do solo, dentre outros.

SLAMM *(Source Loading and Management Model)*: foi desenvolvido na década de 70, e tem sido continuamente melhorado, incluindo uma grande variedade de fontes e práticas de controle (como as práticas de infiltração, lagoas de detenção, pavimentos porosos, limpeza das ruas, dentre outras). O SLAMM está fortemente baseado nas observações de campo, com o mínimo de dependência de processos teóricos que não tenham sido devidamente documentados ou confirmado no campo. O modelo é utilizado, majoritariamente, como um instrumento de planejamento, visando um melhor entendimento das relações entre as fontes de poluição e qualidade da água de escoamentos urbanos, bem como, o seu respectivo controle. O SLAMM tem sido utilizado em muitas áreas da América do Norte, prevendo com precisão vazões pluviais e características dos poluentes, com uma ampla variação das precipitações, características e práticas de controle.

4.3 Resultados obtidos com a modelagem da poluição difusa

A importância das fontes difusas na qualidade da água foi confirmada através de estudos na Europa e na América do Norte. Segundo Carpenter et al. (1998), as fontes difusas de nutrientes nos Estados Unidos contribuem com 82% das emissões de nitrogênio total e 84% das emissões de fósforo total nas águas superficiais. As áreas rurais contribuem majoritariamente com esse aporte (acima de 90%).

Na Europa, as fontes de poluição difusa são responsáveis por 77% das emissões de nitrogênio e 53% das emissões de fósforo na bacia do rio Danúbio. As águas subterrâneas contribuem com a maior parte da emissão de nitrogênio (48%) e as fontes pontuais com as emissões de fósforo (47%). Tais resultados foram obtidos para o período de 1998-2000, através de simulações com o modelo MONERIS (SCHREIBER et. al, 2005).

A seguir é apresentada uma descrição dos resultados obtidos com a aplicação do Moneris na Europa, bem como da aplicação de outros modelos no Brasil.

4.3.1 Aplicação do Moneris na Europa

O modelo Moneris foi aplicado às 338 sub-bacias do rio Danúbio, no período de 1998-2000, para estimar as emissões pontuais e difusas de nutrientes. A aplicação do modelo mostrou que a emissão total de nitrogênio corresponde a 684 kt/aN. Deste total, 80% são provenientes de fontes difusas (principalmente água subterrânea, áreas urbanas e drenagem artificial). Para o fósforo, o total de emissão foi de 57 kt/a, com uma contribuição das fontes difusas de 58%. A comparação entre os dados calculados e observados mostram que, a média dos desvios é de 21% para o Nitrogênio Inorgânico Dissolvido – DIN (93 estações) e de 32% para o fósforo (65 estações). Os desvios, tanto para o fósforo quanto para o nitrogênio, são causados pela superestimativa da retenção de nutrientes ou subestimativa da carga anual de DIN e P (SCHREIBER et. al, 2003a).

Uma comparação dos resultados com outras análises para o Danúbio, no período de 50 anos, não é possível, pois todos os estudos publicados abrangem apenas o período de 1980 a meados dos anos 1990. Estimativas da emissão de nutrientes na bacia do rio Danúbio foram publicadas através do estudo Phare (EU/AR102A/91,1997) e do estudo Haskoning (1994). Zessner & Van Girls (2002) revisaram a situação de emissão estimada através de EU/AR102A/91 (1997) para 1992 e aumentaram o período de estimativa para a emissão de nutrientes na bacia do rio Danúbio (1988 e 1996/1997). Garnier et. al. (2002) aplicou o modelo Riverstrahler para a bacia do Danúbio (1988-1991; 1994-1996) (BEHRENDT, 2005). A Tabela 4.1 mostra uma comparação entre os resultados da aplicação do Moneris e de outros estudos na bacia do rio Danúbio.

Tabela 4.1: Comparação entre os resultados de diferentes estudos de emissão de nutrientes na bacia do rio Danúbio

Período	Nitrogênio					Fósforo				Fonte
	Total $kt.a^{-1}$	Difusa $kt.a^{-1}$	Pontual $kt.a^{-1}$	DIN $kt.a^{-1}$	TN $kt.a^{-1}$	Total $kt.a^{-1}$	Difusa $kt.a^{-1}$	Pontual $kt.a^{-1}$	TP $kt.a^{-1}$	
1992	677	455	222			93	53	40		Haskoning (1994)
1988-1992	1130	830	299		447	150	100	50	46	Zessner & Van Gils (2002)
1988-1991	1257	591	666	858	936	178	29	149	51	Garnier et. al (2002)
1988-1992	843	587	257	375	473	110	34	77	26	Behrendt et. al (2000)
1996/1997	898	584	314			108	46	62		Zessner & Van Gils (2002)
1994-1996	972	956	516	644	710	116	29	87	35	Garnier et. al (2002)
1993-1997	769	569	200	381	461	83	36	47	25	Behrendt et. al (2000)

Fonte: Adaptado de Behrendt at. al (2005)

O estudo de Haskoning não inclui 20% da bacia do rio Danúbio, por isso a estimativa da emissão de nutrientes são mais baixas comparadas com os outros resultados. Comparando-se os resultados de Zessner & Van Gils (2002) e Garnier et. al (2002), a emissão total de nitrogênio estimada através do Moneris é mais baixa para os dois períodos. Garnier et. al (2002) calculou as mais altas emissões. A diferença entre os resultados do modelo é mais baixa para meados dos anos 90. Em relação a grande diferença entre os resultados desses estudos, corroboram os resultados obtidos por Garnier et. al (2002) para as emissões difusas de nitrogênio e fósforo. Por outro lado, os resultados do Moneris são melhores que os de Zessner & Van Gils (2002) para as emissões pontuais. Em geral, a diferença é maior para as emissões pontuais que as emissões difusas de nutrientes (BEHRENDT, 2005).

Segundo Behrendt (2005), a redução da emissão de nutrientes para o período de 1990 a 1995, estimada pelo Moneris (9%), é mais baixa do que resultados de Zessner & Van Gils (2002) (23%). Similar aos resultados do Moneris, Zessner & Van Gils (2002) encontrou a redução das descargas pontuais de nitrogênio, que são maiores que as fontes difusas. Para o fósforo, a maior redução das emissões totais foram estimadas por Garnier et. al (2002) (35%), seguido dos estudos de Zessner & Van Gils (2002) (28%) e o Moneris (25%).

Uma comparação dos resultados da aplicação do Moneris com os resultados de outros autores, mostrou que, para o nitrogênio a diferença é relativamente baixa. Porém, para o fósforo as diferenças são particularmente maiores. Este é um indicativo das incertezas com a quantificação das emissões difusas de fósforo, e, particularmente, através da erosão (BEHRENDT et al, 2000).

Segundo Schreiber et. al (2003a), os problemas e incertezas dos resultados da aplicação do Moneris a bacia do rio Danúbio são causados, principalmente, pela insuficiente resolução espacial e temporal de dados e mapas, bem como das informações hidrogeológicas, de erosão, e sobre o uso e ocupação do solo, especificamente, dos países localizados no leste europeu, tais como: Croácia, Sérvia e Montenegro, Bósnia e Ucrânia.

Estimativas da emissão de nutrientes são mais dependentes de informações sobre a concentração de nutrientes na superfície do solo, bem como da proporção dos diferentes tipos de solo. Por isso, uma melhor resolução das informações de uso do solo, bem como dados estatísticos poderia

melhorar a resolução espacial para a estimativa do aporte de nutrientes em áreas agrícolas (SCHREIBER et. al, 2005).

Kovács (2004) calculou a emissão de fósforo por fontes difusas, utilizando os modelos MONERIS e o SWAT, na bacia do rio Zala (1.528 km²), localizada na parte ocidental da Hungria. De acordo com os seus resultados, os dois modelos apontam a dominância das fontes difusas, especificamente, para a erosão. O MONERIS calculou a emissão de fósforo duas vezes maior que o SWAT. Essa diferença está relacionada a subestimativa do escoamento superficial e superestimativa do aporte de sedimentos. O SWAT simulou melhor o balanço hídrico, bem como a produção de sedimentos, apresentando-se mais apropriado para estimativa de emissões e determinação de causa e efeito. Porém, em escalas maiores, onde os efeitos das diferentes sub-regiões são mais significativos, o modelo Moneris é mais viável para o cálculo dos impactos de longo período e práticas de gerenciamento.

Behrendt et. al (2005) ressalta que, a estimativa das fontes difusas e da retenção na água superficial é muito mais complicada e incerta que o cálculo das descargas de fontes pontuais. Uma comparação dos resultados de diferentes modelos mostra que, a variabilidade das emissões difusas de nutrientes e a retenção estimada de fósforo são mais baixas para as emissões de fontes pontuais. Porém, o estabelecimento de um melhor banco de dados para as emissões pontuais e suas mudanças é a mais importante melhora dos modelos aplicados a grandes bacias hidrográficas, como a do rio Danúbio.

4.3.2 Aplicação de diversos modelos no Brasil

Existe publicado na literatura científica internacional um número significativo de vários trabalhos referentes à aplicação de métodos e modelos de simulação de cargas difusas de nutrientes, em diversos níveis de complexidade. No Brasil, os estudos referentes à modelagem da poluição difusa ainda são incipientes, porém nos últimos anos vários estudos foram realizados, destacando-se entre eles: EIGER et. al (1999), DELCANALI (2001), LIBOS (2002), SILVA, A. (2003), DIOGO et al. (2003), KLETECKE (2003), VON SPERLING, D. (2004), LARENTIS (2004), PRODANOFF (2005), CASTILHO (2005), NEVES (2006) e MANSOR (2005, 2006).
Eiger et al. (1999) avaliaram as cargas de esgotos domésticos pontuais e as cargas difusas que contribuem com o aporte de fósforo, nitrogênio e sólidos suspensos totais na bacia hidrográfica

do rio do Peixe, em São Paulo. A bacia possui uma área de drenagem de 1.142 km². As cargas calculadas, para o período de abril/1997 a abril/1999, foram correlacionadas com medições simultâneas de vazão, e depois simuladas a partir de medições diárias de vazão. Assumiu-se que as cargas de fósforo total e nitrogênio total diárias, igualavam-se à soma da carga de base (proveniente do esgotos domésticos lançado pontualmente) e da carga decorrente do escoamento superficial. Verificou-se que as cargas pontuais estimadas, provenientes de esgotos domésticos, foram aproximadamente dez vezes menores que as cargas difusas anuais estimadas para a bacia. Por fim, verificou-se que as cargas de nutrientes apresentaram uma correlação significativa com as cargas de sólidos totais, o que, segundo os autores, reforçou a hipótese de que as cargas de nutrientes devem ter o mesmo mecanismo gerador para as situações de cheia, observação esta de grande valia para a gestão de uso e ocupação do solo desta bacia.

Dalcanali (2001) estimou os resultados de aplicações de Práticas Ótimas de Manejo (BMP's) na microbacia do rio Ariranha, em Santa Catarina. Foi utilizado o modelo de simulação de cargas difusas de acesso público, o AnnAGNPS. A microbacia, com uma área de 25 km², tem ocupação agrícola, com destaque para a produção de milho, e pecuária, com destaque para a suinocultura. Foram testadas duas BMPs: i) remoção do esterco produzido pela suinocultura e ii) plantio direto como prática de conservação do solo. A microbacia foi subdividida em células homogêneas considerando-se o tipo e uso do solo,bem como a direção do escoamento. Os resultados do modelo foram dados em termos de cargas totais geradas por eventos críticos de chuva, e as concentrações foram calculadas dividindo-se as cargas totais pelo escoamento superficial gerado pelo modelo.

Os resultados obtidos para eventos críticos e diferentes alternativas de manejo mostraram redução na concentração de sedimentos entre 25% e 35% e redução na concentração de fósforo entre 40% e 60%. Concluindo-se que a simulação de cargas difusas em bacias rurais é bastante complexa, e que as exigências de dados dos modelos analisados são muito altas comparadas à disponibilidade de informações para a maioria das bacias rurais brasileiras. A falta de dados de vazão na bacia estudada, entre outros, prejudicou a calibragem do modelo e a confiabilidade dos resultados, bem como possibilitou somente uma análise qualitativa, e não quantitativa, da bacia. Porém, verificou-se que um programa que introduz práticas simples de manejo pode melhorar sensivelmente a qualidade da água de bacias rurais na região oeste do Estado de Santa Catarina.

Libos (2002) avaliou as contribuições oriundas da poluição difusa na bacia do rio Cuiabá, e os efeitos na qualidade da água devido à ocupação do solo. Através da modelagem distribuída, baseada em geoprocessamento, foram estimadas as concentrações de nitrogênio e fósforo na bacia. O estudo correlacionou os dados simulados com a ocupação do solo na bacia, verificando-se que a região do planalto, com uma grande percentagem de áreas agricultáveis, apresenta os níveis mais elevados de nitrogênio total e fósforo total.

Silva, A. (2003a, 2003b) aplicou o modelo HSPF à bacia rural de Ribeirão da Estiva, em São Paulo. Foram simuladas as concentrações de fósforo, oxigênio dissolvido e coliformes termotolerantes. Verificou-se que o fósforo apresenta concentrações superiores ao limite estabelecido pela legislação ambiental. Porém, se fosse implantada uma BMP capaz de remover em 5% da carga difusa de fósforo afluente, todos os valores estariam de acordo com o limite estabelecido pela legislação. O modelo se mostrou bastante útil para a simulação de cenários futuros, como no aumento de cargas difusas ao reservatório simulado, principalmente, para valores médios anuais. Foram encontradas dificuldades na obtenção dos dados de precipitação, velocidade do vento, radiação solar e temperatura em base horária.

Von Sperling, D. (2004) aplicou o modelo MONERIS à parte alta da bacia do rio das Velhas, afluente do rio São Francisco, para o período de 1998-2002. Após a calibração e ajuste de parâmetros, o modelo apresentou resultados satisfatórios. Segundo estudo, as fontes difusas de nutrientes contribuem com 82,6% das emissões de nitrogênio e 60,1% das emissões de fósforo na bacia. Os sistemas urbanos representam a maior contribuição por fontes difusas, com 60,7% das emissões de nitrogênio e 30,2% das emissões de fósforo.

Larentis (2004) aplicou o modelo matemático distribuído de qualidade da água, módulo do Modelo de Grandes Bacias (MGB), desenvolvido pelo Instituto de Pesquisas Hidráulicas da Universidade Federal do Rio Grande do Sul, ao Sistema Taquaris-Antas no Rio Grande do Sul. O estudo aponta a grande importância das fontes difusas de poluição, principalmente da agricultura, que representa 37% das emissões totais de nitrogênio e 45% das emissões de fósforo.

Mansor (2006) avaliou a contribuição de cargas difusas de origem rural às águas superficiais de uma sub-bacia do Rio Jaguari, em São Paulo. A carga diária de nitrogênio total e fósforo total transportada pelo rio Jaguari foi estimada de acordo com uma relação polinomial, construída a

partir de dados de campo obtidos entre jan/1999 a set/2002. A análise de regressão mostrou uma correlação entre os dados de campo e aqueles estimados com o uso da equação ajustada. A carga de nitrogênio total foi significativamente maior na época chuvosa. Porém, para o fósforo total não se observou tendência entre o valor da concentração e a época de cheia ou estiagem. Foram gerados modelos de cargas médias diárias de nitrogênio total e fósforo total a partir de regressão estatística aplicada aos dados de campo obtidos. Verificou-se que 55,1% das cargas anuais totais de nitrogênio e 69,4% das cargas anuais totais fósforo, transportadas pela sub-bacia, são provenientes de fontes difusas. As cargas difusas de nitrogênio total e fósforo total foram obtidas pela diferença entre as cargas diárias totais, calculadas pelo modelo para cada ano entre jan/1999 e set/2002, e as cargas médias de base (contribuições pontuais).

Neves (2006) utilizou o modelo AVSWAT na avaliação do aporte de nitrogênio e fósforo aos mananciais da microbacia de Rio Bonito, em São Paulo. Através do estudo foi verificado um aporte significativo de nutrientes nas sub-bacias que continham atividades avícolas, demonstrando o risco à poluição dos recursos hídricos pelo aporte de dejetos animais que podem ser carreados por sedimentos em processos erosivos.

Segundo Novotny & Olem (1993), os modelos são elaborados para aplicações específicas, tais como: avaliação das cargas de poluentes; gerenciamento de práticas agrícolas; modelagem da qualidade da água de áreas urbanas; modelagem da poluição de áreas de minas; transporte de poluentes e drenagem sub-superficial; determinação de medidas estruturais e não estruturais, tais como lagoas de detenção-retenção. Não há um modelo de poluição difusa de confiabilidade universal disponível. O usuário deve adequar o modelo à tarefa a ser modelada.

Conforme acentua Paiva (2004), nos últimos 20 anos, dezenas de modelos foram elaborados, de modo que, para fazer uma boa modelagem, atualmente, não é necessário criar um novo modelo, mas fazer uma análise criteriosa dos modelos existentes e selecionar o que melhor se adeqüe aos objetivos e às disponibilidades de dados, custo e prazo. A grande carência que existe são de dados confiáveis e em quantidade suficiente, com variabilidade espacial e temporal para poder aplicar os modelos. De acordo com a Avaliação Ecossistêmica do Milênio, publicada em 2005, pela Fundação Heinz, os cientistas dispõem de menos da metade dos dados ecológicos básicos que precisam para avaliar o estado dos ecossistemas nos Estados Unidos. Menos dados ainda estão disponíveis para a maior parte do mundo (MILLER, 2007).

4.4 Análise comparativa entre o Moneris e os outros modelos

O Quadro 4.1 apresenta os dados de saída simulados pelos modelos apresentados. Mais informações sobre o modelo disponíveis em http://wi.water.usgs.gov/slamm/index.html.

Quadro 4.1: Dados de saída simulados pelos modelos apresentados

Parâmetro de saída	MONERIS	AGNPS	STEPL	AVGWLF	HSPF	P8-UCM	SWAT	SWMM
Aporte de Fósforo Total (TP)	◗	◗	○	◗	●	●	◗	●
TP concentração	◗	◗	-	◗	●	●	◗	●
Aporte de Nitrogênio Total (TN)	◗	◗	○	◗	●	●	◗	●
TN concentração	◗	◗	-	◗	●	●	◗	●
Concentração de nitrato	◗	-	-	-	●	-	◗	●
Concentração de amônia	◗	-	-	-	●	-	◗	●
Relação TN:TN	◗	-	-	◗	●	-	◗	●
Oxigênio dissolvido	-	◗	-	-	●	-	◗	●
Clorofila a	-	-	-	-	●	-	◗	-
Densidade de algas (mg/m²)	-	-	-	-	-	-	-	-
Concentração total de sólidos suspensos	-	◗	-	-	●	●	◗	●
Concentração de sedimentos	-	◗	-	◗	●	●	-	●
Aporte de sedimentos	◗	-	-	◗	●	-	◗	●
Concentração de metais	◗	-	-	-	●	-	◗	●
Concentração de pesticidas	◗	◗	-	-	●	-	◗	-
Concentração de herbicidas		◗	-	-	●	-	◗	-
Concentração de substâncias tóxicas	◗	-	-	-	●	-	-	-
Patogênicos (E. Coli, coliforme fecal)	-	-	-	-	●	-	◗	●
Temperatura	-	-	-	-	●	-	◗	-

Fonte: Adaptada de EPA, 2005.

− não considera
○ anual
◗ diária
● por hora

O Quadro 4.2 apresenta um resumo das características de alguns modelos matemáticos utilizados para a avaliação da contaminação por fontes não pontuais. Tais modelo são do tipo comercial e apresentam uma aplicação diferenciada (áreas agrícolas, urbanas e mistas), necessitando de critérios bem definidos para sua escolha, exigindo que o usuário conheça os conceitos, hipóteses e limitações para que sua simulação não seja considerada como verdade absoluta em condições desconhecidas, evitando assim erros e desapontamentos (EPA, 2005).

Quadro 4.2: Dados de saída e freqüência dos resultados de alguns modelos de simulação da poluição difusa

Nome	Aplicação	Escala de tempo	Escala espacial	Área de aplicação
MONERIS (Modelagem da Emissão de Nutrientes em Bacias Hidrográficas)	processos hidrológicos, sedimentos, erosão, nutrientes (N, P)	eventos contínuos, diários	simulação simultânea sub-bacias	mista
AGNPS (contaminação de fontes agrícolas não localizadas)	hidrologia, erosão, N, P e pesticidas, carbono orgânico	eventos contínuos, diários	células, campo	agrícola
STEPL (ferramenta simplificada para estimativa da carga de poluentes)	sedimentos e nutrientes	eventos contínuos	-	mista
GWLF (Generalized Watershed Loading Functions Model)	sedimentos e nutrientes	eventos contínuos	-	agrícola
SWAT (instrumento de avaliação de solos e água)	processos hidrológicos, sedimentos, nutrientes e pesticidas	eventos contínuos, diários	simulação simultânea para 100 sub-bacias	agrícola
P8-UCM	sedimentos e poluentes	eventos contínuos	-	urbana
SWMM	sedimentos e poluentes	eventos contínuos	-	urbana
SHE (Sistema Hidrológico Europeu)	hidrologia, com módulos de qualidade da água	eventos contínuos, diários	bacia hidrográfica	-
HSPF (Programa Fortran de simulação hidrológica)	hidrologia, qualidade da água em relação aos contaminantes orgânicos tóxicos e convencionais	eventos contínuos, diários	bacia hidrográfica	mista
ANSWERS (simulação de respostas ambientais em bacias hidrográficas de fontes rurais não localizadas)	hidrologia, erosão, N, P e pesticidas	uma tempestade	células	agrícola
CREAMS (erosão química e escoamento dos sistemas de gerenciamento agrícola)	hidrologia, erosão, N, P e pesticidas	diário, contínuo	campo	agrícola
EPIC (calculador do efeito erosão-produtividade)	hidrologia, erosão, ciclo de nutrientes, supervisão de colheitas, solos e economia	eventos contínuos, diários	campo	agrícola
SWAN (Modelos de bacias hidrográficas pequenas)	processos hidrológicos, sedimentos, nutrientes e pesticidas	eventos diários, contínuo	bacia hidrográfica	-
SWRRB (Simulador para recursos hídricos em bacias rurais)	balanço hídrico, processos hidrológicos e sedimentação	eventos contínuos, diários	bacia hidrográfica	agrícola
WEPP (Projeto de previsão da erosão hídrica)	processos hidrológicos, sedimentos	eventos diários, contínuo, tempestades simples	bacia hidrográfica, células	-

Fonte: ONGLEY, 1997 *apud* LIBOS, 2002 (adaptada); EPA (2005)

O controle dos nutrientes de origem difusa é mais complexo que o de origem pontual, pois as emissões difusas são determinadas não só pela quantidade e distribuição das fontes, mas também pelas condições que afetam o transporte de nitrogênio e fósforo no solo para os corpos d'água (WITT & BEHRENDT, 1999).

5. CARACTERIZAÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO

"Os rios que eu encontro vão seguindo comigo.
Rios são de água pouca, em que a água sempre está por um fio.
Cortados no verão que faz secar todos os rios [...]"
João Cabral de Melo Neto

5.1 Localização

A bacia hidrográfica do rio Ipojuca está localizada no Estado de Pernambuco, região Nordeste do Brasil, entre os paralelos 08°09'50" e 08°40'20" de latitude sul, e os meridianos 34°57'52" e 37°02'48" de longitude oeste, constituindo a Unidade de Planejamento Hídrico UP3, estabelecida pelo Plano Estadual de Recursos Hídricos de Pernambuco - PERH/PE (PERNAMBUCO, 1998). A Figura 5.1 mostra a localização do Estado de Pernambuco, a sua divisão hidrográfica, e em destaque a bacia hidrográfica do rio Ipojuca.

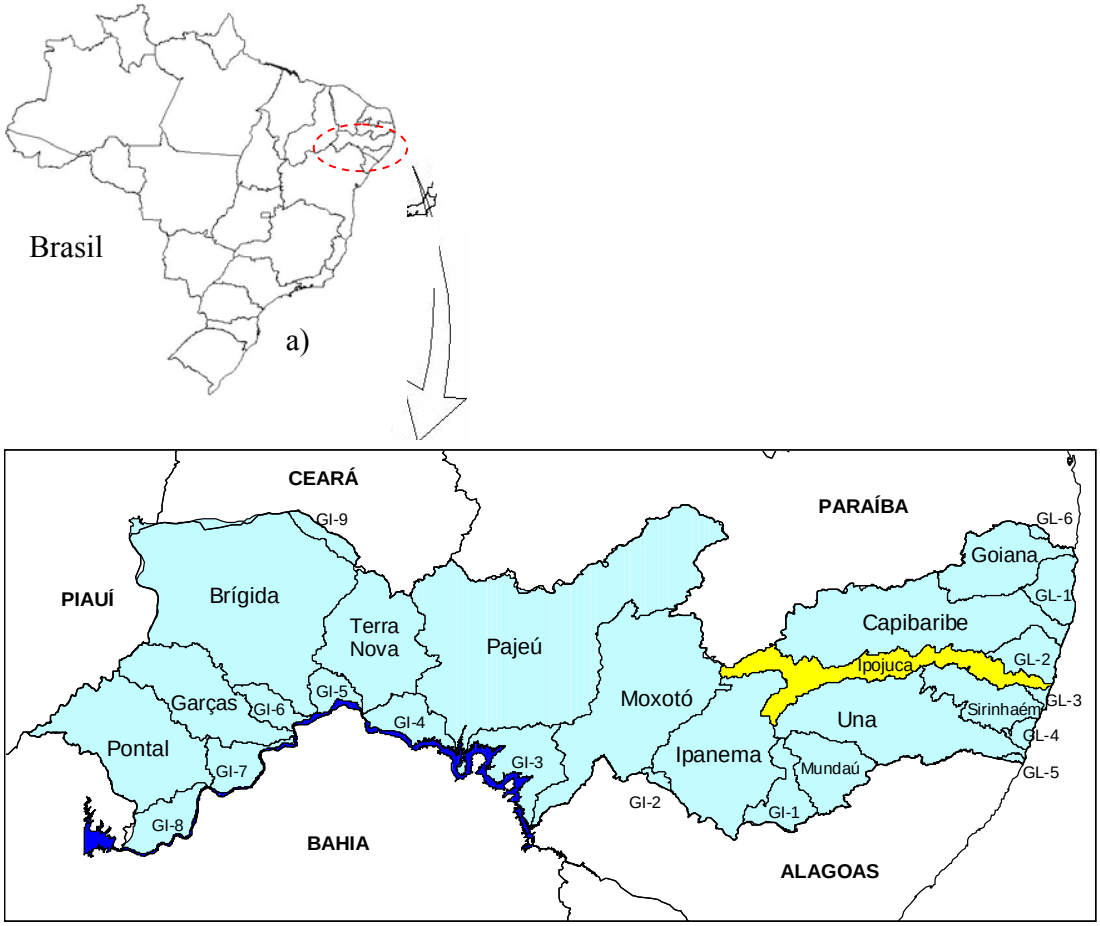


Figura 5.1: a) Brasil indicando a localização do Estado de Pernambuco; b) Divisões hidrográficas do Estado de Pernambuco, em destaque a bacia do rio Ipojuca

5.2 Divisão político-administrativa

A bacia do rio Ipojuca abrange uma área de 3.433 km², correspondendo a 3,49% da área do Estado (PERNAMBUCO, 2006). Estão inseridos nesta bacia um total de 24 municípios, dentre os quais 12 possuem sede na bacia (Belo Jardim, Bezerros, Caruaru, Chã Grande, Escada, Gravatá, Ipojuca, Poção, Primavera, Sanharó, São Caetano, Tacaimbó); e 12 estão parcialmente inseridos (Alagoinha, Altinho, Arcoverde, Amaraji, Pesqueira, Pombos, Cachoeirinha, Riacho das Almas, Sairé, São Bento do Una, Venturosa e Vitória de Santo Antão) (PERNAMBUCO, 2001). A Tabela 5.1 apresenta os municípios, com a indicação de sua respectiva área e população
b) ertencente à bacia. A Figura 5.2 apresenta a localização dos municípios da bacia.

Tabela 5.1: Área e população dos municípios localizados na bacia do rio Ipojuca

Município	Área (km²)		Percentual na Bacia (%)	População pertencente à bacia		
	Total	pertencente à bacia		Urbana	Rural	Total
Alagoinha	180,10	54,61	29,30	-	1.699	1.699
Altinho	452,60	6,70	1,20	-	139	139
Amaraji	238,80	60,89	27,00	-	1.871	1.871
Arcoverde	380,60	104,09	27,00	-	1.701	1.701
Belo Jardim*	653,60	230,92	35,50	50.392	6.499	56.891
Bezerros*	545,70	226,95	42,90	44.566	5.493	50.059
Cachoeirinha	183,20	1,81	1,10	-	55	55
Caruaru*	932,00	387,62	42,00	217.407	15.215	232.622
Chã Grande*	83,70	68,52	83,40	11.736	5.564	17.300
Escada*	350,30	203,73	58,00	45.596	6.812	52.408
Gravatá*	491,50	169,03	37,40	55.563	4.380	59.943
Ipojuca*	514,80	150,84	28,40	40.310	5.388	45.698
Pesqueira	1.036,00	606,79	59,70	-	9.988	9.988
Poção*	212,10	189,62	92,00	6.359	4.433	10.792
Pombos	236,10	66,51	28,70	-	2.690	2.690
Primavera*	96,50	79,09	80,90	6.641	3.912	10.553
Riacho das Almas	313,90	8,19	3,60	-	433	433
Sairé	198,70	75,88	38,30	-	3.064	3.064
Sanharó*	247,50	235,45	97,20	7.613	8.035	15.648
São Bento do Una	715,90	70,15	10,80	-	2.382	2.382
São Caetano*	373,90	262,37	68,30	22.499	7.463	29.962
Tacaimbó*	210,90	131,81	62,00	5.927	4.341	10.268
Venturosa	326,10	2,22	1,20	-	65	65
Vitória de Santo Antão	345,70	39,79	12,00	-	2.192	2.192
Total	9.320,20	3.433,58	-	514.609	103.812	618.421
% total	100	-	-	83,2	16,8	100,0

* municípios que possuem sede na bacia
Fonte: Adaptada de PERNAMBUCO (2001)

Nota: os dados referentes à população pertencente à bacia foram calculados com base na área do município pertencente à bacia e localização da sede municipal

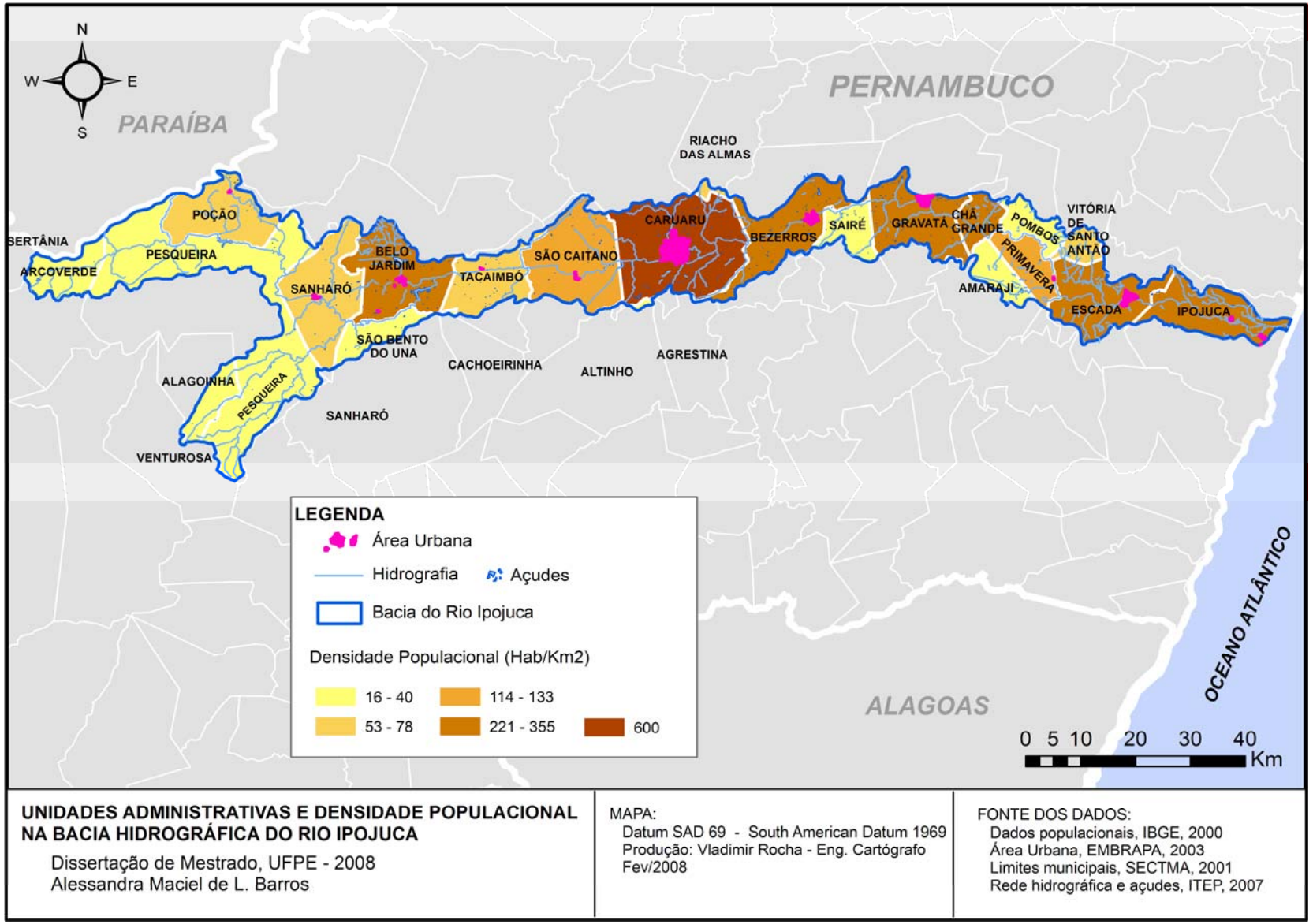


Figura 5.2: Unidades administrativas da bacia hidrográfica do rio Ipojuca com indicação da densidade populacional

A maior parte da população da bacia concentra-se em áreas urbanas, aproximadamente, 83,2%. O município de Caruaru é o mais populoso, com 42% da população urbana da bacia.

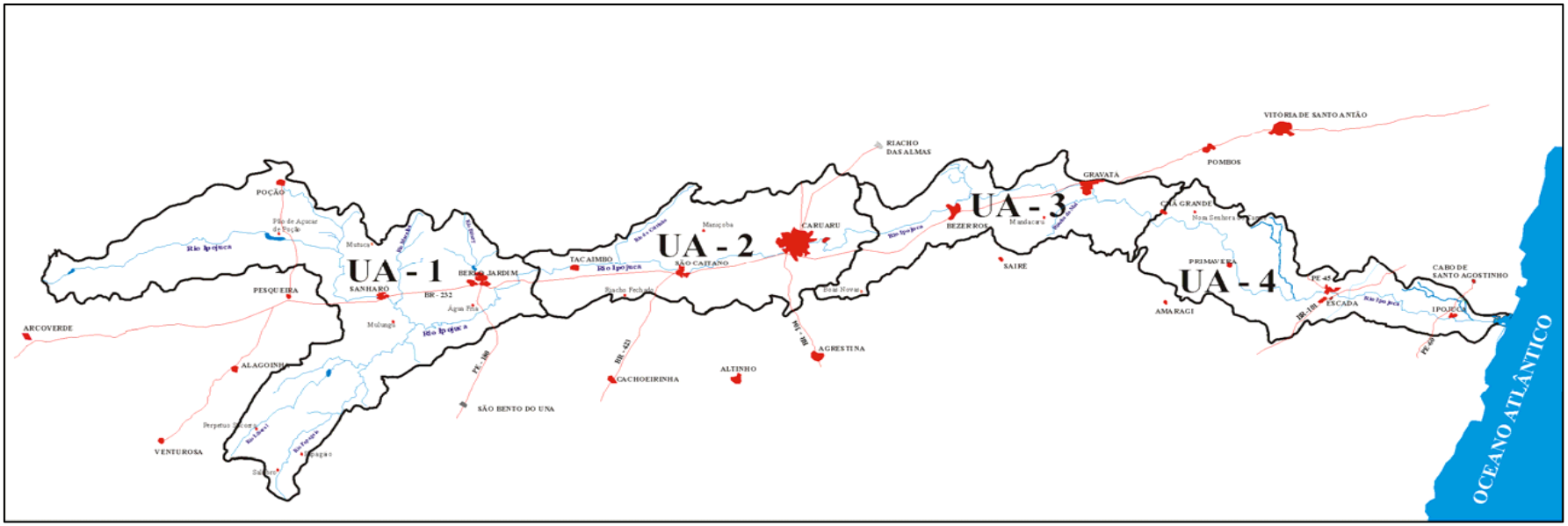
5.3 Hidrografia

O rio Ipojuca, com uma extensão aproximada de 250 km, é o principal curso d'água da bacia. O rio Ipojuca nasce na Serra do Pau d'arco, município de Arcoverde, e tem sua foz ao sudeste da cidade de Ipojuca. (PERNAMBUCO, 2005). Seu estuário foi bastante alterado nos últimos anos em decorrência da instalação do Complexo Portuário de Suape. (PERNAMBUCO, 2006).

O rio Ipojuca tem direção preferencial oeste-leste, seu regime fluvial é intermitente, tornando-se perene nas proximidades do município de Chã Grande (PERNAMBUCO, 2005). A origem do seu nome vem do tupi guarani *Iapajuque*, que significa água escura. Seus principais afluentes, pela margem direita são: riacho Liberal, riacho Taquara, riacho Papagaio e rio do Mel, e, pela margem esquerda, riacho do Coutinho, riacho dos Mocós, riacho do Muxoxo, riacho Ângelo Novo, riacho da Onça, riacho do Meio e riacho Pata Choca (PERNAMBUCO, 2001, 2006).

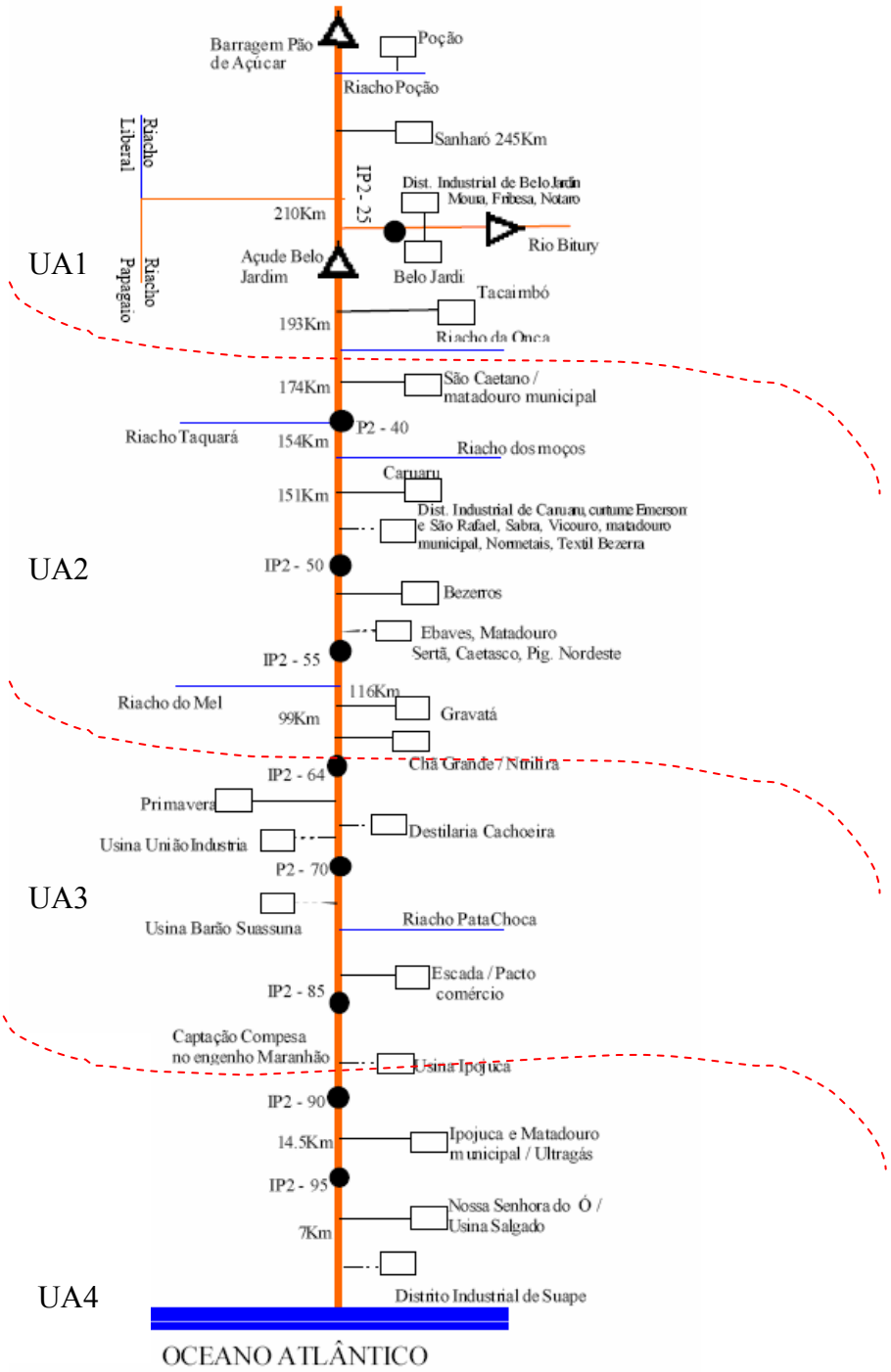
Para fins de planejamento hídrico, na elaboração do Plano Diretor de Recursos Hídricos, a área da bacia foi dividida em quatro unidades de análise (UA1, UA2, UA3 e UA4), também denominadas Unidades Administrativas de Planejamento (Figura 5.3). Os critérios para essa divisão foram: a rede de drenagem, a divisão político-administrativa e as zonas fisiográficas ou regiões geográficas (PERNAMBUCO, 2001). Esta foi a mesma divisão adotada para quantificação do aporte de nutrientes na bacia. As unidades UA1, UA2 e UA3 formam a parte da bacia relacionada à região do Agreste, e correspondem, respectivamente, aos trechos superior, médio e sub-médio da bacia. A unidade UA4 corresponde ao trecho inferior da bacia, que possui a maior parte de sua área situada na região da Zona da Mata de Pernambuco, incluindo a faixa litorânea (PERNAMBUCO, 2001).

A Figura 5.4 apresenta o diagrama unifilar do rio Ipojuca com indicação dos principais afluentes, estações de monitoramento da qualidade da água e algumas indústrias. As Figuras 5.3 e 5.4 mostram que muitas cidades estão localizadas ao longo das margens do rio Ipojuca, contribuindo com um aporte significativo de esgotos domésticos não tratados.



Fonte: Pernambuco (2001)

Figura 5.3: Bacia hidrográfica do rio Ipojuca com indicação das Unidades de Análise (UA)



Fonte: Modificado de CPRH, 2001

Figura 5.4: Diagrama unifilar do rio Ipojuca com os principais afluentes, estações de monitoramento e indústrias

5.4 Relevo e geologia

A bacia do rio Ipojuca encontra-se em três regiões morfométricas: região da Superfície Sulamericana, com altitudes entre 400 e 900 m; Superfície Sertaneja, com altitudes entre 40 e 400m; e Ciclo Polifásico Paraguaçu, superfície mais jovem, com altitudes inferiores a 40 m (MABESOONE & CASTRO,1975 *apud* PERNAMBUCO, 2001).

O alto curso da bacia, a partir de São Caetano até as cabeceiras, corresponde à Superfície Sulamericana, com relevo fortemente ondulado, atingindo uma variação de 600 a 800 m. Nas encostas e divisores hidrográficos, as altitudes chegam a ultrapassar os 1.000 m, sobretudo nos municípios de Belo Jardim, Poção, Pesqueira e Arcoverde. A maior parte da bacia encontra-se na Superfície Sertaneja ou dos Tabuleiros, com cotas variando de 40 a 500 m, desde as proximidades da cidade de Ipojuca até a cabeceira da bacia, nos municípios de Pesqueira e Arcoverde. O baixo curso da bacia, cujo relevo é representado por colinas típicas de meia laranja, esparsas ou agrupadas, encontra-se na superfície mais recente do Ciclo Polifásico Paraguaçu, com cotas entre 2 e 40 m, sendo representada pela planície aluvial a jusante da cidade de Ipojuca (PERNAMBUCO, 2001).

A bacia encontra-se inserida na porção oriental da Província da Borborema, que domina toda a região Nordeste do Brasil, sendo dividida geotectonicamente em Sistemas de Dobramentos e Maciços medianos. A ocorrência geológica predominante na bacia é a cristalina, por ocupar um percentual de 97% da área, e 3% correspondem às áreas sedimentares, onde predominam os depósitos aluvionares.

O leito e vertentes da bacia são representados litologicamente por rochas metamórficas e magmáticas. As duas unidades geológicas dominantes são os migmatitos e granitos/granodioritos, que se alteram em faixas. No trecho de Sanharó até Gravatá é comum o leito do rio escoar sobre rochas magmáticas, ladeado nas vertentes do vale, até os divisores hidrográficos, por rochas graníticas ou granodiorídicas (PERNAMBUCO, 2001).

No baixo curso do rio, a partir da cidade de Ipojuca, encontra-se a província sedimentar, representada pelo Grupo Pernambuco, através das formações Cabo (conglomerados, arenitos arcoseanos e siltitos) e Ipojuca (traquito, riolito, basalto e andesitos). Existem ainda, os depósitos aluviais que acompanham o rio na forma de terraços laterais, estendendo-se até a desembocadura.

