

**CHRISTINE DA FONSECA XAVIER**

**AVALIAÇÃO DA INFLUÊNCIA DO USO E OCUPAÇÃO DO  
SOLO E DE CARACTERÍSTICAS GEOMORFOLÓGICAS  
SOBRE A QUALIDADE DAS ÁGUAS DE DOIS  
RESERVATÓRIOS DA REGIÃO METROPOLITANA DE  
CURITIBA – PARANÁ**

Dissertação apresentada como requisito parcial para  
a obtenção do grau de Mestre em Solos no Curso de  
Pós Graduação em Ciências do Solo da Universidade  
Federal do Paraná – UFPR.

Orientador: Professor Dr. Cleverson Vitório Andreoli

CURITIBA  
2005

*Aos meus pais, Ivan (in memoriam) e Silvia, meus primeiros e melhores mestres, fontes constantes de inspiração e amor.*

*Ao Sergio, pela dedicação, paciência e amor.*

## AGRADECIMENTOS

A Deus, antes e acima de tudo.

Ao Prof. Dr. Gláucio Roloff, pela ajuda e co-orientação deste trabalho.

Ao Instituto Ambiental do Paraná, pelos dados cedidos, e em especial aos amigos Maria Lúcia Biscaia de Medeiros, Renato Brunkow e Leda Neiva Dias, pelo apoio e sugestões.

À Superintendência de Recursos Hídricos e Meio Ambiente, pelos dados cedidos, e em especial aos técnicos Edson Nagashima e Jaqueline Dorneles de Souza.

Ao colega Edson Queluz, pela paciência e interesse.

À Silvane Barsi Santana, pela ajuda inestimável em fazer aquelas coisas que considero um mistério.

À Anelissa Donha, pela ajuda na confecção dos mapas de solos.

À Prof<sup>a</sup> Nerilde Favaretto, pela possibilidade de discutir e aprender todas as faces de uma bacia hidrográfica.

À Bibliotecária Simone Amadeu, este trabalho também é um pouco seu.

A todos aqueles, cujos nomes não será possível citar, mas que contribuiram com sugestões, críticas e acima de tudo com confiança para que este trabalho tenha se tornando possível.

# SUMÁRIO

**LISTA DE TABELAS**

**LISTA DE FIGURAS**

**RESUMO**

**ABSTRACT**

<b>1 INTRODUÇÃO</b>	<b>1</b>
<b>2 OBJETIVOS</b>	<b>4</b>
2.1 OBJETIVO GERAL	4
2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS	4
<b>3 REVISÃO DE LITERATURA</b>	<b>5</b>
3.1 O AMBIENTE AQUÁTICO	5
3.2 DEGRADAÇÃO DA QUALIDADE DA ÁGUA	9
3.3 ATIVIDADES ANTRÓPICAS QUE INFLUENCIAM A QUALIDADE DA ÁGUA	10
3.3.1 Atividades agrícolas	10
3.3.2 Urbanização	15
3.3.2.1 Esgoto sanitário	15
3.3.2.2 Impermeabilização	17
3.3.2.3 Drenagem pluvial	18
3.3.2.4 Contaminação de aquíferos	18
3.3.3 Atividades industriais	19
3.3.4 Eutrofização: causas e conseqüências	20
3.3.5 Impactos da eutrofização em mananciais de abastecimento público	35
3.3.6 Previsão e avaliação do potencial de eutrofização	40
3.3.7 Índices para avaliação do estado trófico de ambientes aquáticos	42
<b>4 MATERIAL E MÉTODOS</b>	<b>50</b>
4.1 COBERTURA VEGETAL E USOS DO SOLO	50
4.2 CLIMA	51
4.3 POPULAÇÃO	51
4.4 QUALIDADE DE ÁGUA	52
4.4.1 Rios Passauna e Irai	52
4.4.1.1 Estações de amostragem	52
4.4.1.2 Variáveis selecionadas	54
4.4.1.3 Tratamento dos dados	58
4.4.2 Reservatórios do Passauna e Irai	59

4.4.2.1 Estações de amostragem e profundidades amostradas	59
4.4.2.2 Variáveis selecionadas	60
4.4.2.3 Tratamento dos dados	61
4.4.2.4 Dados morfométricos dos reservatórios	62
4.5 MÉTODO DE CÁLCULO DO POTENCIAL DE EUTROFIZAÇÃO	62
<b>5 RESULTADOS E DISCUSSÃO</b>	<b>64</b>
5.1 MANANCIAS DA REGIÃO METROPOLITANA DE CURITIBA	64
5.2 SUB-BACIA DO RIO PASSAUNA	68
5.2.1 Clima	68
5.2.2 Hidrografia	69
5.2.3 Geologia e Geomorfologia	73
5.2.4 Solos	75
5.2.5 Cobertura vegetal e usos do solo	78
5.2.6 Meio sócio-econômico	83
5.2.7 Avaliação e classificação da qualidade da água do Rio Passauna e tributários	85
5.2.8 Avaliação e classificação da qualidade da água do Reservatório do Passauna	95
5.2.9 Cálculo do potencial de eutrofização do reservatório	100
5.3 SUB-BACIA DO RIO IRAI	104
5.3.1 Clima	104
5.3.2 Hidrografia	105
5.3.3 Geologia e Geomorfologia	108
5.3.4 Solos	112
5.3.5 Cobertura Vegetal e usos do solo	114
5.3.6 Meio sócio-econômico	118
5.3.7 Avaliação e classificação da qualidade da água do Rio Irai e tributários	120
5.3.8 Avaliação e classificação da qualidade da água do Reservatório do Irai	129
5.3.9 Cálculo do potencial de eutrofização do reservatório	134
5.4 COMPARAÇÃO ENTRE AS DUAS SUB-BACIAS ESTUDADAS	136
<b>6 CONCLUSÕES</b>	<b>140</b>
<b>7 RECOMENDAÇÕES</b>	<b>142</b>
<b>REFERÊNCIAS</b>	<b>143</b>
<b>APÊNDICE</b>	<b>154</b>

## LISTA DE FIGURAS

FIGURA 1 - CICLO HIDROLÓGICO

FIGURA 2 - OS TRÊS NÍVEIS QUE DETERMINAM A PRODUTIVIDADE DE CORPOS DE ÁGUA

FIGURA 3 - INTER-RELAÇÕES ENTRE OS USOS DA ÁGUA E OS USOS DO SOLO EM UMA DETERMINADA BACIA HIDROGRÁFICA

FIGURA 4 - DISTRIBUIÇÃO DA PROBABILIDADE DE NÍVEL TRÓFICO DE LAGOS DE CLIMA TROPICAL BASEADOS EM CLOROFILA A

FIGURA 5 - REPRESENTAÇÃO ESQUEMÁTICA DO DESENVOLVIMENTO DA POLUIÇÃO EM ÁGUAS SUPERFICIAIS POR PATÓGENOS, CONSUMO DE OXIGÊNIO POR MATÉRIA ORGÂNICA, FÓSFORO E CIANOBACTÉRIAS NO NOROESTE DA EUROPA E AMÉRICA DO NORTE

FIGURA 6 - DIVISÃO POLÍTICA DA REGIÃO METROPOLITANA DE CURITIBA.

FIGURA 7 - SUB BACIA DO RIO PASSAUNA – HIDROGRAFIA E ESTAÇÕES DE AMOSTRAGEM.

FIGURA 8 - CLASSES DE DECLIVIDADE NA SUB-BACIA DO RIO PASSAUNA.

FIGURA 9 - CLASSES DE SOLO DA SUB-BACIA DO RIO PASSAUNA.

FIGURA 10 - COBERTURA VEGETAL, USO E OCUPAÇÃO DO SOLO NA SUB-BACIA DO RIO PASSAUNA

FIGURA 11 - CONCENTRAÇÕES DE OXIGÊNIO DISSOLVIDO ( $\text{mg l}^{-1} \text{O}_2$ ) NOS RIOS DA SUB-BACIA DO RIO PASSAUNA.

FIGURA 12 - CONCENTRAÇÕES DE FÓSFORO TOTAL ( $\text{mg l}^{-1} \text{P}$ ) NOS RIOS DA SUB-BACIA DO RIO PASSAUNA

FIGURA 13 - CONCENTRAÇÕES DE NITRITO ( $\text{mg l}^{-1} \text{N}$ ) NOS RIOS DA SUB-BACIA DO RIO PASSAUNA.

FIGURA 14 - CONCENTRAÇÕES DE NITRATO ( $\text{mg l}^{-1} \text{N}$ ) NOS RIOS DA SUB-BACIA DO RIO PASSAUNA

FIGURA 15 - CONCENTRAÇÕES DE NITROGÊNIO AMONÍACAL ( $\text{mg l}^{-1} \text{N}$ ) NOS RIOS DA SUB-BACIA DO RIO PASSAUNA

FIGURA 16 - CONCENTRAÇÕES DA DEMANDA BIOQUÍMICA DE OXIGÊNIO - DBO ( $\text{mg l}^{-1} \text{O}_2$ ) NOS RIOS DA SUB-BACIA DO RIO PASSAUNA.

FIGURA 17 - CONCENTRAÇÕES DA DEMANDA QUÍMICA DE OXIGÊNIO - DQO ( $\text{mg l}^{-1} \text{O}_2$ ) NOS RIOS DA SUB-BACIA DO RIO PASSAUNA.

FIGURA 18 - CONCENTRAÇÕES DE COLIFORMES FECAIS ( $\text{NMP } 100 \text{ ml}^{-1}$ ) NOS RIOS DA SUB-BACIA DO RIO PASSAUNA.

FIGURA 19 - SUB BACIA DO RIO IRAÍ – HIDROGRAFIA E ESTAÇÕES DE AMOSTRAGEM.

FIGURA 20 - CLASSES DE DECLIVIDADE NA SUB-BACIA DO RIO IRAÍ.

FIGURA 21 - CLASSES DE SOLO DA SUB-BACIA DO RIO IRAÍ.

FIGURA 22 - COBERTURA VEGETAL, USO E OCUPAÇÃO DO SOLO NA SUB-BACIA DO RIO IRAI.

- FIGURA 23 - CONCENTRAÇÕES DE OXIGÊNIO DISSOLVIDO ( $\text{mg l}^{-1} \text{O}_2$ ) NOS RIOS DA SUB-BACIA DO RIO IRAÍ.
- FIGURA 24 - CONCENTRAÇÕES DE FÓSFORO TOTAL ( $\text{mg l}^{-1} \text{P}$ ) NOS RIOS DA SUB-BACIA DO RIO IRAÍ.
- FIGURA 25 - CONCENTRAÇÕES DE NITRITO ( $\text{mg l}^{-1} \text{N}$ ) NOS RIOS DA SUB-BACIA DO RIO IRAÍ.
- FIGURA 26 - CONCENTRAÇÕES DE NITRATO ( $\text{mg l}^{-1} \text{N}$ ) NOS RIOS DA SUB-BACIA DO RIO IRAÍ.
- FIGURA 27 - CONCENTRAÇÕES DE NITROGÊNIO AMONÍACAL ( $\text{mg l}^{-1} \text{N}$ ) NOS RIOS DA SUB-BACIA DO RIO IRAÍ.
- FIGURA 28 - CONCENTRAÇÕES DA DEMANDA BIOQUÍMICA DE OXIGÊNIO - DBO ( $\text{mg l}^{-1} \text{O}_2$ ) NOS RIOS DA SUB-BACIA DO RIO IRAÍ.
- FIGURA 29 - CONCENTRAÇÕES DA DEMANDA BIOQUÍMICA DE OXIGÊNIO - DBO ( $\text{mg l}^{-1} \text{O}_2$ ) NOS RIOS DA SUB-BACIA DO RIO IRAÍ
- FIGURA 30 - VALORES DE COLIFORMES FECAIS (NMP  $100 \text{ ml}^{-1}$ ) NOS RIOS DA SUB-BACIA DO RIO IRAÍ.