5.5 Clima e pluviometria

Dentre os sistemas que influenciam o clima da região, destacam-se as 'Influências Frontais' e as 'Ondas de Leste'. Os sistemas frontais provenientes de regiões sub-antárticas, normalmente penetram no Nordeste até o paralelo 10°S, Sul da Bahia, no período de novembro a fevereiro, provocando chuvas máximas em dezembro. As Ondas de Leste provocam precipitações ao longo do litoral de 5° a 13°S, ou seja, leste do Rio Grande do Norte até Nordeste da Bahia, durante o período de maio a agosto.

Segundo a divisão geográfica estabelecida para o Estado de Pernambuco, sentido leste/oeste, a bacia do rio Ipojuca está inserida nas regiões geográficas do Litoral, Zona da Mata, Agreste e parte inicial do Sertão, sendo a maior parte de sua área situada na região do Agreste e Zona da Mata. A Zona da Mata apresenta clima quente e úmido. O período chuvoso tem duração de seis meses, ocorrendo entre março e agosto. O Agreste, região intermediária entre as áreas de clima úmido (Zona da Mata) e seco (Sertão), apresenta semelhança ora com uma, ora com outra região.

Nas áreas do Agreste, mais próximas ao Sertão, a contribuição da ZCIT[1] é mais efetiva do que nos sistemas do leste, com março sendo o mês mais chuvoso. Entretanto, as precipitações são menos concentradas do que no Sertão. No agreste, mais próximo à Zona da Mata, as contribuições dos sistemas do leste são muito mais importantes do que as da ZCIT, com o mês de junho sendo o mais chuvoso. Diferente do Sertão, o Agreste tem um período chuvoso principal de cinco meses, porém com condições de semi-aridez (PERNAMBUCO, 2001).

Existem na bacia três faixas distintas de precipitação: a) no trecho mais a montante, o período médio chuvoso ocorre de fevereiro a junho (67% da precipitação anual média), sendo a variação média anual pluviométrica de 700 a 800 mm; b) no alto e médio Ipojuca, que vai de Sanharó a Gravatá, o período médio chuvoso ocorre de março a julho, com variação média pluviométrica de 800 mm; c) no baixo Ipojuca, trecho perene do rio, o período médio chuvoso ocorre de março a agosto, com variação média pluviométrica de 1250 a 1500 mm, onde são registrados 75% a 80% do total anual (SALGUEIRO, 2005; PERNAMBUCO, 2005).

[1] A Zona de Convergência Intertropical (ZCIT) varia durante o ano, e sua intensidade depende da circulação geral da atmosfera, com sua posição mais ao sul de março a abril, quando chega a 2°S.

Devido à sua configuração alongada, a bacia do rio Ipojuca possui um baixo valor para o seu fator de forma, sendo, portanto, menos sujeita à inundação. Porém, como a formação geológica 'cristalina' é predominante, há uma baixa capacidade de infiltração, resultando em maiores vazões superficialmente escoadas, condições que favorecem as inundações (SALGUEIRO, 2005). A grande diversidade climática e hidrológica da bacia constitui um desafio do ponto de vista de gerenciamento dos recursos hídricos (PERNAMBUCO, 1998).

5.6 Atividades industriais

Segundo PERNAMBUCO (2003), a bacia apresenta uma produção diversificada com 102 indústrias instaladas, destacando-se as indústrias químicas, têxteis, alimentícias, sucroalcoleiras, metalúrgicas, minerais não metálicos e substâncias perigosas. A relação das indústrias por setor, unidade de análise, município e tipologia, incluindo a vazão de efluentes com a respectiva carga potencial e remanescente gerada é apresentada no Anexo A.

Um dos fatores que influenciou o acelerado desenvolvimento do parque industrial foi a situação geográfica da bacia, que possui uma localização estratégica importante, servindo de eixo de ligação e de transição entre a Região Metropolitana do Recife (RMR) e a região do Sertão do Estado, com diversas cidades de médio porte, que atuam como pólos regionais e locais, a exemplo Ipojuca, Gravatá, Bezerros, Caruaru e Belo Jardim. Com a duplicação da BR-232, que liga o Recife ao interior do Estado, várias indústrias estão se instalando na região.

Vale destacar que está prevista para o Complexo Portuário Industrial de Suape, localizado no município de Ipojuca (Figura 5.5), a instalação do Estaleiro Atlântico Sul, da Refinaria Abreu e Lima, do Pólo Petroquímico Têxtil e da Fábrica da Bunge Alimentos (Figura 5.6). A Figura 5.7 apresenta a localização das indústrias na bacia

Fonte: www.amcham.com.br

Figura 5.5: Complexo Portuário Industrial de Suape, no município de Ipojuca

Alessandra Maciel, Out/2007

Figura 5.6: Instalação da Fábrica da Bunge Alimentos, em Ipojuca

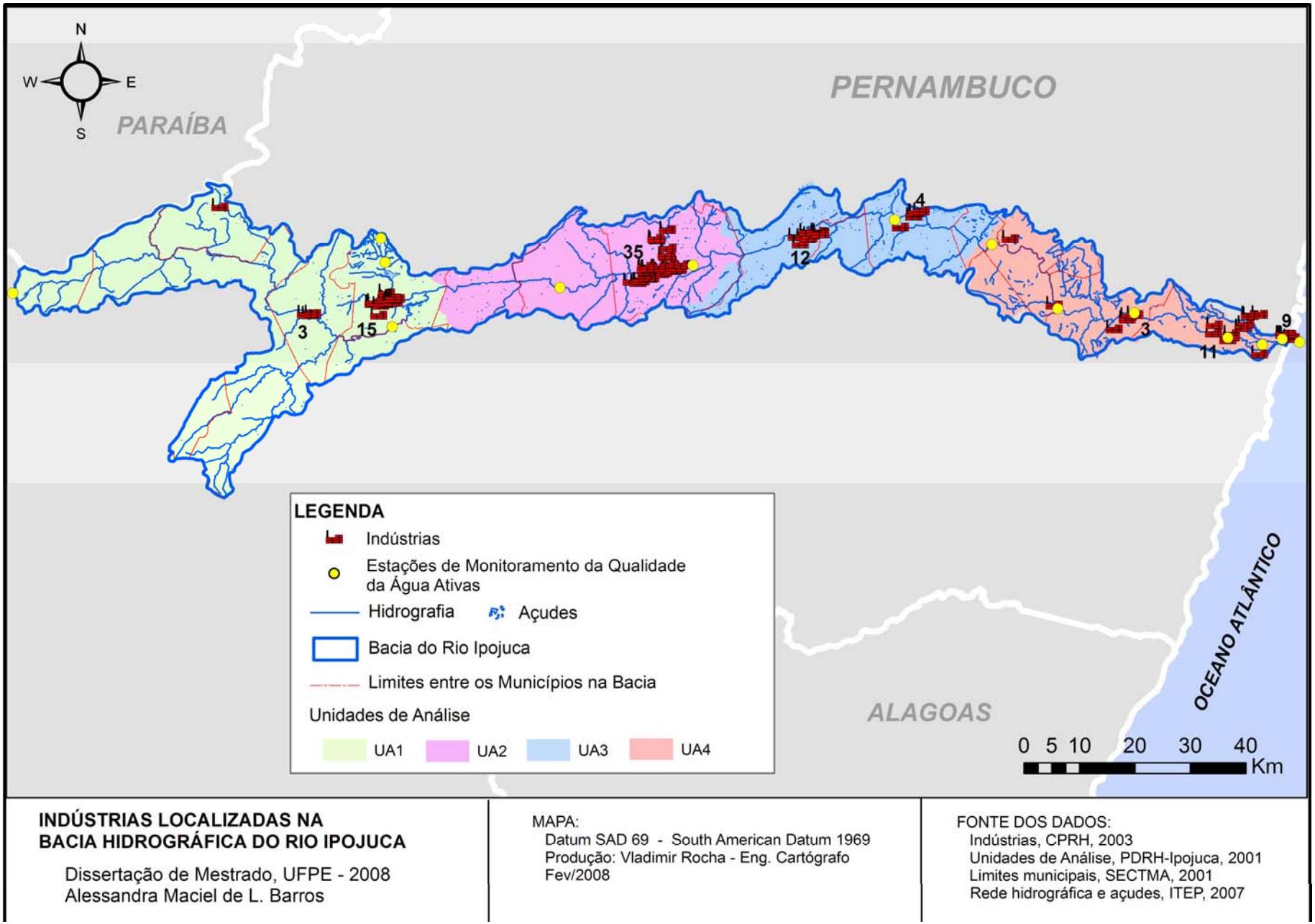


Figura 5.7: Localização das indústrias por Unidade de Análise

O setor com o maior número de indústrias é o de produtos alimentares, com 26 indústrias, representando (36,1%), seguido pela matéria plástica (9,7%), metalúrgica, minerais não metálicos e vestuário (8,3%), setor sucroalcoleiro (5,6%), têxtil e substâncias perigosas (4,2%) (Figura 5.8).

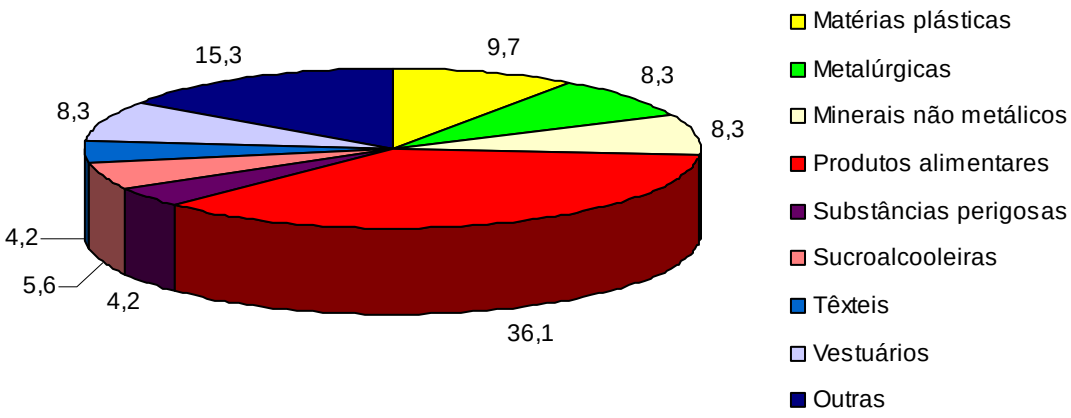


Figura 5.8: Percentual de indústrias instaladas na bacia por tipologia

Os matadouros representam 31% das indústrias do setor de produtos alimentares, ou seja, das 26 indústrias no setor, 8 são matadouros.

Os municípios de Belo Jardim, Caruaru, Bezerros e Ipojuca apresentam a maior concentração industrial, que se localizam nas unidades UA1, UA2, UA3 e UA4, respectivamente. A Figura 5.9 apresenta a distribuição das indústrias, por tipologia nos municípios de maior densidade industrial.

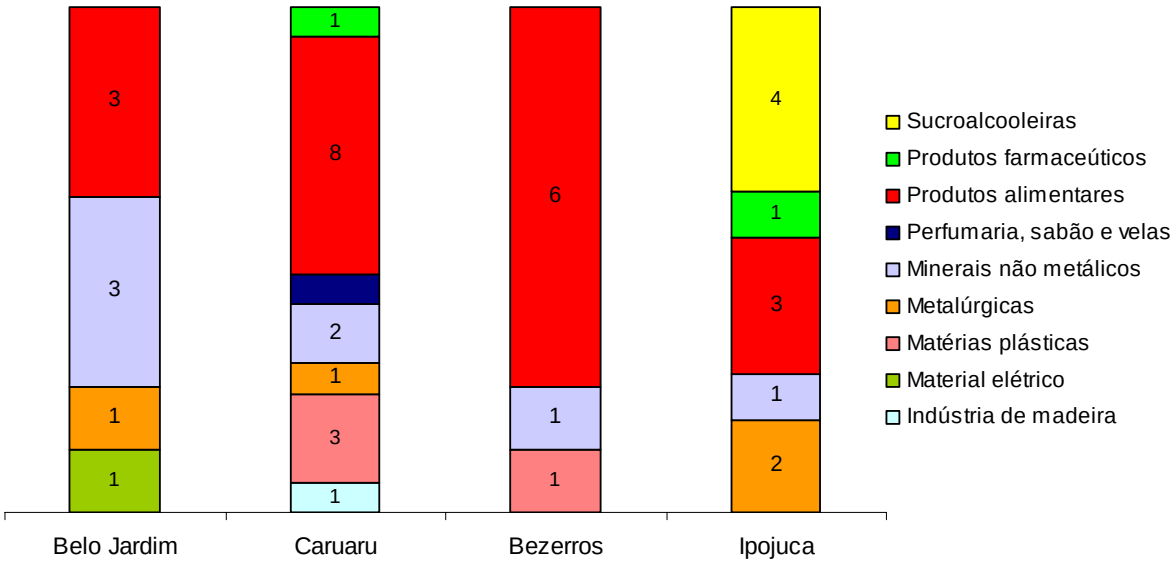


Figura 5.9: Municípios que apresentam o maior número de indústrias por tipologia

5.7 Fontes poluidoras

5.7.1 Fontes pontuais

Segundo o Levantamento das Fontes Poluidoras (PERNAMBUCO, 2003), as contribuições de cargas orgânicas dos municípios que possuem sede na bacia são as de maior valor numérico e representam 94,7% da carga orgânica doméstica total que aflui a bacia do rio Ipojuca. Os municípios de Caruaru, Gravatá, Belo Jardim, Bezerros e Escada são responsáveis por 79% da carga orgânica lançada no rio. A cidade de Caruaru representa sozinha 42% da carga orgânica doméstica que aflui ao rio Ipojuca.

Os municípios cuja zona urbana encontra-se inserida na bacia do rio Ipojuca possuem índice de cobertura de sistema de coleta de esgoto muito baixo ou até mesmo nulo. Apenas os munícipios de Caruaru e Gravatá dispõem de sistema de tratamento de esgoto em operação, atendendo a uma pequena parcela da população (BRASIL, 2006). Na realização do registro fotográfico, verificou-se o lançamento ilegal de esgotos domésticos através da rede de drenagem (Figuras 5.10 e 5.11).

Alessandra Maciel, Fev/2008

Figura 5.10: Lançamento de efluentes domésticos, em Bezerros

Alessandra Maciel, Fev/2008

Figura 5.11: Lançamento de efluentes domésticos, em Caruaru

A avaliação do potencial poluidor relativo aos efluentes industriais e sanitários das indústrias demonstra que o setor sucroalcooleiro é responsável por 94% da carga total industrial gerada na bacia, e o setor industrial restante por 6%. Em relação à carga orgânica total relativa aos esgotos domésticos, despejos industriais e agro-industriais, verificou-se que 28,1% corresponde à poluição por esgotos domésticos; 5,2% industrial; e 66,7% indústrias do setor sucroalcooleiro

(Figuras 5.12 e 5.13). No que se refere à carga orgânica total remanescente[2], 67,3% corresponde aos esgotos domésticos; 6% aos despejos industriais; e 26,7% às indústrias do setor sucroalcooleiro (PERNAMBUCO, 2003).

Alessandra Maciel, Out/2007

Figura 5.12: Usina Salgado, município de Ipojuca

Alessandra Maciel, Out/2007

Figura 5.13: Usina União Indústria, município de Primavera

5.7.2 Fontes difusas

Agricultura: existe na bacia a Zona da Policultura e a Zona da Agroindústria. A policultura ocorre em Belo Jardim, no entorno do Açude Bitury; em Chã Grande, em toda área do município, e em Gravatá, na porção sudeste, com predomínio do cultivo de legumes e verduras para subsistência e abastecimento da Zona da Mata e Litoral. A agroindústria abrange áreas dos municípios de Pombos, Amaraji, Primavera, Vitória de Santo Antão, Escada e Ipojuca, limitando-se à oeste com a divisa entre os municípios de Chã Grande e Primavera, e à leste com o início dos manguezais no estuário do rio Ipojuca, onde a principal atividade é a monocultura da cana-de-açúcar, apresentando alto potencial poluidor. (PERNAMBUCO, 2005a). Em vários trechos da bacia, a área irrigada localiza-se diretamente nas margens do rio, conforme observa-se nas Figuras 5.14 e 5.15.

O uso de agrotóxicos nas áreas irrigadas, sem qualquer tipo de controle, bem como a utilização do vinhoto no processo de fertirigação pelas usinas do setor sucroalcooleiro, ocasiona riscos de

[2] Foi adotada para os efluentes sanitários uma redução de 40%; para as empresas que geram e tratam seus efluentes industriais, evidenciou-se redução de carga orgânica potencial da ordem de 80% no mínimo. Para as indústrias do setor sucroalcoleiro, considerou-se que apenas 10% da carga total dos efluentes escoam (*run off*) para o rio Ipojuca (PERNAMBUCO, 2003)

poluição no solo e nos recursos hídricos, ainda não mensurados. O vinhoto, principal resíduo do processo de produção setor sucroalcooleiro, apresenta alto potencial poluidor, por ser extremamente rico em matéria orgânica e minerais, com destaque para o potássio.

Alessandra Maciel, Out/2007

Figura 5.14: Plantação de hortaliças nas margens do reservatório de Bitury, em Belo Jardim

Alessandra Maciel, Out/2007

Figura 5.15: Plantação de cana-de-açúcar nas margens do rio Ipojuca, município de Primavera

O uso da irrigação na bacia encontra-se em expansão. A área irrigada, localizada ao longo do rio Ipojuca e no entorno dos açudes distribuídos na bacia, totaliza cerca de 2.800 ha. (PNMA II, 2003).

Resíduos sólidos urbanos: os resíduos sólidos gerados na bacia totalizam 280.560 kg/dia. Os municípios de Caruaru, Gravatá, Belo Jardim e Escada são responsáveis por 68% dos resíduos sólidos urbanos gerados na bacia. O município de Caruaru, sozinho, representa 40% dos resíduos sólidos gerados na bacia. A maior parte dos municípios deposita os seus resíduos em lixões, nas proximidades dos núcleos urbanos. Os municípios de Vitória de Santo Antão e Sanharó possuem aterro controlado (PERNAMBUCO, 2003). Os municípios de Pesqueira, Belo Jardim, Caruaru e Gravatá dispõem de aterro sanitário (LIMA, 2007).

Apesar dos esforços empreendidos pelo Governo do Estado, os resíduos sólidos do município de Bezerros estão sendo jogados diretamente no rio Ipojuca (Figura 5.16). A enorme quantidade de lixo, a presença de um *container,* bem como o estado de conservação das margens do rio (Figura 5.17), demonstram o descaso da prefeitura municipal de Bezerros, e da população local, que virou as costas para o rio.

Alessandra Maciel, Fev/2008

Figura 5.16: Lixo acumulado nas margens do rio Ipojuca, em Bezerros

Alessandra Maciel, Fev/2008

Figura 5.17: Falta de conservação das margens, em Bezerros

Pecuária: a bacia apresenta uma Zona em que predomina a pecuária leiteira, que estende-se desde a nascente da bacia, em Arcoverde, até as nascentes do riacho do Azeite, entre Belo Jardim e Tacaimbó; e outra Zona, em que predomina a pecuária de corte, que abrange parte dos municípios de Tacaimbó, São Caetano, Caruaru, Gravatá, Bezerros e Sairé, destacando-se a criação extensiva de gado bovino e em menor intensidade a criação de caprinos e ovinos, com o plantio de forrageiras e pastos (PERNAMBUCO, 2005a).

Presença de animais nas margens do rio: é freqüente a presença de animais nas margens do rio Ipojuca, principalmente, suínos, bovinos e eqüinos (Figuras 5.18 e 5.19)

Alessandra Maciel, Fev/2008

Figura 5.18: Presença de eqüino na margem do rio, em Bezerros

Alessandra Maciel, Fev/2008

Figura 5.19: Presença de suínos na margem do rio, em Caruaru

Outras fontes de poluição: a população desprovida de água encanada realiza a lavagem de roupas no próprio rio (Figuras 5.20 e 5.21).

Alessandra Maciel, Out/2007

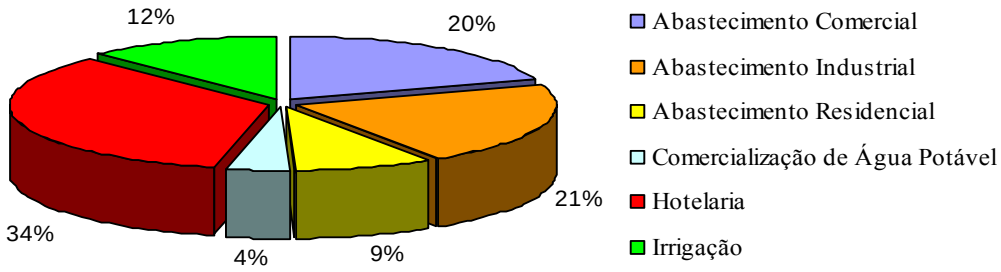
Figura 5.20: Utilização do rio Bitury para lavagem de roupas, em Belo Jardim

Alessandra Maciel, Out/2007

Figura 5.21: Utilização do rio Ipojuca para lavagem de roupas, lazer e dessedentação animal, em Ipojuca

5.8 Usos da água

A base de dados utilizada foi o Cadastro de Usuários de Águas Superficiais e Subterrâneas (julho/2007), elaborado pela Gerência de Outorga e Cobrança da SRH/PE, que traz informações sobre usuários que tenham solicitado outorga de direito de uso da água. Em relação ao uso da água subterrânea, existem na bacia 39 poços outorgados. O setor de hotelaria é responsável pelo maior consumo (34%), seguido de abastecimento industrial (21%), comercial (20%), irrigação (12%), abastecimento residencial (9%) e comercialização de água potável (4%) (Figura 5.22).



Fonte: Elaborado a partir de informações obtidas junto a SRH/PE (julho/2007)

Figura 5.22: Uso da água subterrânea na bacia hidrográfica do rio Ipojuca

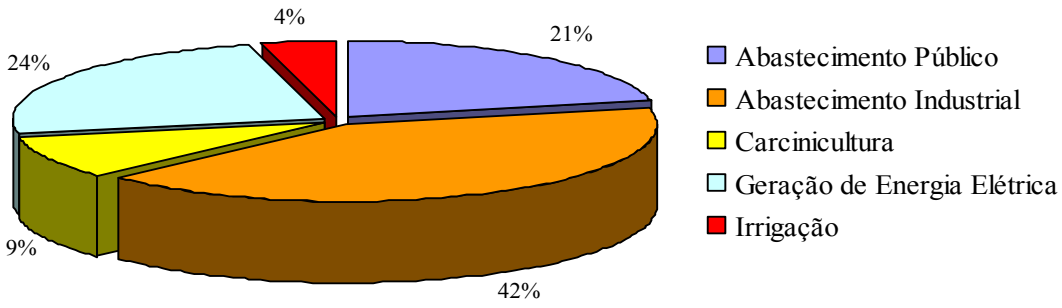
O município de Ipojuca, localizado na Unidade de Análise UA4, concentra 92% da vazão outorgada. A vazão restante está distribuída entre os municípios de Gravatá (4,2%), Chã Grande (1,6%), Caruaru (1,1%) e Escada (1,1%).

Em relação ao uso da água superficial, existem na bacia 46 captações outorgadas (Tabela 5.2). O setor de abastecimento industrial é responsável pela maior consumo (42%), seguido da geração de energia elétrica (24%), abastecimento público (21%), carcinicultura (9%), e irrigação (4%) (Figura 5.23). Vale salientar que o uso para geração de energia elétrica não é consuntivo.

Tabela 5.2: Vazão superficial outorgada na bacia hidrográfica do rio Ipojuca

Finalidade de Uso	Quantidade	Vazão outorgada		Percentual da vazao total (%)
		(m³/dia)	(m³/s)	
Abastecimento Público	15	103.427	1,20	21,26
Abastecimento Industrial	18	203.975	2,36	41,92
Carcinicultura	1	43.200	0,50	8,88
Geração de Energia Elétrica	2	116.400	1,35	23,92
Irrigação	16	19540	0,23	4,02
Total	52	486.543	5,63	100,00

Fonte: Elaborado a partir de informações obtidas junto a SRH/PE (julho/2007)



Fonte: Elaborado a partir de informações obtidas junto a SRH/PE (julho/2007)

Figura 5.23: Uso da água superficial na bacia hidrográfica do rio Ipojuca

Em relação ao abastecimento industrial, o setor sucroalcooleiro é responsável pelo consumo de 98,8% da vazão outorgada, o percentual restante é consumido pela indústria de alimentos, dentre outras.

5.9 Monitoramento da qualidade da água

Ao longo de dez anos foram criadas na bacia 29 estações de monitoramento de qualidade da água, deste total, 7 nunca operaram, 2 foram relocadas, 6 desativadas e 14 estão em funcionamento. O Quadro 5.1 apresenta todas as estações com respectiva localização, período de observação dos dados e distância em relação à foz do rio Ipojuca. Em 2004, foi realizada uma reestruturação no sistema de monitoramento baseada no uso e ocupação do solo, na localização

das fontes poluidoras e nos usos da água, sendo criadas nove estações, duas desativadas e uma relocada.

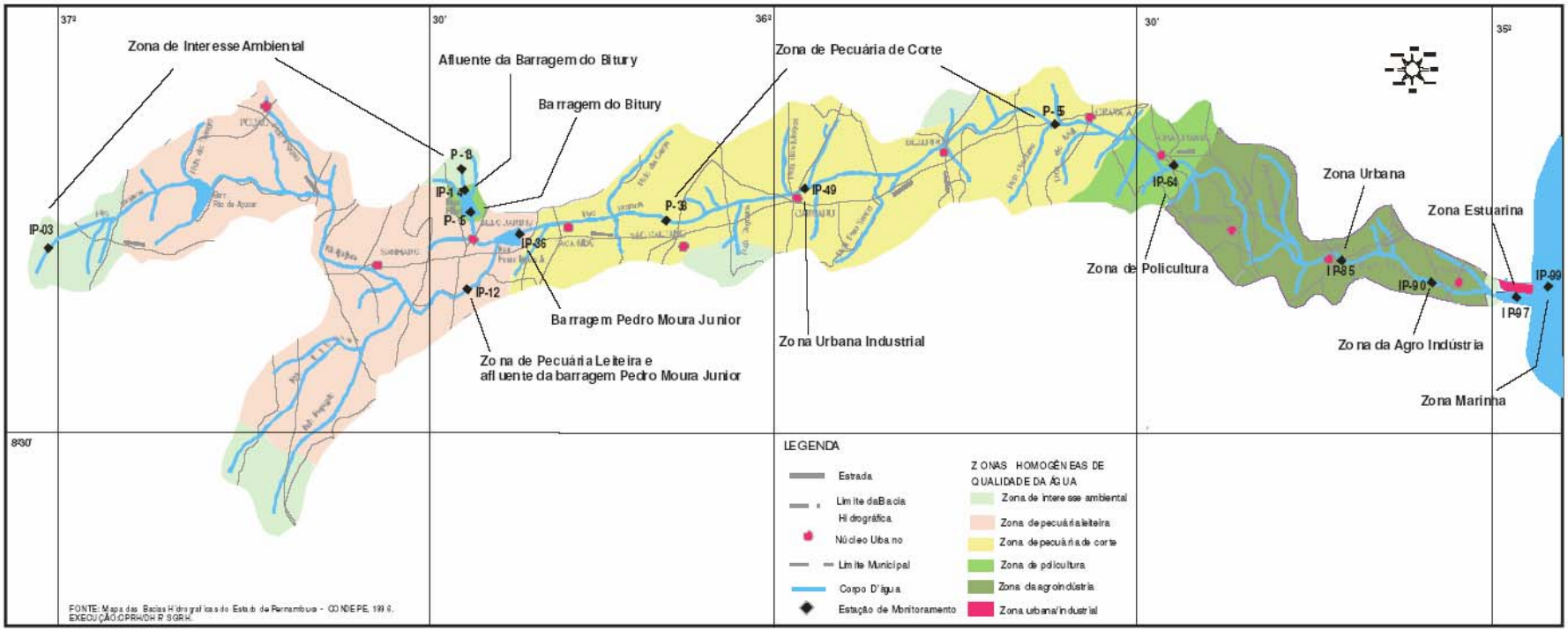
Quadro 5.1: Estações de monitoramento da qualidade da água da bacia do rio Ipojuca

Trecho	Nr.	Localização		Estação	95	96	97	98	99	00	01	02	03	04	05	06	Dist. até a foz (km)
rio intermitente	1.	Na nascente do Rio Ipojuca, no Sítio Pedreira, em Arcoverde.	*	IP 2-01													294
	2.	Na ponte sobre o rio Ipojuca após o povoado de Ipojuca, em Arcoverde		IP 2-03													
	3.	Rio Ipojuca, na barragem Pão de Açúcar, em Poção		IP 2-05													
	4.	Rio Ipojuca, a montante de Sanharó e a jusante de Poção		IP 2-07													
	5.	Rio Ipojuca, passagem molhada no povoado de Santa Luzia, a jusante de Sanharó		IP 2-10													245
	6.	Rio Ipojuca, na ponte da PE-180 que liga Belo Jardim a São Bento do Una	*	IP 2-12													
	7.	Nascente do rio Bitury no sítio de seu Joaquim, na comunidade de Jussara, em Belo Jardim	*	IP 2-13													220
	8.	Na ponte sobre o rio Bitury, a montante do reservatório, em Belo Jardim	*	IP 2-14													220
	9.	Açude Severino Guerra (Bitury), na tomada d'água para abastecimento de Belo Jardim		IP 2-15													210
	10.	Rio Bitury, a jusante das indústrias Palmeiron e Caibe, em Belo Jardim		IP 2-20													
	11.	Rio Bitury, à jusante do antigo abatedouro Mafisa		IP 2-25									IP-26				
	12.	Rio Ipojuca, na ponte da BR-232, a jusante da cidade de Belo Jardim		IP 2-32													
	13.	Reservatório Pedro Moura Júnior (Belo Jardim), próximo à tomada d'água		IP 2-36													
	14.	Na passagem molhada, próximo à fazenda Pato Branco, a montante de São Caetano	*	IP 2-38													180
	15.	Rio Ipojuca, a montante do Distrito Industrial de Caruaru		IP 2-40									IP-39				152
	16.	Rio Ipojuca, ponte na PE104, próximo à estação rodoviária de Caruaru		IP 2-45													
	17.	Rio Ipojuca, a jusante da cidade de Caruaru, na Vila do Cedro (COHAB III)	*	IP 2-50									IP-49				150
	18.	Rio Ipojuca, na ponte da BR232, a montante de Gravatá	*	IP 2-55													120
	19.	Rio Ipojuca, em frente a rua 14 na vila da COHAB, a jusante da cidade de Gravatá		IP 2-60													80
rio perene	20.	Rio Ipojuca, na ponte a jusante da cidade de Chã Grande	*	IP 2-64													
	21.	Rio Ipojuca, a jusante da Usina N. Sra. do Carmo		IP 2-65													
	22.	Rio Ipojuca, a jusante da Usina União Indústria	*	IP 2-70													
	23.	Rio Pata Choca, afluente do Ipojuca, a jusante da Usina Barão de Suassuna		IP 2-75													
	24.	Rio Ipojuca, ponte a jusante da Fábrica Fleischman Royal na cidade de Escada		IP 2-80													
	25.	Rio Ipojuca, na ponte da BR101, a jusante da cidade de Escada	*	IP 2-85													36
	26.	Rio Ipojuca, na ponte da PE-60 a jusante da Usina Ipojuca	*	IP 2-90													17
	27.	Rio Ipojuca, a jusante da Usina Salgado	*	IP 2-95													10
	28.	Estuário do rio Ipojuca e Merepe, em SUAPE, no município de Ipojuca	*	IP 1-97													0
	29.	Mar sob influência do rio Ipojuca, próximo à desembocadura dos rios Ipojuca e Merepe	*	IP 1-99													2

* Estações ativas

Fonte: Elaborado a partir dos relatórios de monitoramento da qualidade da água da bacia do rio Ipojuca (CPRH)

A Figura 5.24 apresenta as seis Zonas Homogêneas de qualidade da água identificadas, quais sejam: interesse ambiental, agroindústria, pecuária de corte, pecuária leiteira, urbana/industrial e policultura. O Quadro 5.2 apresenta uma descrição detalhada de cada Zona Homogênea.



Fonte: PERNAMBUCO, 2005a

Figura 5.24: Zonas Homogêneas de qualidade da água da bacia hidrográfica do rio Ipojuca

Quadro 5.2: Caracterização das Zonas Homogêneas de análise da qualidade da água

Zona	Localização	Características
Interesse Ambiental	Compreende as nascentes do trecho intermitente do rio Ipojuca, na Serra do Pau D'arco e do riacho Beija-Mão; nascentes dos riachos Liberal e Papagaio; nascentes dos rios Maniçoba e Bitury; Pedra do Cachorro; Serra dos Cavalos; nascente do rio Taquara; Serra Negra; nascentes do riacho Cacimba do Gato; área de preservação da Cachoeira do Urubu; e manguezais da foz do rio Ipojuca.	**Uso do solo:** compreendem as nascentes, áreas de conservação e manguezal, com expressivo valor ambiental. **Usos da água:** predomínio de consumo humano. **Fontes poluidoras:** baixa densidade populacional, baixo potencial poluidor industrial. Nos municípios de Primavera e Ipojuca, cujas áreas de interesse ambiental encontram-se ao longo do rio, o potencial poluidor é médio e alto, respectivamente.
Pecuária Leiteira	Estende-se das nascentes da bacia na serra do Pau D'arco, em Arcoverde, no extremo oeste da bacia, ao extremo leste, nas nascentes do riacho do Azeite entre Belo Jardim e Tacaimbó.	**Uso do solo**: predomina o gado bovino leiteiro. **Usos da água**: predomina o consumo animal seguido do consumo humano, mas considerável número de usos destinados à indústria. **Fontes poluidoras**: apresenta baixa densidade populacional (< 25.000 hab) e baixo potencial poluidor industrial (< 5.000 kg/DBO dia)
Pecuária de Corte	Abrange parte dos municípios de Tacaimbó, São Caetano, Caruaru, Gravatá, Bezerros e Sairé. Constitui a maior Zona Homogênea da bacia, limita-se à oeste com as nascentes do riacho do Azeite e à leste com os riachos Muxoxo e Tiara, entre Gravatá e Chã Grande.	**Uso do solo:** predomínio da pecuária de corte com a criação extensiva de gado bovino e em menor intensidade a criação de caprinos e ovinos, com o plantio de forrageiras e pastos. **Usos da água:** predomina consumo animal. **Fontes Poluidoras:** apresenta alta e média densidade populacional (de 25.000 até acima de 100.000 hab), baixo potencial poluidor industrial (menos que 5.000 kg/DBO dia)
Urbana Industrial	Abrange as sedes municipais de Belo Jardim, Caruaru e litoral do município de Ipojuca. Em Belo Jardim, as indústrias localizam-se no entorno da sede municipal. Em Caruaru, além da sede se destacam os distritos industriais I e II e em Ipojuca integra-se à bacia, a porção meridional do Distrito Industrial de Suape.	As sedes municipais de Belo Jardim e Caruaru apresentam população equivalente a 50.392 e 217.407 hab, respectivamente e juntamente com os distritos industriais da bacia influenciam diretamente na qualidade da água.
Policultura	Situa-se no limite da Zona de Pecuária de Corte. Em Belo Jardim ocorre no entorno do Açude Bitury, em Chã Grande, em toda área do município e em Gravatá, na porção sudeste.	**Uso do solo**: predomínio do cultivo de legumes e verduras para consumo próprio e abastecimento da Zona da Mata e Litoral. Em Belo Jardim, ocorre policultura de frutas ao longo da bacia do Bitury. **Usos da água**: destinam-se principalmente à irrigação de hortigranjeiros. **Fontes poluidoras**: apresenta baixa densidade populacional (< 25.000 hab), baixo potencial poluidor industrial (< 5.000 kg/DBO dia).
Agroindústria	Abrange áreas dos municípios de Pombos, Amaraji, Primavera, Vitória de Santo Antão, Escada e Ipojuca. Limita-se à oeste com a divisa entre os municípios de Chã Grande e Primavera, e à leste com o início dos manguezais do estuário do Rio Ipojuca.	**Uso do solo**: a principal atividade é a monocultura da cana-de-açúcar. Sistema *plantation* exportador, agroindústria com usinas e destilarias. É importante realçar a utilização da fertirrigação com os efluentes da produção do álcool. **Usos da água**: ocorre predomínio de uso para irrigação destinado principalmente aos plantios da cana-de-açúcar. **Fontes poluidoras**: baixa densidade populacional (<25.000 hab.), alto potencial poluidor industrial (5.000 a 35.000 kg/DBO dia).

Fonte: Modificado de PERNAMBUCO, 2005ª

5.9.1 Freqüência de amostragem

A freqüência de amostragem depende da localização das estações e pode ser bimensal, semestral ou anual. Para as estações IP-64, IP-70, IP-85, IP-90 e IP-95, localizadas no trecho perene do rio, a freqüência é bimensal com coletas nos meses de fevereiro, abril, junho, agosto, outubro e dezembro. No trecho intermitente, que corresponde às estações IP-01, IP-38, IP-49 e IP-55 a freqüência é anual com análise no mês de abril (período chuvoso). Para as estações IP-12, IP-13, IP-14, IP-97 e IP-99, localizadas a montante de reservatórios (IP-12 e IP-14), nascente perene em brejo de altitude (IP-13), no estuário (IP-97) e no mar sob influência do rio Ipojuca (IP-99), a freqüência é semestral e as análises são realizadas nos meses de abril e outubro. Todas as amostras são simples.

5.9.2 Parâmetros monitorados

Ao longo de doze anos (1995-2006), uma série de parâmetros foram acrescentados e excluídos do sistema de monitoramento, apenas três (OD, DBO e coliformes fecais) apresentam uma seqüência ininterrupta com doze anos de observação de dados. A CPRH não tem disponível todos os registros deste período. Em 1995, tem-se o registro de: oxigênio dissolvido (OD), demanda bioquímica de oxigênio (DBO), coliformes fecais e amônia. Em 1997, foram acrescidos o potencial hidrogeniônico (pH), turbidez, sólidos dissolvidos (obtido a partir da condutividade elétrica) e nitrato. Em 1999, além dos parâmetros anteriores, tem-se o registro da temperatura da água, concentração de fósforo, condutividade elétrica e cloretos. No mesmo ano, foram monitorados o potássio (K) e os metais pesados: Cádmio (Cd), Chumbo (Pb), Cobre (Cu), Cromo (Cr), Ferro (Fe), Manganês (Mg), Níquel (Ni) e Zinco (Zn), não sendo possível dar continuidade ao monitoramento desses metais devido aos elevados custos.

Em 2004, com a reestruturação do sistema, foram acrescidos, para algumas estações, os seguintes parâmetros biológicos: fotobactéria, Daphnia e Clorofila a. Os parâmetros de turbidez, amônia, nitrito e nitrato voltaram a ser analisados, sendo acrescido os sólidos totais. Em 2006, passou-se a monitorar o potássio no período de moagem da cana-de-açúcar, à jusante das Usinas União Indústria (IP-70), Ipojuca (IP-90) e Salgado (IP-95), a fim de avaliar a influência da poluição provocada pela produção sucroalcooleira na qualidade da água. O Quadro 5.3 apresenta os

parâmetros monitorados, disponibilizados pela CPRH, no período de 1995 a 2006 (estações IP-25, IP-40, IP-50, IP-55, IP-64, IP-70, IP-85, IP-90, IP-95, IP-97 e IP-99).

Quadro 5.3: Parâmetros monitorados na bacia hidrográfica do rio Ipojuca, disponibilizados pela CPRH, no período de 1995-2006

Parâmetros / Ano	1995	1996	1997	1998	1999	2000	2001	2002	2003	2004	2005	2006
Temperatura (°C)												
OD (mg/l)												
DBO (mg/l)												
Coliformes Fecais (n/100ml)												
pH												
Turbidez (unT)										a	b	b
Sólidos totais (mg/l)										c	c	c
Fósforo (mg/l)												
Amônia (mg/l)										d	d	d
Nitrito (mg/l)										e	e	e
Nitrato (mg/l)										e	e	e
Condutividade Elétrica (us/cm)					d							d
Salinidade o/oo												
Cloreto (mg/l)					d					f		
Cor										f		
Fotobactéria										g		
Daphnia										g		
Clorofila a										h	e	e
METAIS												
Cádmio (mg/l Cd)					i							
Chumbo (mg/l Pb)					i							
Cobre (mg/l Cu)					i							
Cromo (mg/l Cr)					i		i	i				
Ferro (mg/l Fe)					i							
Manganês (mg/l Mg)					i							
Niquel (mg/l Ni)					i							
Potássio (mg/l K)					i							j
Zinco (mg/l Zn)					i							

Fonte: Elaborado a partir dos relatórios monitoramento da qualidade da água da bacia do rio Ipojuca

Notas: a) dados observados para IP-70, IP-90, IP-95, IP-97 e IP-99; b) dados observados apenas para IP-90, IP-97 e IP-99; c) dados observados para IP-90; d) exceto para IP-25 e IP-40; e) dados observados para IP-97 e IP-99; f) dados observados para IP-70 e IP-95; g) exceto para IP-70 e IP-95; h) dados observados para IP-12, IP-14, IP-15, IP-36, IP-97 e IP-99; i) dados observados para IP-50 e IP-55; j) dados observados para IP-70, IP-90 e IP-95

6. DADOS REQUERIDOS PELO MODELO MONERIS

As informações e os dados utilizados para a aplicação do modelo Moneris na bacia hidrográfica do rio Ipojuca foram obtidos, em sua maioria, das seguintes instituições:

- Agência Nacional de Água (ANA);
- Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE);
- Secretaria de Ciência, Tecnologia e Meio Ambiente do Estado de Pernambuco (SECTMA);
- Agência Estadual de Meio Ambiente e Recursos Hídricos (CPRH);
- Companhia Pernambucana de Saneamento (COMPESA);
- Serviço Geológico do Brasil (CPRM-PE);
- Instituto de Tecnologia de Pernambuco (ITEP);
- Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (INPE);
- Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária (EMBRAPA);
- Organização para a Cooperação e Desenvolvimento Econômico (OECD);
- Organizações das Nações Unidas para a Agricultura e Alimentação (FAO);
- Exame Geológico dos Estados Unidos (USGS);

6.1 Qualidade da água

Os dados de monitoramento da qualidade da água utilizados foram obtidos da Agência Estadual de Meio Ambiente e Recursos Hídricos (CPRH), responsável pelo monitoramento dos rios do Estado de Pernambuco. A Figura 6.1 apresenta a localização das estações de monitoramentos existentes na bacia. Foram selecionadas as estações de monitoramento IP-38, IP-50, IP-64 e IP-90, para representar as Unidades de Análise UA1, UA2, UA3 e UA4, respectivamente. A escolha foi baseada na disponibilidade de dados e localização.

O período de investigação considerado foi de 2003-2006. Para esse período, foi calculado o aporte de nutrientes, a fim de comparar com os valores estimados pelo modelo MONERIS e proporcionar a calibração do modelo. Os parâmetros calculados foram: Fósforo Total (PT) e o Nitrogênio Inorgânico Dissolvido (DIN).

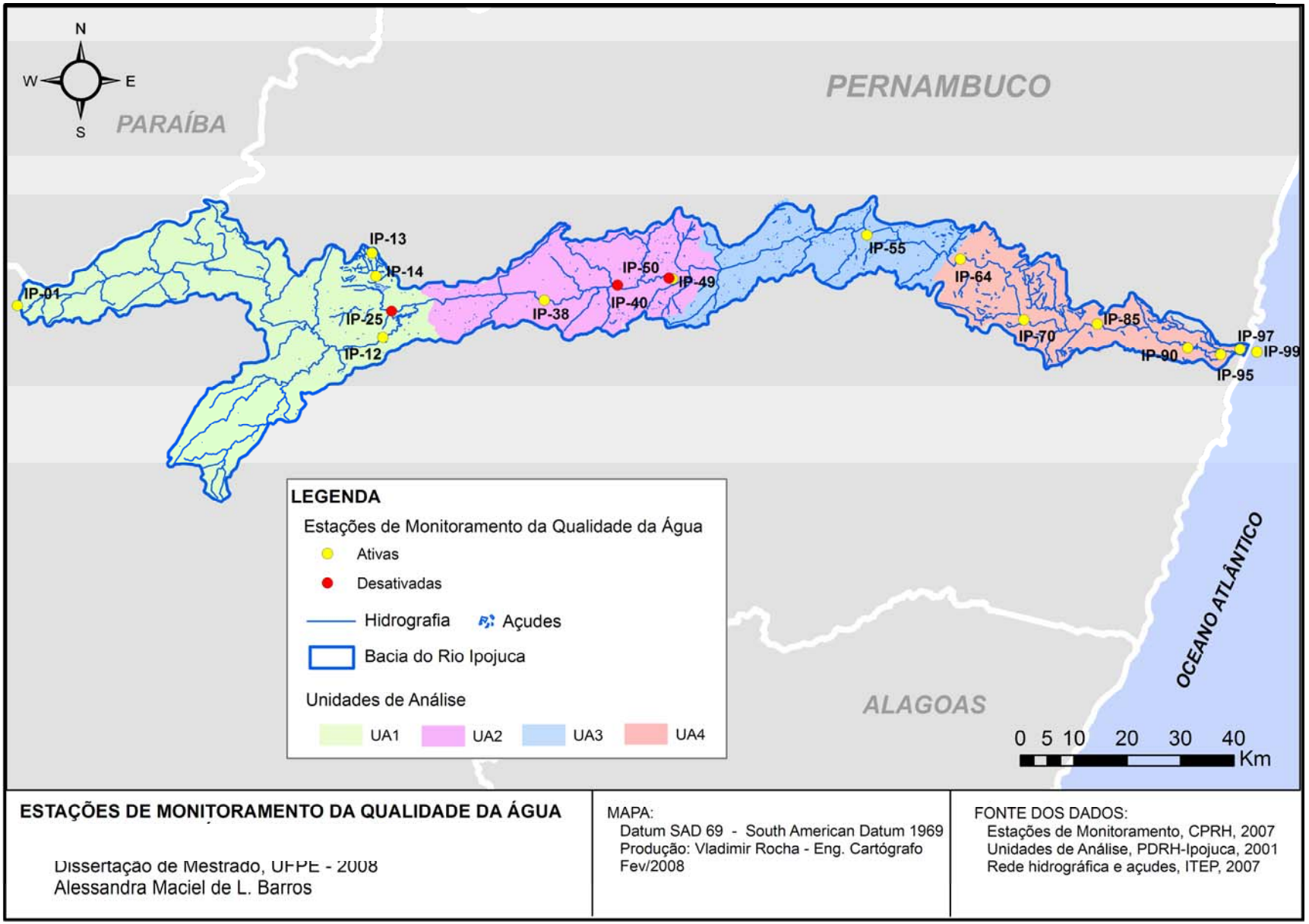


Figura 6.1: Estações de monitoramento da qualidade da água da bacia do rio Ipojuca

A carga de fósforo total, em toneladas por ano, foi calculada multiplicando-se a concentração de fósforo (mg/l) pela vazão (m^3/s) e pelo coeficiente de conversão de unidade, igual a 2,68. O mesmo procedimento foi realizado para o cálculo da carga de Nitrogênio Inorgânico Dissolvido (DIN), que corresponde à soma de Nitrato (NO^-_3 -N), Nitrito (NO^-_2 - N) e Amônio (NH^+_4 - N). Vale salientar que para a maioria das estações de monitoramento nem sempre existem dados disponíveis para todas as formas de nitrogênio, sendo considerado o valor de Amônio (NH^+_4-N), que corresponde à maior parcela.

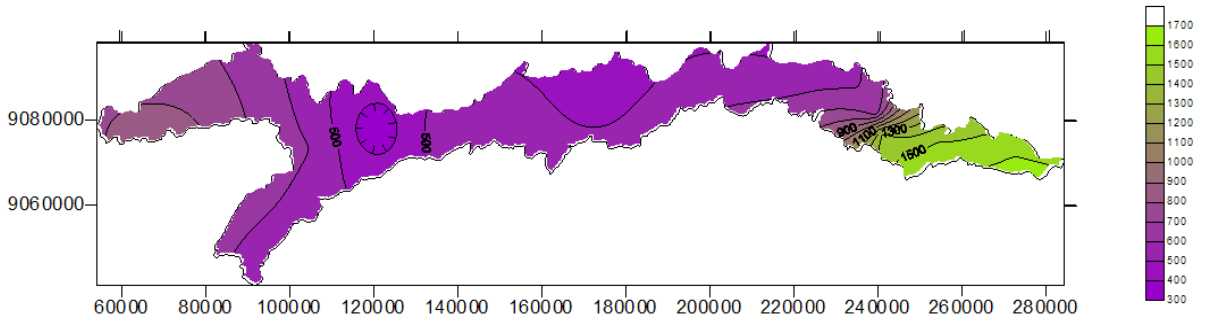
6.2 Pluviometria

A bacia do rio Ipojuca possui 13 postos pluviométricos. No presente trabalho, foram selecionados os postos de Belo Jardim, Caruaru, Gravatá e Ipojuca para representar as unidades de análise UA1, UA2, UA3 e UA4, respectivamente. A observação das chuvas ocorridas no Estado de Pernambuco é realizada pelo Instituto de Tecnologia de Pernambuco (ITEP), através do Laboratório de Meteorologia de Pernambuco (LAMEPE). A Tabela 6.1 apresenta os dados das estações pluviométricas selecionadas. A Figura 6.2 apresenta as isoietas médias anuais da bacia do rio Ipojuca.

Tabela 6.1: Média pluviométrica interanual para o período de 1960 a 1999

Estação	Precipitação média (mm)
Belo Jardim	595
Caruaru	438
Gravatá	497
Ipojuca	1430

Fonte: Pernambuco, 2001

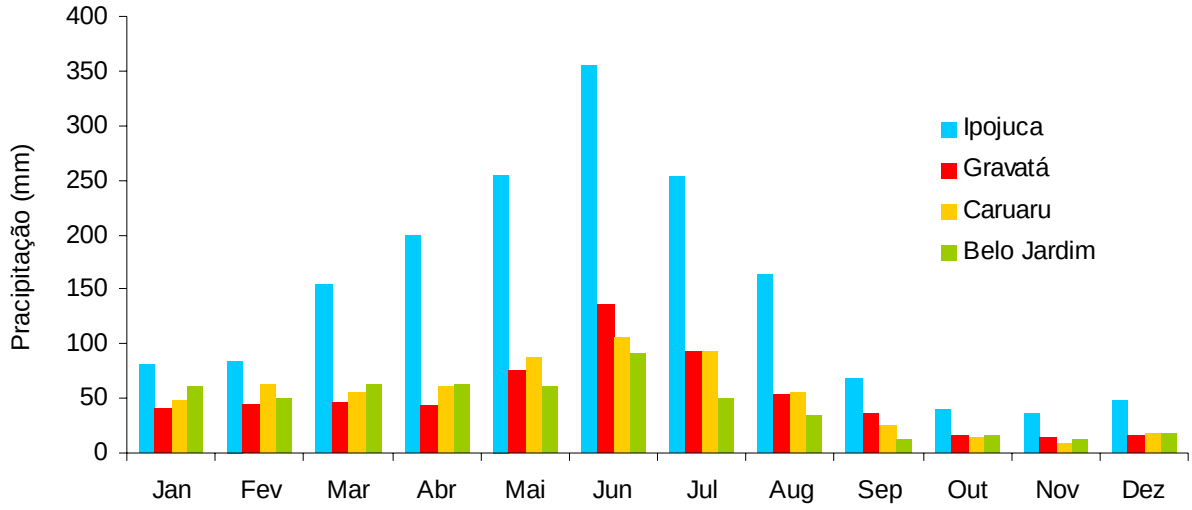


Fonte: Pernambuco, 2001

Figura 6.2: Isoietas anuais médias da bacia do rio Ipojuca, período de 1962 a 1999

Devido à variabilidade no volume precipitado, são considerados, pelo modelo, dois períodos distintos, o período seco e chuvoso.

A Figura 6.3 apresenta a variação da precipitação média mensal observada no período de 1993-2006 para as quatro estações selecionadas.



Fonte: Elaborado a partir de dados obtidos do ITEP

Figura 6.3: Precipitação média observada na bacia do rio Ipojuca no período de 1993 a 2006

6.3 Fluviometria

Existem na bacia cinco estações fluviométricas, todas localizadas no curso d'água principal. No presente trabalho, foram selecionadas as estações mais próximas das estações de monitoramento da qualidade da água, de modo a permitir um melhor resultado na estimativa da contribuição de nitrogênio e fósforo para cada unidade de análise. O monitoramento da vazão é realizado pelo Serviço Geológico do Brasil (CPRM/PE) em parceria com a Agência Nacional de Águas (ANA). A Tabela 6.2 apresenta os dados de cada estação e a Figura 6.4 a localização das estações pluviométricas e fluviométricas na bacia.

Tabela 6.2: Características das estações fluviométricas selecionadas

Estação	Período de observação de dados	Unidade que representa	Área de drenagem (km²)	Vazão média interanual[1] (m³/s)
Sanharó	01/70 – 12/79 01/04 - 12/06	UA1	640	2,00
Caruaru	01/73 - 12/06	UA2	--	0,78
Gravatá	01/00 - 12/06	UA3		1,35
Eng. Tabocas	01/67 – 12/06	UA4	2953	12,62
Eng. Maranhão	01/03 - 12/06			

[1]Simulações para o período de 1660 a 1999

Fonte: Adaptado de Pernambuco, 2001, 2005 & CPRM

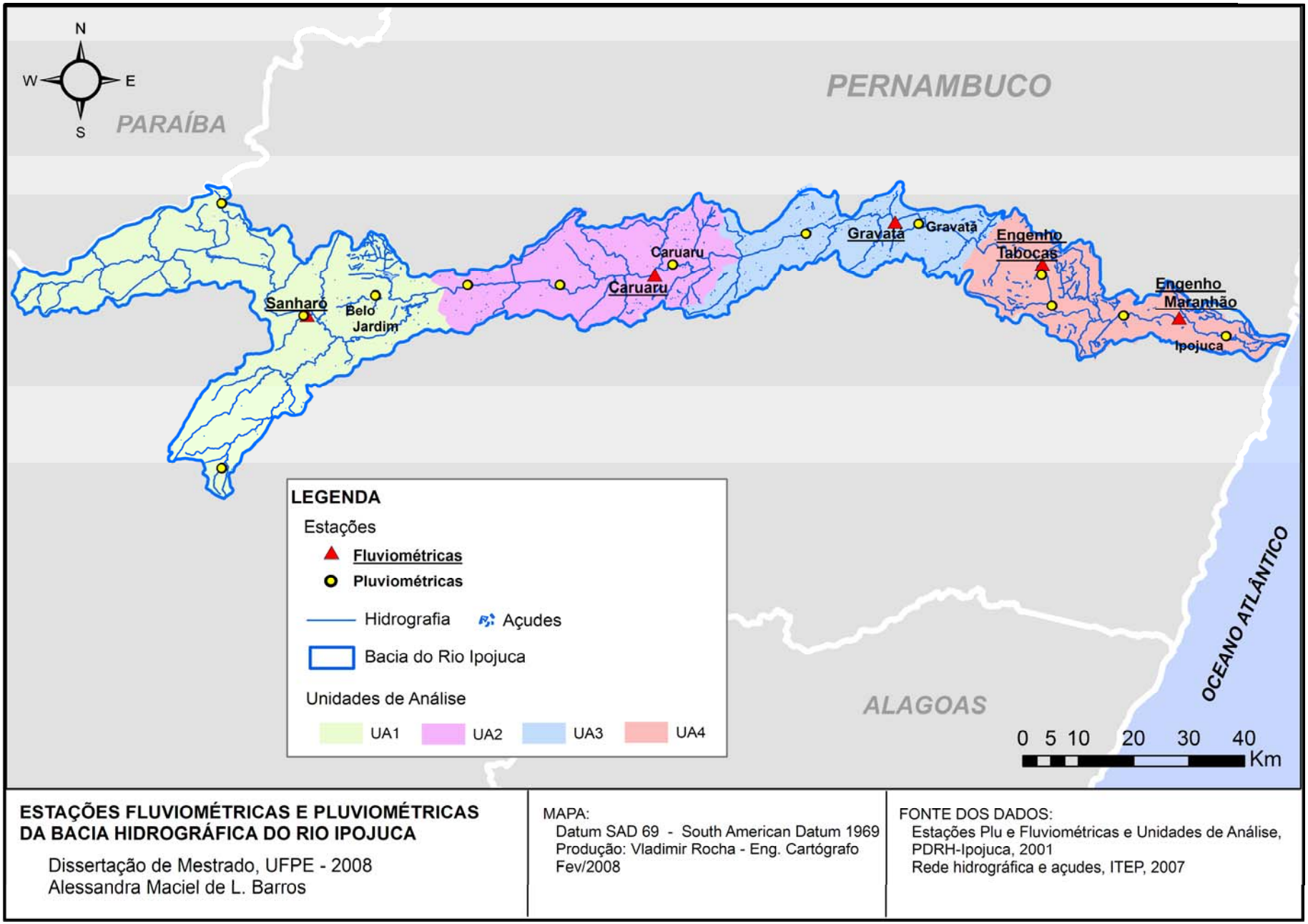
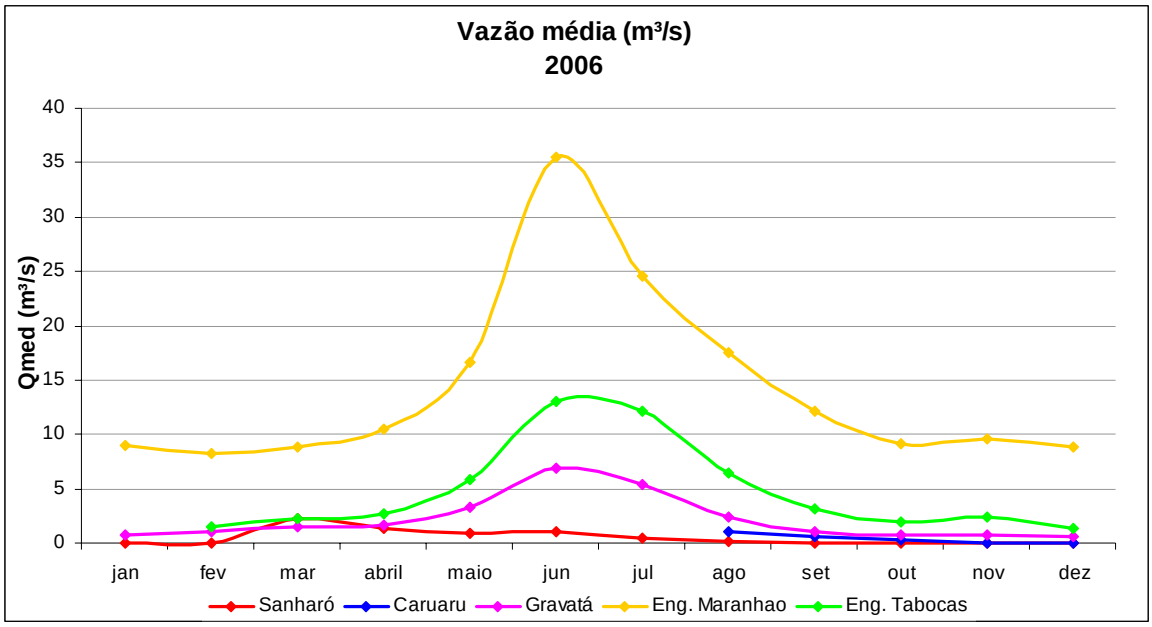


Figura 6.4: Estações fluviométricas e pluviométricas existentes na bacia do rio Ipojuca

As maiores vazões são registradas para as estações de Engenho Tabocas e Engenho Maranhão, localizadas na Unidade de Análise UA4, cujos valores variam de 9 a 35 m³/s, registrando as maiores vazões no mês de junho. No trecho superior da bacia, as vazões variam de 0 a 2,5 m³/s, enquanto que no médio e sub-médio, variam de 0 a 7 m³/s (Figura 6.5).



Fonte: Elaborado a partir de dados fornecidos pela CPRM

Figura 6.5: Variação da vazão média mensal nas estações fluviométricas da bacia, em 2006

6.4 Emissões pontuais

As seções seguintes descrevem os dados relacionados às emissões pontuais. Conforme descrito anteriormente, as emissões pontuais são representadas no MONERIS pela soma dos lançamentos de esgotos domésticos proveniente de ETE's e efluentes industriais.

6.4.1 Estações de tratamento de esgoto

De acordo com os dados apresentados pelo Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento (BRASIL, 2007), apenas os municípios de Arcoverde, Caruaru, Gravatá e Vitória de Santo Antão tratam, parcialmente, os esgotos domésticos (Tabela 6.3). A destinação da maior parte dos esgotos, produzidos pelos doze municípios, com sede na bacia, são as valas de infiltração, fossa séptica, lançamento em canais ou na rede de drenagem pluvial, através de ligações clandestinas.

Tabela 6.3: Municípios atendidos com sistemas de coleta e tratamento de esgotos

Município	sede	População atendida esgoto		Quantidade de ligações de esgoto		Volume de esgoto		Extensão da rede de esgoto
		Total	Urbana	Total (ativas + inativas)	Ativas	Coletado	Tratado	
		Hab.	Hab.	ligação	ligação	1000m³/ano	1000m³/ano	km
Alagoinha		0	0	0	0	0	0	0
Altinho		0	0	0	0	0	0	0
Arcoverde		2,466	2,466	670	660	89	89	5
Belo Jardim	*	0	0	0	0	0	0	0
Bezerros	*	0	0	0	0	0	0	0
Caruaru	*	101.741	101.741	27.355	27.013	4.596	4.596	192
Chã Grande	*	0	0	0	0	0	0	0
Escada	*	0	0	0	0	0	0	0
Gravatá	*	1.582	1,582	324	324	72	72	6
Ipojuca		0	0	0	0	0	0	0
Pesqueira		0	0	0	0	0	0	0
Poção	*	0	0	0	0	0	0	0
Pombos		0	0	0	0	0	0	0
Primavera	*	0	0	0	0	0	0	0
Riacho das Almas		0	0	0	0	0	0	0
Sairé		0	0	0	0	0	0	0
Sanharó	*	0	0	0	0	0	0	0
São Bento do Una		0	0	0	0	0	0	0
São Caitano	*	0	0	0	0	0	0	0
Tacaimbó	*	0	0	0	0	0	0	0
Venturosa		0	0	0	0	0	0	0
Vitória de Santo Antão		27,235	27,235	7,518	7,478	1,132	1,132	55
Total		133,024	133,024	35,867	35,475	5,888	5,888	257

Fonte: Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento (2006), disponível em www.snis.gov.br

As emissões referentes aos esgotos domésticos foram calculadas multiplicando-se a população atendida com sistema de tratamento de esgotos, pela contribuição per capita média de nitrogênio (12 g/hab.d) e fósforo (2 g/hab.d). Considerando que o tratamento é realizado através de lagoa facultativa anaeróbia, de acordo com dados disponíveis na literatura, foi considerada a eficiência de remoção de 50% para o nitrogênio e 60% para o fósforo.

6.4.2 Efluentes industriais

Conforme mencionado na descrição das atividades industriais da bacia do rio Ipojuca (seção 5.6), a bacia apresenta uma grande diversidade de indústrias. Um estudo mais detalhado e preciso sobre os impactos ambientais na qualidade da água do rio Ipojuca foi publicado em 2004 pela CPRH.

Devido às características de seus efluentes, as indústrias do setor de alimentos, especificamente, os matadouros, são responsáveis pela maior parte da contribuição do aporte de nutrientes na bacia. No presente trabalho, a contribuição de nutrientes referentes aos matadouros foi calculada através da multiplicação da vazão de efluentes industriais pela concentração de nutrientes do efluente. Tal concentração foi obtida de acordo com estudos desenvolvidos por Sayed (1987), Borja et. al. (1995), Manjunath et. al. (1999) e Caixeta et. al. (2002) *apud* Arruda (2004), e corresponde a 150 mg/l para o Nitrogênio Kjedahl e 16 mg/l para o Fósforo Total. A Tabela 6.4 apresenta a relação dos matadouros da bacia, com respectiva vazão de efluentes.

Tabela 6.4: Volume de efluentes dos matadouros na bacia do rio Ipojuca

Unidade	Município	Setor industrial	Vazão (m^3/d)
UA1	Belo Jardim	Matadouro de Belo Jardim	50
UA2	Caruaru	Matadouro de Caruaru	100
UA3	Bezerros	Matadouro de Bezerros	30
	Gravatá	Matadouro de Gravatá	30
UA4	Escada	Matadouro de Escada	30
	Pombos	Matadouro de Pombos	30

Fonte: Pernambuco (2003)

Segundo informações obtidas junto à CPRH, alguns matadouros estão em processo de implantação de seus sistemas de tratamento, porém, os mesmos não contemplam a remoção de nitrogênio e fósforo.

6.5 Atividades agrícolas e pecuária

Dados e estatísticas relacionadas à agricultura e pecuária foram coletados do Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE), bem como do Plano Diretor de Recursos Hídricos da Bacia. O excesso de nutrientes na superfície do solo, devido às atividades agrícola

e pecuária das últimas décadas, foi estimado de acordo com dados nacionais disponibilizados pela FAO, para o período de 1950-1999. O grau de desenvolvimento da agricultura dos municípios considerados foi o mesmo observado para o país nas últimas décadas. O excesso de nutrientes foi calculado de acordo com a metodologia do *"balanço superficial do solo"* da OECD, descrito na seção 7.1.

6.6 Área de drenagem de áreas agrícolas

As áreas drenadas artificialmente correspondem às áreas de várzea, onde o relevo apresenta-se plano e sem condições de escoar o excesso de água. Tais áreas, encontram-se inseridas na Unidade de Análise UA4, trecho perene do rio, e foram calculadas no ArcView através do mapa de Unidades Geoambiental, existente no Zoneamento Agroecológico do Estado de Pernambuco (ZAPE), fornecido pela EMBRAPA. A área de várzea calculada corresponde a, aproximadamente, 16% da área total da Unidade de Análise UA4. Nessa Unidade predominam, nas áreas com relevos movimentados, as classes dos Podzólicos (atuais Argissolos) e Latossolos, e nas partes relacionadas com as várzeas, os Gleissolos.

6.7 Uso e ocupação do solo

Os dados disponíveis foram agrupados de acordo com as classes de uso do solo requeridas pelo modelo (Quadro 6.1). As informações sobre o uso e ocupação do solo na bacia foram obtidas do Plano Diretor de Recursos Hídricos (Tabela 6.5). O modelo MONERIS considera as seguintes classes de uso do solo: áreas urbanas, pastagem, área agrícola, floresta, superfície d'água, áreas abertas e áreas alagadas. A fim de possibilitar a compatibilização das informações disponíveis com os dados requeridos pelo modelo, foram utilizadas as informações disponíveis no site da Agência Nacional de Água (ANA), que são apresentadas na Figura 6.6.

Quadro 6.1: Compatibilização das informações sobre uso e ocupação do solo na bacia

Classificação requerida pelo MONERIS	Classificação disponível no plano da bacia
Área urbana	área urbana
Área agrícola	cana-de-açúcar + policultura
Área de floresta	mata + vegetação arbórea fechada + vegetação arbustiva arbórea fechada
Área de pastagem	antropismo (pastagem cultivada)
Superfície d'água	açudes
Áreas abertas	solo exposto + vegetação arbustiva arbórea aberta
Áreas alagadas	mangue

Tabela 6.5: Uso e ocupação do solo na bacia do rio Ipojuca por unidade de análise

Classe	UA1		UA2		UA3		UA4		Total	
	ha	%	ha	%	ha	%	ha	%	ha	%
Mata	1.730,14	1,16	10.443,63	13,88	2.324,46	4,06	4.879,90	7,96	19.378,13	5,6
Vegetação arbustiva arbórea fechada	20.387,08	13,64	3.919,38	5,21	9.718,98	16,96	1.158,82	1,89	35.184,26	10,2
Cana-de-açúcar	0,00	0,00	3.327,15	4,42	11.578,95	20,20	50.393,09	82,25	65.229,19	19,0
Solo exposto	0,00	0,00	24,82	0,03	170,55	0,3	0,00	0,00	195,37	0,1
Antropismo	114.564,99	76,63	44.798,96	59,52	29.427,78	51,35	2.464,77	4,02	19.1256,90	55,7
Uso não identificado (nuvem)	0,00	0,00	49,01	0,07	12,19	0,02	454,49	0,74	515,69	0,2
Uso não identificado (sombra)	0,00	0,00	2,15	0,00	5,65	0,01	685,86	1,12	693,66	0,2
Vegetação arbórea fechada	10.502,26	7,02	10.670,30	14,18	3.128,17	5,46	318,56	0,52	24.619,29	7,2
Área urbana	389,29	0,26	1.675,51	2,23	543,54	0,95	281,10	0,46	2.889,44	0,8
Açude	537,31	0,36	356,78	0,47	400,33	0,70	439,62	0,72	1.734,04	0,5
Mangue	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	194,09	0,32	194,09	0,1
Vegetação arbustiva arbórea aberta	1.400,94	0,94	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	1.400,94	0,4
Total	149.512,00	100,00	75.267,70	100,00	57.310,60	100,00	61.270,30	100,00	34.3361,00	100,0

Fonte: Adaptada de Pernambuco (2001, pag. 69. Tomo I, vol. 1/3)

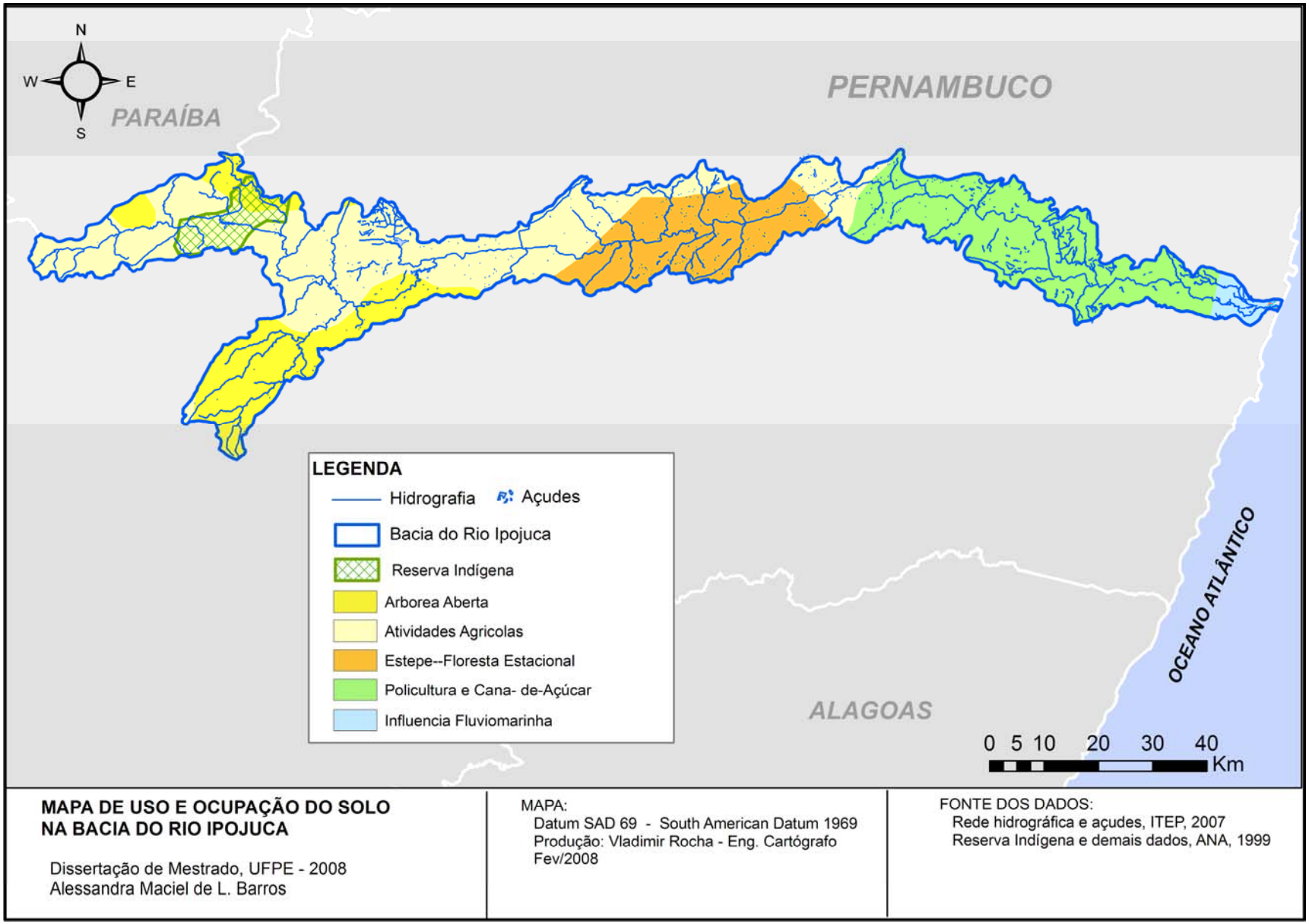


Figura 6.6: Uso e ocupação do solo na bacia hidrográfica do rio Ipojuca

6.8 Classificação hidrogeológica dos solos

A classificação hidrogeológica dos solos da bacia do rio Ipojuca foi obtida do seu Plano Diretor de Recursos Hídricos. O enquadramento dos solos da bacia sobre o ponto de vista hidrogeológico foi realizado mediante interpretação do Mapa de Reconhecimento de Baixa e Média Intensidade dos Solos do Estado de Pernambuco, em escala 1:100.000, seguindo-se as normas preconizadas pelo *Soil Conservation Service (USDA)*. Tal Sistema, considera os quatro grupos hidrológicos, apresentados a seguir:

- Grupo A: apresentam o mais baixo potencial de deflúvio superficial. São solos com alto coeficiente de infiltração, mesmo quando saturados e constituídos basicamente por perfis profundos, bem como a solos excessivamente drenados, de textura arenosa ou cascalho. Apresentam alto coeficiente de condutividade hidráulica;

- Grupo B: solos com coeficiente de infiltração moderado quando saturados e constituídos normalmente por perfis moderadamente profundos a profundos, moderadamente a bem drenados e de textura média. Mostram coeficiente de condutividade hidráulica moderado;

- Grupo C: solos com baixo coeficiente de infiltração quando saturados e basicamente constituídos por perfis com uma camada que impede o movimento de água em profundidade ou com textura média a argilosa. Possuem baixa taxa de condutividade hidráulica;

- Grupo D: mais alto potencial de deflúvio superficial. São solos com coeficiente de infiltração muito baixo quando saturados e constituídos principalmente por perfis argilosos, com elevados teores de argila expansiva, ou rasos sobre material impermeável, com camada de impedimento de drenagem de textura argilosa ou pequena profundidade, ou ainda com lençol freático permanentemente elevado.

O MONERIS considera as seguintes classes: i) solo não consolidado com alta permeabilidade; ii) solo consolidado com baixo coeficiente de infiltração; iii) solo não consolidado com permeabilidade moderada; e iv) solo consolidado com baixa permeabilidade. Tais classes representam, respectivamente, os Grupos A, C, B e D. A Tabela 6.6 apresenta a distribuição de cada grupo na bacia do rio Ipojuca, por Unidade de Análise. A Figura 6.7

apresenta a distribuição dos solos na bacia, segundo a classificação hidrogeológica requerida pelo MONERIS.

Tabela 6.6: Distribuição hidrogeológica dos solos da bacia do rio Ipojuca

Unidade de análise	Área (km²)			
	Grupo A	Grupo B	Grupo C	Grupo D
UA1	338,64	145,43	595,77	410,78
UA2	151,35	94,67	254,42	252,23
UA3	35,16	91,08	274,19	172,67
UA4	3,93	173,9	260,04	161,94

Fonte: Pernambuco (2001, Tomo I – Vol.1/3)

6.9 Modelo de elevação digital

O Modelo de Elevação Digital (MED), que representa a altimetria do terreno, foi elaborado a partir de imagens obtidas do satélite SRTM / NASA (Figura 6.8).

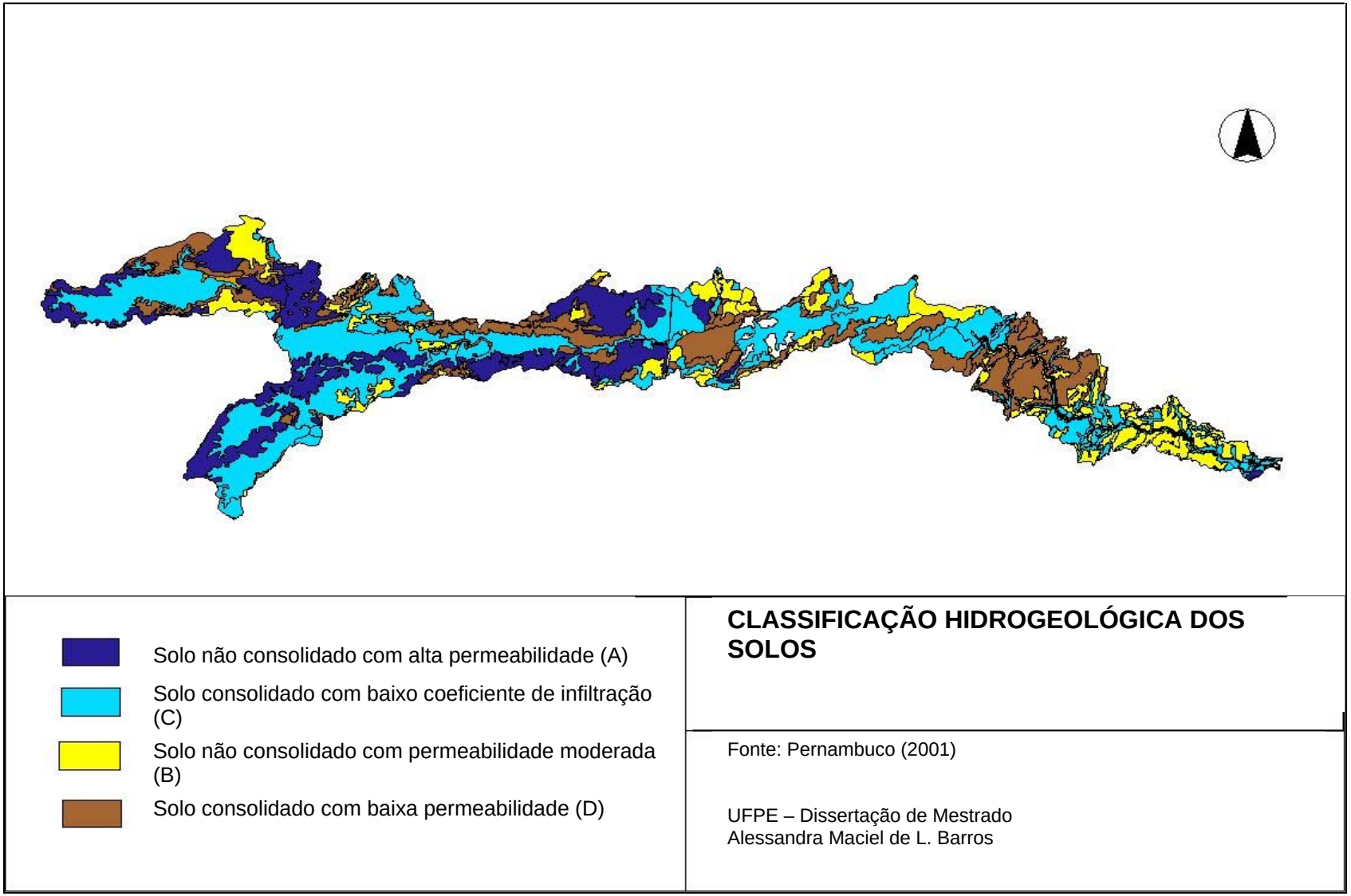


Figura 6.7: Classificação hidrogeológica dos solos na bacia hidrográfica do rio Ipojuca

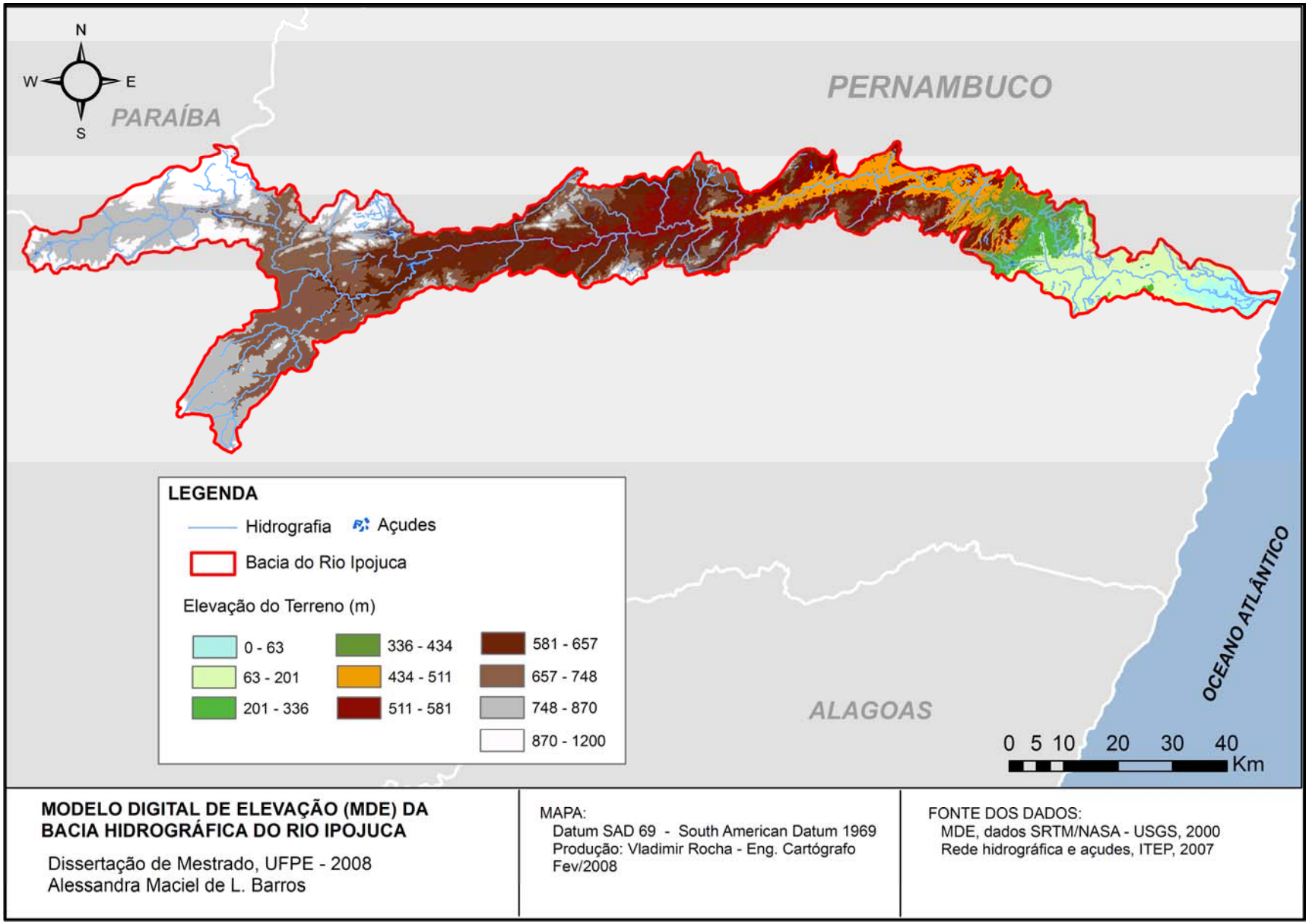


Figura 6.8: Modelo de Digital de Elevação (MDE) da bacia hidrográfica do rio Ipojuca

6.10 Classificação dos solos

A classificação da bacia foi obtida do Zoneamento Agroecológico do Estado de Pernambuco (ZAPE), fornecido pela EMBRAPA, bem como do Plano Diretor de Recursos Hídricos da Bacia (Tomo I, Vol. 1/3). As classes de solo predominantes nas unidades de análise UA1, UA2 e UA3, localizadas na região do Agreste, onde o clima é semi-árido, são representadas principalmente pelos solos considerados pouco desenvolvidos. Destacam-se, nesta região, os Solos Litólicos (R) (atuais Neossolos Litólicos), Planossolos (PL), Regossolos (RE) (atuais Neossolos Regolíticos), e Podzólicos (P) (atuais Argissolos). A UA4, localiza-se na Zona da Mata e do Litoral, onde o clima é quente e úmido. Nesta Unidade destacam-se os Podzólicos (P) (atuais Argissolos), Latossolos (L) e uma menor proporção de Gleissolos (G).

Na Unidade de Análise UA1, o clima semi-árido restringe o desenvolvimento dos solos, a distribuição dos mesmos tem os seguintes percentuais: Neossolos Litólicos (28%), Neossolos Regolíticos (22%), Planossolos (20%) e Argissolos (18%). Os afloramentos de rocha representam 8% da área. Na Unidade UA2, também localizada em condições climáticas semelhantes, os percentuais são relativamente similares aos da Unidade UA1, com os seguintes valores: Neossolos Litólicos (34%), Planossolos (20%), Neossolos Regolítico (20%), Argissolos (10%) e afloramentos de rocha (10%).

Na Unidade UA3, que se inicia na região semi-árida e limita-se com a Zona da Mata, o predomínio é dos Argissolos (33%), seguido de Planossolos (22%), Neossolos Litólicos (20%) e Neossolos Regolíticos (8%). Os afloramentos de rocha representam 12% da área. Por sua vez, na Unidade UA4, localizada na zona úmida onde o clima favorece ao máximo o desenvolvimento dos solos, predominam os Argissolos (50%) e Latossolos (20%), tendo uma menor proporção de Gleissolos (10%) e Neossolos Flúvicos (5%) nas áreas de várzeas. A Tabela 6.7 apresenta um resumo da distribuição, em percentual, dos solos existentes na bacia.

O modelo MONERIS considera cinco classes de solos, relacionadas com classes de textura, drenagem e conteúdo de matéria orgânica, quais sejam: arenosa, argilosa, média, hidromórfica e orgânica. Portanto, os solos existentes na bacia foram agrupados, de acordo com a classificação requerida pelo MONERIS. A compatibilização dos dados disponíveis com os dados requeridos pelo modelo foi realizada com o auxílio do pesquisador da EMBRAPA Solos-PE, o Dr. José Coelho. O Quadro 6.2 apresenta a correlação dos dados.

Tabela 6.7: Distribuição percentual dos solos existentes na bacia hidrográfica do rio Ipojuca

Classes segundo a classificação brasileira adotada no levantamento	Classes segundo o Sistema Brasileiro de Classificação de Solos (Embrapa, 2006)	Percentual de solo por unidade de análise			
		UA1	UA2	UA3	UA4
Solos Litólicos	Neossolos Litólicos	28	34	20	-
Planossolos	Planossolos	20	20	22	-
Regossolos	Neossolos Regolíticos	22	20	8	-
Podzólicos	Argissolos	18	10	33	50
Latossolos	Latossolos	-	-	-	20
Gleissolos	Gleissolos	-	-	-	10
Solos Aluviais	Neossolos Flúvicos	-	-	-	5
Afloramento de rocha	Afloramento de rocha	8	10	12	-

Fonte: Pernambuco (2001a, Tomo I, Vol. 1/3); Pernambuco (2001b); Araújo Filho et. al. (2000)

Quadro 6.2: Compatibilização entre as classes de solo disponíveis e as requeridas pelo modelo

Classes de solo requeridas pelo modelo MONERIS	Classes de solo segundo o novo Sistema Brasileiro de Classificação dos Solos
Solo arenoso	Neossolos Quartzarênico (Zona úmida e semi-árida), Neossolo Regolítico (Zona semi-árida), Espodossolos (Zona úmida), Planossolos[1], Neossolo Litólicos[2]
Solo argiloso	Luvissolos e Vertissolos (Agreste e Sertão), Latossolos (Zona da Mata)
Solo com textura média[3]	Argissolos[4] (Argissolos Amarelos, Argissolos Vermelho-Amarelos, Argissolos Acinzentados, Argissolos Vermelhos)
Solo hidromórfico	Gleissolos, Espodossolos Hidromórficos
Solo orgânico	Organossolos

Nota:

[1] Os Planossolos apresentam textura média a arenosa na superfície, enquanto na sub-superfície apresentam textura argilosa a média. Apresentam drenagem impedida, sendo vulneráveis à erosão, pois a água que infiltra através da superfície não consegue infiltrar na sub-superfície devido ao impedimento subsuperficial.

[2] Neossolos Litólicos são solos que apresentam textura variável, podendo ser arenosa, média ou argilosa. É um solo raso que apresenta forte ligação com a rocha de origem, sendo susceptível à erosão.

[3] Os solos com textura média *(Loam)* são solos que apresentam em sua composição menos de 35% de argila e mais 15% de areia, exceto as classes texturais areia e areia-franca.

[4] Os Argissolos da região da bacia do Ipojuca apresentam, predominantemente, textura média na superfície, e argilosa na sub-superfície.

A Figura 6.9 apresenta a distribuição dos solos da bacia do rio Ipojuca, segundo o Sistema Brasileiro de Classificação dos Solos; a Figura 6.10 apresenta a classificação dos solos da bacia, segundo dados da FAO.