## LISTA DE TABELAS

- TABELA 1 – COMPARAÇÃO ENTRE ALGUMAS PROPRIEDADES DE RIOS, LAGOS NATURAIS E RESERVATÓRIOS.
- TABELA 2 – CONCENTRAÇÃO RELATIVA DE FÓSFORO E NITROGÊNIO INORGÂNICO DE ACORDO COM A FONTE DE GERAÇÃO.
- TABELA 3 – MÉDIA DAS CONCENTRAÇÕES NO EFLUENTE FINAL APÓS TRATAMENTO SECUNDÁRIO E TERCIÁRIO.
- TABELA 4 – LIMITES DE FÓSFORO E NITROGÊNIO PARA DIFERENTES NÍVEIS DE TROFIA DE AMBIENTES AQUÁTICOS (ESTABELECIDOS PARA AMBIENTES DE CLIMA TEMPERADO).
- TABELA 5 – ALTERAÇÃO NO BALANÇO HÍDRICO EM PORCENTAGEM DA PRECIPITAÇÃO TOTAL.
- TABELA 6 – MÉDIA DAS CONCENTRAÇÕES NO EFLUENTE FINAL APÓS TRATAMENTO PRIMÁRIO, SECUNDÁRIO E TERCIÁRIO.
- TABELA 7 – CARACTERÍSTICAS DE LAGOS E RESERVATÓRIOS PARA DIFERENTES NÍVEIS DE TROFIA.
- TABELA 8 – POSSIBILIDADES DE USOS DE LAGOS E REPRESAS EM FUNÇÃO DO ESTADO TRÓFICO
- TABELA 9 – ESTAÇÕES DE AMOSTRAGEM NO RIO PASSAUNA E PRINCIPAIS AFLUENTES FORMADORES DO RESERVATÓRIO.
- TABELA 10 – ESTAÇÕES DE AMOSTRAGEM DOS PRINCIPAIS AFLUENTES DO RIO IRAI, FORMADORES DO RESERVATÓRIO.
- TABELA 11 – MÉTODOS ANALÍTICOS UTILIZADOS PARA DETERMINAÇÃO DAS VARIÁVEIS QUÍMICAS E BIOLÓGICAS CONSIDERADAS PARA OS RIOS DAS SUB-BACIAS DO PASSAUNA E IRAI.
- TABELA 12 – MÉTODOS ANALÍTICOS UTILIZADOS PARA DETERMINAÇÃO DAS VARIÁVEIS QUÍMICAS E BIOLÓGICAS CONSIDERADAS PARA OS RESERVATÓRIOS PASSAUNA E IRAI.
- TABELA 13 – MANANCIAS DO ALTO RIO IGUAÇU – VAZÕES REGULARIZADAS
- TABELA 14 – PRECIPITAÇÃO MÉDIA MENSAL (mm), PARA ESTAÇÃO PLUVIOMÉTRICA COLÔNIA DOM PEDRO – BR 277, CAMPO LARGO – PARANÁ, NO PERÍODO DE 1993 A 2003.
- TABELA 15 – DADOS MORFOMÉTRICOS MÉDIOS DO RIO PASSAUNA E TRIBUTÁRIOS.
- TABELA 16 – PRINCIPAIS CARACTERÍSTICAS MORFOMÉTRICAS E HIDROLÓGICAS DO RESERVATÓRIO DO PASSAUNA, CONSIDERANDO-SE A COTA MÁXIMA 889,53 m.
- TABELA 17 – CONVERSÃO PARA O SISTEMA BRASILEIRO DE CLASSIFICAÇÃO DE SOLOS (EMBRAPA, 1999) PARA A FIGURA 9, SUB-BACIA DO RIO PASSAUNA

- TABELA 18 – DISTRIBUIÇÃO DA COBERTURA VEGETAL NA APA DO PASSAUNA.
- TABELA 19 – QUANTIDADES APROXIMADAS DE FERTILIZANTES E ÉPOCA DE APLICAÇÃO NA SUB-BACIA DO PASSAUNA.
- TABELA 20 – USO E OCUPAÇÃO DO SOLO NA SUB BACIA DO RIO PASSAUNA E RESPECTIVAS ÁREAS OCUPADAS.
- TABELA 21 – LIMITES ESTABELECIDO PELA RESOLUÇÃO CONAMA 357/05 PARA CORPOS D'ÁGUA CLASSE 2.
- TABELA 22– VALORES MÁXIMOS MÉDIOS E MÍNIMOS DOS PARÂMETROS FÍSICO-QUÍMICOS E BACTERIOLÓGICO OBTIDOS NA ESTAÇÃO RIO CACHOEIRA (AI33) À JUSANTE DA INDÚSTRIA DE PAPELÃO HOERLE, NO PERÍODO DE 1993 A 2004.
- TABELA 23 – VALORES MÁXIMOS MÉDIOS E MÍNIMOS DOS PARÂMETROS FÍSICO-QUÍMICOS E BACTERIOLÓGICO OBTIDOS NA ESTAÇÃO RIO PASSAUNA (AI32) À MONTANTE DO RESERVATÓRIO, PRÓXIMO À PONTE DA BR 277, NO PERÍODO DE 1993 A 2004.
- TABELA 24 – VALORES MÁXIMOS MÉDIOS E MÍNIMOS DOS PARÂMETROS FÍSICO-QUÍMICOS E BACTERIOLÓGICO OBTIDOS NA ESTAÇÃO RIO FERRARIA (AI35) PRÓXIMO À PONTE, NO PERÍODO DE 1993 A 2004.
- TABELA 25 – VALORES MÁXIMOS MÉDIOS E MÍNIMOS DOS PARÂMETROS FÍSICO-QUÍMICOS E BACTERIOLÓGICO OBTIDOS NA ESTAÇÃO RIO SEM NOME(AI34) À JUSANTE DO FRIGORÍFICO BACACHERI, NO PERÍODO DE 1993 A 2004.
- TABELA 26 – DADOS FÍSICO-QUÍMICOS E BIOLÓGICOS DO RESERVATÓRIO DO PASSAUNA, REFERENTES À ESTAÇÃO BARRAGEM (PAS1), PARA ZONA EUFÓTICA (PROF I) E ZONA AFÓTICA (PROF II), NO PERÍODO DE JANEIRO/1997 A JUNHO/2004.
- TABELA 27 – VALORES LIMITES PARA OS NÍVEIS TRÓFICOS SEGUNDO OECD (1982).
- TABELA 28 – CÁLCULO DO ÍNDICE DE ESTADO TRÓFICO (IET) PARA O RESERVATÓRIO DO PASSAUANA, CONSIDERANDO-SE CADA UMA DAS AMOSTRAS COLETADAS NA PROFUNDIDADE I (ZONA EUFÓTICA), PARA FÓSFORO TOTAL (IETPT), CLOROFILA A (IETCL) E TRANSPARÊNCIA DA ÁGUA (IETSD).
- TABELA 29 – CONTRIBUIÇÕES UNITÁRIAS DE FÓSFORO TÍPICAS POR USO DO SOLO.
- TABELA 30 – PRECIPITAÇÃO MÉDIA MENSAL (mm), PARA ESTAÇÃO PLUVIOMÉTRICA PIRAQUARA – PARANÁ, NO PERÍODO DE 1993 A 2003.
- TABELA 31 – DADOS MORFOMÉTRICOS E HIDROLÓGICOS MÉDIOS DOS RIOS FORMADORES DA SUB BACIA DO IRAI.
- TABELA 32 – PRINCIPAIS CARACTERÍSTICAS MORFOMÉTRICAS E HIDROLÓGICAS DO RESERVATÓRIO DO IRAÍ, CONSIDERANDO-SE A COTA MÁXIMA 888,0 m.
- TABELA 33 – COMPARTIMENTOS GEOMORFOLÓGICOS
- TABELA 34 – CONVERSÃO PARA O SISTEMA BRASILEIRO DE CLASSIFICAÇÃO DE SOLOS (EMBRAPA,1999) PARA A FIGURA 21, SUB-BACIA DO RIO IRAÍ.