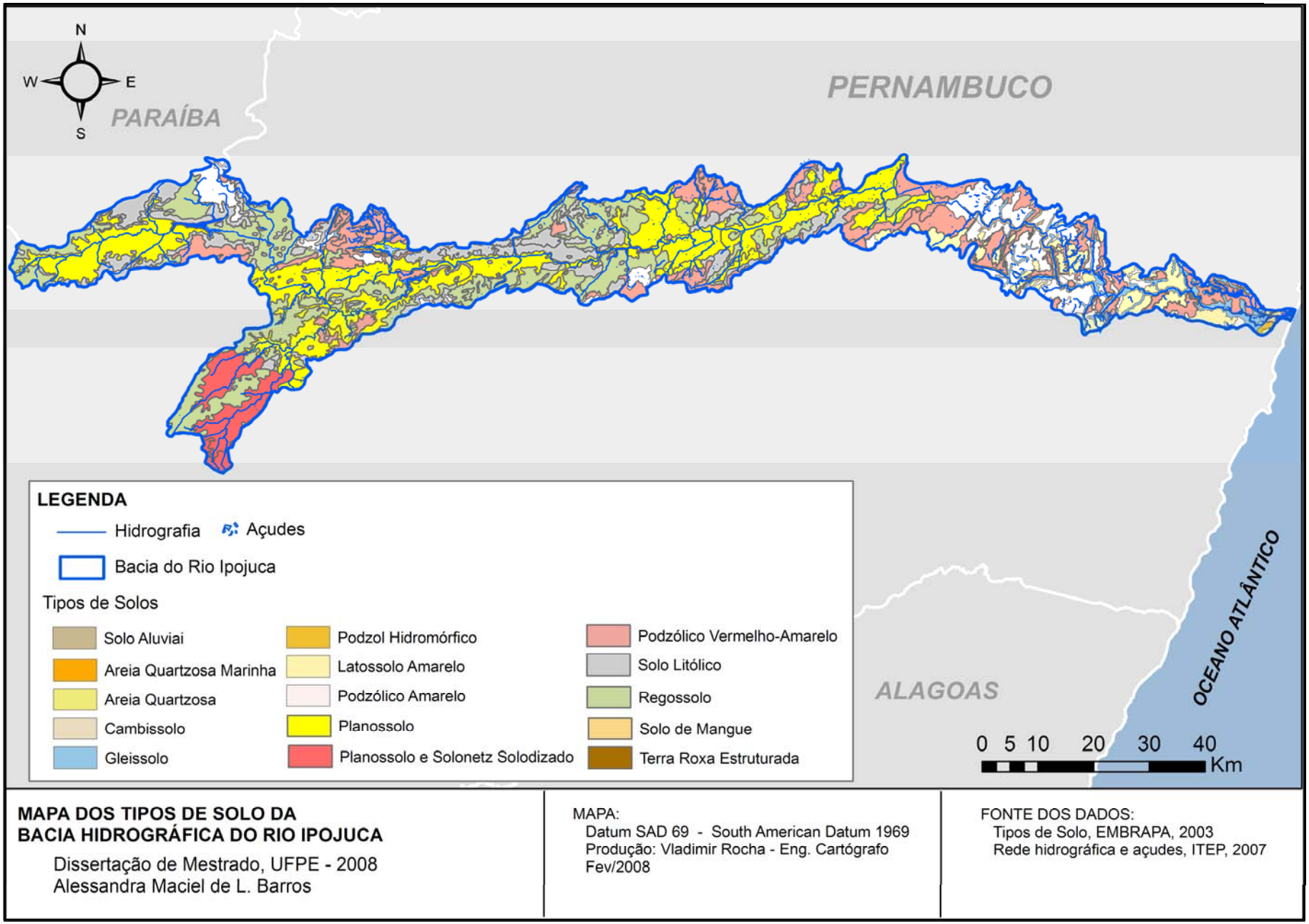


Figura 6.9: Distribuição dos tipos de solos na bacia do Ipojuca segundo o sistema brasileiro de classificação adotado no levantamento

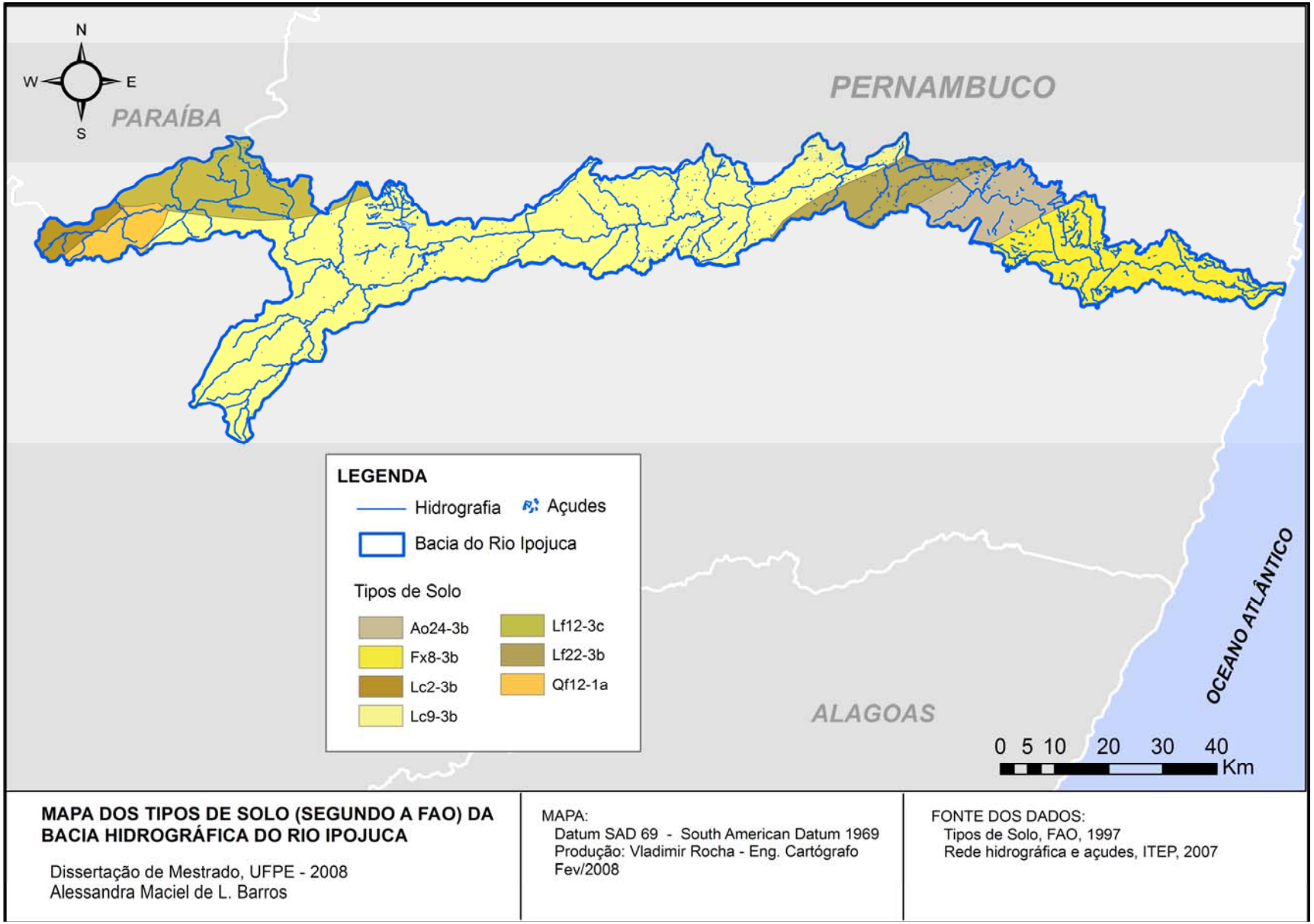


Figura 6.10: Classificação dos solos da bacia hidrográfica do rio Ipojuca, segundo dados da FAO

6.11 Informações relevantes não disponíveis

As instituições pernambucanas não registram os valores referentes à deposição atmosférica de nitrogênio. O valor utilizado na Europa é de 5,0 kg/(ha.a) N. Para a área de estudo foi considerado o valor de 3,0 kg/(ha.a) N. Para o fósforo foi considerado o mesmo valor utilizado na Europa, igual a 0,37 kg/(ha.a).

A bacia do rio Ipojuca apresenta risco médio à erosão. Porém, não existem informações quantitativas sobre perda de solo na bacia (PERNAMBUCO, 2001a). Conforme citado na seção 4.2, existem diversos modelos disponíveis para simular a perda de solos em bacias hidrográficas, a exemplo do SWAT. Os maiores componentes do modelo incluem hidrologia, clima, sedimentos, temperatura do solo, crescimento de plantas, nutrientes, pesticidas e manejo agrícola (ARNOLD et al., 1998 *apud* MACHADO & VETTORAZZI, 2003). Porém, esta previsão demandaria tempo, e poderá, portanto, ser objeto de estudo específico no futuro.

No presente trabalho, admitiu-se que a perda de solos na bacia é homogênea e igual a 4,0 t/(ha.a). Tal estimativa, baseou-se nos resultados obtidos por Santos (2004), que realizou um estudo para estimar a produção de sedimentos na bacia experimental Jatobá, a partir de técnicas de modelagem e geoprocessamento. A bacia experimental Jatobá localiza-se na região semi-árida de Pernambuco e limita-se ao norte com a bacia do rio Ipojuca.

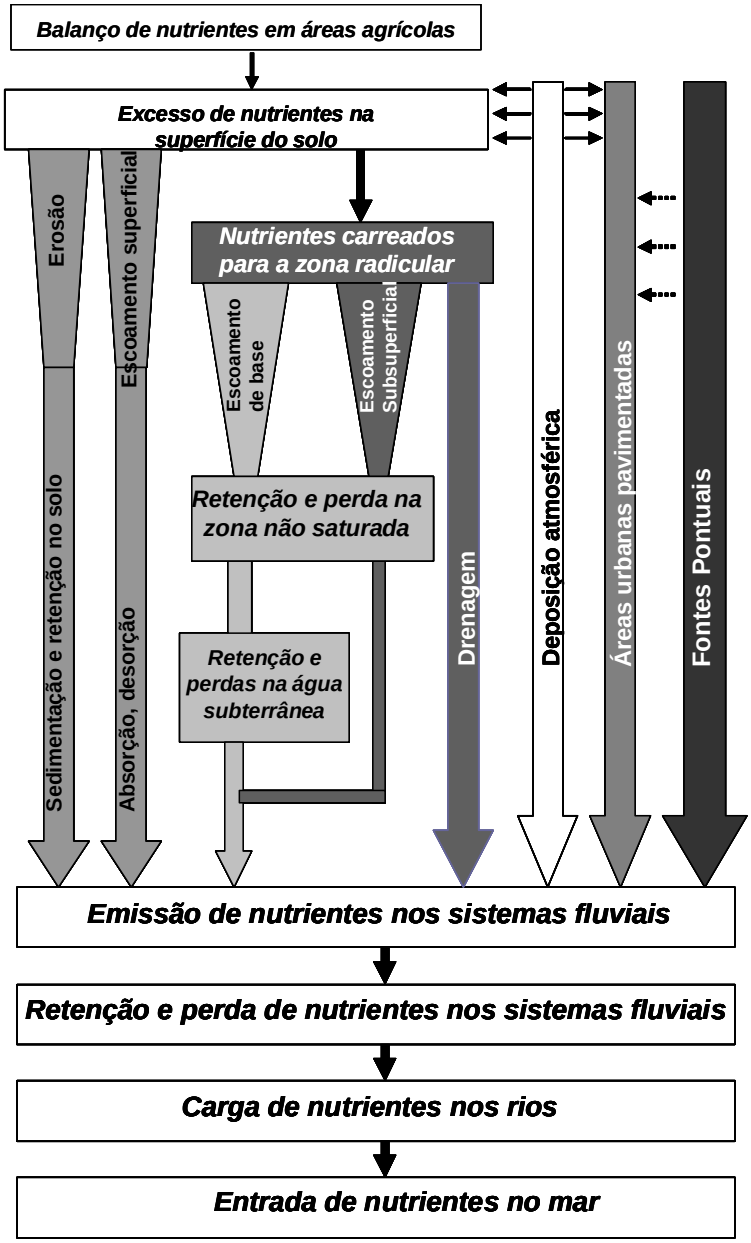
7. DESCRIÇÃO DOS PROCESSOS E FORMULAÇÃO DO MODELO MONERIS

O modelo MONERIS (*Modelling Nutrient Emissions in River Systems*) foi desenvolvido pelo Instituto de Ecologia dos Corpos d'água de Berlin (IGB), em 1998, por Behrendt. H. et al., com o objetivo de quantificar as emissões de nutrientes em sistemas fluviais através de fontes pontuais e difusas. A separação dos componentes das fontes difusas é necessária, pois a concentração de nutrientes e os relevantes processos são bastante diferentes. São considerados pelo modelo sete contribuições distintas:

- fontes pontuais (provenientes das estações de tratamento de esgotos e lançamentos industriais;
- deposição atmosférica;
- erosão;
- escoamento superficial de áreas não pavimentadas;
- águas subterrâneas;
- drenagem de áreas agrícolas;
- sistemas urbanos (escoamento superficial de áreas urbanas pavimentadas).

Ao longo do percurso, desde a origem da emissão até o rio, as substâncias são regidas por processos de transformação, conservação e perda. O conhecimento desses processos de transformação é necessário para quantificar e prever a emissão de nutrientes nos rios (SCHREIBER at. al, 2003b). A Figura 7.1 apresenta as fontes de contribuição e os processos considerados pelo MONERIS.

Conforme ressalta Seitzinger et al. (2002) *apud* Schreiber et. al (2003b) os rios não agem como encanamentos inertes que transportam simplesmente os nutrientes. Uma parcela dos nutrientes que chega até o rio é removida através dos processos de desnitrificação, sedimentação e fixação biológica. Tal fenômeno é denominado de retenção e um modelo empírico baseado no estudo de Behrendt & Optiz (1999) foi adaptado e incorporado ao MONERIS para estimar a perda de nutrientes na bacia hidrográfica e na rede hidrográfica. Nos itens subseqüentes são apresentados os métodos e processos de cálculo utilizados pelo MONERIS.



Fonte: adaptada de Schreiber at al. (2003b)

Figura 7.1: Fontes de contribuição e processos considerados pelo MONERIS

7.1 Balanço de nutrientes

O excesso de nutrientes na superfície do solo pode ser lixiviado para os corpos d'água através dos processos de erosão e escoamento superficial. Uma parcela dos nutrientes que atinge a zona radicular chega às águas superficiais por meio do escoamento de base e sub-superficial (águas subterrâneas) ou pelo processo de drenagem de áreas agrícolas (Figura 7.1).

O excesso de nutrientes na superfície do solo é calculado a partir da metodologia adotada pela Organização para Cooperação e o Desenvolvimento Econômico (OECD), denominada de 'Balanço Superficial do Solo' (SCHREIBER et. al, 2003b). Tal método baseia-se em estatísticas referentes à produção agrícola, agropecuária e consumo de fertilizantes. Para o cálculo das cargas do nitrogênio através das estatísticas agrícolas, faz-se necessário expressar a carga do nitrogênio por uma unidade de interesse, ou seja, o nitrogênio necessário por cabeça de gado ou por cultura. A OECD mantém um banco de dados e disponibiliza os equivalentes de nitrogênio para os países associados. O Brasil não é um país associado e os dados necessários não estão disponíveis em instituições nacionais. Por isso, foram considerados e utilizados neste trabalho os dados do México, por ser um país associado à OECD que apresenta condições sócio-econômicas que mais se assemelham ao Brasil.

Os dados referentes à emissão de nitrogênio, por animal, foram obtidos através do banco de dados da OECD. Nos casos em que o equivalente de nitrogênio não estava disponível para uma certa unidade, o seu valor foi estimado utilizando outros animais com peso e tamanho similar. Vale salientar que essas associações não trazem prejuízo no cálculo do processo de emissão de nutrientes. O excesso de fósforo na bacia do rio Ipojuca foi estimado como um valor distribuído homogeneamente, baseando-se em experiências de aplicação do MONERIS nas bacias hidrográficas da Europa.

O excesso de nutrientes na superfície do solo foi calculado pela diferença entre as entradas, como aplicação de fertilizantes, adição de esterco e deposição natural, e as saídas, realizadas através das colheitas. Para se estimar a taxa de acumulação dos nutrientes no solo, não considerou-se apenas o excesso dos anos atuais, mas também as suas mudanças sobre as décadas precedentes.

As séries de dados estatísticos referentes à agricultura e animais domésticos, em âmbito municipal, foram avaliadas para o período de 1950-1999. As séries de dados estatísticos contendo um longo período foram obtidas através da Organização das Nações Unidas para Agricultura e Alimentação (FAO) para todo Brasil. Portanto, o desenvolvimento da agricultura nos municípios foi considerado proporcional ao valor observado para o país inteiro. A seguir são apresentados os processos considerados pelo método da OECD para a realização do cálculo do valor anual excedente de nitrogênio na superfície do solo.

7.1.1 Entrada de nutrientes

Fertilizante inorgânico ou químico consumido na agricultura: o valor considerado foi obtido através do IBGE.

Produção de nitrogênio através de esterco dos animais domésticos: a OECD disponibiliza em seu banco de dados, o valor da emissão de nutrientes por animal (gado, porcos, carneiros, cabras, aves, cavalos, e outros animais domésticos), apresentados na Tabela 7.1. O cálculo da produção de nitrogênio através de esterco é realizado através da multiplicação dos coeficientes de emissão pelo número de animais. Para a bacia do rio Ipojuca foram utilizados os dados disponíveis no Plano Diretor de Recursos Hídricos da Bacia, referentes ao número de animal por unidade de análise. A volatização do NH_3 é considerada no cálculo, admitindo-se uma redução de 30% da produção bruta do nitrogênio através do esterco dos animais domésticos.

Tabela 7.1: Emissão de nutrientes por animais

Animais	N (kg / cabeça ano)	P* (kg / cabeça ano)
Gado	78,0	10
Porco	15,0	3,5
Ovelha	11,0	1,9
Carneiro	15,0	3,0
Galinha	0,5	0,1
Cavalo	70,0	11,2
Jumento	70,0	11,0
Coelho	1,0	0,2

Fonte: Banco de dados da OECD; *Schreiber et. al. (2003b)

Deposição atmosférica: na Europa o valor utilizado é de 5,0 kgN/(ha.a). As instituições brasileiras não registram esses valores, sendo considerado para a área de estudo o valor de 3,0 kg N/(ha.a). Para o fósforo foi considerado o mesmo valor utilizado na Europa, igual a 0,37 kgP/(ha.a).

Fixação biológica de nitrogênio: corresponde à área de plantio de legumes, multiplicada pelo respectivo coeficiente de fixação de nitrogênio por hectare, mais a fixação de nitrogênio pelos organismos de vida livre da área agrícola total, multiplicada por um coeficiente de fixação de nitrogênio por hectare, apresentados na Tabela 7.2.

Tabela 7.2: Taxas de fixação de nitrogênio por diferentes culturas

Culturas	N kg/(ha.a) N
Legumes	80
Sementes	100
Organismos vivos livres	
Culturas permanentes	4
Pastagens permanentes	4

Fonte: Banco de dados da OECD

Nitrogênio contido nas sementes e em materiais plantados: quantidade de sementes e materiais plantados (por exemplo, cereais), multiplicado por um coeficiente do índice de nitrogênio nas sementes/materiais plantados.

7.1.2 Saída de nutrientes

Colheita: representada pela quantidade produzida, multiplicada por um coeficiente específico de nitrogênio necessário para a produção de uma tonelada. A Tabela 7.3 apresenta a quantidade de nitrogênio (N) consumida por tonelada de algumas culturas.

Tabela 7.3: Quantidade de nitrogênio consumida por algumas culturas

Culturas	N (kg N/t)
Arroz	13,5
Milho	18,5
Grão de soja	56,0
Feijão	35,0
Feijão verde	35,0
Amendoins	35,0
Batata	4,0
Batata doce	3,2
Mandioca	4,0
Alho	4,0
Frutas cítricas	2,0
Outras frutas	2,0
Tomate	3,5
Melão / melancia	3,5
Vegetais folhosos	3,5
Raízes	3,5
Cebolas	3,5
Cana-de-açúcar	1,5
Fumo	35,0
Café	15,0

Fonte: Banco de dados da OECD

Produção de forragem: quantidade de forragem produzida, multiplicada por um coeficiente específico de nitrogênio necessário para a produção de uma tonelada de forragem. Os dados referentes ao uso e ocupação do solo foram obtidos do Plano Diretor de Recursos Hídricos da Bacia do rio Ipojuca e de informações disponibilizadas pela Agência Nacional de Águas.

7.2 Descrição das fontes de emissão de nutrientes

As diferentes fontes de emissão de nutrientes consideradas pelo MONERIS na estimativa do aporte de nutrientes são descritos a seguir. Uma descrição mais detalhada da formulação e método de cálculo usado no modelo pode ser encontrada em Schreiber et. al (2003b).

7.2.1 Deposição atmosférica

A emissão via deposição atmosférica, representa a quantidade de nutrientes que chega diretamente aos corpos d'água proveniente da atmosfera. Para o cálculo da emissão de nutrientes via deposição atmosférica, dois fatores são necessários: quantificação da área superficial de todos os corpos d'água da bacia hidrográfica e o coeficiente específico de deposição referente ao nitrogênio e fósforo por unidade de área. Esses coeficientes não estão disponíveis nas instituições nacionais, por isso, foi usado o valor de outras aplicações do MONERIS nas bacias hidrográficas da Europa. Como mencionado na seção 6.11, foi considerada uma taxa de deposição de nitrogênio inferior à utilizada na Europa, ou seja, de 3,0 kgN/(ha.a), incluindo a deposição de NH_4-N e NOx-N. Para a deposição de fósforo foi considerado o valor utilizado na Europa de 0,37 kg/(ha.a).

A área dos corpos d'água foi obtida do Plano Diretor de Recursos Hídricos da Bacia. A área da rede hidrográfica, que é função do tamanho da bacia e da declividade, foi calculada de acordo com a equação 7.1.

$$A_W = A_{WLU} + 0{,}0052 * A_{CA}^{1{,}087} * SL_{CA}^{-0{,}287} \qquad (7.1)$$

Onde:

A_W = área total das superfícies d'água (km²)
A_{WLU} = área da superfície de água obtida do mapa de uso e ocupação do solo (km²)
A_{CA} = área da bacia hidrográfica (km²)
SL_{CA} = declividade média MDT (%)

Baseado na área total das superfícies d'água e no coeficiente específico de deposição, a entrada de nutriente via deposição atmosférica é calculada de acordo com a equação abaixo:

$$EAD_{N,P} = A_W \,.\, DEP_{N,P} \qquad (7.2)$$

Onde:

A_W = área total das superfícies d'água (km²)

$EAD_{N,P}$ = emissão de nutrientes via deposição atmosférica (t/a)

$DEP_{N,P}$ = coeficiente de deposição por unidade de área considerando-se 3,0 kg/(ha.a) para o nitrogênio e 0,37 kg/(ha.a) para o fósforo.

7.2.2 Escoamento superficial de áreas não pavimentadas

O escoamento superficial é constituído da parcela da precipitação que não infiltrou, evaporou ou ficou acumulada em pequenas depressões. Em regiões como florestas, com densa vegetação, o escoamento superficial é obviamente mais baixo do que em áreas que apresentam uma baixa capacidade de infiltração. A estimativa da emissão de nutrientes via escoamento superficial baseia-se no próprio escoamento superficial e na concentração de nutrientes do escoamento superficial.

A fim de avaliar a relação existente entre escoamento superficial e escoamento total foram realizados diversos estudos e investigações nas bacias hidrográficas da Europa. Tal relação foi encontrada (equação 7.3), com um bom coeficiente de correlação ($R^2 = 0,9411$), para o tempo de descarga das séries dos rios da Alemanha.

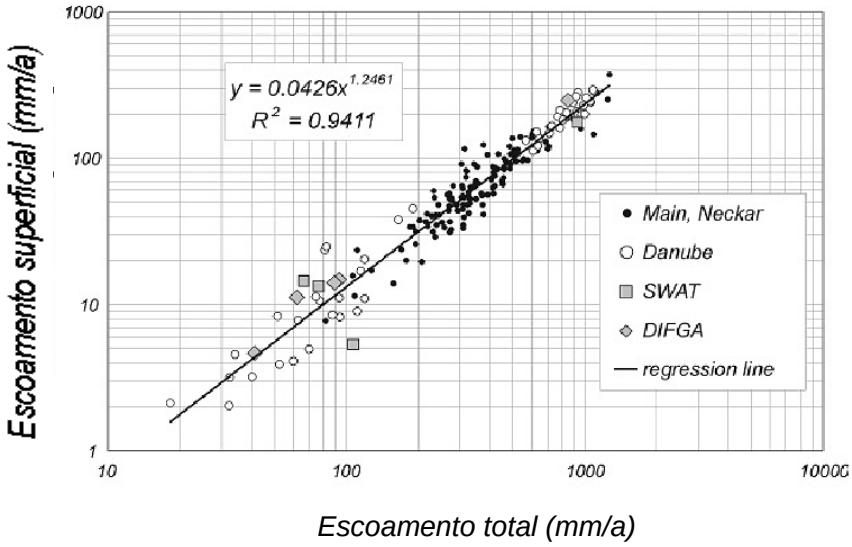
$$q_{RO} = 0,0426 . q_G^{1,2461} \qquad (7.3)$$

onde,

q_{RO} = escoamento superficial específico (l/(km².s))

q_G = escoamento superficial médio anual (l/(km².s))

A Figura 7.1 apresenta a aplicação dessa aproximação nos rios da Alemanha, em bacias pequenas da Áustria, Hungria e Romênia obtidos através dos resultados de dois modelos hidrológicos (SWAT e DIFGA) e sub-bacias da bacia do rio Danúbio.



Fonte: Screiber et al. (2003)

Figura 7.2: Dependência do escoamento superficial anual médio em relação ao escoamento superficial de diferentes bacias da Alemanha e da Europa

O escoamento superficial total é calculado através do produto entre a área total e o escoamento superficial específico. Porém, as áreas urbanas também originam escoamentos superficiais, e tal porção deve ser corretamente eliminada do total. Neste caso, o escoamento superficial de áreas naturais que chega na bacia é dado pela equação 7.4.

$$Q_{RO} = a.(q_{RO}.A_{EZG} - Q_{URB}) \tag{7.4}$$

Onde:

Q_{RO} = escoamento superficial de áreas não pavimentadas (m³/a)
A_{EZG} = área da bacia (km²)
Q_{URB} = escoamento superficial de áreas urbanas (l/s)
q_{RO} = escoamento superficial específico (l/(km².s))
a = fator de conversão de unidade

Supõe-se que onde o escoamento superficial específico ocorre, a parcela total do escoamento superficial alcança a rede hidrográfica. Somente os componentes nutrientes dissolvidos são considerados na estimativa da entrada de nutrientes através do escoamento superficial. A estimativa da concentração de nutrientes no escoamento superficial é feita de acordo com os diferentes usos do solo na bacia. Conseqüentemente, é estimado como peso médio de área da concentração do escoamento superficial das diferentes categorias do uso do solo, como mostra a equação 7.5.

$$C_{RO_{N,P}} = \frac{C_{ROAR_{N,P}}.A_{AR} + C_{ROGRAS_{N,P}}.A_{GRAS} + C_{ROFOR_{N,P}}.A_{FOR} + C_{ROOP_{N,P}}.A_{OP}}{A_{AR} + A_{GRAS} + A_{FOR} + A_{OP}} \quad (7.5)$$

Onde:

$C_{RO_{N,P}}$ = concentração de nutrientes no escoamento superficial (mg/l)
A_{AR} = área total agrícola (km²)
A_{GRAS} = área de pastagens (km²)
A_{FOR} = área de florestas (km²)
A_{OP} = áreas abertas (sem vegetação) (km²)
$C_{ROAR_{N,P}}$ = concentração de nutrientes no escoamento superficial de áreas agrícola (mg/l)
C_{ROGRAS} = concentração de nutrientes no escoamento superficial de áreas de pastagens (mg/l)
C_{ROFOR_N} = concentração de nutrientes no escoamento superficial de áreas de florestas
$C_{ROOP_{N,P}}$ = concentração de nutrientes no escoamento superficial de áreas abertas (mg/l)

As concentrações de nutrientes nas diferentes categorias de uso do solo, utilizadas no presente estudo, foram as mesmas utilizadas nas bacias hidrográficas da Europa, apresentadas na Tabela 7.4.

Tabela 7.4: Concentração de nutrientes no escoamento superficial para diferentes classificações de uso do solo

Uso	Concentração de Nitrogênio (g/m³N)	Concentração de Fósforo (g/m³P)
Área agrícola	$0,3+N_{DEP}/N_J$	0,8
Pastagens	N_{DEP}/N_J	0,2
Floresta	N_{DEP}/N_J	0,05
Áreas abertas	N_{DEP}/N_J	0,03

Fonte: Adaptada de Schreiber et. al (2003b)
Nota: N_{DEP} = deposição atmosférica de nitrogênio (= 3,0 kg/(ha.a) ou 300 mg/(m².a)) e N_J = precipitação anual

Portanto, o produto entre o escoamento superficial de áreas não pavimentadas e a concentração de nutrientes na superfície de escoamento dá o aporte de nutrientes via escoamento superficial, como mostrado na equação 7.6 abaixo:

$$ERO_{N,P} = C_{RO_{N,P}} . Q_{RO} \quad (7.6)$$

$ERO_{N,P}$ = aporte de nutrientes via escoamento superficial (t/a)

7.2.3 Erosão

A estimativa da entrada de nutrientes via erosão envolve o conhecimento da perda de solos, declividade média (obtida através do modelo de elevação digital), área agricultável e concentração de nutrientes na superfície do solo. Como mencionado na seção 6.11, uma vez que não existem dados disponíveis sobre a perda de solos na bacia do rio Ipojuca, foram utilizados os valores obtidos por Santos (2004) para a bacia experimental Jatobá. Nas Unidades UA1, UA2 e UA3 a perda de solos considerada foi igual a 4,0 t/(ha.a) e para a UA4 o valor foi de 8,0 t/(ha.a).

O cálculo do aporte de nutriente via erosão através do MONERIS é baseado nos seguintes dados:

- relação da entrada de sedimento (SDR)
- proporção de enriquecimento (ER)
- perda de solo (SOL)

Para cada bacia, a relação da entrada de sedimento é calculada de acordo com a equação 7.7:

$$SDR = 0.012.(SL_{CA} - 0.25)^{0.3}.\ A_{AR}^{1.5} \quad (7.7)$$

Onde: SDR = relação da entrada de sedimentos (%)
SL_{CA} = declividade média do MDT (%)
A_{AR} = área agrícola do mapa de uso e ocupação do solo na bacia (%)

Com a perda de solo (SOL) e a relação da entrada de sedimento (SDR), a entrada de sedimento pode ser calculada pela equação 7.8 abaixo:

$$SED = SOL.SDL \quad (7.8)$$

Onde: SED = entrada de sedimento (t/a) e
SOL = perda de solo (t/a)

A relação de enriquecimento (ER) para o fósforo e nitrogênio é calculada através das equações 7.9 e 7.10.

$$ER_P = 18.\left(\frac{SOL}{A}\right)^{-0,47} \quad (7.9)$$

$$ER_N = 7,7.\left(\frac{SOL}{A}\right)^{-0,47} \quad (7.10)$$

Onde:

$ER_{N,P}$ = proporção de enriquecimento de nitrogênio e fósforo

O produto da concentração de nutrientes na superfície do solo (P_{SOIL} e N_{SOIL}) pela proporção de enriquecimento e o aporte de sedimentos, fornece a entrada de nutrientes através da erosão, conforme equações 7.11 e 7.12.

$$EER_P = P_{SOIL}.ER_P.SED \quad (7.11)$$

$$EER_N = N_{SOIL}.ER_N.SED \quad (7.12)$$

$EER_{N,P}$ = aporte de nutriente via erosão (t/a)

7.2.4 Drenagem de áreas agrícolas

A aproximação usada no MONERIS para a estimativa do aporte de nutrientes por meio da drenagem de áreas agrícolas é baseada na área total de drenagem, fluxo drenado e concentração média de nutrientes no fluxo drenado.

O volume de água drenado é calculado de acordo com Kretzschmar (1977) *apud* Schreiber (2003b), que assume que a água drenada corresponde à soma de 50% da precipitação no período chuvoso e 10% da precipitação no período seco, conforme equação abaixo:

$$q_{DR} = 0{,}5.P_{WI} + 0{,}1.P_{SU} \quad (7.13)$$

Onde:

q_{DR} = vazão drenada específica (mm/(m².a))

P_{SU} = média da precipitação no período seco (mm/(m².a))

P_{WI} = média da precipitação no período chuvoso (mm/(m².a))

Baseando-se em medições, a concentração média de fósforo na água de drenagem é calculada de acordo com os vários tipos de solo (Tabela 7.5).

Tabela 7.5: Concentração de fósforo por classe de solo artificialmente drenado

Tipo de solo	C_{DR_P} (mg/l P)
arenoso	0,20
solo de textura média	0,06
solo hidromórfico	0,30
solo orgânico	10,0

Fonte: Adaptado Schreiber, H et. al., 2003b

A concentração de fósforo na água de drenagem é calculada de acordo com a equação 7.14.

$$C_{DR_P} = \frac{C_{DRS_P}.A_{DRS} + C_{DRL_P}.A_{DRL} + C_{DRF_P}.A_{DRF} + C_{DRB_P}.A_{DRB}}{A_{DRS} + A_{DRL} + A_{DRF} + A_{DRB}} \quad (7.14)$$

onde:

C_{DR_P} = concentração de fósforo na água de drenagem (mg/l P)
C_{DRS_P} = concentração de fósforo na água de drenagem de solo arenoso (mg/l P)
C_{DRL_P} = concentração de fósforo na água de drenagem de solo de textura média (mg/l P)
C_{DRF_P} = concentração de fósforo na água de drenagem de solo hidromórfico (mg/l P)
C_{DRB_P} = concentração de fósforo na água de drenagem de solo orgânico (mg/l P)
A_{DRS} = área de drenagem de solo arenoso (km²)
A_{DRL} = área de drenagem de textura média (km²)
A_{DRF} = área de drenagem de solo hidromórfico (km²)
A_{DRB} = área de drenagem de solo orgânico (km²)

O cálculo da concentração de nitrogênio é determinado através do método descrito por Behrendt et al. (2000) e baseado em diferenças regionais do excesso de nitrogênio. A equação 7.15 é utilizada para o cálculo da concentração de nitrato na água de drenagem:

$$C_{DR_{NO3-N}} = a.\frac{(N_{SUR})^{DR}.100}{LW} \quad (7.15)$$

onde:

$C_{DR_{NO3-N}}$ = concentração de nitrato na água de drenagem (mg/l N);
$a.$ = fator de conversão de unidade;
N_{SUR} = excesso de nitrogênio em áreas agrícolas (kg/(ha.a) N);
DR = expoente para a desnitrificação (0.85) e
LW = quantidade de água infiltrada (l/(m².a)).

A emissão via drenagem é calculada através do produto entre a área de drenagem, a vazão drenada e a concentração do fluxo drenado, de acordo com a equação 7.15 abaixo:

$$EDR_{N,P} = a.A_{DR}.q_{DR}.C_{DR_{N,P}} \quad (7.16)$$

Onde :

$EDR_{N,P}$ = emissão de nutriente via drenagem (t/a)

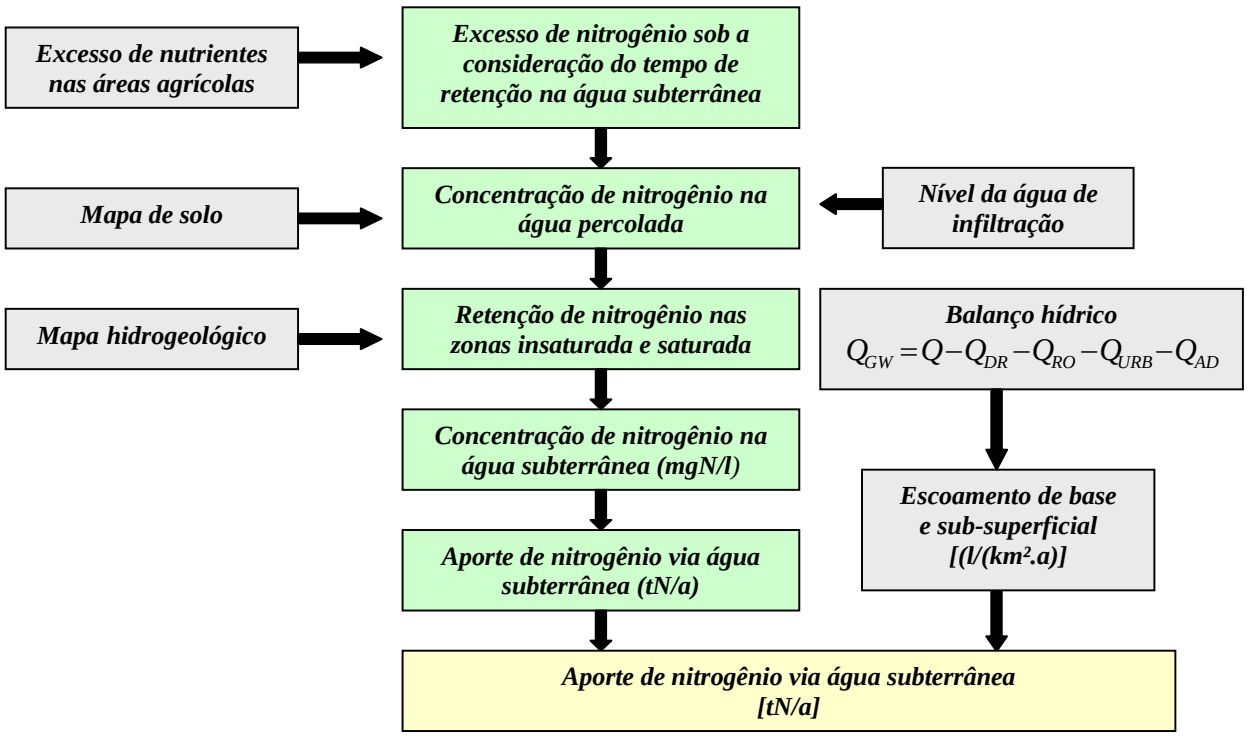
a = fator de conversão de unidade

A_{DR} = área de drenagem (km²)

As concentrações de fósforo e nitrogênio no fluxo drenado, utilizadas neste trabalho, foram obtidas do estudo realizado por Kosmol (2004), que realizou análises da qualidade do efluente drenado na Usina Ipojuca, no período de 2003 a 2004, cuja concentração média foi de 2,8 mg/l para o nitrogênio total e de 0,6 mg/l para o fósforo total.

7.2.5 Águas subterrâneas

O aporte de nutrientes através da água subterrânea foi calculado de acordo com a vazão de água subterrânea e a concentração de nutrientes na água subterrânea. Devido à ausência de métodos para calcular o escoamento subterrâneo, que não inclui só o escoamento sub-superficial natural, como também o fluxo de base, a vazão de água subterrânea foi calculada para cada bacia, através da diferença do escoamento observado nas estações de monitoramento e na soma estimada de todas as descargas (vazão drenada, escoamento superficial de áreas agrícolas, escoamento de áreas urbanas pavimentadas e fluxo atmosférico). A Figura 7.3 apresenta o esquema de cálculo para emissão de nitrogênio via água subterrânea de acordo com Schreiber et. al. (2003b). A concentração de nitrogênio na água subterrânea é derivada da concentração de nitrato no solo.



Fonte: Adaptado de Schreiber et al. (2003b)

Figura 7.3: Emissão de nitrogênio via água subterrânea

A vazão de água subterrânea foi calculada para cada bacia de acordo com a equação abaixo:

$$Q_{GW} = Q - Q_{DR} - Q_{RO} - Q_{URB} - Q_{AD} \tag{7.17}$$

com Q_{GW} = escoamento de base e sub-superficial (m³/s)
Q = escoamento médio (m³/s)
Q_{DR} = fluxo da área drenada (m³/s)
Q_{RO} = escoamento superficial de áreas não pavimentadas (m³/s)
Q_{URB} = escoamento superficial de áreas urbanas pavimentadas (m³/s)
Q_{AD} = fluxo atmosférico (m³/s).

A concentração de fósforo solúvel reativo na água subterrânea (SRP), para os diferentes tipos de solo, foi estudada por Behrendt et al. (2000) e são apresentadas na Tabela 7.6.

Tabela 7.6: Concentração de fósforo na água subterrânea para diferentes tipos de solo

Tipo de solo	C_{DRp} (mg/l P)
solo arenoso	0,10
solo de textura média	0,03
solo hidromórfico	0,10
solo orgânico	2,00

A concentração de fósforo da água subterrânea das áreas agrícolas foi calculada através da média ponderada entre o produto da concentração de fósforo na água subterrânea para os diferentes tipos de solo e a área de cada tipo de solo na bacia (solo arenoso, textura média, hidromórfico e orgânico), de acordo com a equação 7.17.

$$C_{GWAG_{SRP}} = \frac{C_{GWS_{SRP}}.A_S + C_{GWL_{SRP}}.A_L + C_{GWF_{SRP}}.A_F + C_{GWB_{SRP}}.A_B}{A_S + A_L + A_F + A_B} \tag{7.18}$$

$C_{GWAG_{SRP}}$ = concentração de SRP na água subterrânea de áreas agrícolas (mg/l P)
$C_{GWS_{SRP}}$ = concentração de SRP na água subterrânea de solo arenoso (mg/l P)
$C_{GWL_{SRP}}$ = concentração de SRP na água subterrânea de solo com textura média (mg/l P)
$C_{GWF_{SRP}}$ = concentração de SRP na água subterrânea de solo hidromórfico (mg/l P)
$C_{GWB_{SRP}}$ = concentração de SRP na água subterrânea de solo orgânico (mg/l P)
A_S = área de solo arenoso (km²)
A_L = área de solo com textura média (km²)
A_F = área de solo hidromórfico (km²)
A_B = área de solo orgânico (km²)

No segundo passo, a concentração média de SRP na água subterrânea foi calculada através da média ponderada da concentração de SRP de áreas agrícolas e não agrícolas:

$$C_{GW_{SRP}} = \frac{C_{GWAG_{SRP}}.A_{AG} + C_{GWWOOP\,SRP}.A_{WOOP}}{A_{AG} + A_{WOOP}} \tag{7.19}$$

$C_{GW\,SRP}$ = concentração de SRP na água subterrânea (mg/l P)
$C_{GWWOOP\,SRP}$ = concentração de SRP na água subterrânea de áreas abertas e de florestas
A_{AG} = áreas agrícolas (km²)
A_{WOOP} = áreas de florestas e abertas (km²)

Foi levado em consideração que há claras diferenças entre a concentração de fósforo solúvel reativo (SRP) e fósforo total na água subterrânea em condições anaeróbicas (DRIESCHER & GELBRECHT, 1993 *apud* SCHREIBER, 2003b). De acordo com Behrendt (1996a) e Driescher & Gelbrecht (1993) *apud* Schreiber (2003b) pode-se concluir que a concentração total de fósforo é 2 a 5 vezes maior que a concentração determinada pelo programa de monitoramento. Devido à indisponibilidade de informações nas áreas anaeróbicas de água subterrânea, essas áreas com elevada probabilidade de condições anaeróbicas foi determinada através da comparação da concentração de nitrato na água subterrânea e na água de infiltração. A concentração total de fósforo na água subterrânea foi determinada de acordo com as equações 7.19 e 7.20. A concentração de nitrogênio na água subterrânea é 5% menor que na água de infiltração e a concentração de fósforo total é 2,5 vezes maior que a concentração de SRP:

$$C_{GW\,TP} = 2{,}5.C_{GW\,SRP}\text{, se } C_{GW\,N} \leq 0{,}15.C_{LW\,N} \tag{7.20}$$

$$C_{GW\,TP} = C_{GW\,SRP}\text{, se } C_{GW\,N} > 0{,}15.C_{LW\,N} \tag{7.21}$$

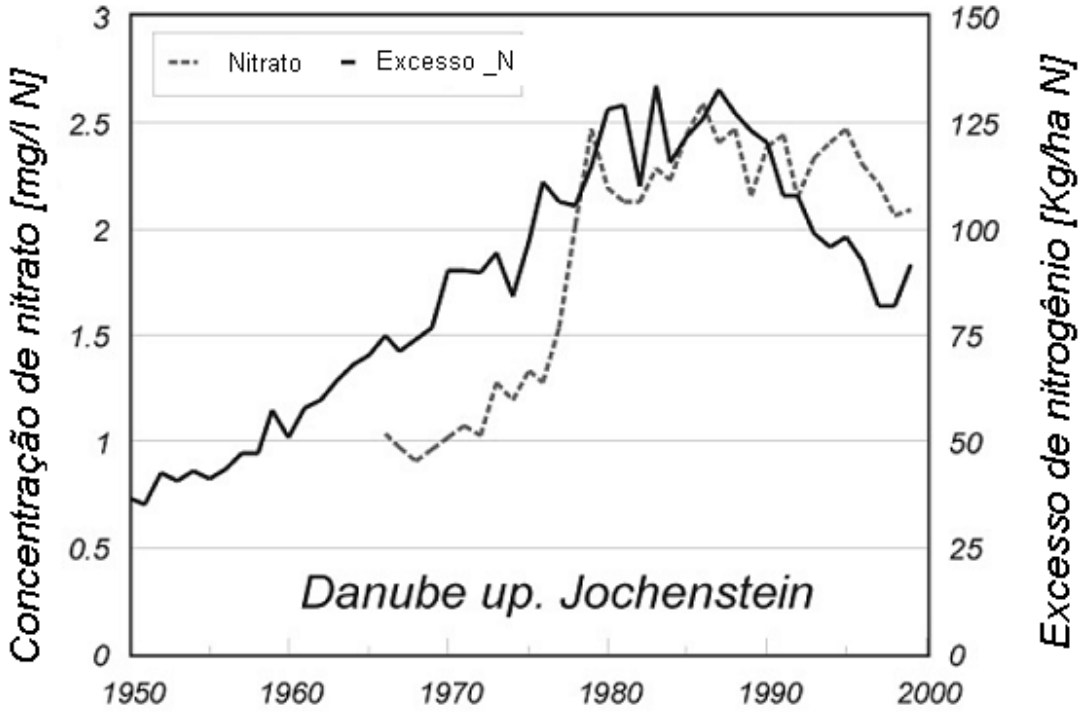
com:

$C_{GW\,N}$ = concentração de nitrogênio na água subterrânea (g/m³)
$C_{LW\,N}$ = concentração de nitrogênio na água de infiltração (g/m³)
$C_{GW\,TP}$ = concentração de fósforo total na água subterrânea (g/m³)
$C_{GW\,SRP}$ = concentração de fósforo solúvel reativo na água subterrânea (g/m³)

A concentração de nitrogênio na água subterrânea é também derivada da concentração potencial de nitrato no solo. O tempo de residência da água e de substâncias que estão no caminho da zona radicular para água subterrânea, e na própria água subterrânea, é muito maior que a da água de drenagem. Esse tempo de residência leva em consideração os caminhos da água subterrânea. As razões são, em primeiro lugar, que o nível de perdas (desnitrificação) pode depender do tempo, e segundo, que o excesso de nutrientes das áreas agrícolas é também alterado durante o tempo que o nitrogênio na água subterrânea escoa para os corpos d'água.

Uma aproximação do tempo de residência da água na zona insaturada e no aqüífero pode ser feita baseada em observações de longo período da concentração de nitrato nos rios, bem como estimativas de longo período do excesso de nutrientes. Para a parte alemã do Danúbio, realizou-se uma comparação entre a mudança de longo período do excesso de nutrientes em áreas agrícolas e a concentração de nitrato (Figura 7.4). O tempo das séries de nitrato mostra que, desde

os anos setenta, a concentração de nitrato é quase constante e que não está relacionada à diminuição do excesso de nutrientes em áreas agrícolas desde os anos 80. Isso é uma indicação que o tempo de residência é da ordem de 10 a 20 anos (SCHREIBER et al., 2003b).



Fonte: Adaptada de Schreiber et. al. (2003b)

Figura 7.4: Mudanças na concentração do excesso do nitrogênio em áreas agrícolas e do nitrato no rio Danúbio, extremo Jochenstein, desde 1950 e 1999

Uma comparação entre os tempos de residência regionalizados, estimados para a bacia do Elba, na Alemanha, e seus tributários através do modelo WEKU (KUNKEL & WENDLAND, 1999 *apud* SCHREIBER et al., 2003b), e o nível da precipitação de longo período nestas regiões indica que, o tempo de residência da água subterrânea depende do nível da água escoando. Conseqüentemente, supõe-se que o tempo de residência da água subterrânea varia em uma escala entre 5 e 50 anos. O tempo de residência médio de cada sub-bacia foi estimado através da equação 7.22.

$$\tau_{RES} = \frac{3000}{LW} \tag{7.22}$$

Com

t_{RES} = tempo de residência médio para o fluxo sub-superficial natural e

LW = quantidade de água infiltrada (l/m².a)

Foi suposto que o tempo de residência não é superior a 50 anos. Baseado nestes resultados os excessos do nitrogênio para as bacias diferentes foram corrigidos de acordo com a seguinte fórmula:

$$N_{TSUR} = \frac{N_{SUR}.A_{AG}.CLS + N_{DEP}.(A_{EZG} - A_{LN} - A_W - A_{IMP} - A_M)}{A_{CA} - A_W - A_{IMP} - A_M} \quad (7.23)$$

Com

N_{TSUR} = excesso total de nitrogênio (kg/ha)
N_{SUR} = excesso de nitrogênio em áreas agrícolas (kg/ha)
CLS = fator de correlação para mudanças no excesso de nutrientes em longo período
N_{DEP} = deposição atmosférica de nitrogênio
A_{CA} = área da bacia (ha)
A_{AG} = área agrícola (ha)
A_W = área total das superfícies d'água (ha)
A_{IMP} = área urbana impermeável (ha)
A_M = áreas motanhosas (ha)

Os excessos de nutrientes estimados são usados para o cálculo da concentração potencial de nitrato na água de infiltração para as áreas de contribuição do escoamento de base. Para isto foi usado o primeiro passo da aproximação de Frede & Dabbert (1998) *apud* Schreiber (2003b), com a condição de que a rede de mineralização e imobilização são negligenciadas. Além disso, considera-se que, não há desnitrificação na zona radicular. Então, aplica-se a equação seguinte:

$$C_{LWPOT\ NO3-N} = \frac{N_{TSUR}.100}{LW} \quad (7.24)$$

Com

$C_{LWPOT\ NO3-N}$ = concentração potencial de nitrato na água de infiltração para a área total com escoamento de base (g/m³N)
LW = quantidade de água infiltrada (l/(m².a))

A quantidade de água infiltrada (LW) é calculada através do balanço hídrico para cada sub-bacia. A retenção de nitrogênio (através da desnitrificação) no solo, na zona insaturada e na água subterrânea, é calculada através de uma comparação da concentração de nitrato na água subterrânea regionalizada e a concentração potencial de nitrato na água infiltrada. Essa

comparação foi realizada para toda a Alemanha e percebeu-se que a retenção do nitrogênio depende do nível da água infiltrada e das condições hidrogeológicas da bacia.

As concentrações do nitrato na água subterrânea podem ser calculadas através da concentração de nitrato da água infiltrada, enquanto que o cálculo da retenção desse elemento no solo depende do tipo de rocha hidrogeológica, de acordo com a equação de Behrendt et al. (2000). Os coeficientes do modelo são apresentados na Tabela 7.7:

Tabela 7.7: Coeficientes do modelo para determinação da retenção de nitrogênio em áreas com diferentes condições hidrogeológicas

Tipo de rocha	K_1	K_2	b
Rochas permeáveis com lençol subterrâneo próximo à superfície	2,572	-1,54	0,64
Rochas permeáveis com lençol subterrâneo profundo	68,560	-1,96	0,64
Rochas impermeáveis em áreas com alta porosidade	6,02	-0,9	0,64
Rochas impermeáveis com baixa porosidade	0,0127	0,66	0,64

Fonte: Adaptada de Behrendt et al., 2000

$$C_{GW_{NO3-N}} = \left(\sum_{i=1}^{4} \frac{1}{1 + k_{1i}.LW^{k2i}} \cdot \frac{A_{HRT\,i}}{A_{CA}} \right) . C^{b}_{LWPOT_{NO3-N}} \tag{7.25}$$

Com

$C_{GW\,NO3-N}$ = concentração de nitrato na água subterrânea (g/m³ N)
B = coeficiente do modelo para desnitrificação (0,64)
ki e k_2 = coeficiente do modelo e
A_{HRT} = área de diferentes tipos de rochas hidrogeológicas (km²)

Por fim, a emissão de nutrientes via água subterrânea é estimada com base no produto da concentração de nutriente regionalizada e o fluxo de água subterrânea.

$$EGW_{N,P} = Q_{GW} . C_{GW\,N,P} \tag{7.26}$$

Com

$EGW_{N,P}$ = emissão de nutriente via água subterrânea (t/a)

7.2.5 Sistemas urbanos

As emissões via sistemas urbanos são representadas pelo escoamento superficial de áreas urbanas pavimentadas e são divididas em quatros diferentes fontes de contribuição:

- áreas urbanas impermeáveis que possuem rede de drenagem separada da rede coletora de esgoto;

- áreas urbanas impermeáveis, que possuem uma única rede de drenagem e coleta de esgotos;
- residências e áreas urbanas impermeáveis, que possuem a mesma rede de drenagem e coleta de esgoto, porém sem tratamento;
- residências e áreas urbanas impermeáveis que não são conectadas a sistemas de coleta de esgoto.

A determinação de áreas urbanas impermeáveis foi feita de acordo com a equação 7.27 (HEANEY et al., 1976 *apud* SCHREIBER, 2003b):

$$A_{IMP} = 9{,}6.(0{,}4047.POP_{DEN})^{0{,}573-0{,}0391.\log(0{,}4047.POP_{DEN})}.A_{URB} \quad (7.27)$$

com A_{IMP} = áreas urbanas impermeáveis (km²)

A_{URB} = área urbana total (km²)

POP_{DEN} = densidade populacional (hab/ha)

A emissão total através dos sistemas urbanos é calculada através do escoamento superficial das áreas impermeáveis, que é a função da precipitação. A parte da precipitação que gera o escoamento superficial das áreas urbanas é calculada de acordo com a equação 7.28. Através da taxa de áreas impermeáveis:

$$a_{IMP} = 0{,}15 + 0{,}75\frac{A_{IMP}}{A_{URB}} \quad (7.28)$$

Onde:

a_{IMP} = parte da precipitação que gera o escoamento superficial de áreas urbanas impermeáveis.

Com a precipitação anual, o escoamento superficial específico, que é proveniente das áreas urbanas impermeáveis durante eventos de tempestade, pode ser estimado em cada bacia como mostrado abaixo:

$$q_{IMP} = a_{IMP}.P_y \quad (7.29)$$

Com:

q_{IMP} = escoamento superficial específico de áreas urbanas impermeáveis (l/(m².a)

A emissão de nutrientes via sistemas urbanos é calculada através do produto entre a área de emissão específica e as áreas urbanas pavimentadas (conectadas ao sistema de esgotamento sanitário).

$$EUS_{N,P} = ES_{IMP\ N,P}.A_{IMPS} \tag{7.30}$$

Onde:

$EUS_{N,P}$ = emissão de nutrientes via sistema de esgotamento separado (t/a)
ES_{IMP} = emissão específica de nutriente proveniente de áreas urbanas impermeáveis (t/(km².a))
A_{IMP} = áreas urbanas impermeáveis com sistema de esgotamento sanitário separado (km²)

A respeito das áreas e dos habitantes conectados ao mesmo sistema de coleta de esgoto, mas sem tratamento, as entradas de materiais são consideradas no mesmo caminho como nas áreas conectadas a sistema de esgoto separados, descrito acima. A emissão total de nutrientes pode ser calculada de acordo com a equação abaixo:

$$EUSO_{N,P} = ES_{N,P}.A_{IMPSO}.100 + IN_{SO}.EIN_{D_{N,P}}.0{,}365 + C_{COM_{N,P}}.Q_{COMSO} \tag{7.31}$$

$EUSO_{N,P}$ = emissão de nutrientes via áreas urbanas impermeáveis e habitantes conectados somente a rede coletora de esgoto (t/a)
A_{IMPSO} = áreas urbanas conectadas somente à rede coletora de esgoto (km²)
IN_{SO} = habitantes conectados somente à rede de coletora de esgoto
Q_{COMSO} = escoamento anual de áreas comerciais conectadas apenas à rede coletora de esgoto (m³/s)
$EIN_{D_{N,P}}$ = produção específica de nutrientes dissolvidos por habitante (g/(hab.d))

No que se refere à emissão de nutrientes provenientes de áreas urbanas impermeáveis e habitantes não conectados ao sistema de coleta de esgoto, foi utilizada a equação 7.32 (BEHRENDT et al., 2000).

$$EUN_{N,P} = (100 - R_{S_{N,P}}).(ES_{IMP_{N,P}}.A_{IMPN}.100 + IN_N.EIN_{D_{N,P}}.0{,}365.(100 - W_{TR})) \tag{7.32}$$

com:

$EUN_{N,P}$ = emissão de nutriente via habitantes e áreas urbanas impermeáveis não conectadas a sistemas de coleta e tratamento de esgotos (t/a)
$R_{SN,P}$ = retenção de nutrientes no solo (80% de nitrogênio e fósforo)

A_{IMPN} = áreas urbanas impermeáveis não conectadas a sistemas de coleta e tratamento de esgotos (km²)

IN_N = número de habitantes não conectados a sistemas de coleta e tratamento de esgotos (hab)

W_{TR} = proporção da produção humana de nutrientes dissolvidos transportado para estações de tratamento de esgoto (%)

O Brasil, por ser um país equatorial e tropical, apresenta grande pluviometria em algumas regiões, por isso, são mais utilizados os sistema separador universal, ou seja, muitas cidades possuem redes distintas de drenagem e de coleta de esgoto. Conforme apresentado na seção 6.4, a maioria das cidades com sede na bacia hidrográfica do rio Ipojuca não possui sistema de coleta e tratamento de esgoto.

7.3 Retenção de nutrientes

Nas seções anteriores foram apresentados os processos responsáveis pela emissão de nutrientes considerados pelo modelo. Porém, os rios não agem como encanamento inerte que transportam simplesmente os nutrientes. Uma parcela desses nutrientes é removida por processos, tais como, a desnitrificação, sedimentação e fixação biológica. Um modelo empírico baseado no estudo de Behrendt & Optiz (1999) foi adaptado e incorporado ao MONERIS para estimar a perda de nutrientes no sistema fluvial.

A base do modelo de retenção de Behrendt & Optiz (1999) refere-se a um balanço de massas da bacia hidrográfica. A diferença entre a soma de todas as entradas das fontes pontuais e difusas e a soma do processo de retenção e perda deve corresponder à carga nutriente observada por um período de tempo de um ou mais anos, como expressado na equação abaixo:

$$L_{N,P} = ET_{N,P} - R_{N,P} = \sum EP_{N,P} + \sum ED_{N,P} - \sum R_{N,P} \tag{7.33}$$

Onde :

$L_{N,P}$ = emissão de nutrientes (t/a)

$ET_{N,P}$ = emissão total de nutrientes (t/a)

$R_{N,P}$ = perda ou retenção de nutrientes (t/a)

$EP_{N,P}$ = emissão de nutriente via fontes pontuais (t/a)

$ED_{N,P}$ = emissão de nutriente via fontes difusas (t/a)

A fim de eliminar a influência da área da bacia em comparação com a área de drenagem, a soma das perdas por retenção foi relacionada à relação da carga com a soma das emissões, sendo que a equação anterior é rearranjada (7.33).

$$\frac{L_{N,P}}{ET_{N,P}} = \frac{1}{1 + R_{L_{N,P}}} \tag{7.34}$$

onde: $R_{LN,P}$ = retenção de nutrientes

Para a descrição de possíveis afinidades entre retenção (RL) e variáveis que forçam o modelo (x) a função abaixo é selecionada:

$$R_{LN,P} = a.x^b \tag{7.35}$$

com a,b = coeficientes do modelo

O escoamento específico e a carga hidráulica da área de drenagem foram relacionadas com a retenção de nutrientes. Depois da análise de regressão para determinação dos coeficientes a e b, o modelo a seguir foi desenvolvido e usado para o cálculo da retenção de nutrientes (NT, DIN e PT) (BEHRENDT & OPITZ, 1999 *apud* SCHREIBER et. al, 2003b).

TN: $R_{L_N} = 1{,}9.HL^{-0{,}49}$ (7.36)

DIN: $R_{L_N} = 5{,}9.HL^{-0{,}75}$ (7.37)

PT: $R_{L_P} = 26{,}6.q^{-1{,}71}$ e $R_{L_P} = 13{,}3.HL^{-0{,}93}$ (7.38)

com

HL = carga hidráulica (m/a)
q = vazão específica (l/(s.km²))

Depois de determinada a retenção e assumida a emissão já estimada, a carga de nutrientes pôde ser calculada através da equação abaixo e comparada corretamente com a carga medida:

$$L_{N,P} = \frac{1}{1 + R_{L_{N,P}}}.ET_{N,P} \tag{7.39}$$

8. RESULTADOS E DISCUSSÃO

Neste item estão apresentados os resultados da avaliação dos dados de qualidade da água, baseada no atendimento aos padrões estabelecidos pela Resolução CONAMA n° 357/05 (item 8.1) e os resultados obtidos através da aplicação do modelo MONERIS (item 8.2).

8.1 Avaliação da qualidade da água segundo dados do monitoramento

A avaliação da qualidade da água foi baseada nos dados do monitoramento obtidos junto à Agência Estadual de Meio Ambiente e Recursos Hídricos (CPRH). Foram selecionadas as estações que possuíam uma maior seqüência ininterrupta de observação dos dados, quais sejam: IP-25, IP-40, IP-50, IP-55, IP-64, IP-70, IP-85, IP-90 e IP-95.

8.1.1. Temperatura

Varia ao longo do rio de 21°C a 34°C. Vale ressaltar que as temperaturas no trecho mais a montante da bacia fica em torno de 26°C, sendo dois graus mais elevada no trecho inferior do rio, 28°C. A Resolução CONAMA n° 357/05 não especifica limites de temperatura para qualquer uma das Classes, porém altas temperaturas diminuem a solubilidade dos gases, reduzindo assim a concentração de oxigênio dissolvido.

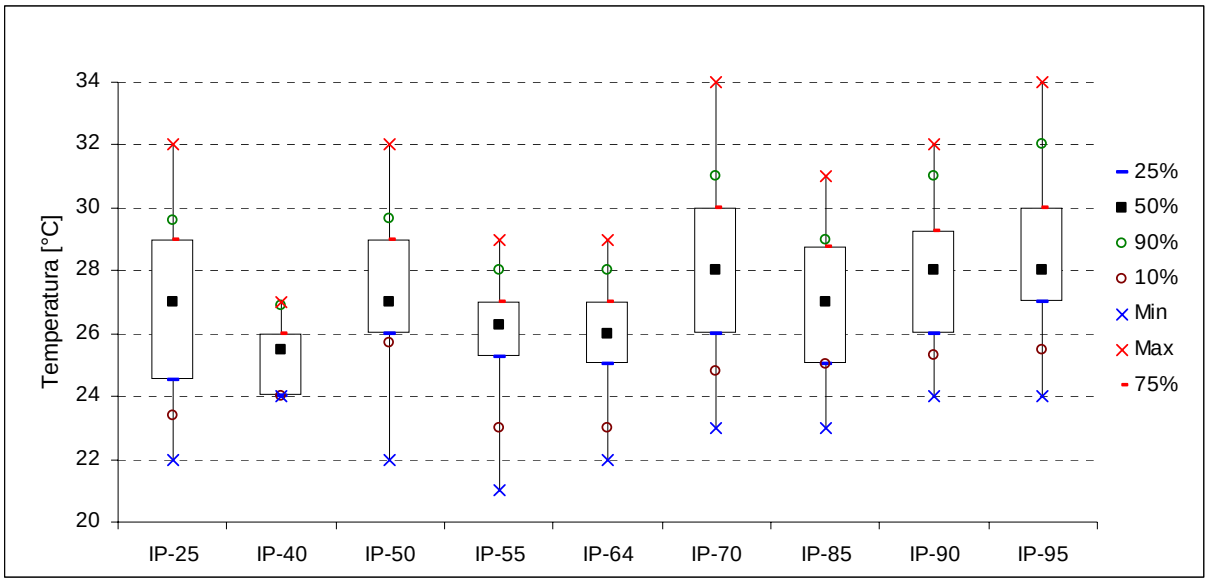


Figura 8.1: Variação da temperatura no período de 1999 a 2006

8.1.2 Turbidez

Variou de 2 a 203 uT (Figura 8.2). Os valores mais elevados foram observados para as estações de IP-50, IP-90 e IP-95, que se localizam a jusante de centros urbanos e indústrias. As estações IP-50 e IP-90 apresentaram valores acima do recomendado na Resolução CONAMA n° 357/05 (≤ 100 uT), e as outras estações apresentaram valores médios inferiores a 12 (uT).

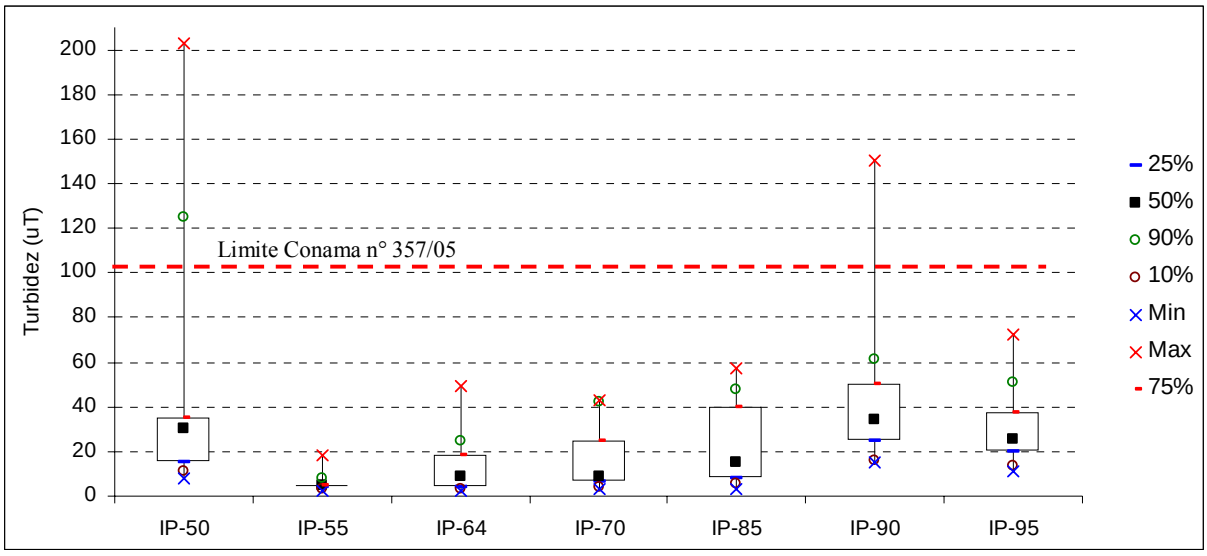


Figura 8.2: Variação da turbidez no período de 1997-1998

8.1.3 Sólidos dissolvidos

A concentração de sólidos dissolvidos variou de 50 a 2800 $mg.L^{-1}$. As concentrações médias mais elevadas (>500 $mg.L^{-1}$, limite máximo da resolução CONAMA n° 357/05) são observadas na parte superior da bacia (Figura 8.3).

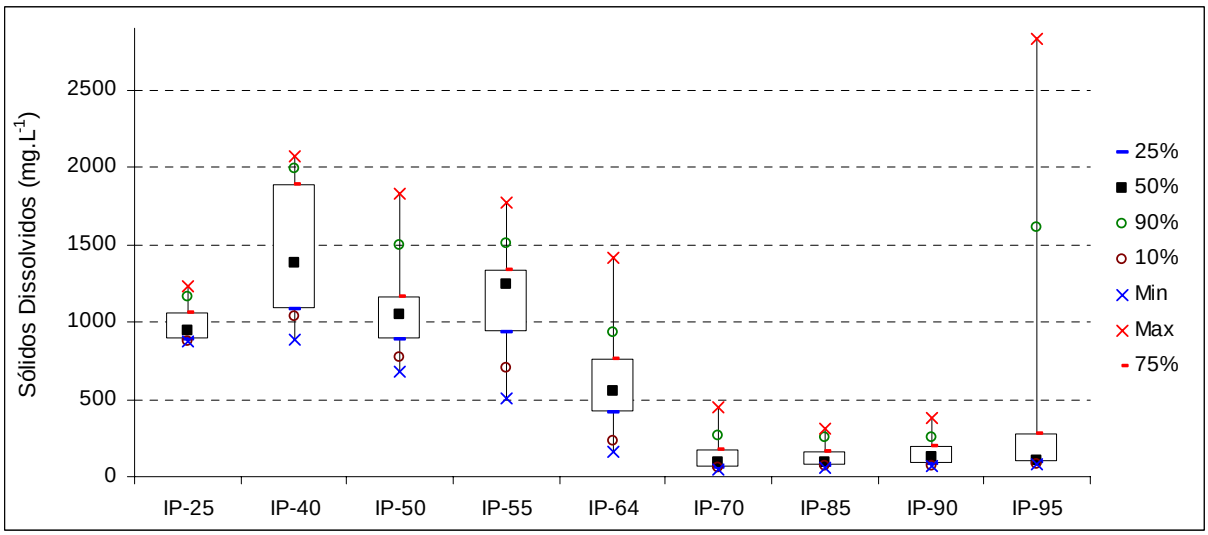


Figura 8.3: Concentração de sólidos dissolvidos para o período de 1997 a 2001

Todas as estações localizadas no trecho superior e médio da bacia apresentam 100% dos dados em desacordo com os limites estabelecidos pela Resolução CONAMA n° 357/05. Segundo informações obtidas junto à CPRH, os valores de sólidos dissolvidos foram obtidos a partir da Condutividade, multiplicando-a pelo fator de 0,66. Portanto, os valores mais elevados, observados na parte superior da bacia, podem estar associados à salinidade. Sólidos Totais, um dos parâmetros utilizados para o cálculo do Índice de Qualidade da Água (IQA), vem sendo monitorado apenas para a estação IP-90, que possui a montante uma captação realizada pela COMPESA.

8.1.4 Potencial hidrogeniônico

O pH variou de 3,4 a 8,7 (Figura 8.4). De acordo com a Resolução CONAMA n° 357/05, a faixa de variação do pH é de 6 a 9. Alguns valores observados para as estações IP-70, IP-85, IP-90 e IP-95 encontram-se abaixo do limite mínimo e podem estar associados à degradação da matéria orgânica proveniente do processo de produção da cana-de-açúcar, cujo efluente (vinhoto) atinge o curso d'água após ser utilizado no processo de fertirrigação.

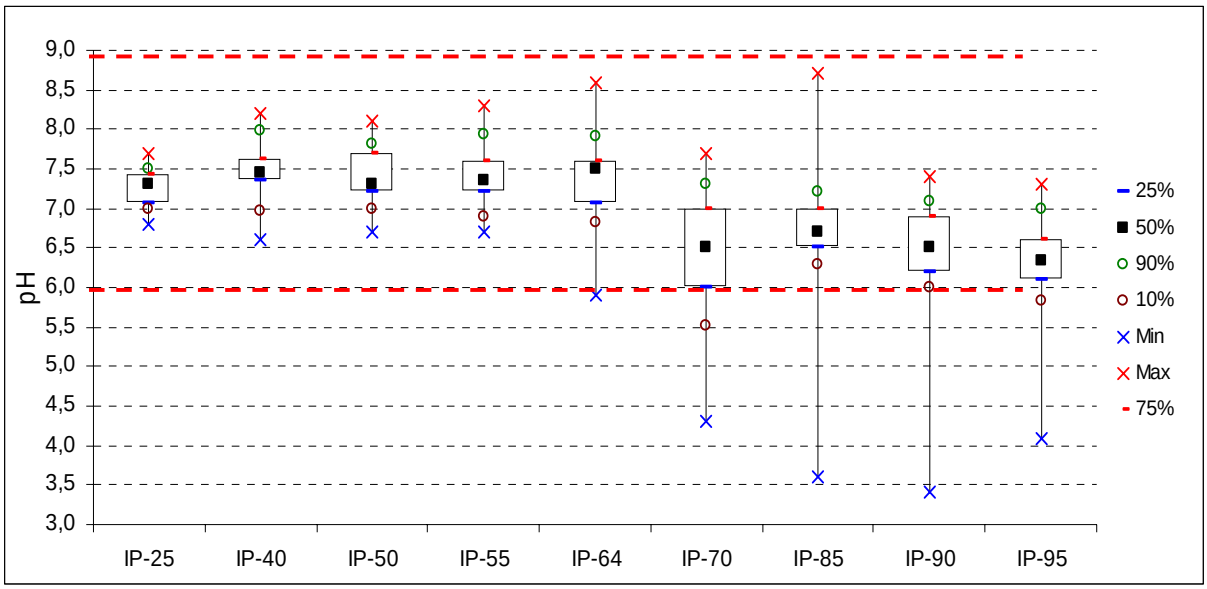


Figura 8.4: Variação do pH no período de 1997 a 2006

8.1.5 Cloretos

A sua concentração variou de 13 a 1160 $mg.L^{-1}$ (Figura 8.5). As elevadas concentrações de cloretos (>250 $mg.L^{-1}$) observadas para a parte superior da bacia, com destaque para IP-40, estão

associados aos solos da região (Planossolos e Solonetz Solodizado), que são mal drenados e apresentam teores elevados de sais. A partir da IP-64, há uma redução dos valores, porém a estação IP-95 apresentou alguns valores elevados, que podem estar associados à influência da maré salina, uma vez que a estação encontra-se a 10 km da foz.

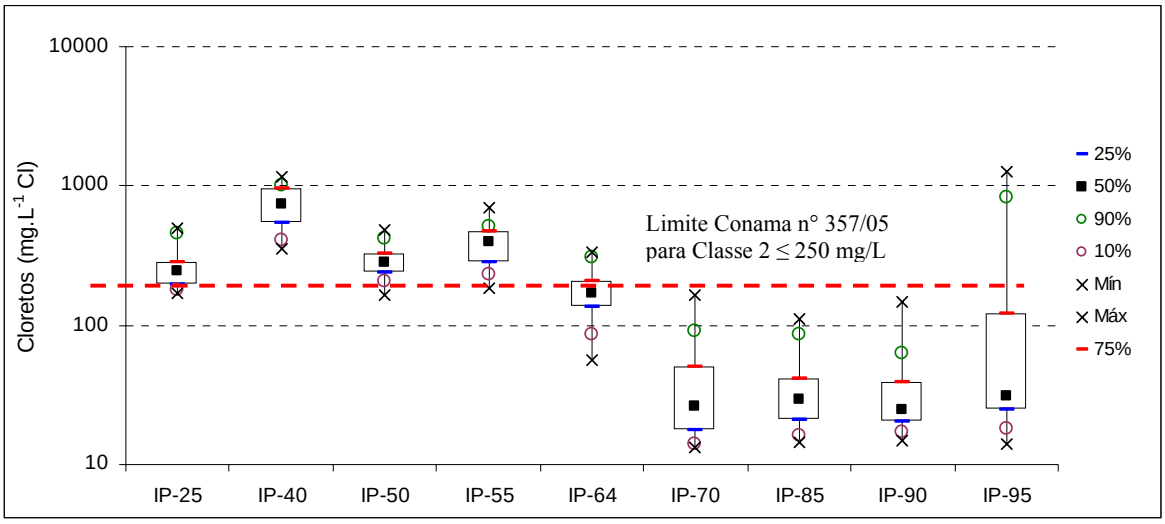


Figura 8.5: Concentração de cloretos no período de 1999 a 2003

8.1.6 Oxigênio dissolvido

A concentração variou de 0 a 10,6 mg/L (Figura 8.6). A maioria das estações, com exceção da IP-40 e IP-64, apresenta 50% dos valores abaixo do limite mínimo estabelecido pela legislação para a Classe 2 (OD ≥5 mg/L).

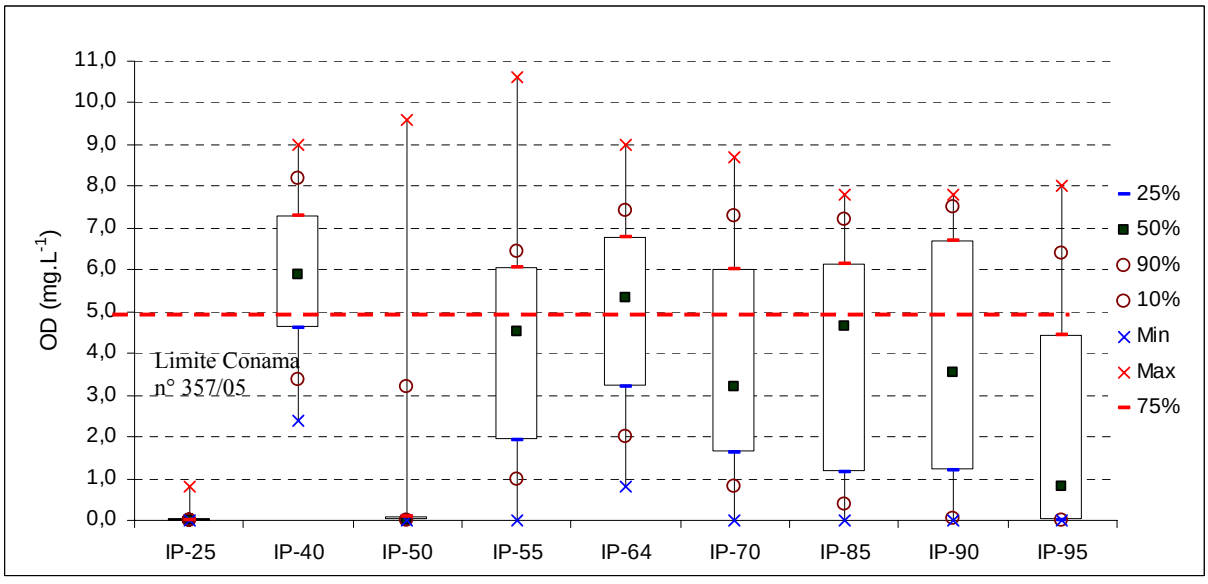


Figura 8.6: Concentração de oxigênio dissolvido para o período de 1995 a 2006

A concentração de OD igual a zero verificada para as estações a jusante das cidades de Belo Jardim (IP-25) e Caruaru (IP-50) comprova o lançamento de esgotos domésticos e efluentes industriais acima da capacidade de autodepuração do rio Ipojuca. Tais estações apresentam concentrações iguais a zero, independente da época do ano (Figura 8.7), caracterizando o predomínio das fontes de poluição pontual. A jusante das cidades de Belo Jardim (IP-40) e Caruaru (IP-55) verifica-se uma melhora na qualidade da água com o aumento na concentração de oxigênio, que apresenta valores mais elevados no período chuvoso e mais baixo no período seco.

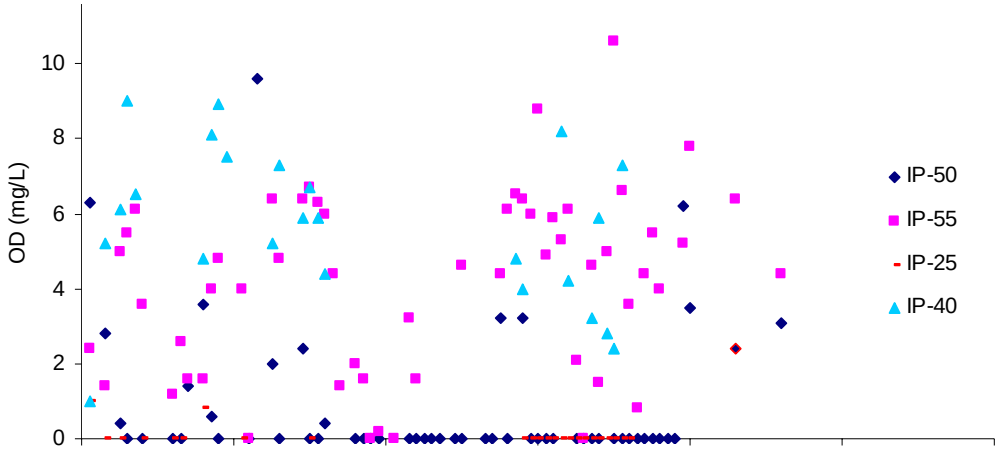


Figura 8.7: Dispersão dos valores de OD no trecho intermitente, período de 1995-2006

No trecho perente da bacia, verifica-se, em todas as estações, uma grande oscilação na concentração de OD, com valores elevados no período chuvoso (Figura 8.8). As estações IP-90 e IP-95, localizadas a jusante das Usinas Ipojuca e Usina Salgado, apresentam uma redução significativa na concentração de OD, com muitos valores iguais a zero, associadas aos meses de outubro a março, período de moagem da cana-de-açúcar que coincide com o período de estiagem.

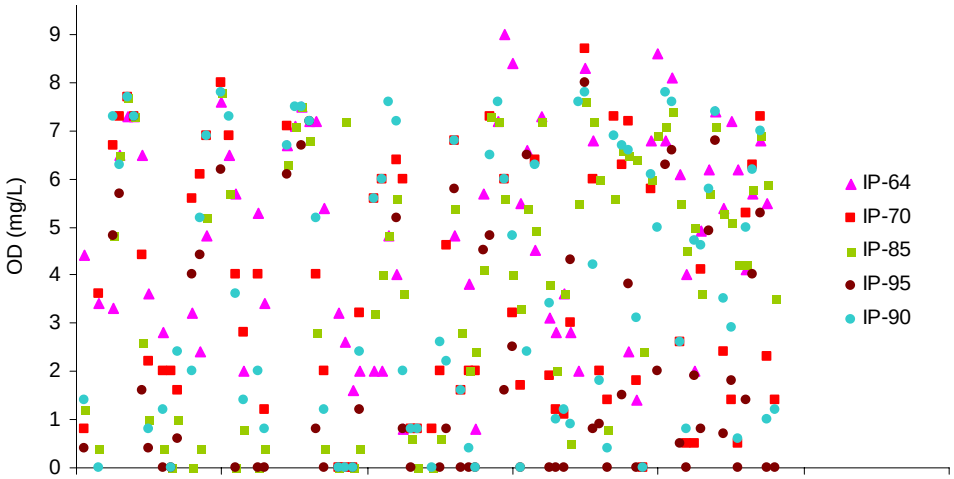


Figura 8.8 Dispersão dos valores de OD no trecho perene, período de 1995-2006

A Figura 8.9 apresenta a variação da concentração de OD para a estação IP-90 ao longo de 11 anos. Verifica-se que, no mês de agosto, todos os valores encontram-se acima do limite mínimo estabelecido pela Resolução CONAMA n° 357/05. Porém, em outubro, início do período de estiagem, que coincide com o período de moagem da cana-de-açúcar, há uma redução significativa nas concentrações de OD, que apresenta valores inferiores 5 mg/L para quase todos os anos. Em dezembro, as concentrações são ainda mais reduzidas, apresentando valores mínimos em fevereiro. Após o término do período de moagem (março/abril) e início do período chuvoso há uma recuperação na qualidade da água.

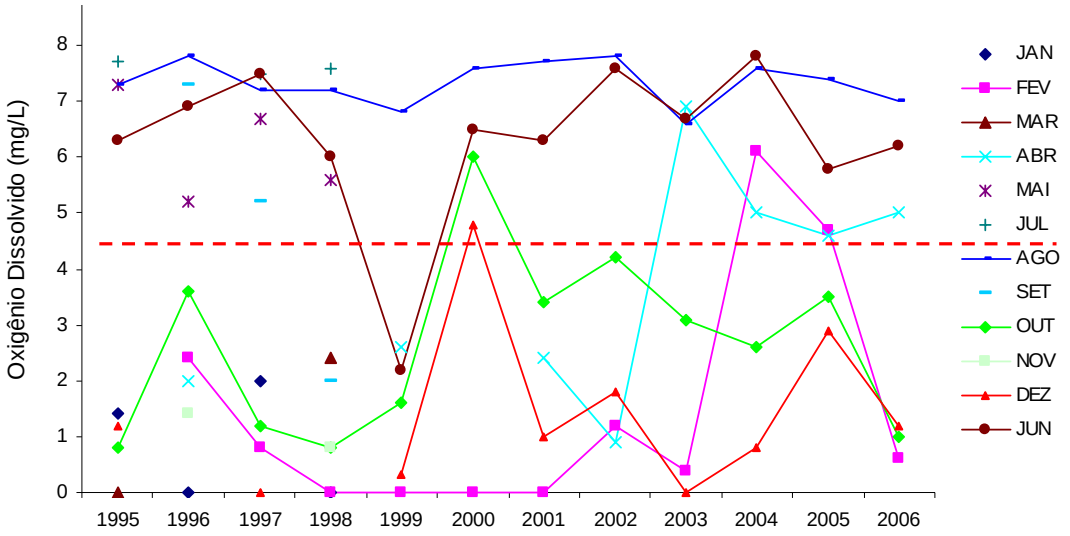


Figura 8.9: Variação da concentração de oxigênio dissolvido para a estação IP-90

8.1.7 Demanda Bioquímica de Oxigênio

Representa um dos principais indicadores de qualidade da água, em termos de poluição por carga orgânica. A $DBO_{5,20}$ na bacia variou de 0,4 a 262 mg/L (Figura 8.10). Todas as estações apresentam valores em desacordo com o limite máximo estabelecido pela legislação para a Classe 2 (DBO $\leq$ 5 mg/L). As maiores concentrações foram verificadas nas estações a jusante das cidades de Belo Jardim (IP-25) e Caruaru (IP-50), devido ao lançamento de esgotos domésticos e a jusante das Usinas União Indústria (IP-70), Ipojuca (IP-90) e Salgado (IP-95), cujo efluente (vinhoto) atinge o curso d'água após ser utilizado no processo de fertirrigação. As estações IP-25 e IP50 apresentaram 100% dos valores acima do limite máximo estabelecido pela legislação.

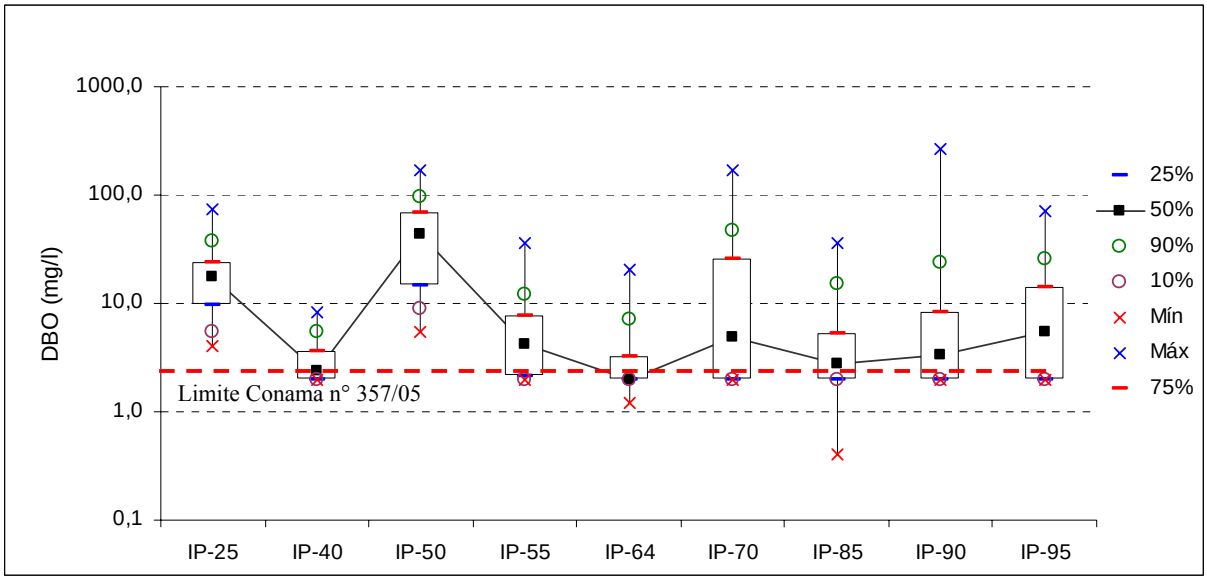
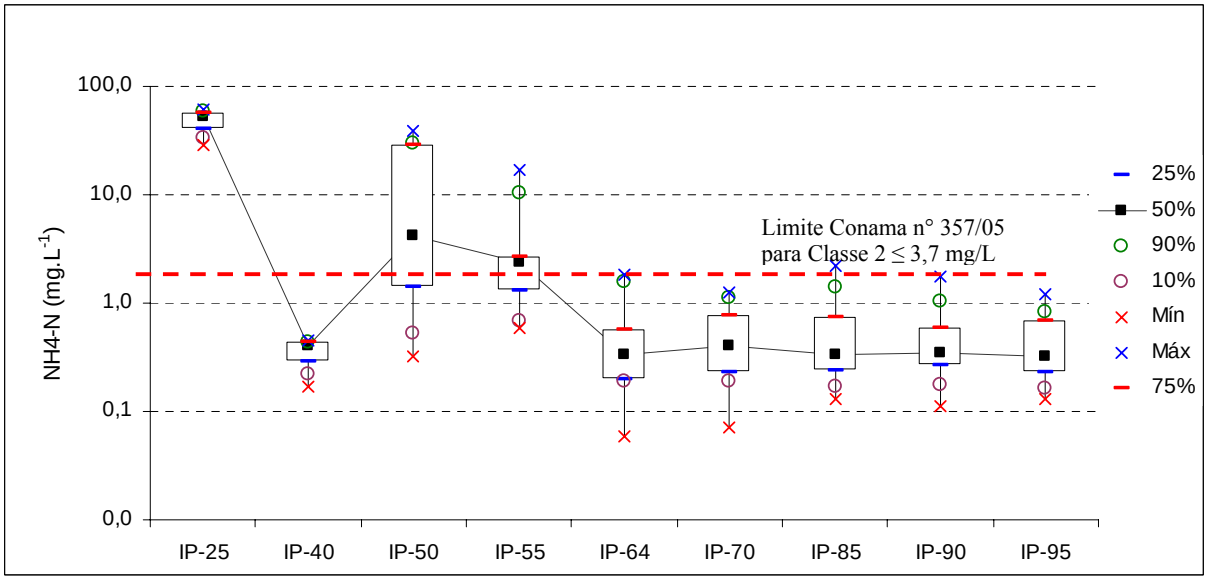


Figura 8.10: Demanda bioquímica de oxigênio para o período de 1995 a 2006

8.1.8 Nitrogênio amoniacal

A concentração de nitrogênio amoniacal variou de 0,06 a 60,8 mg/L (Figura 8.11). As estações IP-25, IP-50 e IP-55 apresentaram valores superiores ao limite estabelecido pela Resolução CONAMA n° 357/05, que varia de acordo com o pH, sendo igual a 3,7 mg/L N (pH ≤ 7,5); 2,0 mg/L N (7,5< pH≤ 8,0); 1,0 mg/L N (8,0 < pH≤ 8,5) e 0,5 mg/L N (pH > 8,5).



Nota: i) não existem dados para os anos de 2002 e 2003; para as estações IP-25 e IP-40 existem dados apenas para os anos de 2000 e 2001

Figura 8.11: Concentração de nitrogênio amoniacal para o período de 1999 a 2006

As estações localizadas na parte superior da bacia apresentam valores mais elevados, evidenciando a poluição causada pelo lançamento de efluente doméstico, que apresenta uma concentração alta de NH_4, cerca de 40 mg/L. As estações localizadas no trecho perene, a jusante de IP-64, apresentam concentrações admissíveis, com valores abaixo do limite de 3,7 mg/L. A concentração de NH_4 no vinhoto é baixa.

8.1.9 Fósforo total

As concentrações de fósforo total na bacia variaram de 0 a 6,8 mg/L (Figura 8.12). Todas as estações apresentaram valores superiores ao limite estabelecido pela Resolução CONAMA n° 357/05 para Classe 2 (≤ 0,100 mg/L) e também para a Classe 3 (< 0,150 mg/L).

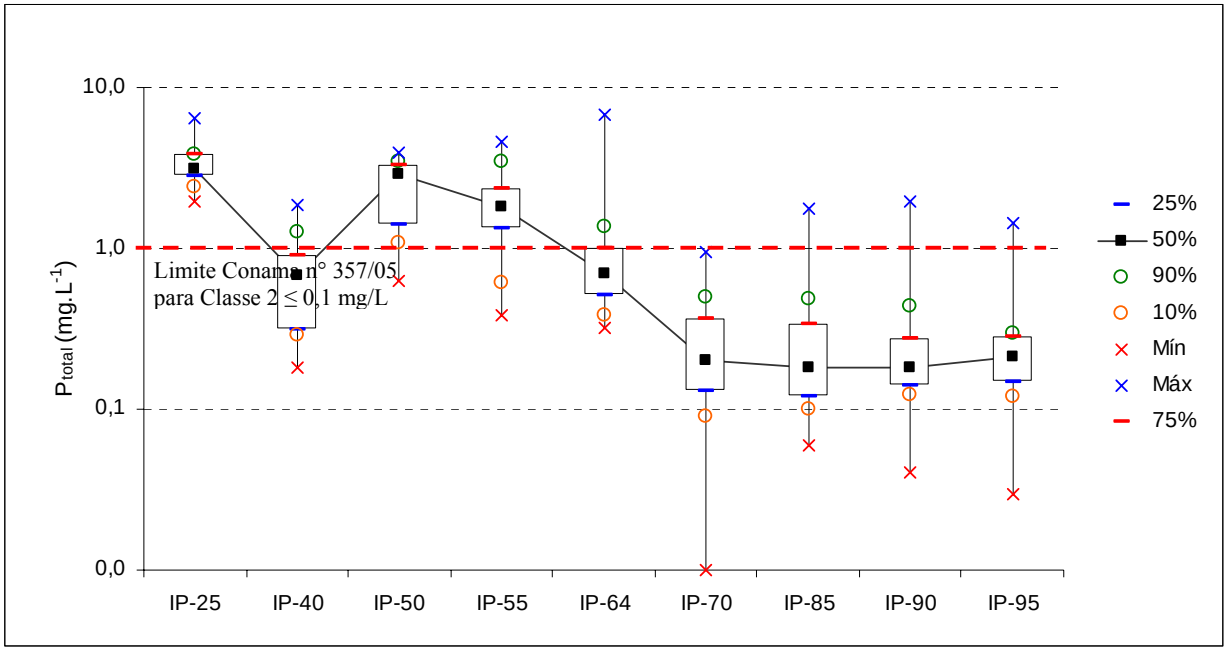


Figura 8.12: Concentração de fósforo total para o período de 1999 a 2006

As concentrações de fósforo acima do limite estabelecido pela Resolução CONAMA n° 357/05 evidenciam a necessidade de se investir em ações que visem a redução do aporte de nutrientes no rio Ipojuca, especificamente, no seu trecho intermitente (a montante de IP-70), que apresenta as concentrações mais elevadas.