- TABELA 35 – USO E OCUPAÇÃO DO SOLO NA SUB BACIA DO RIO IRAÍ E RESPECTIVAS ÁREAS OCUPADAS.
- TABELA 36 - VALORES MÁXIMOS MÉDIOS E MÍNIMOS DOS PARÂMETROS FÍSICO-QUÍMICOS E BACTERIOLÓGICO OBTIDOS NA ESTAÇÃO RIO CAGUIRI (AI44) PRÓXIMO À PONTE DA ESTRADA DA GRACIOSA, NO MUNICÍPIO DE COLOMBO, NO PERÍODO DE 1993 A 2003.
- TABELA 37 - VALORES MÁXIMOS MÉDIOS E MÍNIMOS DOS PARÂMETROS FÍSICO-QUÍMICOS E BACTERIOLÓGICO OBTIDOS NA ESTAÇÃO RIO TIMBU (AI02) PRÓXIMO À PONTE DA ESTRADA DA GRACIOSA, NO MUNICÍPIO DE QUATRO BARRAS, NO PERÍODO DE 1993 A 2003.
- TABELA 38 - VALORES MÁXIMOS MÉDIOS E MÍNIMOS DOS PARÂMETROS FÍSICO-QUÍMICOS E BACTERIOLÓGICO OBTIDOS NA ESTAÇÃO RIO CURRALINHO (AI45), NO PERÍODO DE 1993 A 2003.
- TABELA 39 – DADOS FÍSICO-QUÍMICOS E BIOLÓGICOS DO RESERVATÓRIO DO IRAÍ, REFERENTES À ESTAÇÃO BARRAGEM (IRA1), PARA ZONA EUFÓTICA (PROF I) E ZONA AFÓTICA (PROF II), NO PERÍODO DE OUTUBRO/2001 A JUNHO/2004.
- TABELA 40 – CÁLCULO DO ÍNDICE DE ESTADO TRÓFICO (IET) PARA O RESERVATÓRIO DO IRAÍ, CONSIDERANDO-SE CADA UMA DAS AMOSTRAS COLETADAS NA PROFUNDIDADE I (ZONA EUFÓTICA), PARA FÓSFORO TOTAL (IETPT), CLOROFILA A (IETCL) E TRANSPARÊNCIA DA ÁGUA (IETDS).
- TABELA 41 – PRINCIPAIS CARACTERÍSTICAS DAS SUB-BACIAS DOS RIOS PASSAUNA E IRAÍ.
- TABELA 42 – MÉDIAS ANUAIS DOS PRINCIPAIS PARÂMETROS FÍSICO-QUÍMICOS E BACTERIOLÓGICOS, NA ESTAÇÃO RIO CACHOEIRA (AI33), À JUSANTE DA INDÚSTRIA DE PAPELÃO HOERLE.
- TABELA 43 - MÉDIAS ANUAIS DOS PRINCIPAIS PARÂMETROS FÍSICO-QUÍMICOS E BACTERIOLÓGICOS, NA ESTAÇÃO RIO PASSAUNA (AI32), À MONTANTE DO RESERVATÓRIO, PRÓXIMO À PONTE DA BR 277.
- TABELA 44 - MÉDIAS ANUAIS DOS PRINCIPAIS PARÂMETROS FÍSICO-QUÍMICOS E BACTERIOLÓGICOS, NA ESTAÇÃO RIO FERRARIA (AI35), PRÓXIMO À PONTE.
- TABELA 45 - MÉDIAS ANUAIS DOS PRINCIPAIS PARÂMETROS FÍSICO-QUÍMICOS E BACTERIOLÓGICOS, NA ESTAÇÃO RIO SEM NOME (AI34), À JUSANTE DO FRIGORÍFICO BACACHERI.
- TABELA 46 - MÉDIAS ANUAIS DOS PRINCIPAIS PARÂMETROS FÍSICO-QUÍMICOS E BACTERIOLÓGICOS, NA ESTAÇÃO RIO CANGUIRI (AI44), PRÓXIMO À PONTE DA ESTRADA DA GRACIOSA, NO MUNICÍPIO DE COLOMBO.
- TABELA 47 - MÉDIAS ANUAIS DOS PRINCIPAIS PARÂMETROS FÍSICO-QUÍMICOS E BACTERIOLÓGICOS, NA ESTAÇÃO RIO TIMBU (AI02), PRÓXIMO À PONTE DA ESTRADA DA GRACIOSA, NO MUNICÍPIO DE QUATRO BARRAS.

TABELA 48 - MÉDIAS ANUAIS DOS PRINCIPAIS PARÂMETROS FÍSICO-QUÍMICOS E BACTERIOLÓGICOS, NA ESTAÇÃO RIO CURRALINHO (AI45)

.

## RESUMO

A eutrofização tornou-se um problema mundial desde a década de 1940. Atualmente, ameaça mananciais de abastecimento em muitos países sendo que seu controle é urgente. O presente estudo foi realizado nas sub-bacias dos rios Passauna e Irai, mananciais de abastecimento da Região Metropolitana de Curitiba. O objetivo foi determinar a situação atual da qualidade das águas através do levantamento das principais características geomorfológicas, de uso e ocupação do solo e determinação do potencial de eutrofização dos dois reservatórios existentes nas áreas. De acordo com o Índice de Estado Trófico (IET) o reservatório do Passauna foi classificado como meso-eutrófico e o reservatório do Irai como eu-hipereutrófico. Os resultados apontam que as características morfométricas (profundidade média) e hidrológicas (tempo de residência) dos reservatórios têm papel fundamental sobre a situação da qualidade da água. Também foi possível determinar que as fontes pontuais e não pontuais de poluição das bacias precisam ser controladas para diminuir a carga afluyente aos reservatórios a partir das bacias de drenagem, como forma de garantir a qualidade da água para fins de abastecimento público.

Palavras-chave: uso e ocupação do solo, qualidade de água, eutrofização.