Verifica-se nas estações IP-90 e IP-95 um incremento na concentração de fósforo total com a ocorrência de eventos de precipitação (Figura 8.13), evidenciando o aporte de fósforo via escoamento superficial ou através da erosão.

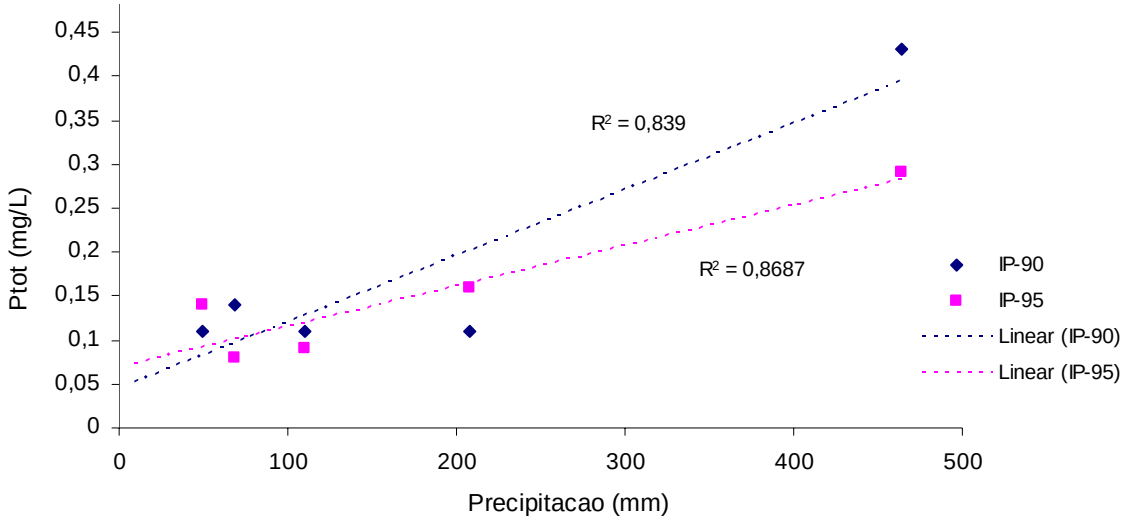


Figura 8.13: Relação entre a concentração de fósforo e a precipitação média mensal em 2005

8.1.10 Coliformes Termotolerantes

Os valores de coliformes termotolerantes variaram de 13 a 160.000 NMP/100 mL (Figura 8.14). A maioria das estações apresentou 75% das concentrações superiores ao limite estabelecido pela legislação ambiental para a Classe 2 (≤ 1.000 coliformes termotolerantes/100 mL).

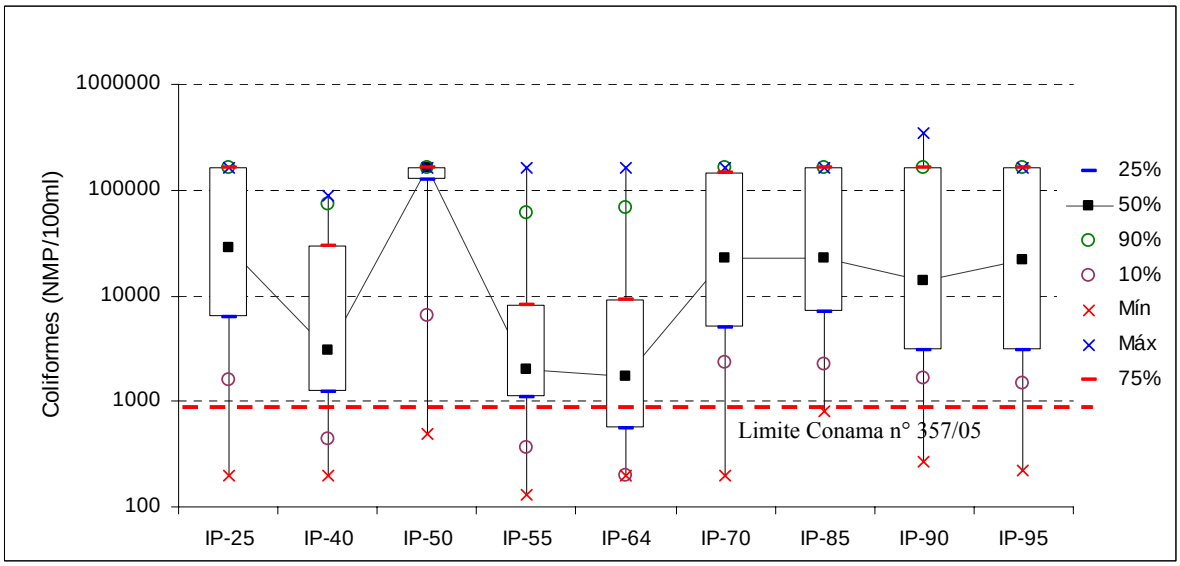


Figura 8.14: Concentração de coliformes termotolerantes para o período de 1995 a 2006

As elevadas concentrações ao longo do rio evidenciam a forte contaminação do curso d'água. No trecho superior predominam as emissões de esgotos domésticos e no trecho inferior da bacia existe a formação da colibactéria, resultante do processo produtivo da cana-de-açúcar.

8.1.11 Potássio

A concentração de potássio nos rios, normalmente, varia de 1 a 2 mg/L devido a sua baixa solubilidade e alta absorção no solo. Entretanto, elevadas concentrações indicam a lixiviação de fertilizantes aplicados em solos com pouco húmus (HÜTTER, 1994 *apud* KOSMOL, 2004). O potássio não é um indicador da qualidade da água, pois não apresenta impactos na eutrofização ou biotoxidade dos corpos d'água. Além disso, não há uma correlação significativa entre potássio e $DBO_{5,20}$. Porém, o potássio representa um indicador da entrada de efluentes (vinhoto) e pode ser utilizado como um importante indicador para o controle e avaliação de medidas que visem a redução da contaminação dos corpos d'água provocada pelo processo de fertirrigação (KOSMOL, 2004).

Conforme recomendação do estudo realizado por Kosmol (2004), a CPRH passou a monitorar em 2006, o potássio para as estações localizadas a jusante das Usinas União Indústria (IP-70), Ipojuca (IP-90) e Salgado (IP-95) (Figura 8.15).

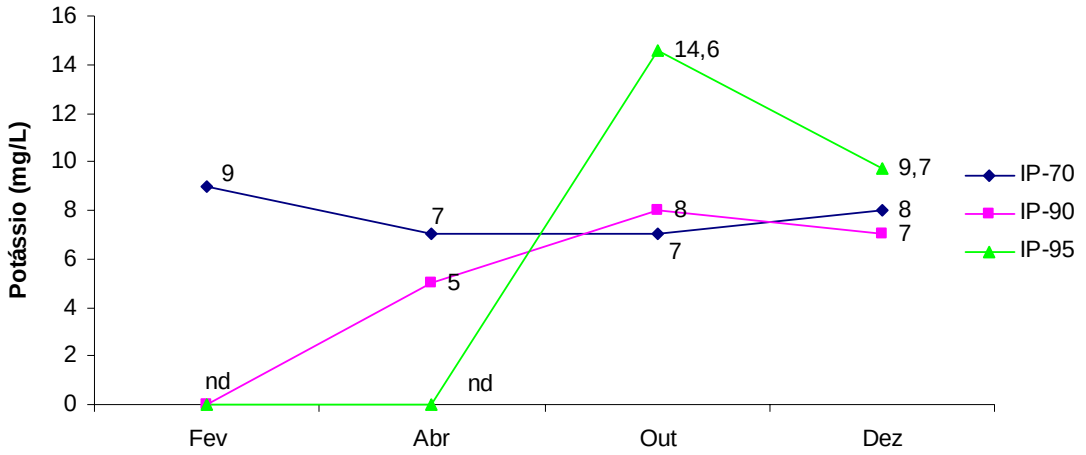


Figura 8.15: Variação na concentração de potássio em 2006

A concentração de potássio variou de 0 a 14,6 mg/L. A estação IP-70 apresentou valores elevados, porém com pouca variabilidade ao longo do ano. As estações IP-90 e IP-95 apresentaram valores mínimos em fevereiro e máximo em outubro. As elevadas concentrações observadas no mês de outubro, início do período de moagem da cana-de-açúcar, evidenciam o lançamento de efluentes, proveniente do processo de fertirrigação, que pode estar sendo lançado diretamente no corpo d'água ou através da contaminação via água subterrânea.

8.1.12 Índice de qualidade da água

A Figura 8.16 apresenta variação do IQA[3] ao longo do rio Ipojuca, no ano de 2006. No mês de abril, o rio Ipojuca na sua nascente apresentou uma qualidade boa e no curso restante uma qualidade aceitável. Devido ao período de estiagem, realiza-se no trecho intermitente da bacia, à montante de IP-64, apenas uma análise por ano, em abril, início do período chuvoso. A qualidade da água à jusante das cidades de Chã Grande (IP-64) e Escada (IP-85) apresentou pouca variabilidade ao longo do ano, sendo considerada boa na maior parte do ano. Porém, a jusante das Usinas União Indústria (IP-70), Ipojuca (IP-90) e Salgado (IP-95) observa-se uma variabilidade significativa ao longo do ano.

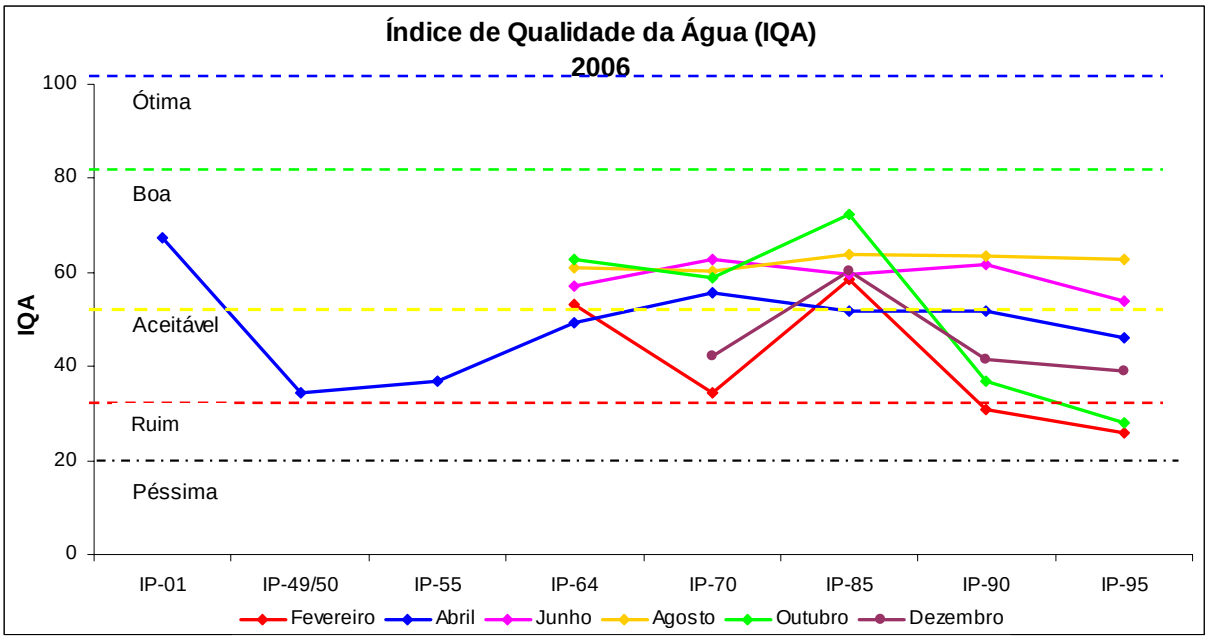


Figura 8.16: Índice de Qualidade da Água do rio Ipojuca em 2006

Conclui-se que a deterioração significativa na qualidade da água observada a jusante da Usina União Indústria (IP-70), em fevereiro, e, em outubro, a jusante das Usinas Ipojuca (IP-90) e Salgado (IP-95) está relacionada à poluição proveniente do processo de fertirrigação realizado pelas usinas, cujo efluente (vinhoto), pode estar sendo lançado diretamente no rio ou através da poluição via águas subterrâneas, tendo em vista que, outubro não é mês chuvoso e que as outras fontes de poluição difusa possuem uma relação direta com eventos de precipitação.

[3] No presente estudo foi considerada a classificação da qualidade da água segundo o IQA-CETESB. Devido à ausência de dados de turbidez e sólidos dissolvidos para a maioria das estações, no ano de 2006, foram considerados os valores registrados em 1998.

8.1.13 Índice de Estado Trófico

A qualidade da água quanto ao enriquecimento por nutrientes foi avaliada pelo Índice de Estado Trófico para o Fósforo, o IET(PT), que representa o potencial de eutrofização, já que este nutriente atua como o fator limitante causador do processo. O rio Ipojuca apresentou o mais elevado grau de trofia no mês de fevereiro (Figuras 8.17 e 8.18). Nos outros meses, verificou-se uma oscilação entre o estado eutrófico e supereutrófico, exceto para a estação IP-64, que apresentou-se hipereutrófica. Devido ao enriquecimento de nutrientes, verifica-se em alguns trechos do rio, especificamente, nas estações IP-12 e IP-64 o crescimento excessivo de macrófitas aquáticas (Anexo B).

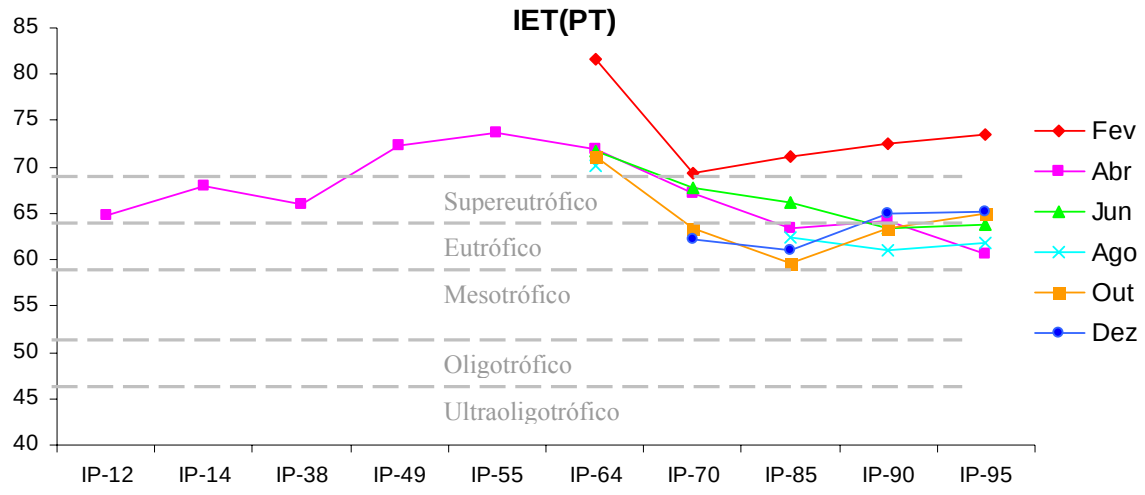


Figura 8.17: Índice de Estado Trófico para o Fósforo – IET(PT) em 2006

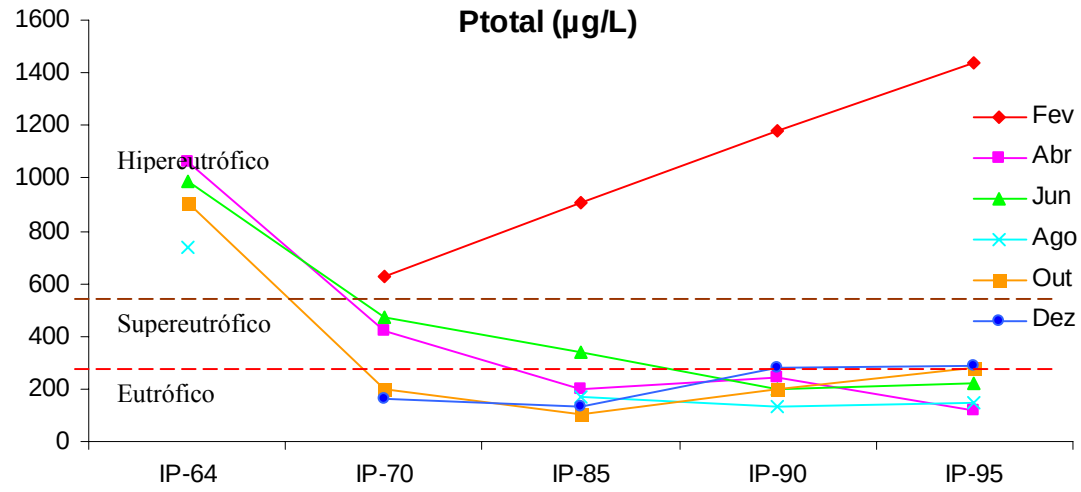


Figura 8.18: Variação da concentração de fósforo em 2006

8.1.14 Avaliação global da qualidade da água

A Temperatura ao longo do rio Ipojuca varia de 21°C a 34°C, no trecho superior da bacia fica em torno de 26°C, sendo dois graus mais elevada no trecho inferior. A Turbidez varia de 2 a 203 uT, os valores mais elevados foram observados à jusante de centros urbanos e indústrias.

A concentração de sólidos dissolvidos variou de 50 a 2800 $mg.L^{-1}$ e os cloretos de 13 a 1160 $mg.L^{-1}$. A parte superior da bacia apresenta concentrações mais elevadas de cloretos e sólidos dissolvidos, associadas aos solos da região. O pH variou de 3,4 a 8,7, os valores abaixo do limite mínimo podem estar associados à degradação da matéria orgânica.

O OD variou de 0 a 10,6 mg/L e a $DBO_{5,20}$ de 0,4 a 262 mg/L. As baixas concentrações de OD e elevada DBO, observadas a jusante das cidades de Belo Jardim e Caruaru, bem como no trecho perende da bacia, à jusante das Usinas Ipojuca e Salgado, evidenciam o lançamento de esgotos domésticos e efluentes industriais acima da capacidade de autodepuração do rio Ipojuca.

A concentração de nitrogênio amoniacal variou de 0,06 a 60,8 mg/L. A parte superior da bacia apresenta valores mais elevados, evidenciando a poluição causada pelo lançamento de efluente doméstico. O trecho perene, a jusante de IP-64, apresenta concentrações admissíveis. O fósforo total variou de 0 a 6,8 mg/L, e todas as estações apresentaram valores superiores ao limite estabelecido para Classe 3 ($\leq$ 0,150 mg/L). Verifica-se um incremento na concentração de fósforo total com a ocorrência de eventos de precipitação, evidenciando o aporte de fósforo via escoamento superficial ou através da erosão.

Os valores de coliformes termotolerantes variaram de 13 a 160.000 NMP/100 mL. As elevadas concentrações evidenciam a forte contaminação do curso d'água pelas emissões de esgotos domésticos e efluentes da agroindústria. A concentração de potássio variou de 0 a 14,6 mg/L, com elevadas concentrações observadas no mês de outubro, início do período de moagem da cana-de-açúcar, evidenciando o lançamento de efluentes, proveniente do processo de fertirrigação. O potássio representa um indicador da entrada de efluentes (vinhoto) e pode ser utilizado como um importante indicador para o controle e avaliação da contaminação dos corpos d'água.

Através da aplicação do IET, verifica-se que devido ao enriquecimento de nutrientes, o rio Ipojuca apresenta estado eutrófico a supereutrófico.

8.2 Quantificação da poluição difusa através do modelo MONERIS

As emissões de nutrientes na bacia do rio Ipojuca foram calculadas para o período de 2003-2006, utilizando-se a base de dados descrita no capítulo 6 e a metodologia, formulação e coeficientes apresentados no capítulo 7. As emissões são apresentadas nas Tabelas 8.1 e 8.2. As abreviaturas seguintes representam as diferentes emissões calculadas pelo MONERIS.

DA: Deposição atmosférica
ES: Escoamento superficial de áreas não pavimentadas
DR: Drenagem de áreas agrícolas
E: Erosão
AS: Águas subterrâneas
FP: Fontes pontuais
SU: Sistemas urbanos

A emissão total de nitrogênio no rio Ipojuca para o período de 2003-2006 foi de 1392,4 t/a. A maior parcela das emissões (45,8%) é proveniente de sistemas urbanos. As fontes pontuais representam 17,9%, águas subterrâneas 15,0%, escoamento superficial 8,9%, erosão 6,3%, drenagem de áreas agrícolas 3,6% e deposição atmosférica 2,5% (Tabela 8.1).

Tabela 8.1: Resultados preliminares da emissão de nitrogênio no período de 2003-2006

Unidade de Análise	Emissão de nitrogênio (t/a)							
	DA	ES	DR	E	AS	FP	SU	Total
UA1	11,4	7,2	0	35,4	17,2	57,8	123,4	252,5
UA2	22,7	8,5	0	51,5	27,8	231,0	365,4	706,9
UA3	28,3	11,7	0	70,7	133,1	237, 8	537,1	1018,7
UA4	34,5	124,3	50,3	87,7	209,2	249,4	637,0	1392,4
% total	2,5	8,9	3,6	6,3	15,0	17,9	45,8	100,0

Em relação ao fósforo, a emissão total corresponde a 212,1 t/a. Os sistemas urbanos contribuem com 51,8%, erosão 17,8%, as fontes pontuais 15,5%, águas subterrâneas 4,8%, drenagem de áreas agrícolas 5,1%, escoamento superficial 3% e deposição atmosférica com 1,0%.

Tabela 8.2: Resultados preliminares da emissão de fósforo no período de 2003-2006

Unidade de Análise	Emissão de fósforo (t/a)							
	DA	ES	DR	E	AS	FP	SU	Total
UA1	0,7	0,5	0	15,3	1,7	7,7	21,1	46,7
UA2	1,4	0,7	0	22,2	2,3	30,6	63,6	120,6
UA3	1,8	0,9	0	30,5	3,4	31,4	92,9	160,8
UA4	2,1	6,5	10,8	37,8	10,2	32,9	109,9	212,1
% total	1,0	3,0	5,1	17,8	4,8	15,5	51,8	100,0

De acordo com as Tabelas 8.1 e 8.2, observa-se que a emissão total dominante é proveniente dos sistemas urbanos, representando 43,1% da emissão total de nitrogênio e 51,8% da emissão total de fósforo. A Figura 8.19 apresenta o percentual de contribuição por fonte de emissão.

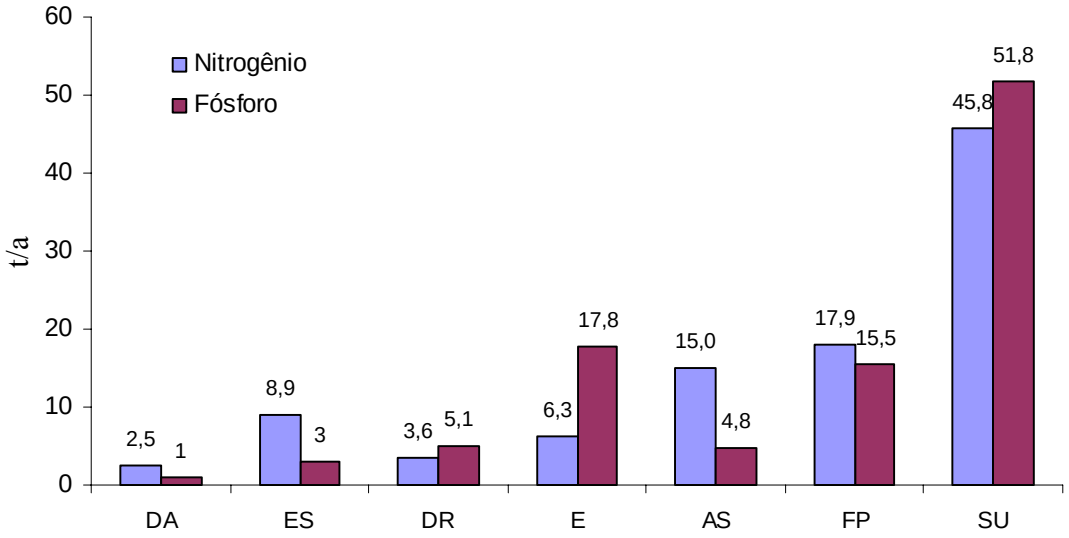


Figura 8.19: Percentual de contribuição de nitrogênio e fósforo por fonte de emissão

Os valores observados de DIN correspondem à parcela do nitrogênio amoniacal, uma vez que o nitrito e o nitrato não são monitorados. As emissões são cumulativas, ou seja, a emissão da Unidade de Análise UA4 representa a soma das emissões das unidades anteriores e da própria UA4.

A Tabela 8.3 apresenta os valores simulados e observados de Fósforo Total (TP) e Nitrogênio Inorgânico Dissolvido (DIN) com os respectivos desvios associados.

Tabela 8.3: Resultados preliminares da carga total calculada e observada no período de 2003-2006, e respectivo desvio

Unidade de ánalise	DIN (t/a N)		TP (t/a P)		Desvio (%)	
	Calc.	Obs.	Calc.	Obs.	DIN	P
UA1	92,3	65	14,1	57	-43,5	75,3
UA2	151,6	104	16,3	71	-45,76	77,0
UA3	157,9	110	34,9	146	-42,72	76,1
UA4	413,4	308	156,8	250	-34,21	37,3
Média					41,54	66,4

Os desvios foram calculados de acordo com a Equação 8.1, sendo expressos como quociente da diferença entre os valores observados e calculados pelos valores observados.

$$D_V[\%] = \frac{E - E^*}{E} * 100 \qquad (8.1)$$

Onde:

E = evento observado no período analisado

E* = evento simulado no período analisado

O valor negativo indica que o valor simulado supera o observado. As Figuras 8.20 e 8.21 apresentam os valores observados e simulados pelo modelo. Em relação ao fósforo, os valores simulados apresentam-se sistematicamente inferiores aos valores observados, enquanto para o nitrogênio os valores simulados apresentam-se superiores aos valores observados.

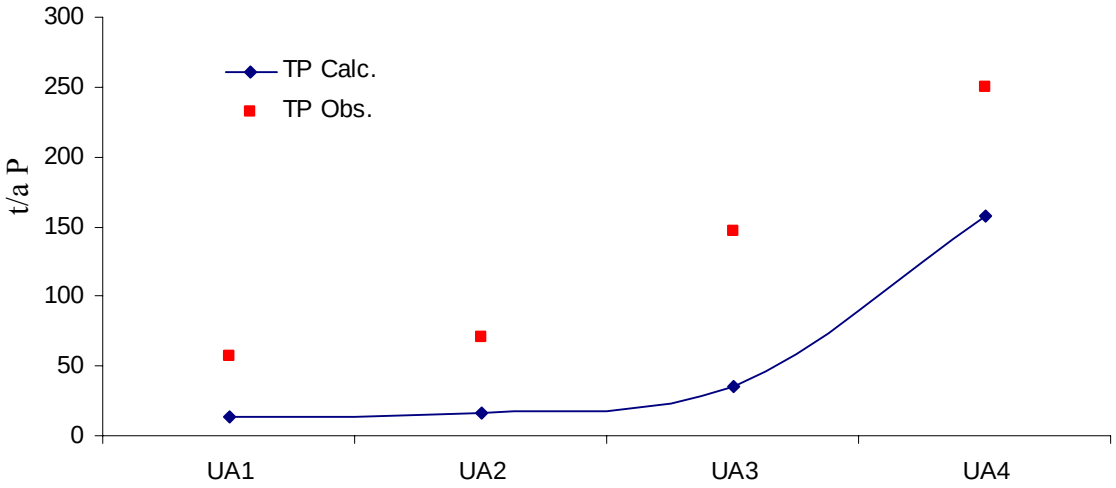


Figura 8.20: Valores simulados e observados para o fósforo total no período de 2003 – 2006

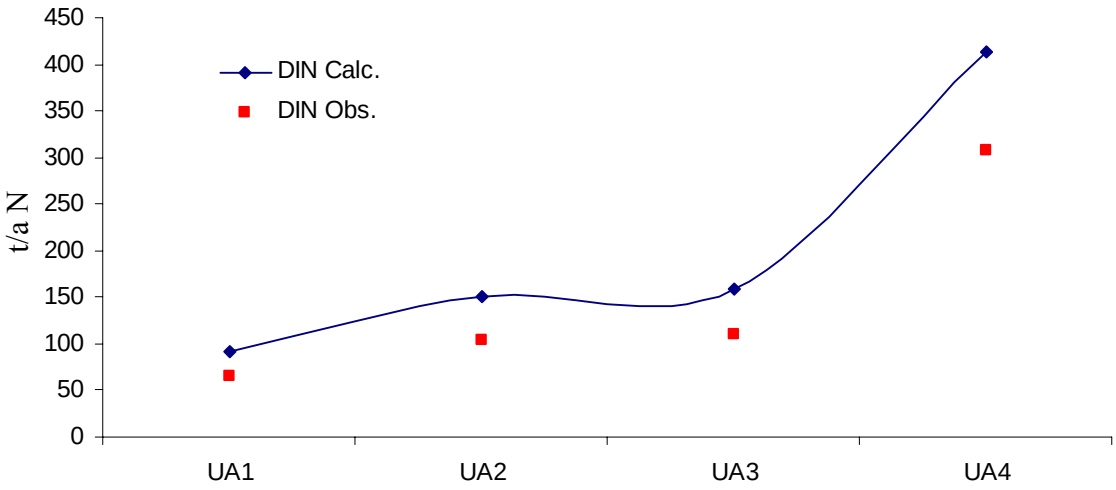


Figura 8.21: Valores simulados e observados para o nitrogênio total no período de 2003 – 2006

As Figuras 8.22 e 8.23 apresentam a regressão linear realizada entre as cargas de nitrogênio e fósforo observadas e simuladas pelo modelo. De acordo com a inspeção visual das figuras, verifica-se que ainda não foi encontrada uma boa concordância entre os valores observados e simulados. O modelo ainda não está em condições de ser aplicado à bacia do rio Ipojuca, considerando os dados, a formulação e os coeficientes utilizados.

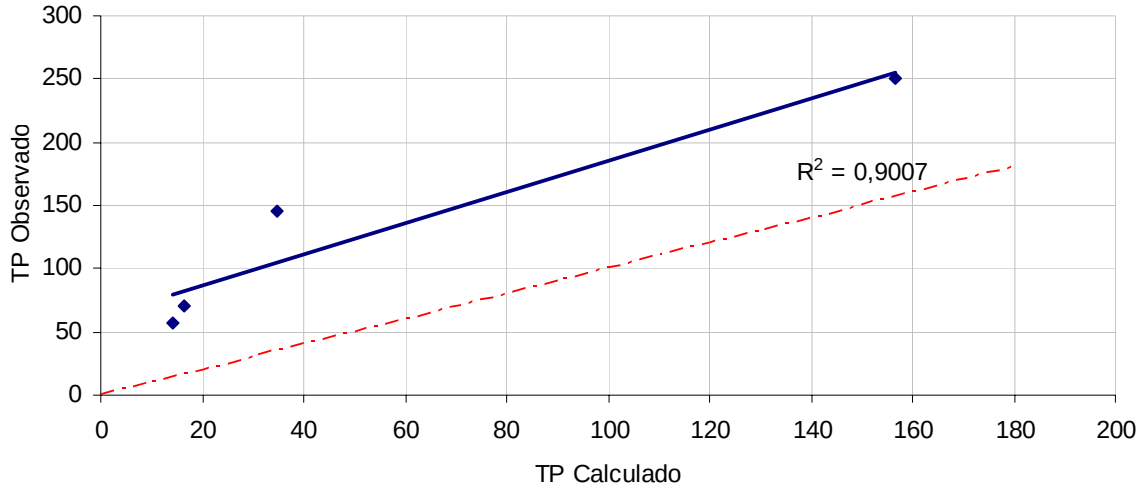


Figura 8.22: Regressão linear entre a carga de fósforo total observada e calculada

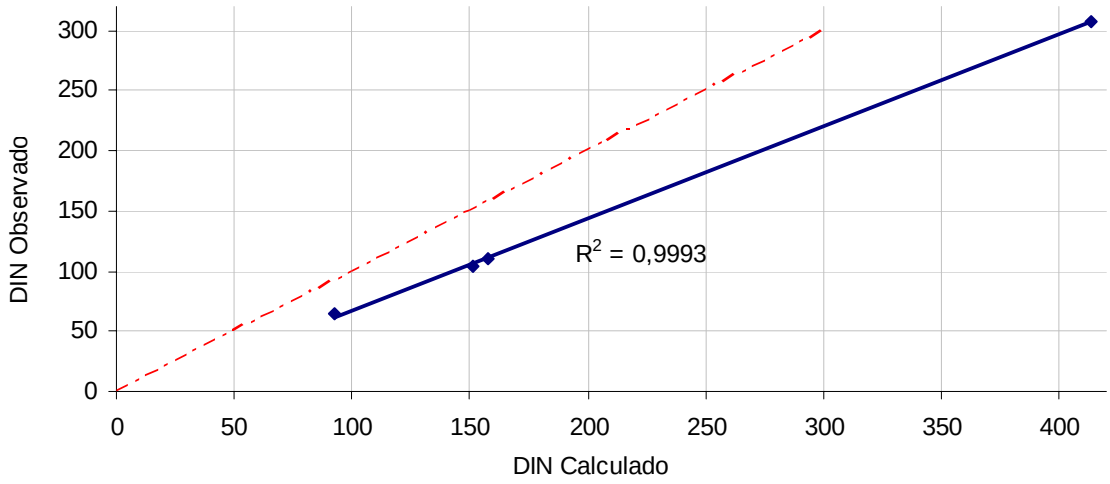


Figura 8.23: Regressão linear entre a carga de DIN observada e calculada

8.2.1 Possíveis causas gerais dos desvios

No processo de modelagem como um todo, pode-se encontrar diferentes fontes de erro, destacando-se: a formulação do modelo, a qualidade dos dados de entrada, os parâmetros e os

coeficientes. A primeira possibilidade de erros mencionada se refere à formulação inconveniente do modelo para o qual foi desenvolvido, o que significa que as suas equações não são capazes de reproduzir matematicamente os processos envolvidos, seja porque importantes processos são omitidos ou indevidamente incluídos (SCHNOOR, 1996).

O desvios do modelo MONERIS podem estar associados à sua formulação. Ressalta-se que não faz parte do escopo deste estudo propor eventuais modificações na formulação do modelo, o que não exclui a possibilidade de alguns desvios serem causados por esse tipo de erro.

Segundo Von Sperling, M. (2007), por melhor que seja um modelo, ele somente poderá representar a realidade caso os dados de entrada sejam também representativos. Usualmente, pouco se questiona sobre a confiabilidade associada aos dados de entrada, quer sejam eles variáveis ou parâmetros (coeficientes) do sistema. Entre os componentes responsáveis pela introdução de incertezas nos dados de entrada podem-se citar os erros em relação a:

- estimativa de um dado de entrada;
- amostragem;
- medição, calibração ou análises de laboratório;
- transcrição de resultados de análise ou medições;
- estimativa de dados de entrada futuros.

A seção subseqüente apresenta algumas avaliações dos dados de entrada e explora possíveis razões para as inconsistências potenciais entre as cargas de nutrientes observadas e calculadas.

8.2.2 Possíveis erros associados ao monitoramento da qualidade da água

A emissão de nutrientes observada é calculada através do produto de sua concentração pela vazão. Portanto, o desempenho do modelo depende estritamente da consistência dos dados de vazão e de qualidade da água. Ressalta-se que as estações fluviométricas da bacia não estão localizadas no mesmo local das estações de monitoramento da qualidade da água, portanto a estimativa de tais emissões pode conter erros devido à localização dessas estações.

A fim de avaliar melhor a variação dos valores observados nas estações de monitoramento consideradas foram plotados em um gráfico as concentrações de nitrogênio e fósforo juntamente

com os dados de vazão. No caso dos compostos de nitrogênio, somente as concentrações de nitrogênio amoniacal foram consideradas, devido à ausência dos dados de monitoramento para os parâmetros nitrito e nitrato.

a) IP-38

As concentrações de fósforo total para a estação IP-38 apresentaram valores elevados, variando de 0,2 a 1,88 mg/L, mesmo em período de baixa vazão, evidenciando o aporte pelas fontes pontuais (Figura 8.24). Devido à ausência de dados de vazão para a estação IP-38, utilizou-se os dados da estação fluviométrica mais próxima, localizada em Caruaru.

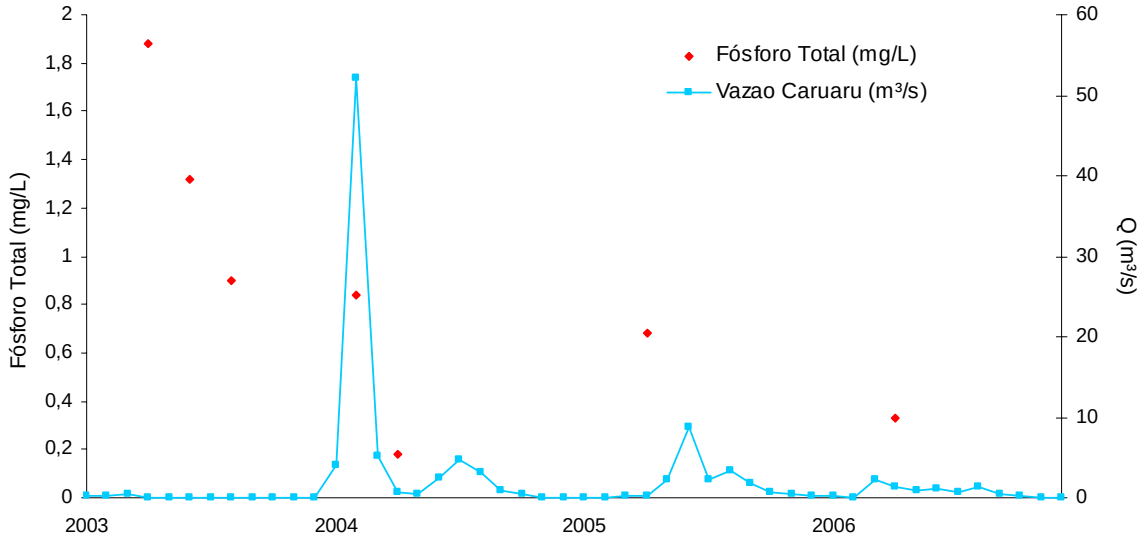


Figura 8.24: Concentração de fósforo total e vazão para a estação IP-38

Em relação à concentração média de nitrogênio amoniacal, a carga média observada para o período de 2003-2006 foi calculada apenas com três observações (Figura 8.25).

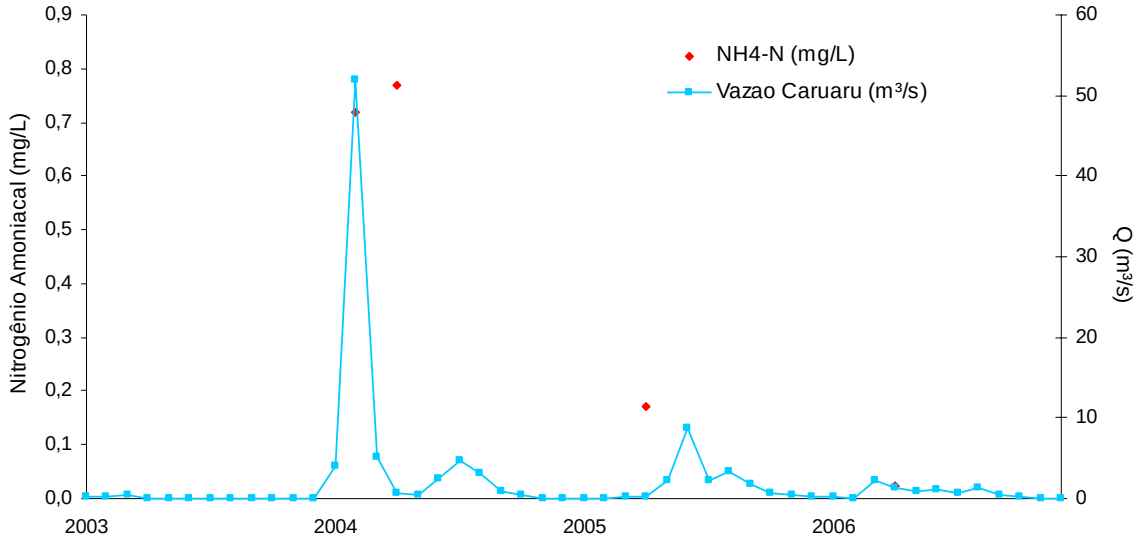


Figura 8.25: Concentração de nitrogênio amoniacal (NH_4-N) e vazão para a estação IP-38

b) IP-50

As concentrações de fósforo total apresentaram valores elevados, com uma variação de 1,05 a 3,95 mg/L. Observa-se que, mesmo no período de baixas vazões, as concentrações são elevadas, evidenciando o aporte de fontes pontuais (Figura 8.26).

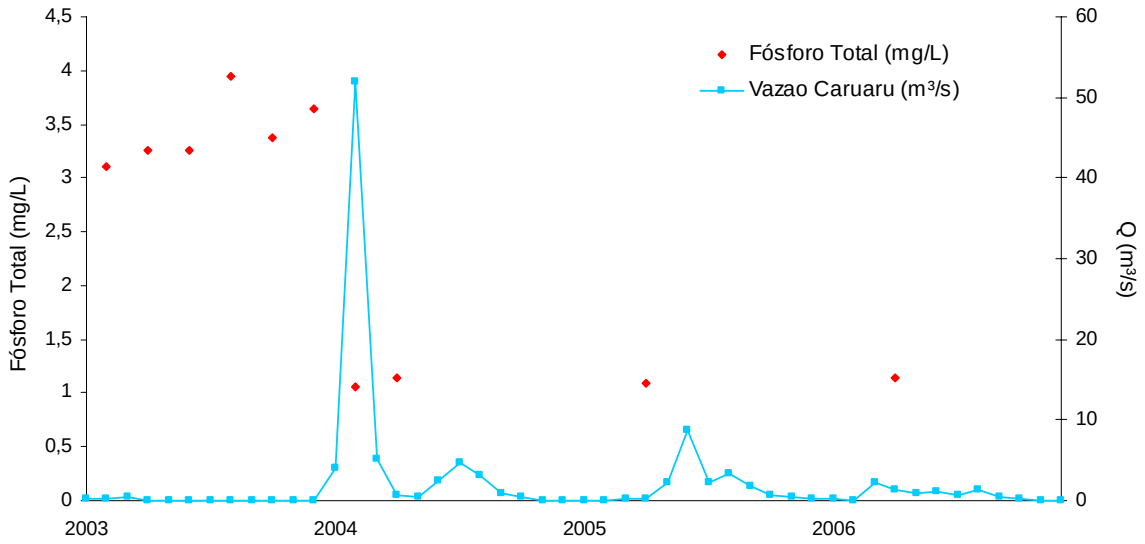


Figura 8.26: Concentração de fósforo total e vazão para a estação IP-50

As concentrações de nitrogênio amoniacal também apresentam valores elevados, que variam de 1,0 a 7,0 mg/L (Figura 8.27). A carga média para o período de 2003-2006 foi calculada com apenas quatro observações.

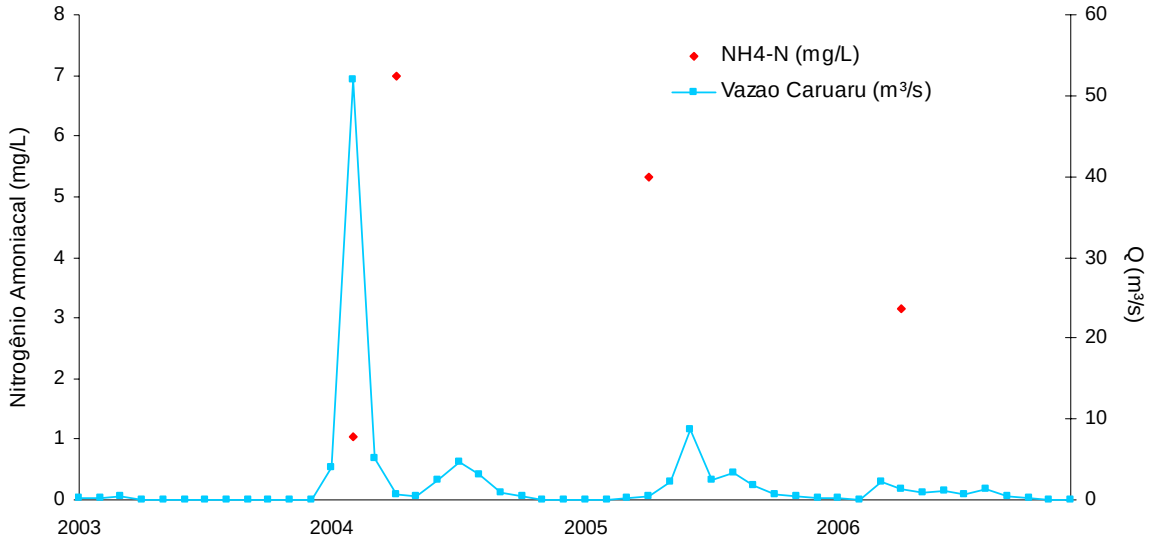


Figura 8.27: Concentração de nitrogênio amoniacal e vazão para a estação IP-50

c) IP-64

As concentrações de fósforo variam de 0,3 a 1,62 mg/L, apresentando valores elevados, mesmo no período de baixa vazão (Figura 8.28).

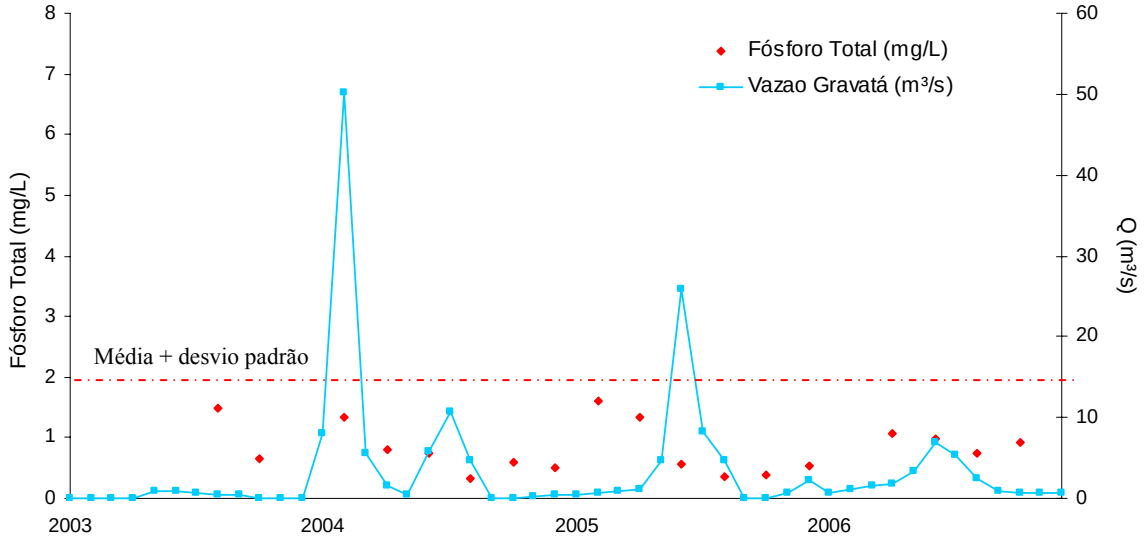


Figura 8.28: Concentração de fósforo total e vazão para a estação IP-64

As concentrações de nitrogênio amoniacal seguem uma tendência com valores baixos, variando entre 0,1 a 1,4 mg/L (Figura 8.29). Porém, a concentração em junho de 2004 está acima da linha do desvio-padrão mais a média. Caso este valor seja desconsiderado, a média do DIN observado cai de 110 t/a para 103 t/a.

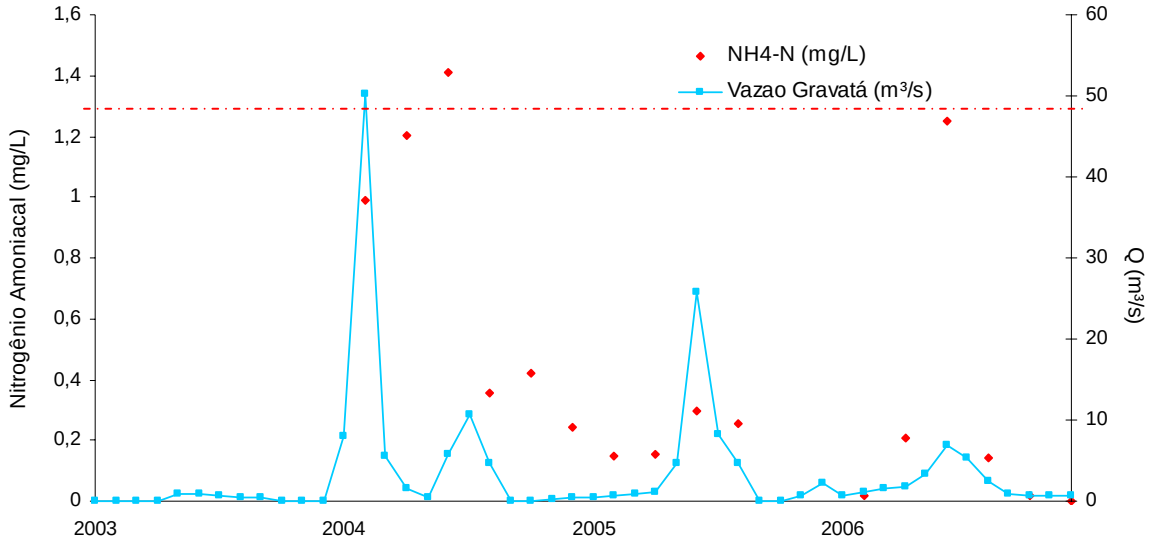


Figura 8.29: Concentração de nitrogênio amoniacal e vazão para a estação IP-64

c) IP-90

As concentrações de fósforo variaram de 0,18 a 1,95 mg/L (Figura 8.30). Na última campanha de 2005 e primeira de 2006, os valores observados foram superiores à média mais o desvio padrão. E, caso sejam desconsiderados, a carga média cai de 250 t/a para 235 t/a.

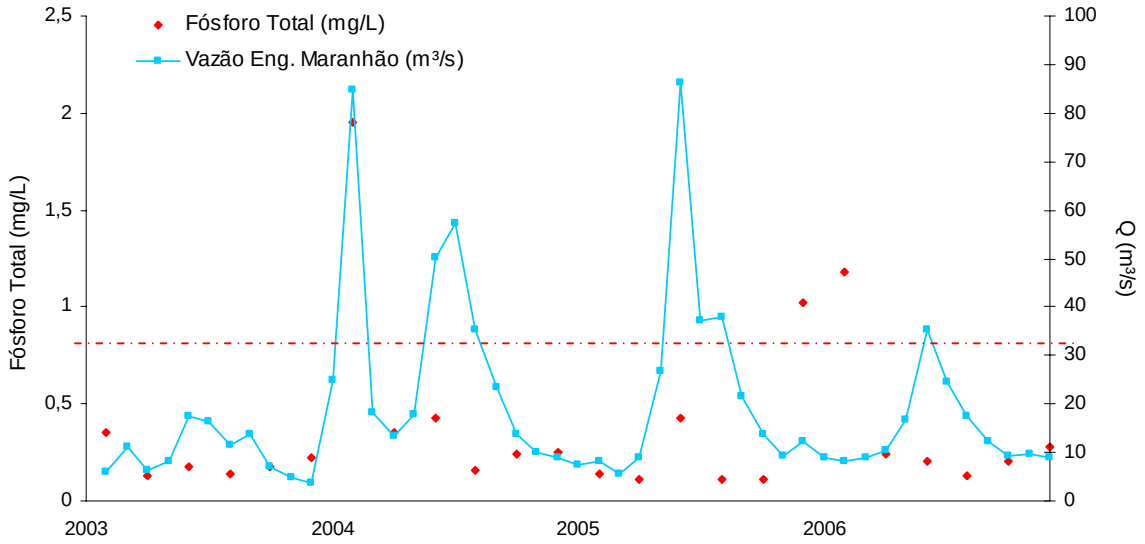


Figura 8.30: Concentração de fósforo total e vazão para a estação IP-90

As concentrações nitrogênio variaram de 0,16 a 1,36 mg/L (Figura 8.31). Verificou-se na primeira campanha de 2004 uma concentração bem superior à média mais o desvio padrão.

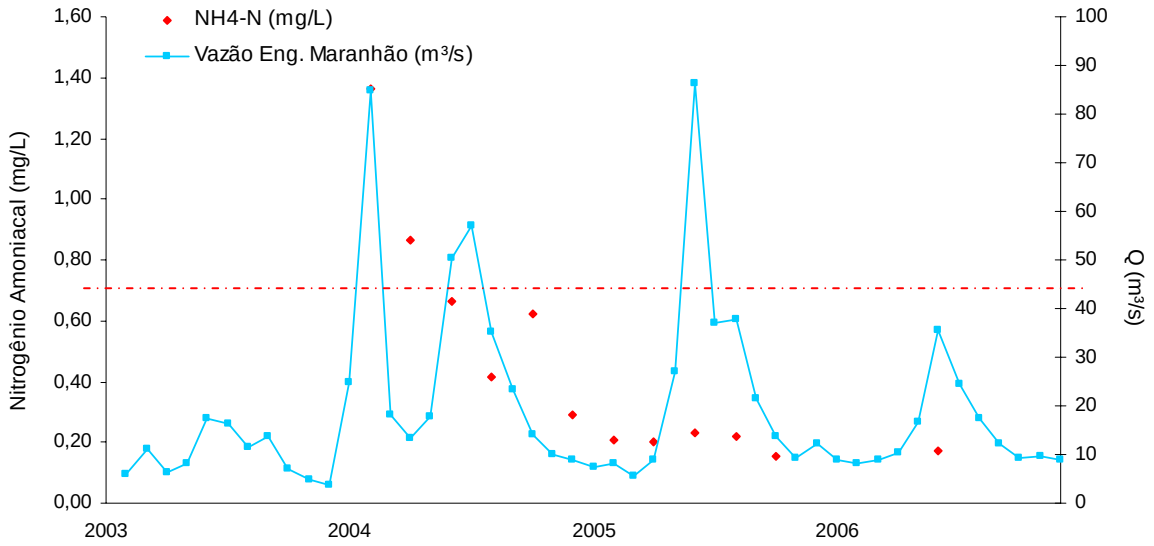


Figura 8.31: Concentração de nitrogênio amoniacal e vazão para a estação IP-90

Devido ao pico de vazão em fevereiro de 2004, os valores observados tanto para o fósforo, quanto para o nitrogênio foram bem superiores a média mais o desvio padrão e podem estar associados às contribuições por fontes difusas. Caso estes valores fossem desconsiderados no cálculo da carga média, o valor observado para o nitrogênio cairia de 308 t/a para 205 t/a, que representa uma redução de 33,4%. Enquanto, o fósforo cairia de 250 t/a para 142 t/a, representando uma redução de 43,2%.

Embora seja tentador remover alguns valores extremos de um conjunto de dados, existe uma regra que nenhum valor deve ser retirado, caso não seja encontrado um motivo técnico que justifique o seu comportamento. Nesse sentido, como não existe razão técnica ou forte indicação de que o acompanhamento de dados contém erros, nenhuma alteração nos valores originais foi realizada.

Salienta-se que a média das cargas de nutrientes observadas para o período 2003-2006 foram calculadas com base no programa de monitoramento, que apresenta seis medições por ano para as estações IP-90 e IP-64 e apenas uma ou duas, a depender do ano, para as estações IP-50 e IP-38. Essa freqüência de amostragem é considerada baixa, e é possível que não seja capaz de descrever de forma adequada à dinâmica da variação da concentração de nutrientes. Embora não se possa concluir que existam erros técnicos associados ao monitoramento, é possível que uma parte dos desvios entre as cargas de nutrientes observadas e calculadas esteja associada aos erros relacionados ao monitoramento dos dados.

8.2.3 Tentativas de calibração

A fim de tornar possível a aplicação do MONERIS às condições da bacia foram realizadas algumas tentativas de calibração, descritas a seguir.

a) Temperatura

A temperatura da água no Brasil é bem superior à média observada na Alemanha, país em que foi desenvolvido o modelo. A temperatura da água tem uma grande influência no metabolismo dos microrganismos envolvidos na redução dos compostos de nitrogênio, que conseqüentemente afeta a desnitrificação, influenciando o processo global de retenção de nitrogênio (SEITZINGER et al., 2002). As emissões de nitrogênio por águas subterrâneas também são influenciadas por desnitrificação ocorrida na zona insaturada. Neste sentido, a influência da temperatura pode ser incorporada no modelo por um coeficiente (T_{INF}), calculado pela equação 8.3.

$$T_{INF} = e^{0,067(T_{IP} - T_{GE})} \quad (8.3)$$

Onde T_{INF} = coeficiente de temperatura
T_{IP} = temperatura média da água do rio Ipojuca (°C)
T_{GE} = temperatura média da água dos rios da Alemanha (°C)

A constante 0,067 na Equação 8.3 é originada de Venohr & Behrendt (2003) que realizaram investigações envolvendo 36 bacias da Alemanha. A média da temperatura da água na Alemanha (T_{GE}) é igual a 11°C. De acordo com os dados observados para as estações de monitoramento, a média da temperatura da água no rio Ipojuca é de 27°C. Através da equação 8.3 calculou-se o coeficiente de temperatura, igual a 2,92. Neste caso, a Equação 7.36 (seção 7.3) para o cálculo da retenção de nitrogênio inorgânico dissolvido (DIN) pode ser multiplicada pelo coeficiente de temperatura, aumentando a retenção de DIN em um fator de 2,92.

b) Concentração de nutrientes no fluxo drenado de áreas agrícolas

As concentrações iniciais de fósforo e nitrogênio da água de drenagem utilizada pelo modelo foram substituídas pelos valores encontrados por Kosmol (2004), após realização de análises do efluente drenado da Usina Ipojuca. As novas concentrações de fósforo e nitrogênio utilizadas foram de 0,6 mg/L e 2,8 mg/L. Após a introdução destes valores, houve um aumento significativo desta fonte de contribuição.

b) Contribuição via sistemas urbanos

Considerando a enorme contribuição de nutrientes no cálculo das emissões provenientes dos sistemas urbanos, mais especificamente, dos habitantes conectados às redes coletoras de esgotos, mas não ligados a ETEs, um coeficiente limitando essa contribuição foi introduzido no modelo. Tal coeficiente manifesta dois fatores relativos às emissões por habitantes conectados às redes de esgotos, mas não a ETEs, ou seja, representam a incerteza relacionada ao número de habitantes conectados; e eventuais perdas de nutriente/retenções, que ocorrem na respectiva rede coletora de esgotos (BEHRENDT, mensagem pessoal).

Tais perdas ou retenções poderiam ocorrer através de vazamento ou qualquer outro fator que impediria o lançamento das águas residuárias no rio. Neste sentido, o coeficiente (chamado coeficiente de retenção sobre esgotos, $C_{RS,N}$ e $C_{RS,P}$, para o nitrogênio e fósforo), foi ajustado para 0,70 para o nitrogênio e 0,10 para o fósforo. Isso significaria que 30% do nitrogênio e 90% do fósforo presente nas emissões calculadas dos habitantes conectados à rede coletora de esgotos, mas não conectados a ETEs, ou seja, via sistemas urbanos, atinge à rede hidrográfica. Ressalta-se que há muita incerteza relacionada com o coeficiente de retenção sobre esgotos, mas ela só exprime a incerteza que é originalmente encontrada nos dados disponíveis.

c) Contribuição per capta de nitrogênio e fósforo

Os valores inicialmente utilizados, iguais a 12g/hab/dia para o nitrogênio e 2g/hab/dia para o fósforo foram substituídos por valores inferiores, ou seja, iguais a 8g/hab/dia para o nitrogênio e 1g/hab/dia para o fósforo, mais adequados às condições tropicais, segundo Von Sperling (2006).

8.2.4 Resultados finais

Após as considerações, descritas nas seções anteriores (coeficiente de temperatura e de retenção no esgotamento, bem como a concentração de nutrientes na água de drenagem de áreas agrícolas e contribuição per capta), as emissões de nutrientes para cada sub-bacia foram simuladas novamente e são apresentadas nas Tabelas 8.4 e 8.5.

Verifica-se que a emissão total de nitrogênio no rio Ipojuca no período de 2003-2006 foi de 1577,2 t/a. A maior parcela das emissões é proveniente de sistemas urbanos (40,4%). As fontes

pontuais representam 15,8%, drenagem de áreas agrícolas 14,9%, águas subterrâneas 13,3%, escoamento superficial 7,9%, erosão 5,6%, e deposição atmosférica 2,2%.

Tabela 8.4: Resultados finais da emissão de nitrogênio no período de 2003-2006

Unidade de Análise	Emissão de nitrogênio (t/a)							
	DA	ES	DR	E	AS	FP	SU	Total
UA1	11,4	7,2	0	35,4	17,3	57,8	123,4	252,5
UA2	22,7	8,5	0	51,5	27,8	231,0	365,4	706,9
UA3	28,3	11,7	0	70,7	133,1	237,8	537,1	1018,7
UA4	34,5	124,3	235,0	87,7	209,2	249,4	637,0	1577,2
% total	2,2	7,9	14,9	5,6	13,3	15,8	40,4	100,0

Em relação ao fósforo, a emissão total é de 249,8 t/a. Os sistemas urbanos representam 44,0%, drenagem de áreas agrícolas 20,2%, erosão 15,1%, águas subterrâneas 4,1%, escoamento superficial 2,6% e deposição atmosférica 0,85% (Tabela 8.5).

Tabela 8.5: Resultados finais da emissão de fósforo no período de 2003-2006

Unidade de Análise	Emissão de fósforo (t/a)							
	DA	ES	DR	E	AS	FP	SU	Total
UA1	0,7	0,5	0	15,3	1,7	7,6	21,1	46,9
UA2	1,4	0,7	0	22,2	2,30	30,6	63,6	120,8
UA3	1,7	0,9	0	30,5	3,4	31,4	92,9	160,8
UA4	2,1	6,5	50,4	37,8	10,2	32,9	109,9	249,8
% total	0,9	2,6	20,2	15,1	4,1	13,2	44,0	100,0

As Figuras 8.32 e 8.33 apresentam o percentual de emissão de cada fonte de contribuição para o nitrogênio e fósforo.

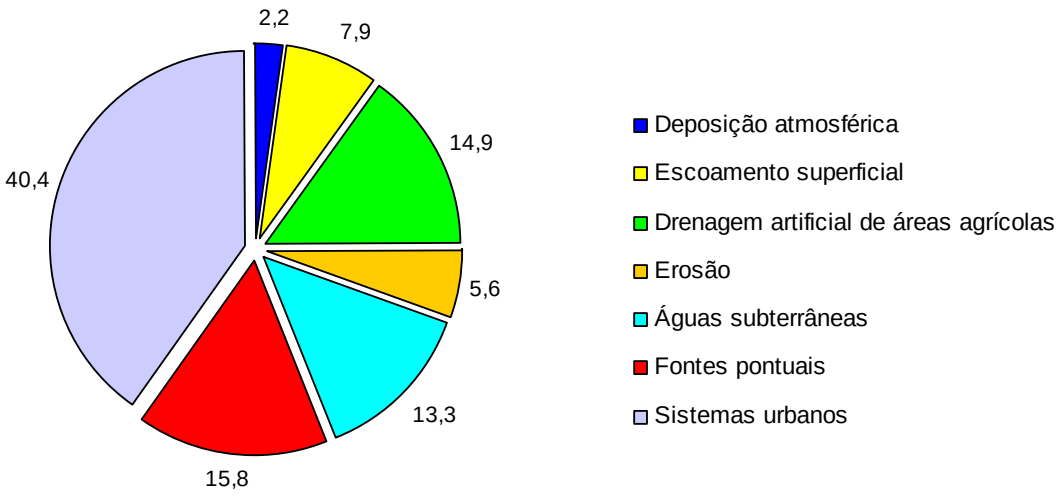


Figura 8.32: Percentual de emissão de nitrogênio por fonte de contribuição

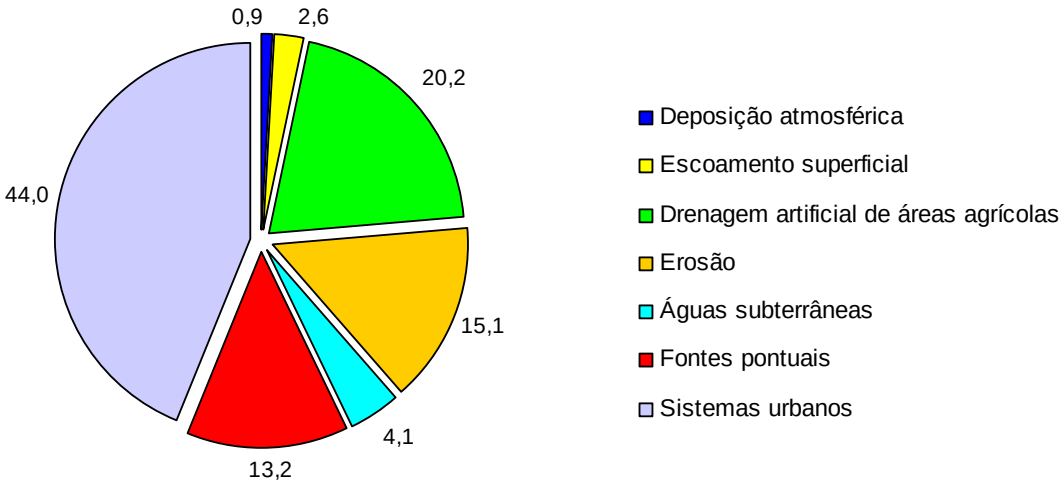


Figura 8.33: Percentual de emissão de fósforo por fonte de contribuição

As emissões predominantes na parte superior da bacia são os sistemas urbanos, representado pela contribuição de esgotos da população não conectada à ETEs. No trecho mais à jusante da bacia, as fontes difusas exercem uma maior influência, especificamente, às de origem agrícola representada pela drenagem de áreas agrícolas, erosão e águas subterrâneas (Figuras 8.34 e 8.35).

A predominância dos sistemas urbanos na parte superior da bacia está estreitamente relacionada com a enorme densidade populacional observada, com ênfase nos municípios de Belo Jardim e Caruaru. Em relação à parte inferior da bacia, as cargas difusas observadas são totalmente condizentes com a realidade local, uma vez que mais de 80% da Unidade de Análise UA4 é utilizada para produção de cana-de-açúcar.

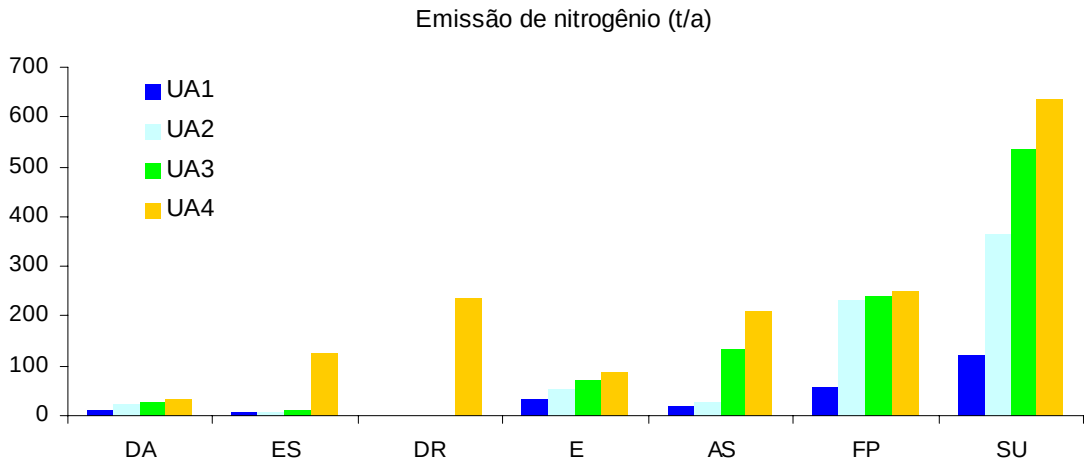


Figura 8.34: Emissão de nitrogênio por fonte de contribuição e unidade de análise

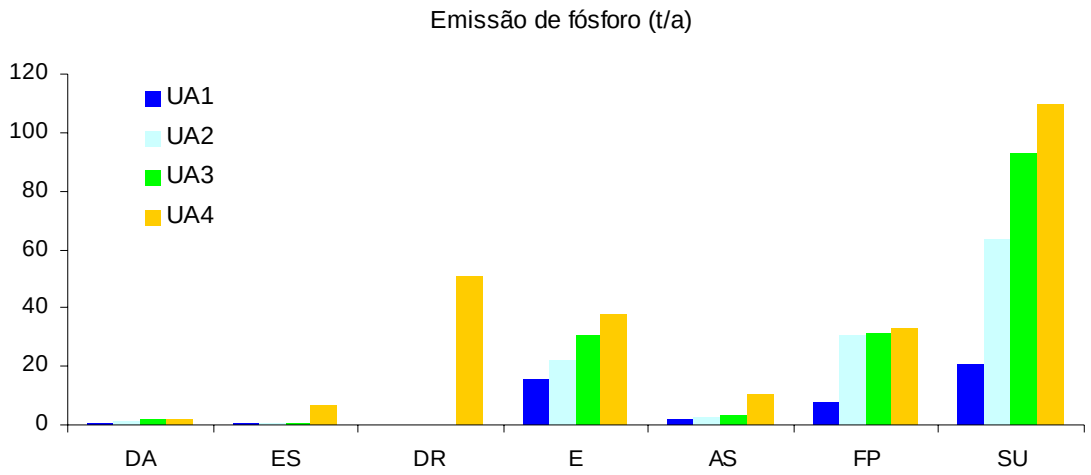


Figura 8.35: Emissão de fósforo por fonte de contribuição e unidade de análise

Embora as emissões de nutrientes para toda a bacia hidrográfica do rio Ipojuca sejam dominadas pelos sistemas urbanos, verifica-se a contribuição de outras vias de emissão. Estas vias são, no caso do nitrogênio, drenagem de áreas agrícolas e águas subterrâneas e, no caso do fósforo, a drenagem de áreas agrícolas e a erosão. Ressalta-se que a perda de solo na bacia do rio Ipojuca foi considerada homogênea e igual a 4 t/ha.a, sendo que esse valor foi obtido de estudos realizados por Santos (2004), próximo a área de estudo. Devido à sua influência nas emissões totais, a estimativa da perda de solo na bacia deve ser objeto de investigações mais profundas.

Os resultados finais da carga observada e estimada pelo modelo para cada unidade de análise, bem como o respectivo desvio, são apresentados na Tabela 8.6. As Figuras 8.36 e 8.37 apresentam os valores observados e simulados pelo modelo.

Tabela 8.6: Resultados finais da carga total calculada e observada no período de 2003 - 2006, e respectivo desvio

	DIN (t/a N)		TP (t/a P)		Desvio (%)	
Unidade de ánalise	Calc.	Obs.	Calc.	Obs.	DIN	P
UA1	56,9	65	29,2	57	12,5	48,77
UA2	70,9	104	128,4	71	31,8	-80,85
UA3	146	110	144,2	146	-32,7	1,23
UA4	249,5	308	217,4	250	19,0	13,04
Média					24,0	35,97

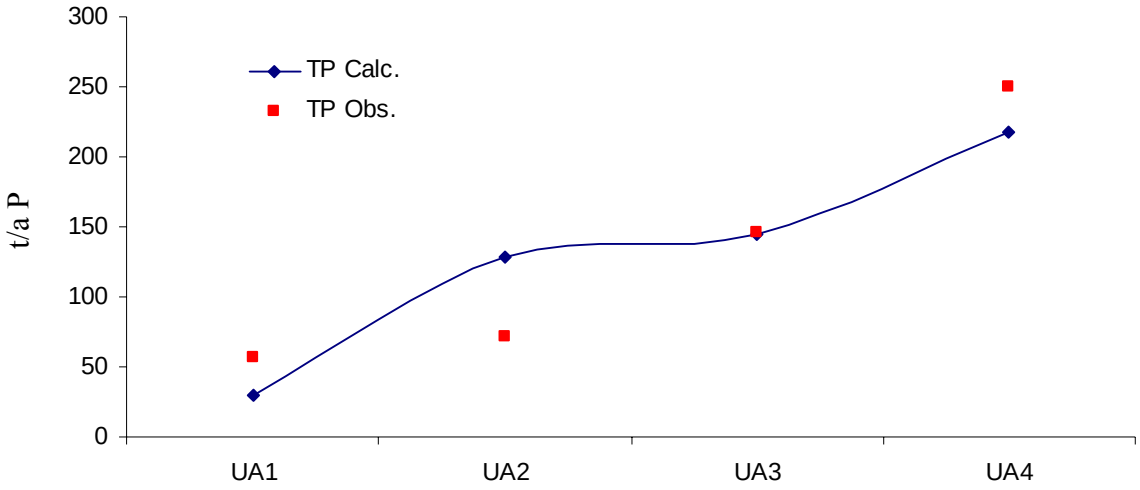


Figura 8.36: Valores simulados e observados para o fósforo total no período de 2003 – 2006

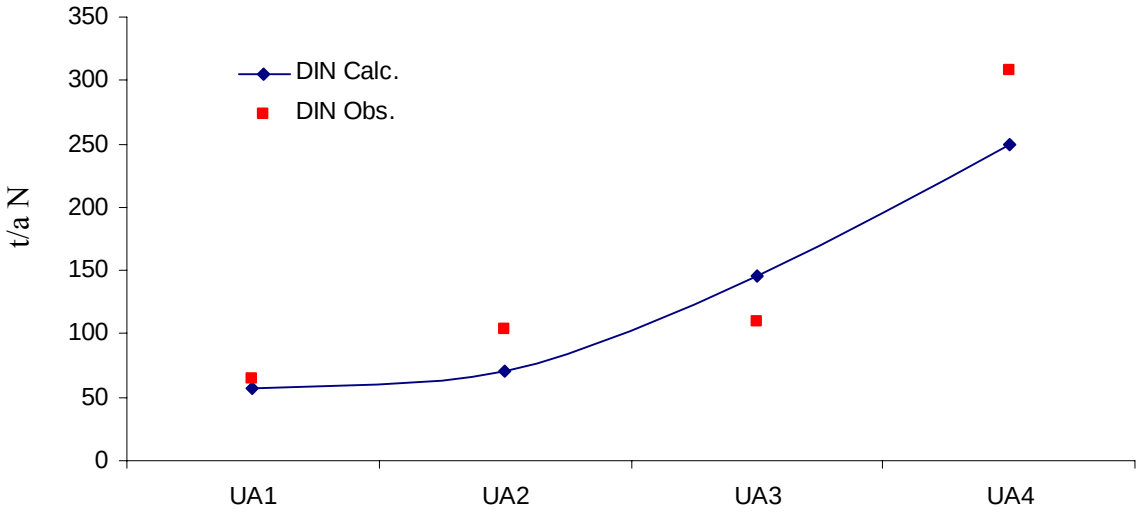


Figura 8.37: Valores simulados e observados para o DIN no período de 2003 – 2006

A utilização da abordagem de retenção incluindo a temperatura da água mostrou uma melhoria significativa nos resultados do modelo. Observa-se uma melhor concordância entre os valores observados e simulados, tanto para o fósforo quanto para o nitrogênio, comprovada através da análise de regressão (Figuras 8.38 e 8.39).

Caso fossem incluídas todas as fontes de poluição pontual existentes na bacia, as cargas de nutrientes estimadas pelo modelo, provavelmente ficariam mais próximas dos valores observados.

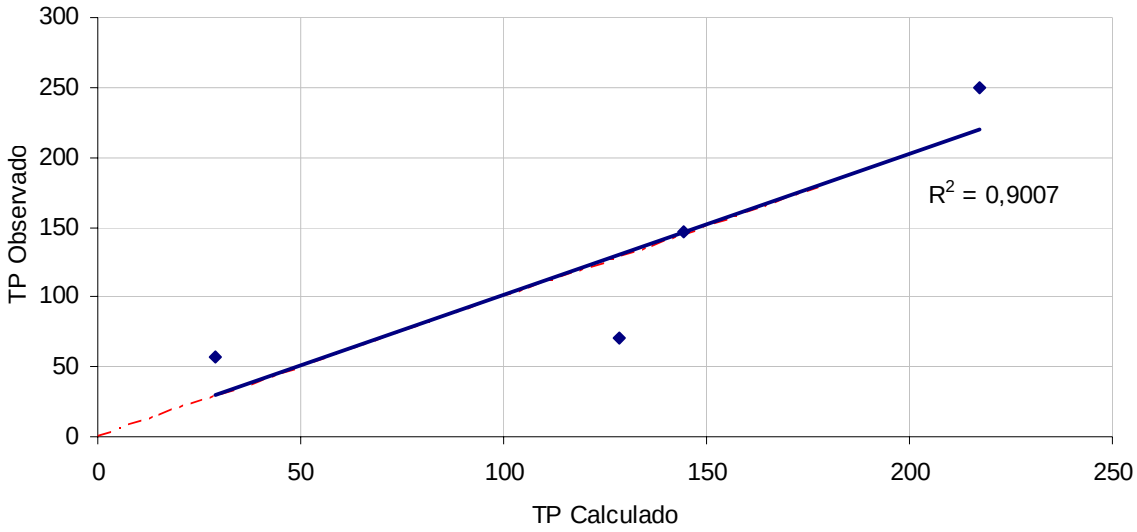


Figura 8.38: Regressão linear entre a carga de fósforo total observada e calculada

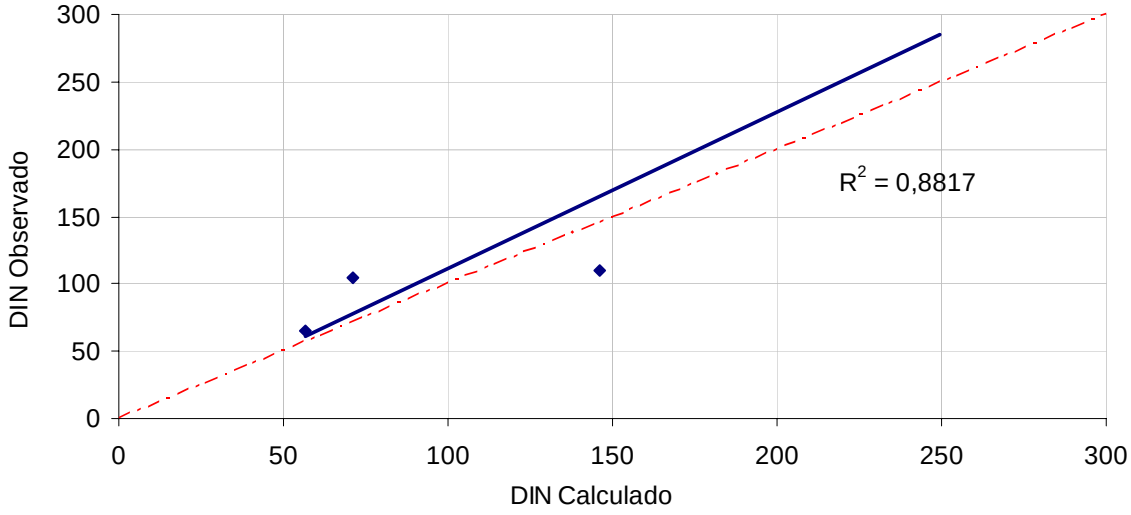


Figura 8.39: Regressão linear entre a carga de DIN observada e calculada

Embora os desvios entre as cargas de nutrientes observadas e estimadas pelo modelo, após calibração, tenham atingidos níveis esperados no cálculo das estimativas de nutrientes, há incertezas associadas aos dados estatísticos e de monitoramento da qualidade da água. A tradução apropriada às condições tropicais ainda requer tempo e esforço.

9. CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES

As conclusões e recomendações foram agrupadas de acordo com os objetivos específicos, relacionados a seguir.

9.1 Qualidade da água

A qualidade da água ao longo do rio Ipojuca foi avaliada de acordo com o atendimento aos padrões estabelecidos pela Resolução CONAMA n° 357/05. A seguir são apresentadas algumas conclusões.

- as elevadas concentrações de coliformes termotolerantes acima do limite estabelecido pela Resolução CONAMA n° 357/05 evidenciam a forte contaminação do curso d'água por esgotos domésticos;
- o trecho intermitente apresenta elevadas concentrações de cloretos, associados aos solos da região. No trecho perene, a estação IP-95 apresenta alguns valores elevados, que podem estar associados à influência da maré salina;
- as concentrações de OD iguais a zero e a elevada $DBO_{5,20}$ observada a jusante dos centros urbanos (trecho intermitente) e usinas do setor sucroalcooleiro (trecho perene) evidenciam o lançamento de esgotos domésticos e efluentes industriais acima da capacidade de autodepuração do rio Ipojuca;
- em todas as estações verificam-se concentrações elevadas de fósforo, superiores ao limite estabelecido pela Resolução CONAMA n° 357/05, especificamente, no trecho intermitente, que deve estar associada aos esgotos domésticos. As estações do trecho perene apresentam concentrações inferiores, porém sensíveis a eventos de precipitação, evidenciando aporte por fontes difusas via erosão, escoamento superficial ou drenagem de áreas agrícolas;
- em relação ao nitrogênio amoniacal, as estações localizadas no trecho intermitente apresentam valores mais elevados, evidenciando a poluição causada pelo lançamento de esgotos domésticos. As estações do trecho perene apresentam concentrações admissíveis;
- as atividades agrícolas nas margens do rio, aliadas à presença de lixo e animais, contribui com o aumento da poluição difusa;

- a ausência de vegetação nas margens do rio também favorece a degradação da qualidade da água;
- as elevadas concentrações de potássio observadas no início do período de moagem da cana-de-açúcar, evidenciam o lançamento de efluentes, proveniente do processo de fertirrigação, que pode estar sendo lançado diretamente no corpo d'água ou através da contaminação via água subterrânea;
- devido ao enriquecimento de nutrientes, o rio Ipojuca encontra-se eutrofizado em alguns trechos, apresentando o crescimento excessivo de macrófitas aquáticas, especificamente nas estações IP-12 e IP-64;

9.2 Sistema de monitoramento

Nos últimos anos, verificaram-se avanços significativos no sistema de monitoramento, principalmente após a reestruturação do sistema, ocorrida em 2004. A seguir são relacionadas as principais melhorias:

- acompanhamento periódico da qualidade da água e avaliação do atendimento a legislação;
- consideração do regime hidrológico da bacia (trecho perene e intermitente);
- adoção de parâmetros biológicos, quais sejam: Fotobactéria, Daphnia e Clorofila a;
- inclusão de 5 estações, passando-se a monitorar a nascente, reservatórios, estuário e mar sob influência do rio Ipojuca;
- adoção de um conjunto específico de parâmetros para a nascente, montante de reservatório, reservatório, captação para abastecimento público, rio, estuário e mar;
- inclusão de pelo menos uma estação em cada região de uso homogêneo, anteriormente o monitoramento era realizado geralmente a jusante das fontes poluidoras;
- adoção de índices de qualidade da água;

De acordo com a localização atual das estações de monitoramento é possível caracterizar a qualidade da água por zonas homogêneas, porém não é possível caracterizar as fontes de poluição, devido à inexistência de estações à montante das principais fontes poluidoras (centros urbanos e lançamentos industriais). Tal fato dificulta o estabelecimento de medidas que visem a redução da emissão de poluentes associados às respectivas fontes de contribuição.

Segundo a Norma NBR 9897 (ABNT, 1987), quando várias descargas de efluentes estão envolvidos, a amostragem deve ser realizada à montante e à jusante das áreas de descarga. Diante do exposto, a extinção das estações IP-25 e IP-40, representa um retrocesso, uma vez que as mesmas permitiam a caracterização do rio Ipojuca à jusante de Belo Jardim e à montante do distrito industrial de Caruaru.

A extinção e relocação de algumas estações de monitoramento, bem como a intermitência na análise dos parâmetros, dificultam uma análise de longo período. A fim de aprimorar o atual sistema de monitoramento, apresenta-se a seguir algumas recomendações.

- incluir estações de monitoramento à montante das principais fontes poluidoras (centros urbanos e indústrias);
- analisar todas as formas de nitrogênio, intensificando o seu monitoramento e do fósforo. As lacunas de informação, especificamente, no trecho intermitente do rio, dificultam uma avaliação da dinâmica de nutrientes;
- realizar medição de vazão nos pontos de monitoramento da qualidade da água;
- investir em ações de fiscalização junto às usinas do setor sucroalcooleiro, especificamente, no período de moagem da cana-de-açúcar, a fim de se evitar o lançamento de efluente de forma direta no rio Ipojuca;
- incluir a avaliação do potássio também no período de entressafra, visando uma avaliação de sua variação ao longo do ano;
- disponibilizar barcos para coletas de amostras na seção principal do rio, princpalmente, para as estações IP-70 e IP-95.

9.3 Aplicação do modelo Moneris

O objetivo mais amplo desta pesquisa constituiu-se em quantificar o aporte de nutrientes na bacia do rio Ipojuca proveniente de fontes pontuais e difusas de poluição, utilizando o modelo MONERIS. As emissões foram simuladas para o período 2003-2006. Os resultados preliminares mostraram desvio, quando comparados com os dados observados. Foram realizadas investigações sobre eventuais fontes de erros, inclusive dos dados de entrada e parâmetros mais relevantes.

De acordo com os resultados do modelo, o lançamento de esgotos domésticos não tratados representa a maior fonte geradora de nutrientes na bacia. Tal resultado é totalmente condizente com a realidade local. Verifica-se também a contribuição de outras vias de emissão. Estas vias são, no caso do nitrogênio, drenagem de áreas agrícolas e águas subterrâneas e, no caso do fósforo, a drenagem de áreas agrícolas e a erosão.

O modelo MONERIS foi desenvolvido na Alemanha, onde os problemas relacionados à poluição pontual, provocados pelo lançamento de esgotos domésticos e efluentes industriais, já foram equacionados, sendo o maior problema relativo à poluição difusa. Entretanto, o Brasil apresenta uma situação bem diferente, onde a falta de saneamento básico afeta fortemente a qualidade da água, pois cerca de 70% dos esgotos são coletados e apenas 25% são tratados. Por esse motivo, a poluição pontual ainda é o foco das atenções. A cobertura deficitária dos serviços de coleta e tratamento de esgotos ocasiona não somente a poluição dos recursos hídricos, mas riscos à saúde da população. Essa situação só poderá ser revertida com a implantação de redes coletoras e estações de tratamento de esgotos.

Em uma abordagem integrada, o MONERIS apresenta-se como uma ferramenta de grande utilidade para o gerenciamento de bacias hidrográficas, pois permite a identificação das fontes que mais contribuem com o aporte de nutrientes, possibilitando assim a adoção de medidas que visam a sua redução. Vale salientar que, como em todos os modelo, a qualidade dos resultados está intimamente relacionada com a qualidade dos dados requeridos pelo modelo. Algumas dificuldades foram encontradas, principalmente, na aquisição de alguns dados. A fim de se alcançar resultados mais confiáveis da emissão de nutrientes, são apresentadas a seguir sugestões para possíveis trabalhos futuros:

- obter, através de estudos específicos, informações sobre a perda de solo na bacia a fim de estimar com maior precisão as emissões via erosão;
- obter informações sobre a deposição atmosférica de nutrientes;
- separar a bacia em um maior número de unidades de análise, especificamente, o seu trecho superior, que apresenta maior dimensão;
- elaborar estudos adicionais a fim de determinar com maior precisão a concentração de nutrientes na superfície do solo;
- realizar mais investigações para as emissões via águas subterrâneas;

- determinar o escoamento superficial a partir do escoamento total, pois a abordagem considerada pelo MONERIS baseia-se em bacias alemãs;
- como discutido anteriormente, a freqüência de amostragem da qualidade da água é insuficiente para descrever a dinâmica das concentrações de nutrientes na água ao longo do ano. Daí, a necessidade de implantar um programa com uma maior freqüência de amostragem, a fim de descrever com maior precisão a realidade local;
- em relação às contribuições das indústrias, consideraram-se apenas as emissões oriundas dos matadouros, devido à elevada concentração de nutrientes em seus efluentes. Porém, faz-se necessária a determinação das contribuições das diversas indústrias localizadas na bacia;
- monitorar a vazão junto às estações de qualidade da água, a fim de obter uma maior precisão na carga de nutrientes observada, especificamente para as estações localizadas no trecho superior da bacia. As estimativas para as estações IP-64 e IP-90 são mais confiáveis, uma vez que as estações fluviométricas encontram-se próximas às mesmas e a freqüência de amostragem dos dados de qualidade da água é bimensal;

O modelo MONERIS pode ser considerado como um modelo relativamente simples, considerando a sua função de descrever complexos processos de transformação, conservação e perda de nutrientes. No entanto, o modelo ainda exige uma grande quantidade de dados estatísticos, parâmetros e coeficientes. Apesar da bacia do rio Ipojuca possuir uma base de dados considerável, dispõe de séries históricas pequenas, com grandes lacunas de dados, principalmente, nas estações de coleta localizadas na sua parte superior.

Embora os desvios entre as cargas de nutrientes observadas e estimadas pelo modelo tenham atingidos níveis razoáveis após calibração, o ajuste adequado às condições tropicais ainda requer tempo e esforço. O modelo MONERIS mostrou ser uma ferramenta eficiente, que permite a identificação e quantificação de cargas pontuais e difusas, possibilitando a adoção de medidas que visem a sua redução. Essa ferramenta poderá ser utilizada no futuro para auxiliar o processo de tomada de decisão, o planejamento e a gestão dos recursos hídricos no Brasil. Espera-se que o presente estudo, realizado pela primeira vez em uma bacia de clima tropical de regime intermitente, possa servir como referência para uma aplicação posterior em outras bacias hidrográficas.

10. REFERÊNCIA BIBLIOGRÁFICA

ABNT. *NBR 9897. Planejamento de Amostragem de efluentes líquidos e corpos receptores.* Associação Brasileira de Normas Técnicas.1987

ANA. MMA. *GEO Brasil: recursos hídricos: componente da série de relatórios sobre o estado e perspectivas do meio ambiente no Brasil.* Ministério do Meio Ambiente; Agência Nacional de Águas; Programa das Nações Unidas para o Meio Ambiente. Brasília: MMA; ANA, 2007. 264 p. Disponível em: <http://www.ana.gov.br/bibliotecavirtual>. Acesso em: 17 de janeiro de 2008.

ARAÚJO FILHO, J. C. de et al. *Levantamento de reconhecimento de baixa e média intensidade dos solos do estado de Pernambuco.* Recife: Embrapa Solos - UEP Recife; Rio de Janeiro: Embrapa Solos, 2000. 252 p. (Embrapa Solos. Boletim de Pesquisa, 11). 1 CD-ROM. Disponível em:<http://www.cnps.embrapa.br/solosbr/publicacao.html>. Acesso em: 12 de fevereiro de 2008.