## **ABSTRACT**

The eutrophication of waters has become a world wide problem since 1940's. Now a days water supplies are endangered in many countries and it's control is urgent. This study was carried out in Passauna and Irai watersheds, that have been used as water supply for Curitiba the capital of the Parana State. The main goal was to determine through the geomorphological features, landuse and eutrophication trend, the reservoirs water quality. According to Trophic State Index (TSI) Passauna Reservoir was classified as meso-eutrophic and Irai Reservoir was classified as eu-hypereutrophic. Results showed that the morphometrical (mean depth) and hydrological (residence time) features of the reservoirs, are the main responsible to water quality situation. It was also determined that the point and non point sources of pollution has to be controlled to improve the water quality to public supply.

Keywords: landuse, water quality, eutrophication.

## 1 INTRODUÇÃO

De toda a água existente no planeta, aproximadamente 99% está contida em oceanos e geleiras, que são geralmente pouco considerados para uso humano por sua salinidade e localização. A água doce superficial, ou seja, aquela existente em rios e lagos, representa apenas 0,009% da água na Terra (BOTKIN; KELLER, 2000).

A disponibilidade de água é controlada pelo ciclo hidrológico e a pluviosidade não é dividida equitativamente sobre a superfície da terra, tampouco o homem se distribui de forma proporcional à concentração de água. Esta disparidade provoca um grande gasto de energia em sistemas de distribuição. O consumo total tem aumentado exponencialmente com o desenvolvimento demográfico. Na expansão dos sistemas de distribuição em regiões de pouca pluviosidade, como por exemplo, a irrigação em regiões semi-áridas, a quantidade de água necessária é desproporcionalmente elevada devido as enormes perdas por evapotranspiração. Finalmente, o fator potencialmente mais grave, devido ao desenvolvimento demográfico, é a grande degradação da qualidade da água pela poluição. De acordo com WETZEL (1981), o resultado disto consiste numa forte diminuição da quantidade de água disponível para diversos fins.

Para suprir estas necessidades, muitos rios são usados como fonte de abastecimento de água e geralmente, existe a necessidade de regular o fluxo em períodos de seca. Para este propósito muitos rios são barrados para criar acumuladores de água ou reservatórios. Em algumas situações reservatórios são especialmente construídos para suprir a demanda crescente. Porém, muitos reservatórios são necessários para suprir várias funções o que gera conflitos pelas diferentes demandas de qualidade de água, e que muitas vezes devem absorver usos tão diferentes quanto abastecimento doméstico e atividades recreacionais (THOMAS et al., 1992).

Mudanças na natureza e a escalada das atividades humanas têm consequências tanto quantitativas quanto qualitativas nas propriedades dos recursos hídricos. Historicamente, o desenvolvimento da sociedade envolveu uma mudança do uso da água da fase rural e agrícola para a fase urbana e industrial, o que se reflete tanto num aumento na demanda quanto na poluição da água.

A crise dos alimentos prevista por Thomas Malthus a cerca de 200 anos, promoveu um aumento na demanda por agricultura irrigada – um processo que atualmente é responsável por 70% do consumo de água no mundo, conforme dados levantados pelas Nações Unidas. De acordo com BOTKIN e KELLER (2000), atualmente a produção de alimentos é suficiente para suprir toda a população mundial, o problema da fome se encontra na dificuldade de transporte, questões políticas e falta de recursos financeiros para a compra de alimentos. A solução estaria no incentivo da produção local de alimentos, o que fatalmente acarretaria num consumo ainda maior de água para esta finalidade.

Em contraste, muitas indústrias foram bem sucedidas no desenvolvimento de processos com uma substancial redução no consumo de água e sua necessidade de água por unidade de produção está em declínio hoje em vários países. O consumo doméstico de água tende a aumentar pela expansão populacional, mas o desenvolvimento de técnicas para diminuição e controle de perdas pode estabilizar ou até mesmo reduzir este consumo no futuro. Apesar disso, de forma geral a tendência é de um aumento pela demanda total de água, motivada principalmente pelo aumento da população mundial (BARTRAM et al., 1999).

Em paralelo a estes usos, a água é considerada, desde tempos ancestrais, o meio mais adequado para limpeza, dispersão, transporte e disposição de resíduos (domésticos, industriais, drenagem de minas, etc). Cada uso da água, incluindo captação e descarga de resíduos, leva a um impacto específico e geralmente previsível, sobre a qualidade dos corpos hídricos. Contudo, além destes usos intencionais, existem várias atividades humanas que têm efeitos indiretos e indesejáveis, se não devastadores, sobre o ambiente aquático. Alguns exemplos são o uso descontrolado do solo, desmatamento, despejos acidentais (ou não autorizados) de produtos químicos, descarga de efluentes sem tratamento ou escorrimento de líquidos tóxicos de depósitos de resíduos sólidos. Similarmente, o uso excessivo e descontrolado de fertilizantes e agrotóxicos tem efeito a longo prazo sobre os recursos hídricos superficiais e subterrâneos ( MEYBECK; HELMER, 1992).

De acordo com ANDREOLI et al. (1999), a disponibilidade de água, tanto em quantidade como em qualidade, é um dos principais fatores limitantes ao

desenvolvimento das cidades. Este aumento na demanda confrontado com o decréscimo de sua qualidade torna imediata a necessidade de conhecimento das características físicas, químicas e biológicas das bacias hidrográficas, para que medidas efetivas de controle de poluição sejam adotadas, como forma de garantir a disponibilidade de água no futuro, servindo como importante ferramenta para o adequado planejamento urbano.

Entre as principais causas do decréscimo da qualidade da água, encontram-se a eutrofização. Este processo consiste num aumento da fertilidade dos ambientes aquáticos, provocado pela entrada excessiva de nutrientes, principalmente fósforo e nitrogênio. Estes nutrientes são provenientes dos diferentes usos dos solos nas bacias hidrográficas e o aumento de sua concentração na água tem como consequência a perda da qualidade, especialmente pela promoção de florações expressivas de microalgas e macrófitas.

No presente estudo será feita uma avaliação de duas bacias mananciais de abastecimento da Região Metropolitana de Curitiba, no intuito de estabelecer sua situação atual, avaliar a tendência de eutrofização e determinar, se possível, os aspectos que tornam os ambientes mais susceptíveis às consequências da eutrofização.

## 2 OBJETIVOS

### 2.1 OBJETIVO GERAL

Analisar de forma comparativa, duas bacias hidrográficas utilizadas para o abastecimento da Região Metropolitana de Curitiba, considerando os usos do solo, as características geomorfológicas das áreas e a qualidade da água, visando determinar os fatores que influenciam a eutrofização dos reservatórios construídos nestas sub-bacias.