ARRUDA, V. C. M. *Tratamento anaeróbio de efluentes gerados em matadouros de bovinos.* 2004. 128 f. Dissertação (Mestrado em Tecnologia Ambiental e Recursos Hídricos) – Curso de pós-graduação em Engenharia Civil, Universidade Federal de Pernambuco, Recife, 2004.

BRASIL. Ministério das Cidades. Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento. *Diagnóstico dos Serviços de Água e Esgotos, com dados do ano de referência 2006.* Brasília, 2007. Disponível em <http://www.snis.gov.br/>. Acesso em: 10 de janeiro de 2008.

BARROS, A. M. L., BEHRENDT, H., SOBRAL, M. C. & GUNKEL, G. *Utilização do modelo Moneris para quantificação do aporte de nutrientes em corpos d'água.* In: 24º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental. Belo Horizonte: ABES, 2007.

BEHRENDT, H., GILS, J. V., SCHREIBER, H. & ZESSNER, M. *Point and diffuse nutrient emissions and loads in the transboundary Danube River Basin – II. Long-term changes.* Large Rivers. Vol. 16. N° 1-2. Schweizerbartsche Verlagsbuchhandlung: 2005. p. 221-247

BEHRENDT, H., HUBER, P., KORNMILCH, M., OPTIZ, D., SCHMOLL, O., SCHOLZ, G. & UEBE, R. *Nutrient Emissions into River Basins of Germany.* UBA. 2000. 266p.

BEHRENDT, H. Moneris Ipojuca. (mensagem pessoal). Mensagem recebida por <maciel_alessandra@hotmail.com> em 04 de abril de 2008.

BRAGA, B. et al. *Introdução à engenharia ambiental.* São Paulo: Prentice Hall, 2002. 305 p.

BRASIL. Ministério das Cidades. Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento. *Diagnóstico dos Serviços de Água e Esgotos, com dados do ano de referência 2006.* Brasília, 2007. Disponível em< http://www.snis.gov.br/>. Acesso em: 10 de janeiro de 2008.

_____. *Lei Federal n° 11.445 de 5 de janeiro de 2007*. Estabelece diretrizes nacionais para o saneamento básico. Disponível em http://www.planalto.gov.br/CCIVIL_03/_Ato2007-2010/2007/Lei/L11445.htm. Acesso em: 10 de janeiro de 2008.

_____. *Lei Federal no 9.984, de 17 de julho de 2000.* Dispõe sobre a criação da Agência Nacional de Águas – ANA. Publicado no Diário Oficial da União em 18/07/2000. Disponível em http://www.sigrh.sp.gov.br. Acesso em: 10 de janeiro de 2008.

_____. *Lei Federal no 9.433, de 17 de janeiro de 1997.* Dispõe sobre a Política Nacional de Recursos Hídricos e Institui o Sistema Nacional de Gerenciamento dos Recursos Hídricos. Disponível em http://www.silex.com.br/leis/l_9433.html. Acesso em: 10 de janeiro de 2008.

_____. *Constituição da Republica Federativa do Brasil.* Brasília, 5 de outubro de 1988. Disponível em <http://www.planalto.gov.br>. Acesso em 12 de janeiro de 2008.

_____. *Lei Federal n° 6.938, de 31 de agosto de 1981.* Dispõe sobre a Política Nacional do Meio Ambiente, seus fins e mecanismos de formulação e aplicação, e dá outras providências. Disponível em:<http://www.planalto.gov.br/CCIVIL/LEIS/L6938.htm>. Acesso em: 10 de janeiro de 2008.

CARPENTER, S. R. et. al. *Nonpoint pollution of surface waters with phosphorus and nitrogen. Ecological Applications*, Washington: 1998. v.8, n.3, p.559-568.

CARVALHO. J. C. *Poder executivo.* In: Meio ambiente no século 21. Coordenação. André Trigueiro. Rio de Janeiro: Sextante, 2003. 259-273p.

CHAPRA, S. C. *Surface Water Quality Models.* McGraw Hill: New York, 1997.

CHOW, V. T. *Handbook of Applied Hydrology*, McGraw Hill: New York, 1964.

CPRH. Agência Estadual de Meio Ambiente e Recursos Hídricos. *Relatório de monitoramento de bacias hidrográficas do Estado de Pernambuco* - 2006**.** Recife, 2006. p. 70-78.

_____. Agência Estadual de Meio Ambiente e Recursos Hídricos. *Relatório de monitoramento de bacias hidrográficas do Estado de Pernambuco - 2005***.** Recife, 2006. p. 67-74. Disponível em: <http://www.cprh.pe.gov.br>. Acesso em: 21 jun. 2006.

_____. Agência Estadual de Meio Ambiente e Recursos Hídricos. *Relatório de monitoramento de bacias hidrográficas do Estado de Pernambuco* - 2004. Recife, 2005. p. 67-76. Disponível em: <http://www.cprh.pe.gov.br>. Acesso em: 21 jun. 2006.

_____. Agência Estadual de Meio Ambiente e Recursos Hídricos. *Relatório de monitoramento de bacias hidrográficas do Estado de Pernambuco* - 2003. Recife, 2004. p. p. 72-79. Disponível em: <http://www.cprh.pe.gov.br>. Acesso em: 21 jun. 2006.

_____. Agência Estadual de Meio Ambiente e Recursos Hídricos. *Relatório de monitoramento de bacias hidrográficas do Estado de Pernambuco - 2002***.** Recife, 2003. p. 72-78. Disponível em: <http://www.cprh.pe.gov.br>. Acesso em: 15 abr. 2003.

_____. Agência Estadual de Meio Ambiente e Recursos Hídricos. *Relatório de monitoramento de bacias hidrográficas do Estado de Pernambuco-2001***.** Recife, 2002. p. 72-79. Disponível em: <http://www.cprh.pe.gov.br>. Acesso em: 15 abr. 2003.

_____. Agência Estadual de Meio Ambiente e Recursos Hídricos. *Relatório de monitoramento de bacias hidrográficas do Estado de Pernambuco - 2000***.** p. 70-76. Recife, 2001.

_____. Agência Estadual de Meio Ambiente e Recursos Hídricos. *Relatório de monitoramento de bacias hidrográficas do Estado de Pernambuco - 1999*. 131-148. Recife, 2000.

_____. Agência Estadual de Meio Ambiente e Recursos Hídricos. *Relatório de monitoramento de bacias hidrográficas do Estado de Pernambuco - 1998.* 162-175. Recife, 1999.

_____. Agência Estadual de Meio Ambiente e Recursos Hídricos. *Relatório de monitoramento de bacias hidrográficas do Estado de Pernambuco - 1997.* 161-174. Recife, 1998.

_____. Agência Estadual de Meio Ambiente e Recursos Hídricos. *Relatório de monitoramento de bacias hidrográficas do Estado de Pernambuco - 1996*. 112-124. Recife, 1997.

CORREIA, F. N. *Algumas reflexões sobre os mecanismos de gestão de recursos hídricos e a Experiência da União Européia.* Revista de Gestão da Água da América Latina – Rega. Santiago: Global Water Partnership South América, 2005. Vol. 2 n.2, p. 7-16.

DELCANALI, F. *Simulação de cargas difusas em bacias rurais.* (Dissertação de mestrado). São Paulo: Escola Politécnica/USP, 2001. 110f.

DIOGO, P. A. et. al. *Estimativa de cargas difusas com origem agrícola na bacia hidrográfica do rio Degebe.* Simpósio de Hidráulica e Recursos Hídricos dos Países de Língua Oficial Portuguesa, 6, Cabo Verde – Portugal: INGRH, APRH, ABRH e AMCT, p.135-146, novembro de 2003, CD-Rom

EPA. United States Environmental Protection Agency. *Handbook for Developing Watershed Plans to Restore and Protect Our Waters.* EPA 841-B-05-005: Washington, 2005. Disponível em http://www.epa.gov/owow/nps/watershed_handbook/pdf/handbook.pdf. Acesso em 20 de janeiro de 2008.

ESTEVES, F. A. *Fundamentos de Limnologia.* Rio de Janeiro: Ed. Interciência, 1998. 602p.

ETERNO, R. M. P. *Modelação matemática.* Faculdade de Ciências da Universidade de Lisboa. Disponível em http://www.educ.fc.ul.pt/docentes/jponte/DA/DA-SLIDES/RE-Mod-Mat.ppt. Acesso em 22 de janeiro de 2008.

FRADE, H. G & BACH, M. *Stoffausträge aus dem Einzugsgebiet.* In: Handbuch der Umweltveränderungen und Ökotoxikologie. Guderian, R. & Gunkel, G. (Hrsg). Springer: Berlin, 2000. 520p. 389-400 p.

GRANZIERA, M. L. M. *Direito de Águas:* disciplina jurídica das águas doces. São Paulo: Atlas, 2001. 245 p.

GÓMEZ , B. M. A., et. al. *Estimation of diffuse pollution in a central watershed of Mexico* 11ª Conferência Internacional em Poluição Difusa. IWA: Belo Horizonte, 2007.

HUBER, W. C. (1986). *Deterministic Modelling of Urban Runoff Quality*, in "Urban Runoff Pollution", Edited by H. C. Torno, J. Marsalek & M. Desbordes, NATO ASI Series, Series G: Ecological Sciences, Vol. 10, Springer-Verlag, Berlin.

IBAMA. *O Ibama e sua história.* Disponível em <http://www.ibama.gov.br/>. Acesso em 12 de janeiro de 2008.

IPCC. Intergovernamental Panel on Climate Change. *Fourth Assessment Report.* Cambridge-UK: Cambridge University Press, 2007. Disponível em <http://www.ipcc.ch/ipccreports/ar4-wg2.htm>. Acesso em 10 de janeiro de 2008.

IBGE. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. Resultados da Amostra do Censo Demográfico 2000 - Malha municipal digital do Brasil: situação em 2001. Rio de Janeiro: IBGE, 2004.

KLETECKE, R. M. *Avaliação do risco de poluição por carga difusa na bacia do Ribeirão dos Marins – Monjolinho – Piracicaba/SP.* 2003.99 f.. Dissertação (Mestrado em Engenharia Agrícola)- Curso de pós-graduação em Engenharia Agrícola, Universidade Estadual de Campinas, São Paulo, 2003.

KOSMOL, J. *Evaluation of water contamination caused by the agricultural utilization of sugar cane production sewage*. Diplomarbeit im Studiengang Technischer Umweltschutz. Technische Universität Berlin, Alemanha. O Autor, 2004. 115 f.

KOVÁCS, Á. *Modeling non-point phosphorus pollution with various methods*. In: 8th *International Continental Scientific Drilling Program* – ICDP. Kyoto, 2004. 257-267p.

KRYSANOVA, V.; MÜLLER-WOHLFEIL, D. & BECKER, A. *Development and test of a spatially distributed hydrological/ water quality model for mesoscale watersheds.* Ecol. Model., 106:261-289, 1998.

LANNA, A. E. L. *Gestão de Recursos Hídricos.* Texto de Referência da disciplina Gestão de Recursos Hídricos do Curso de Pós Graduação em Engenharia Civil do Instituto de Pesquisas Hidráulicas da UFRGS. Porto Alegre, 2004.

LARENTIS, D. G. *Modelagem da qualidade da água em grandes bacias.* 2004.177 f.. Dissertação (Mestrado em Engenharia) - Curso de pós-graduação em Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, RS, 2004.

LIBOS, M. I. P. C. *Modelagem da poluição não pontual na bacia do rio Cuiabá baseada em geoprocessamento.* 2002. 269 f.. Dissertação (Mestrado em Ciências em Engenharia Civil) - Curso de pós-graduação em Engenharia Civil, Universidade Federal do Rio de Janeiro COPPE/UFRJ, Rio de janeiro, 2002.

LIMA, D. G. G. A. et. al. *Gestão de resíduos sólidos em Pernambuco.* In: 24º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental. Belo Horizonte: ABES, 2007.

MACHADO, R. E. ; VETTORAZZI, C. A. *Simulação da produção de sedimentos para a microbacia hidrográfica do Ribeirão dos Marins (SP)*. Rev. Bras. Ciênc. Solo, vol.27, n°4, p.735-741, jul./ago. 2003.

MACLEOD C. & HAYGARTH, P. *A review of the significance of non-point source agricultural phosphorus to surface water.* Scope Newsletter, Devon, UK, n.51, p.1-10, 2003.

MACHADO, E. S. *Comparação de aspectos institucionais na gestão de recursos hídricos em alguns países europeus e sua implicação para a gestão da bacia do Alto Iguaçu – PR.* Revista Brasileira de Recursos Hídricos – RBRH. Porto Alegre-RS, vol. 3, n.1, p. 65-73, 1998.

MACHADO, R. E. & VETTORAZZI, C. A. *Simulação da produção de sedimentos para a microbacia hidrográfica do Ribeirão dos Marins (SP).* Rev. Bras. Ciênc. Solo, July/Aug. 2003, vol.27, n°.4, p.735-741. ISSN 0100-0683.

MAGRIN, G., C. et. al. Latin America. *Climate Change 2007: Impacts, Adaptation and Vulnerability. Contribution of Working Group II to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change.* M.L. Parry, O.F. Canziani, J.P. Palutikof, P.J. van der Linden and C.E. Hanson (org.). Cambridge-UK: Cambridge University Press, 2007. 581-615.

MANSOR, M. T. C. *Potencial de poluição de águas superficiais por fontes não pontuais de fósforo na bacia hidrográfica do Ribeirão do Pinhal, Limeira-SP* 2005. 189f.. Tese (Doutorado em Engenharia Agrícola) - Curso de pós-graduação em Engenharia Agrícola. Universidade Estadual de Campinas. Faculdade de Engenharia Agrícola, Campinas, 2005.

MILLER, G. T. *Ciência ambiental.* Tradução All Tasks. São Paulo: Thomson Learning, 2007. 123p.

MOTA, S. *Introdução à engenharia ambiental.* 3. ed. Rio de Janeiro: ABES, 2003. 416 p.

_____. *Preservação e conservação de recursos hídricos.* 2ª ed. – Rio de Janeiro: ABES, 1995.

MMA. *Resolução CONAMA nº 359 de 29 de abril de 2005.* Dispõe sobre a regulamentação do teor de fósforo em detergentes em pó para uso em todo o território nacional e dá outras providências. Publicação DOU: 18/03/2005. Disponível em <http://www.mma.gov.br>. Acesso em: 12 de janeiro de 2008.

MMA. *Resolução CONAMA 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. Publicação DOU: 18/03/2005.

MMA. *Resolução CONAMA nº 20 de 18 de junho de 1986.* Dispõe sobre a classificação das águas doces, salobras e salinas do Território Nacional. Publicação DOU: 30/07/1986. Disponível em <http://www.mma.gov.br>. Acesso em: 12 de janeiro de 2008.

NALINI. R. *Poder judiciário.* In: Meio ambiente no século 21. Coordenação: André Trigueiro. Rio de Janeiro: Sextante, 2003. 287-305p.

NEVES, F. F. *Uso do modelo AVSWAT na avaliação do aporte de nitrogênio (N) e fósforo (P) aos mananciais de uma microbacia hidrográfica contendo atividade avícola.* Revista de Engenharia Sanitária e Ambiental. Vol. II, n°4 – out/dez 2006, 311-317 pp.

NOVOTNY, V & OLEM, H. *Water quality: prevention, identification, and management of diffuse pollution.* New York: Van Nostrand Reinhold, 1993. 1054p.

NOVOTNY, V & CHESTERS, G. *Handbook of Nonpoint Pollution: Sources and Management.* Van Nostrand Reinhold Environmental Engineering Series. New York: Van Nostrand Reinhold, 1981. 555p

NOVOTNY, V. *Water Quality: Diffuse Pollution and Watershed Management.* 2. Ed. New York: John Wiley & Sons, 2003. 888p.

PAIVA, A. L. R. *Modelagem computacional e análise da salinização da salinização dos aqüíferos na área central do Recife.* 2004. 146 f.. Dissertação (Mestrado em Tecnologia Ambiental e Recursos Hídricos) - Curso de pós-graduação em Engenharia Civil, Universidade Federal de Pernambuco,Recife, 2004.

PERNAMBUCO. Secretaria de Ciência Tecnologia e Meio Ambiente. *Atlas de bacias hidrográficas de Pernambuco.* Coordenação técnica: Simone Rosa da Silva. Recife: SECTMA, 2006. 104p.

_____. Secretaria de Ciência Tecnologia e Meio Ambiente – SECTMA. Agência Estadual de Meio Ambiente e Recursos Hídricos – CPRH. Programa Nacional de Meio Ambiente – PNMA II. *Relatório de monitoramento da qualidade da água da bacia hidrográfica do rio Ipojuca e reservatório de Tapacurá.* Recife: CPRH, 2005a. 33p. Disponível em: <http://www.cprh.pe.gov.br>. Acesso em: 10 fev. 2007.´

_____. Secretaria de Ciência Tecnologia e Meio Ambiente – SECTMA. *Plano de Aproveitamento dos Recursos Hídricos da Região Metropolitana do Recife, Zona da Mata e Agreste Pernambucano - PARH*. Relatório Síntese. Recife: SECTMA/PROAGUA, 2005b. 180p.

_____. Agência Estadual de Meio Ambiente e Recursos Hídricos – CPRH. Programa Nacional de Meio Ambiente – PNMA II. *Levantamento das fontes poluidoras na bacia do rio Ipojuca.* Recife, PE: CPRH, 2003. 54p.

_____. Secretaria de Ciência Tecnologia e Meio Ambiente. *Plano Diretor de Recursos Hídricos da Bacia Hidrográfica do rio Ipojuca.* Recife: SECTMA, 2001.

_____. Secretaria Estadual de Recursos Hídricos - SRH. *Plano Estadual de Recursos Hídricos – Documento Síntese.* Recife: SRH/PROÁGUA, 1998. 215p. V1 p. 74-82 e V2 p. 46-59.

_____. Secretaria de Produção Rural e Reforma Agrária. *Zoneamento Agroecológico do Estado de Pernambuco.* Fernando Barreto Rodrigues & Silva et al (org). Embrapa Solos - UEP Recife. Recife: 2001. CD-ROM. (Embrapa Solos. Documento; n° 35). ISSN 1517-2627

PRODANOFF, J. H. A. *Avaliação da poluição difusa gerada por enxurradas em meio urbano.* 2005. 266 f.. Tese (Doutorado em Ciências em Engenharia Civil) - Curso de pós-graduação em Engenharia, Universidade Federal do Rio de Janeiro COPPE/UFRJ, Rio de Janeiro, 2005.

SANTOS, C. A. G. *Estimativa da produção de sedimentos na bacia experimental jatobá a partir de técnicas de modelagem e geoprocessamento.* In: Anais do XVII Simpósio de Recursos Hídricos do Nordeste. São Luís-MA. ABRH: 2004.

SALGUEIRO, J. H. P. B. *Avaliação da rede pluviométrica e análise de variabilidade espacial da precipitação: estudo de caso na bacia do rio Ipojuca em Pernambuco.* 2005. 122 f. Dissertação (Mestrado em Recursos Hídricos) - Universidade Federal de Pernambuco, Recife, 2005.

SCHNOOR, J. L *Environmental modelling – Fate and transport of pollutants in water, air and soil.* John & Sons. 1996.

SCHREIBER H., BEHRENDT, H., CONSTATINESCU, L. T., CVITANIC, I., DRUMEA, D., JABUCAR, D., JURAN, S., PATAKI, B., SNISHKO, S. & ZESSNER, M. *Point and diffuse nutrient emissions and loads in the transboundary Danube River Basin – I. A modelling approach.* Large Rivers. Vol. 16. N° 1-2. Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung: 2005. p.197-220

_____. *Nutrient emission from diffuse and point sources into river Danube and its main tributaries for the period of 1998-2000 – results eand problems.* Diffuse Pollution Conference. Dublin, Irland: 2003a. p. 9-24

SCHREIBER H., CONSTATINESCU, L. T., CVITANIC, I., DRUMEA, D., JABUCAR, D., JURAN, S., PATAKI, B., SNISHKO, S., ZESSNER, M. & BEHRENDT, H. *Harmonised inventory of point and diffuse emissions of nitrogen and phosphorus for a transboundary river basin.* Berlin: UBA, 2003b. 159p

SETTI, A. A. *Legislação para usos dos recursos hídricos.* In: Gestão de recursos hídricos: aspectos legais, econômicos e sociais. SILVA, D. D. et al. (org) Universidade Federal de Viçosa, MG. Porto Alegre: ABRH, 2000. 659p. 121-154.

SILVA, S. R., SA, A. M. F. & COSTA, A. M. *Implementation of the National Policy for Water Resources in Brazil and State Policy Water Resources in Pernambuco.* In: G. Gunkel; M. C. Sobral. (Org.). Reservoirs and River Basins Management: Exchange of Experience from Brazil Portugal and Germany. Berlin: TU-Berlin, 2007a, p. 2 – 13.

SILVA, S. R., COSTA, A. M. & WANDERLEY, S. F. S.. *O Sistema Estadual de Gerenciamento de Recursos Hídricos de Pernambuco*. In: Arminda Saconi Messias; Marcos Roberto Nunes Costa. (Org.). Água Superficial, Residuária e Sedimento. 1 ed. Recife: UNICAP, 2007b, v. único, p. 313-332.

SILVA, S. R. *A integração entre os níveis de planejamento de recursos hídricos – estudo de caso: a bacia hidrográfica do rio São Francisco.* 2006. 301 f.. Tese (Doutorado em Tecnologia Ambiental e Recursos Hídricos) - Curso de pós- graduação em Engenharia Civil, Universidade Federal de Pernambuco, Recife,2006.

SILVA, S. R., et al. *A gestão dos recursos hídricos em Pernambuco.* In: XV Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos, 2003, Curitiba. Anais do XV Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos, 2003. 499p.

SILVA. A. L. *Cargas difusas de poluição e seu impacto em mananciais para abastecimento público.* 2003a. 179f.. Dissertação (Mestrado em Engenharia Hidráulica) - Curso de pós-graduação em Engenharia, Escola Politécnica da Universidade /USP,São Paulo, 2003.

SILVA. A. L & M. F. A. *A utilização do modelo WinHSPF no estudo das cargas difusas de poluição da bacia do ribeirão da Estiva, SP.* In: Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos, 15, 2003b. Curitiba. Anais... São Paulo: ABRH, 2003. CD-Rom.

SOBRAL, M. C., GUNKEL, G., MONTENEGRO, S., AURELIANO, J & ALCOFORADO, T. *Evaluation of the Water Monitoring System for Tropical River Basins in Northeast Brazil*. Proceedings of the 9th International. Specialised Conf. Watershed & River Basin Management – IWA. Edinburgh, 2002. Citar no texto

SOBRAL, M. C.,GUNKEL, G., ROHN, H & AURELIANO, J. *Avaliação do monitoramento da qualidade da água de rios intermitentes: o caso do rio Ipojuca, Pernambuco.*In: XVI Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos. João Pessoa: ABRH, 2005.

TOMAZ. P. *Poluição Difusa.* São Paulo: Ed. Navegar, 2006. 446p.

TUCCI, C. E. M. *Desenvolvimento institucional dos recursos hídricos no Brasil.* Revista de Gestão da Água da América Latina – Rega. Santiago: Global Water Partnership South América, 2005. Vol. 2 n.2, p. 81-93.

TUCCI, C. E. M & SILVEIRA, A. *Elementos para o controle da drenagem urbana.* In: Gerenciamento de Drenagem Urbana. Instituto de Pesquisas Hidráulicas – IPR. Universidade Federal do Rio Grande do Sul – UFRGS, 2001.

TUCCI, E. M. *Modelos Hidrológicos.* Porto Alegre: Ed. Universidade Federal do Rio Grande do Sul, ABRH, 1998. 669p

TUCCI, C. E. M. et al. *Cenários da gestão da água no Brasil: uma contribuição para a "visão mundial da água".* Revista Brasileira de Recursos Hídricos – RBRH. Porto Alegre-RS, vol. 5, n.3, p. 31-43.2000.

TUNDISI, J. G . *Água no século XXI:* enfrentando à escassez. São Paulo: Ed. Rima, 2003. 248p.

UE. UNIÃO EUROPÉIA. Instrumento da Política da União Européia relativa à Água. Diretiva 2000/60/CE do Parlamento Europeu e do Conselho, de 23 de Outubro de 2000. Jornal Oficial das Comunidades Européias: 2000.

VENOHR, M. & BEHRENDT, H. (2003): *Modellierung der Dinamik der Stickstoffretention im Flussystem*. Deutsche Gesellschaft für Hydrologie (DGL).

VON SPERLING, M. *Estudo e modelagem da qualidade da água de rios.* Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental da UFMG (DESA). Belo Horizonte, 2007. 588p.

_____. *Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos.* Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental da UFMG (DESA). Belo Horizonte, 2006. 452p.

VON SPERLING, M. *Calibration of poorly identifiable systems. Application to an activated sludge model*. Journal of the Environmental Engineering Division, ASCE, 120 (3) May/June 1994 pp. 625-644.

VON SPERLING, D. L & BEHRENDT, H. *Application of the nutrient emission model MONERIS to the upper Vellhas River Basin, Brazil.* In: Günter Gunkel; Maria do Carmo Sobral. (Org.). Reservoir and River Basins Management: Exchange of experience of Brazil, Portugal and Germany. 1 ed. Berlin: TUB Verlag, 2007, v., p. 265-279.

VON SPERLING, D. L. *Application of the Moneris nutrient emission model in the upper Velhas river catchment.* 2004, 124f.. Dissertação (Mestrado em Environmental and Resource Management), Brandenburg University of Technology Cottbus, Alemanha, 2004.

WITT, M. & BEHRENDT, H. *Nitrogen and phosphorus emissions from soil to surface water in the Rhine and Elbe basins.* Water Science and Technology, Great Britain, v.39, n.12, p.109-116, 1999.

www.cprh.pe.gov.br
www.ana.gov.br
www.mma.gov.br
http://www.epa.gov/owow/nps/watershed_handbook/pdf/handbook.pdf
http://www.ipcc.ch/ipccreports/ar4-wg2.htm
http://www.sigrh.sp.gov.br/sigrh/basecon/lrh2000/LF/Leis/lf9984ana.htm

ANEXOS

Anexo A - Dados referentes à carga potencial e remanescente gerada pelas indústrias localizadas na bacia hidrográfica do rio Ipojuca.

Anexo B - Registro fotográfico de algumas estações de monitoramento da qualidade da água.

Anexo C - Avaliação estatística dos dados de monitoramento da qualidade da água

Anexo A - Carga potencial e remanescente geradas pelas indústrias localizadas na bacia do rio Ipojuca

Unidade	Setor	Município	Indústria	Q (m³/d)		Carga potencial (kg DBO5/dia)		Carga remanescente (kg DBO5/dia)	
				Esgotos domést.	Efluentes industriais	Esgoto domest.	Efluente industria	Esgoto domest.	Efluente industrial
UA1	Metalúrgica	Belo Jardim	Acumuladores Brasil	0,2	0,3	0,5		0,1	
UA1		Belo Jardim	Acumuladores Moura	18,75	0,4	13,5		13,5	
UA1		Belo Jardim	Metalurgica Belo Jardim	0,1	84,8	0,5		0,3	
UA1	Materiais Elétricos	Belo Jardim	Acumuladores Moura Unidade 01	61	39	32		19,2	
UA1	Têxtil	Poção	A. original LTDA	0,3					
UA1	Produtos alimentares	Sanharó	Fabio Ricardo Miranda Galindo Doces-ME	0,6	30	0,2			
UA1		Belo Jardim	Fribesa - Frigorífico Belo Jardim	2,62		6,3	190,4	3,8	80
UA1		Pesqueira	Inconfil - Indústria e Comércio de Frituras LTDA	0,01	0,03	0,03		0,03	
UA1		Pesqueira	Matadouro de Pesqueira		30		180		180
UA1		Belo Jardim	Matadouro de Belo Jardim		30		210		210
UA1		Belo Jardim	RMB LTDA	70	740	12,42	3125	1,2	33,6
UA1		Belo Jardim	Notaro Alimentos S/A	25	475	25	416,5	5	83,3
UA1	Minerais não metálicos	Belo Jardim	Belanor Pedras Ornamentais	3,8	6,2	2		1	
UA1	Química	Pesqueira	Fertilizantes Líquidos e Granulados do NE	1		0,6		0,6	
UA1	Vestuários	Pesqueira	Rendas meu Xodó	0,6		0,4		0,3	
UA2	Metalúrgica	Caruaru	Normetais indústria e comercio LTDA	4		2		1,2	
UA2	Têxtil	Caruaru	Agreste Industrial de Ráfia	9	20,23	6,3	5,95	4	3,57
UA2	Produtos alimentares	Caruaru	Cyrol Royal S/A	3	4,35	3			
UA2		Caruaru	Com. e indústria de produtos alimentícios do NE	18	14	13	62	12	62
UA2		Caruaru	Doce frio ind. de alimentos e sobremesas geladas	60	30	18		11	
UA2		Caruaru	Frigorífico Belo Jardim	18,75	16	13,5	81,28	13,5	81,28
UA2		Caruaru	Indústria Comércio e Exportação Tavano LTDA	2		0,6		0,6	
UA2		Caruaru	Indústria Comércio de Rações Nutribem	2,1		2	28,8	1,2	18
UA2		Caruaru	Kivita indústria e comércio LTDA	3	50	1,6	5,5	0,6	2,2
UA2		Caruaru	Matadouro de Caruaru		30		230		230
UA2	Minerais não metálicos	Tacaimbó	Kitambar Artefatos de Cerâmica	4	10	3		2	
UA2		Caruaru	Luzarte Estrela LTDA		20	10,8		6,5	
UA2		Caruaru	Marnol Mármores Artísticos do Nordeste	0,8		0,6		0,36	

Anexo A - Carga potencial e remanescente geradas pelas indústrias localizadas na bacia do rio Ipojuca (continuação)

Unidade	Setor	Município	Indústria	Q (m³/d)		Carga potencial (kg DBO5/dia)		Carga remanescente (kg DBO5/dia)	
				Esgotos domésticos	Efluentes industriais	Esgoto domést.	Efluente indust.	Esgoto domést.	Efluente industrial
UA2	Matéria plástica	Caruaru	LA Plast Industria e Comercio LTDA	10		1,02		1,02	
UA2	Matéria plástica	Caruaru	Caruaru Plásticos LTDA	4	8	3		1,8	
UA2	Matéria plástica	Caruaru	Dimard Industria e Comércio Calçados	1,2		1,9		0,8	
UA2	Vestuários	Caruaru	Calçados M.C.F Itália	14		10,9		6,8	
UA2		Caruaru	Etical - Etiquetas Caruaru	6		9,4		5,7	
UA2		Caruaru	Indústria Brasileira de Botões	10		2		1	
UA2		Caruaru	Jordac Industria de Confecções	1,2		0,9		0,9	
UA2	Beneficiamento de pele	Caruaru	Curtume Emelson Rafael	0,9	18	0,8	40,5	0,5	40,5
UA2	Indústria de madeira	Caruaru	Industria de Montagem de Quadros e Porta-retrato	1,8		1,3		0,8	
UA2	Perfumaria, sabão e velas	Caruaru	Miranda Irmãos e CIA LTDA	1	1,6	0,6		0,6	
UA2	Produtos farmacêuticos	Caruaru	Pharmus Química Farmacêuticos	3,7		3		1,8	
UA3	Produtos alimentares	Bezerros	Indústria comércio Xavante LTDA	3,2	33	2		1,2	
UA3	Produtos alimentares	Bezerros	Indústria de Doces Lima LTDA	3			13,4		8
UA3		Bezerros	Ironildo Paulino de Belo - ME	0,33	7,4	0,35	0,45		0,16
UA3		Gravatá	Matadouro de Gravatá		100		100		100
UA3		Bezerros	Matadouro de Bezerros		30		135		135
UA3		Bezerros	Produtos Santana LTDA	2		0,92	10,21	0,2	6,12
UA3		Bezerros	Suzana M. da Silva	2,53	99	0,8	40	0,3	16
UA3	Minerais não metálicos	Bezerros	Bezerros Indústria e Mineração	0,45	4	0,32		0,2	
UA3	Matéria plástica	Bezerros	Hidroplast Indústria e Comercio LTDA	5,5		1,5		0,9	
UA3		Gravatá	Santandré Indústria e Comércio de Plástico LTDA	2,2	1	8		8	
UA4	Têxtil	Escada	Companhia Industrial Pirapama	22,5	35,75	16,2	36,4	9,72	36,4
UA4	Metalúrgica	Ipojuca	Microlite S/A	12		27		16,2	
UA4		Ipojuca	Ogramac Nordest LTDA	2		0,6		0,12	

Anexo A - Carga potencial e remanescente geradas pelas indústrias localizadas na bacia do rio Ipojuca (continuação)

Unidade	Setor	Município	Indústria	Q (m^3/d)		Carga potencial (kg DBO5/dia)		Carga remanescente (kg DBO5/dia)	
				Esgotos domésticos	Efluentes industriais	Esgotos domésticos	Efluente industrial	Efluente sanitário	Efluente industrial
UA4	Produtos alimentares	Ipojuca	Bunge Alimentos S/A	15	18,3	5	31	3	31
UA4		Pombos	Matadouro de Pombos		50		135		135
UA4		Escada	Matadouro de Escada		30		135		135
UA4		Ipojuca	Matadouro de Ipojuca		30		69		69
UA4	Minerais não metálicos	Ipojuca	Caulium do Nordeste	6	20	4		2,5	
UA4	Matéria plástica	Suape	Braspack Embalagens do NE	7,5	4,3	5,4	1,6	4,32	
UA4		Escada	Pacto Comércio e Representações LTDA	4,5	1,5	9		9	
UA4	outras fontes	Ipojuca	Caravel Servicos de Containeres S/A	6		5		3	
UA4	Vestuários	Ipojuca	Terminal Quimico de Aratu S/A	2,5		1,8		1	
UA4	Substâncias perigosas	Ipojuca	Pandenor importação e exportação	2,8		1		1	
UA4		Ipojuca	Petrobrás Tranporte S/A	13,5		9,8		6	
UA4		Ipojuca	Terminais Marítimos de Pernambuco	1,5		1,5		0,9	
UA4	Produtos farmacêuticos	Ipojuca	Hebron	15,15	20	10,9		6,54	
UA4	Gráfica	Ipojuca	Quebecor World Recife LTDA	20	8	14	11,7	8,4	11,7
UA4	Sucroalcooleira	Pombos	Agroindustrial cachoeira LTDA	27	37180	20	19.013	12	1.902
UA4		Primavera	Usina União Indústria	225	60000	70	15.750	28	1.600
UA4		Ipojuca	Usina Ipojuca SA	40	122980		19.125		1.913
UA4		Ipojuca	Usina Salgado	44	80080	0,4	18.000	0,24	1.800
UA4	Empreendimento Comercial	Ipojuca	Bahiana Distribuidora de Gás	15	10	1,7		1,02	
UA4		Ipojuca	Copagás Distribuidora de Gás	31,4		3,5		2	
						423,36	77182,69	245,47	8922,83

Fonte: Adaptado PERNAMBUCO, 2003

Anexo B - Registro fotográfico de algumas estações de monitoramento da qualidade da água

Joana Aureliano, Abr/2008

Estação IP-01, nascente do rio Ipojuca, município de Arcoverde

Alessandra Maciel, Out/2007

Estação IP-13, ponte sobre a PE-180, a montante do reservatório de Belo Jardim

Alessandra Maciel, Out/2007

Estação IP-14, a montante do reservatório de Bitury

Alessandra Maciel, Out/2007

Estação IP-15, reservatório de Bitury

Estação IP-36, reservatório Pedro Moura Júnior (Belo Jardim)

Estação IP-64, ponte a jusante da cidade de Chã Grande

Alessandra Maciel, Out/2007

Estação IP-70, a jusante da Usina União Indústria

Alessandra Maciel, Out/2007

Estação IP-85, ponte da BR-101, à jusante da cidade de Escada

Alessandra Maciel, Out/2007

Estação IP-90, ponte da PE-60, a jusante da Usina Ipojuca

Alessandra Maciel, Out/2007

Estação IP-95, a jusante da Usina Salgado

Alessandra Maciel, Out/2007

Estação IP-97, estuário do rio Ipojuca e Merepe

Alessandra Maciel, Out/2007

Estação IP-99, mar sob influência do rio Ipojuca, há 2 km do Porto de Suape

Anexo C - Avaliação estatística dos dados de monitoramento da qualidade da água

Estação IP-25

Parâmetros	n	10 percentil	50 percentil	90 percentil	Média	Desvio Padrão	Limite Classe 2
Temperatura (°C)	19	23,4	27	29,6	26,8	2,8	-
pH	20	7	7,3	7,5	7,3	0,3	-
O_2 (mg L^{-1})	23	0,0	0,0	0,0	-	-	> 5
DBO $_{5,20}$ (mg L^{-1})	27	5,6	17,5	36,8	-	-	< 5
P_{total} (mg L^{-1})	18	2,4	3,2	3,9	3,4	1,1	< 0,10
NH_4 – N (mg L^{-1}) para pH < 7	12	1,3	7,9	29,7	13,49	14,5	< 3,70
Cloretos (mg L^{-1}Cl)	19	182,0	245,0	452,4	267,95	98,8	< 250
Sólidos Dissolvidos (mg.L^{-1})	4	876,1	943,2	1160,5	996,83	165,0	< 500
Coliformes Fecais (n/100 ml)*	13	1600	28000	160000	80392,31	77178,7	< 1.000

Estação IP-40

Parâmetros	n	10 percentil	50 percentil	90 percentil	Média	Desvio Padrão	Limite Classe 2
Temperatura (°C)	12	24	25,5	26,9	25,3	1,2	-
pH	18	7,0	7,5	8,0	7,4	0,4	-
O_2 (mg L^{-1})	23	3,4	5,9	8,2	-	-	> 5
DBO $_{5,20}$ (mg L^{-1})	24	2,0	2,4	5,5	-	-	< 5
P_{total} (mg L^{-1})	9	0,3	0,8	1,4	0,8	0,5	< 0,10
NH_4 – N (mg L^{-1}) (pH < 7)	8	0,1	0,3	0,5	0,33	0,2	< 3,70
Cloretos (mg L^{-1}Cl)	12	405,0	730,5	998,6	733,42	257,3	< 250
Turbidez (UNT)	6	9,1	12,5	16,5	12,7	3,8	< 100
Sólidos Dissolvidos (mg.L^{-1})	10	1036,4	1384,7	1988,7	1469	454,7	< 500
Coliformes Fecais (n/100 ml)*	15	440	3000	74000	20993,33	32518,7	< 1.000

Estação IP-50

Parâmetros	n	10 percentil	50 percentil	90 percentil	Média	Desvio Padrão	Limite Classe 2
Temperatura (°C)	28	25,7	27	29,7	27,5	2,1	-
pH	42	7	7,3	7,8	7,4	0,3	-
O_2 (mg L^{-1})	56	0,0	0,0	3,2	-	-	> 5
DBO $_{5,20}$ (mg L^{-1})	57	9,0	44,2	95,6	-	-	< 5
P_{total} (mg L^{-1})	18	1,1	2,9	3,5	2,5	1,0	< 0,10
NH_4 – N (mg L^{-1}) (pH < 7)	22	1,1	7,5	29,6	13,78	14,3	< 3,70
Cloretos (mg L^{-1}Cl)	24	204,1	282,5	420,3	297,00	83,4	< 250
Turbidez (UNT)	15	11,4	30,0	125,2	47,5	56,5	< 100
Sólidos Dissolvidos (mg.L^{-1})	28	770,3	1047,0	1500,0	1083,35	283,6	< 500
Coliformes Fecais (n/100 ml)*	36	6500	160000	160000	122294	66353,7	< 1.000

Estação IP-55

Parâmetros	n	10 percentil	50 percentil	90 percentil	Média	Desvio Padrão	Limite Classe 2
Temperatura (°C)	26	23	26,3	28	26	2,1	-
pH	42	6,9	7,4	7,9	7,4	0,4	-
O_2 (mg L^{-1})	56	1,0	4,5	6,5	-	-	> 5
DBO $_{5,20}$ (mg L^{-1})	56	2,0	4,3	11,9	-	-	< 5
P_{total} (mg L^{-1})	20	0,6	1,8	3,4	1,9	1,1	< 0,10
NH_4 – N (mg L^{-1}) (pH < 7)	21	0,5	1,5	8,7	3,26	4,4	< 3,70
Cloretos (mg L^{-1}Cl)	23	230,8	400,0	518,2	397,69	134,1	< 250
Turbidez (UNT)	15	3,0	4,4	8,2	5,5	3,8	< 100
Sólidos Dissolvidos (mg.L^{-1})	28	706,4	1247,7	1507,3	1165,51	324,4	< 500
Coliformes Fecais (n/100 ml)*	39	360	2000	60000	20618,72	48240,0	< 1.000

Anexo C - Avaliação estatística dos dados de monitoramento da qualidade da água

Parâmetros	n	10 percentil	50 percentil	90 percentil	Média	Desvio Padrão	Limite Classe 2
Estação IP-64							
Temperatura (°C)	37	23	26	28	25,8	1,7	-
pH	54	6,8	7,5	7,9	7,4	0,5	-
O_2 (mg L^{-1})	70	2,0	5,4	7,4	-	-	> 5
DBO $_{5,20}$ (mg L^{-1})	71	2,0	2,0	7,0	-	-	< 5
P_{total} (mg L^{-1})	29	0,4	0,7	1,4	1,0	1,2	< 0,10
NH_4 – N (mg L^{-1}) (pH < 7)	30	0,1	0,2	1,4	0,56	0,8	< 3,70
Cloretos (mg L^{-1}Cl)	20	85,6	167,5	306,4	178,06	79,8	< 250
Turbidez (UNT)	17	3,3	8,4	25,0	13,1	12,1	< 100
Sólidos Dissolvidos (mg.L^{-1})	30	232,7	555,0	929,3	598,30	299,1	< 500
Coliformes Fecais (n/100 ml)*	55	200	1700	68000	18692,91	43451,5	< 1.000
Estação IP-70							
Temperatura (°C)	37	24,8	28	31	28,1	2,6	-
pH	53	5,5	6,5	7,3	6,4	0,7	-
O_2 (mg L^{-1})	71	0,8	3,2	7,3	-	-	> 5
DBO $_{5,20}$ (mg L^{-1})	72	2,0	5,0	47,6	-	-	< 5
P_{total} (mg L^{-1})	29	0,1	0,2	0,5	0,3	0,2	< 0,10
NH_4 – N (mg L^{-1}) (pH < 7)	14	0,1	0,3	0,9	0,43	0,3	< 3,70
Cloretos (mg L^{-1}Cl)	25	14,2	26,0	89,8	43,99	37,5	< 250
Turbidez (UNT)	17	3,9	8,6	42,0	16,0	14,8	< 100
Sólidos Dissolvidos (mg.L^{-1})	30	54,4	90,6	258,9	132,32	99,0	< 500
Coliformes Fecais (n/100 ml)*	54	2320	23000	160000	55275,93	65765,6	< 1.000
Estação IP-85							
Temperatura (°C)	46	25	27	29	27	1,9	-
pH	66	6,3	6,7	7,2	6,7	0,6	-
O_2 (mg L^{-1})	84	0,4	4,7	7,2	-	-	> 5
DBO $_{5,20}$ (mg L^{-1})	85	2,0	2,8	14,9	-	-	< 5
P_{total} (mg L^{-1})	37	0,1	0,2	0,5	0,3	0,3	< 0,10
NH_4 – N (mg L^{-1}) (pH < 7)	29	0,2	0,3	1,1	0,44	0,4	< 3,70
Cloretos (mg L^{-1}Cl)	29	16,0	29,0	85,2	38,86	27,5	< 250
Turbidez (UNT)	25	5,4	15,0	48,0	23,9	17,9	< 100
Sólidos Dissolvidos (mg.L^{-1})	36	66,8	97,4	249,0	130,16	75,9	< 500
Coliformes Fecais (n/100 ml)*	63	2220,0	23000,0	160000,0	60693,65	67659,7	< 1.000
Estação IP-90							
Temperatura (°C)	47	25,3	28	31	27,9	2	-
pH	67	6	6,5	7,1	6,5	0,6	-
O_2 (mg L^{-1})	82	0,0	3,6	7,5	-	-	> 5
DBO $_{5,20}$ (mg L^{-1})	83	2,0	3,4	24,1	-	-	< 5
P_{total} (mg L^{-1})	38	0,1	0,2	0,4	0,3	0,4	< 0,10
NH_4 – N (mg L^{-1}) (pH < 7)	24	0,2	0,3	0,8	0,42	0,3	< 3,70
Cloretos (mg L^{-1}Cl)	30	16,9	24,5	63,6	37,35	32,7	< 250
Turbidez (UNT)	25	16,0	34,0	61,4	40,6	28,9	< 100
Sólidos Dissolvidos (mg.L^{-1})	37	71,3	86,8	203,2	122,40	77,3	< 500
Coliformes Fecais (n/100 ml)*	60	1670,0	14000,0	160000,0	65474,50	79421,5	< 1.000
Estação IP-95							
Temperatura (°C)	41	25,5	28	32	28,6	2	-
pH	54	5,8	6,4	7,0	6,3	0,6	-
O_2 (mg L^{-1})	67	0,0	0,8	6,4	-	-	> 5
DBO $_{5,20}$ (mg L^{-1})	68	2,0	5,5	26,0	-	-	< 5
P_{total} (mg L^{-1})	32	0,1	0,2	0,3	0,3	0,3	< 0,10
NH_4 – N (mg L^{-1}) (pH < 7)	27	0,1	0,2	0,6	0,3	0,2	< 3,70
Cloretos (mg L^{-1}Cl)	34	18,3	31,0	828,9	218,31	382,7	< 250
Turbidez (UNT)	16	13,4	25,5	51,0	31,4	16,4	< 100
Sólidos Dissolvidos (mg.L^{-1})	26	80,7	108,0	1616,5	440,72	737,2	< 500
Coliformes Fecais (n/100 ml)*	47	1500,0	22000,0	160000,0	58872,77	68079,8	< 1.000