### 2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS

- levantar os usos do solo nas sub-bacias dos rios Passauna e Irai.
- levantar as características geomorfológicas destas sub-bacias.
- levantar a qualidade da água dos reservatórios do Passauna e Irai e tributários.
- avaliar o potencial de eutrofização dos reservatórios.
- relacionar a situação atual da qualidade da água de cada reservatório com suas características morfométricas e os usos do solo nas sub-bacias hidrográficas.

### 3 REVISÃO DE LITERATURA

#### 3.1 O AMBIENTE AQUÁTICO

Corpos de água são classificados por seus três componentes principais: hidrologia, características físico-químicas e biologia (MEYBERCK; HELMER, 1992). Quanto à hidrologia diferenciam-se em **lóticos**, ou seja, de água corrente como rios e **lênticos** cuja velocidade é pequena ou nenhuma, e cujo tempo de residência da água pode variar de poucas semanas a várias décadas; estes ambientes são representados por lagos naturais. Entre estes dois tipos de ambiente, existe um intermediário, lagos artificiais construídos para diferentes usos, cuja velocidade e tempo de residência dependem tanto das características hidrológicas da bacia hidrográfica quanto de regras operativas e de manejo. (HUTCHINSON, 1957; VOLLENWEIDER, 1968; WETZEL, 1981;).

Rios são os recursos de água doce mais importantes para o homem. O desenvolvimento social, econômico e político foram, no passado, fortemente influenciado pela disponibilidade e distribuição da água contida nos sistemas fluviais. Estes ambientes são sistemas complexos de água corrente, que drenam áreas específicas as quais são denominadas bacias hidrográficas (MEYBECK et al., 1992). Lagos podem ser definidos como corpos de água fechados (geralmente de água doce) totalmente margeados por terra. Um lago pode também ser isolado, sem uma fonte aparente de entrada de água e, em certas ocasiões sem uma saída de água direta (THOMAS et al., 1992).

A necessidade de acúmulo de água para diversos fins determinou o barramento de rios, criando lagos artificiais ou reservatórios, sendo que seus usos preponderantes ou múltiplos têm influência fundamental em sua morfometria, morfologia e limnologia (TUNDISI et al., 2002). Isto equivale dizer, que aspectos tais como profundidade média, tempo de residência e qualidade da água influenciam os usos aos quais o ambiente se destina.

Por suas características, lagos e reservatórios possuem capacidade de amortecimento, ou seja, eles podem resistir a certos níveis de poluição. Contudo, esta capacidade de assimilação é limitada e o surgimento de problemas pode ocorrer durante um período relativamente curto, como conseqüência de uma entrada de poluentes, que pode durar por muito tempo em função do uso e ocupação do solo na bacia de contribuição (JORGENSEN; VOLLENWEIDER, 1989).

A Tabela 1 resume algumas das propriedades que definem os tipos de ambientes aquáticos continentais descritos acima.

TABELA 1 – COMPARAÇÃO ENTRE ALGUMAS PROPRIEDADES DE RIOS, LAGOS NATURAIS E RESERVATÓRIOS.

Propriedade	Rio	Lago	Reservatórios
Flutuação do nível da água	Grande, irregular depende de condições climáticas.	Pequena, estável.	Grande, irregular depende de regras operativas e de manejo.
Estratificação térmica	Depende do regime natural	Depende do regime natural	Variável, irregular.
Entrada de água	Depende do clima e da geomorfologia da bacia.	Depende de pequenos tributários e fontes difusas superficiais ou subterrâneas.	Depende de tributários superficiais.
Saída de água	Normalmente fluxo contínuo.	Relativamente estável, superficial.	Irregular, depende de regras operativas e de manejo, várias profundidades da coluna de água.
Tempo de residência	Algumas horas a poucas semanas.	Longo, de um a vários anos.	Variável de dias a anos.
Padrão de oxigênio dissolvido	Varição horizontal é mais expressiva.	Pequena variação horizontal, gradiente vertical com oxigênio máximo mais comum que mínimo a partir do metalimnio.	Grande variação, gradiente vertical com oxigênio mínimo mais comum que máximo a partir do metalimnio.
Extinção de luz	Dependente da cor da água e da quantidade de material suspenso.	Gradientes verticais predominantes, baixa extinção de luz.	Gradientes horizontais predominantes, extinção de luz irregular.
Carga externa de nutrientes	Entradas laterais, e dependente da geologia e uso do solo.	Cargas moderadas por influência biogeoquímica de ecótonos.	Mais alta que em lagos, função dos rios tributários e tipo de solo.

TABELA 1 – COMPARAÇÃO ENTRE ALGUMAS PROPRIEDADES DE RIOS, LAGOS NATURAIS E RESERVATÓRIOS.

Propriedade	Rio	Lago	Reservatórios
Dinâmica de nutrientes	Associada ao fluxo e vazão.	Predominam gradientes verticais, pequena carga interna em lagos não eutrofizados pela ação antrópica.	Predominam gradientes horizontais, dependem da taxa de sedimentação, tempo de residência e regime hidráulico.
Fitoplancton	Crescimento limitado pela taxa do fluxo da água.	Limitado pela disponibilidade de luz e nutrientes inorgânicos, podem formar florações sazonais.	Limitado pela disponibilidade de luz, nutrientes inorgânicos e tempo de residência, podem formar florações.
Fauna bentônica	Desenvolve-se intimamente ligada ao substrato, alta produtividade.	Diversidade e produtividade moderada.	Baixa diversidade e produtividade limitada pela flutuação do nível da água.

Adaptado de: TUNDISI (1983); WETZEL (1990); MEYBECK et al. (1992); THOMAS et al. (1992).

Todos os corpos de água são interconectados, desde a atmosfera até o mar pelo ciclo hidrológico, assim a água constitui um contínuo com diferentes estágios que vão desde a precipitação até as águas salinas dos mares e oceanos (MEYBECK et al., 1992). De acordo com von SPERLING (1995) e TUNDISI (2003), as fases do ciclo hidrológico são:

- a) precipitação: compreende toda a água que cai da atmosfera sobre a superfície terrestre, podendo ser líquida (chuva) ou sólida (neve ou gelo);
- b) drenagem ou escoamento: movimento de deslocamento da água na superfície da Terra. Este processo pode dar origem a córregos, lagos e rios e eventualmente, atinge o mar. A quantidade de água que escoar depende da intensidade da chuva e da capacidade de infiltração do solo. Quando a água da chuva atinge o solo e escoar sobre ele, inicia-se um processo de dissolução e arraste que transportará material retirado do solo até os corpos d'água. Estes compostos podem incluir desde ácidos húmicos até compostos orgânicos sintéticos como detergentes, pesticidas e solventes (PORTO et al., 1991);
- c) infiltração: corresponde a porção de água que é absorvida pelo solo, formando lençóis d'água. A água subterrânea é grandemente responsável pela alimentação dos corpos d'água superficiais, principalmente nos períodos secos. Um solo coberto com vegetação (com menor impermeabilização

advinda da urbanização) é capaz de desempenhar melhor as seguintes funções:

- reduzir o escoamento superficial (menos enchentes nos períodos chuvosos).
  - aumentar a infiltração (maior alimentação dos rios nos períodos secos);
- d) evaporação: processo de transformação da água líquida para a fase gasosa (vapor d'água). A maior parte da evaporação se dá a partir dos oceanos; nos lagos, rios e represas também ocorre evaporação;
- e) transpiração: processo de perda de vapor d'água pelas plantas. Este mecanismo é importante, considerando-se que em uma área coberta com vegetação a superfície das folhas para evaporação é bastante elevada.

A Figura 1 apresenta o ciclo hidrológico com suas peculiaridades e seus principais processos e a mensuração em  $\text{km}^3$  ( $\times 10^3$ ) dos fluxos de evaporação, precipitação e drenagem para os oceanos.

Os ambientes aquáticos, em especial os lóticos, estabelecem interações de fluxo com os ambientes vizinhos, surgindo assim os ambientes de transição ou ecótonos (BUBEL; CALIJURI, 2003). A zona ripária de uma microbacia (mata ciliar ou floresta de galeria), que inclui principalmente as margens e as cabeceiras dos cursos de água caracteriza-se como um habitat de extrema dinâmica, diversidade e complexidade (LIMA, 2003). Dessa complexidade dependem também as relações ecológicas das zonas ripárias, em termos de inúmeras interações e processos vitais para a manutenção do ecossistema aquático, tais como suprimento de resíduos vegetais responsáveis por processos biofísicos, suprimento de matéria orgânica dissolvida e particulada, filtragem biológica de nutrientes provenientes dos terrenos mais elevados da microbacia, habitat e refúgio da fauna (LIMA, 2003).

PORTO et al. (1991) conclui, que a qualidade da água superficial depende do clima, da geomorfologia da região, da vegetação, do tipo de ecossistema aquático e da influência do homem.

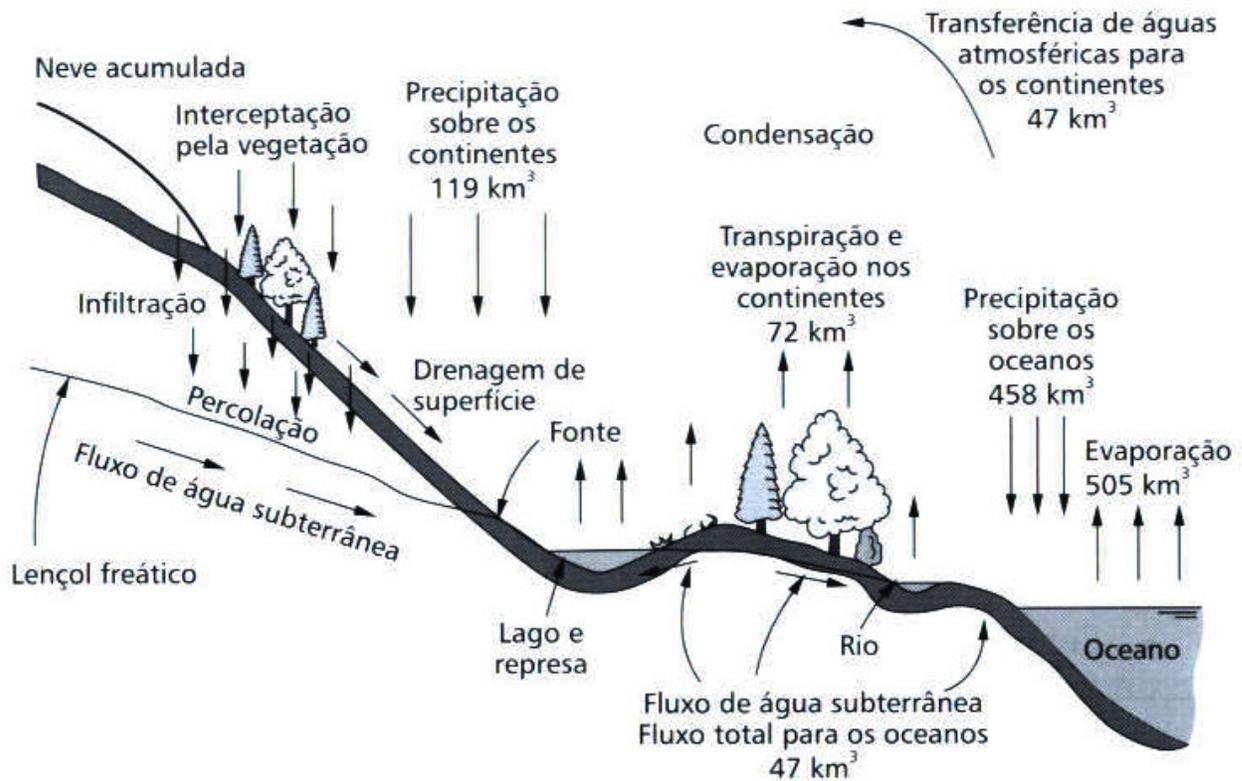


FIGURA 1: CICLO HIDROLÓGICO (FONTE: TUNIDISI,2003).

### 3.2 DEGRADAÇÃO DA QUALIDADE DA ÁGUA

A água é um recurso vital para a vida na Terra que embora renovável é finito, e sua qualidade vem sendo rapidamente deteriorada, especialmente ao longo das últimas décadas. A qualidade da água é afetada por uma série de fatores externos, tanto naturais quanto antrópicos, os quais incluem a hidrografia, o clima, a geologia, os usos do solo, a destruição da cobertura vegetal, o lançamento de esgotos sem tratamento e a urbanização sem planejamento (TUNDISI, 2003).

De acordo com a WORKING WITH THE EARTH (2001), uma cidade americana com uma população de um milhão de habitantes consome diariamente, 568.000 toneladas de água, 8.600 toneladas de combustível e 1.800 toneladas de alimento. Este consumo gera: 454.000 toneladas de esgoto, 864 toneladas de poluição atmosférica e

8.600 toneladas de lixo. A continuar esta escalada de consumo e degradação, a ONU estima que a escassez de água potável que atinge 2 bilhões de pessoas atualmente, chegue a 4 bilhões de pessoas em 25 anos (ONU,2002).

De acordo com TUNDISI (2003) as principais causas da deterioração dos recursos hídricos do planeta são:

- a) crescimento populacional e rápida urbanização;
- b) diversificação dos usos múltiplos;
- c) gerenciamento não coordenado dos recursos hídricos disponíveis;
- d) não reconhecimento de que a saúde humana e a qualidade da água são interativas;
- e) peso excessivo das políticas governamentais nos “serviços de água” (fornecimento de água e tratamento de esgotos);
- f) degradação do solo por pressão da população, aumentando a erosão e a sedimentação de rios, lagos e reservatórios;
- g) a água é tratada exclusivamente como um bem social e não econômico, resultando em uso ineficiente, em irrigação em desperdício após o tratamento (na distribuição);
- h) problemas sociais, ambientais e econômicos referentes aos recursos hídricos são tratados separadamente e de forma pouco eficiente.

### 3.3 ATIVIDADES ANTRÓPICAS E SUA INFLUÊNCIA SOBRE A QUALIDADE DA ÁGUA

#### 3.3.1 Atividades agrícolas

O uso da água nas atividades agrícolas concentra-se principalmente na irrigação, que além de exigir grandes volumes de água é um uso do tipo consuntivo. Segundo TELLES (2002) 98% do volume de água utilizado na agricultura retorna por evapotranspiração para a atmosfera e 2% são transformados em matéria orgânica,

incorporado à cultura. Ainda de acordo com este autor, o uso da água na dessedentação de animais e atividades de limpeza relacionadas à pecuária, propicia o retorno de água em forma líquida para o meio, porém, neste caso com significativa perda de qualidade, uma vez que entre 60 e 70% retorna sob a forma de urina e outros dejetos.

Dentre as maiores fontes não pontuais de nutrientes para os ecossistemas aquáticos e que conseqüentemente aumentam a eutrofização, estão áreas agrícolas especialmente aquelas onde não existem práticas conservacionistas de uso do solo. Nestes casos, a entrada de fósforo é o maior problema. O fósforo é um nutriente essencial para o cultivo de vegetais e criação de gado, mas quando exportado destas áreas com a enxurrada pode atingir o ambiente aquático, promovendo o enriquecimento da água, desencadeando o processo de eutrofização (SHARPLEY, et al., 1999).

Estudos realizados em bacias hidrográficas dos Estados Unidos demonstram claramente que a perda de fósforo pela enxurrada aumenta, à medida que as florestas diminuem e as áreas com agricultura aumentam (SHARPLEY; HALVORSON, 1994). Estes estudos apresentam a seguinte relação em termos de quantidade de fósforo solúvel na enxurrada e tipo de uso do solo:

- áreas com 90% de florestas – 0,009 mg l<sup>-1</sup> fósforo solúvel
- áreas com 75% de florestas – 0,012 mg l<sup>-1</sup> fósforo solúvel
- áreas com 50% de florestas – 0,014 mg l<sup>-1</sup> fósforo solúvel
- áreas com 50% de florestas e 50% de agricultura – 0,025 mg l<sup>-1</sup> fósforo solúvel
- áreas com 50% de agricultura – 0,037 mg l<sup>-1</sup> fósforo solúvel
- áreas com 90% de agricultura – 0,071 mg l<sup>-1</sup> fósforo solúvel.

Uma vez que o fósforo é geralmente o elemento chave para a eutrofização, muita atenção é dada a sua ciclagem entre o sedimento e a água intersticial, bem como à liberação do fósforo solúvel do sedimento para a coluna de água (KOSKI-VAHALA; HARTIKAINEN, 2001). As reações de adsorção-desorção parecem controlar as trocas de fósforo em solos minerais. A capacidade de sorção dos sedimentos suspensos mostrou ser mais alta do que as partículas da superfície do solo porque os processos erosivos seletivamente transportam partículas finas com alta capacidade de adsorção

de fósforo (SHARPLEY, 1980). Como o crescimento populacional pressiona por maior produção de alimentos, o uso de fertilizantes é cada vez maior, muitas vezes aplicados em quantidades muito superiores às necessárias ao cultivo. No balanço, quantidades excedentes permanecem no solo com potencial para fertilizar a enxurrada superficial e atingir os corpos de água, especialmente nas áreas onde o potencial de erosão é alto (BAKER; RICHARDS, 2002).

O nitrogênio é o nutriente limitante para o crescimento da maioria das plantas em solos agrícolas de todo o mundo. Assim, para o aumento da produção agrícola são utilizadas quantidades cada vez maiores de fertilizantes, que liberam grande quantidade de nitrogênio orgânico e inorgânico para o meio ambiente (MUCHOVEJ; RECGICGL, 1994). O uso excessivo de nitrogênio, além da capacidade de fixação pelas plantas, parece ser a principal fonte de nitrato tanto para a água superficial quanto para a água subterrânea em áreas agrícolas, principalmente nos locais onde a aplicação de fertilizantes com nitrogênio ou esterco ocorre antes de picos de chuva (KIRCHMANN, 1994). A concentração de nitrogênio na enxurrada, especialmente sob a forma de nitrato, está associada a diversos fatores, dentre eles a umidade anterior do solo, propriedades do solo, declividade e às práticas agrícolas como tipo de cultivo, época de aplicação e forma de incorporação ao solo (OWENS, 1994). OWENS (1994) também destaca que geralmente os fatores que reduzem a concentração de nitrogênio na enxurrada superficial aumentam a infiltração e desta forma o excesso de nitrato acaba por atingir o aquífero.

Para que estratégias de manejo de nutrientes sejam estabelecidas, há necessidade de levantar dados sobre fósforo na superfície do solo, o fluxo da enxurrada superficial e a drenagem subsuperficial. Para este trabalho, MCDOWELL e SHARPLEY (2001) desenvolveram estudos em solos do Reino Unido e dos Estados Unidos, para avaliar testes de fósforo em solos, e a eficiência do uso deste teste em prever a magnitude do movimento do fósforo no solo. O teste comparou o fósforo da enxurrada de superfície e a drenagem subsuperficial. Os resultados demonstram que a concentração de fósforo que pode causar eutrofização, varia de 0,01 a 0,03 mg l<sup>-1</sup> (US-EPA, 1997) e que uma concentração de 50 mg Kg<sup>-1</sup> de fósforo seria o ótimo para muitas culturas o que daria uma concentração de fósforo solúvel reativo (possível de ser

utilizado para a produção primária do fitoplâncton) de 0,50 mg l<sup>-1</sup> no fluxo laminar de solos do Arkansas. Estudos com concentrações de 30 mg Kg<sup>-1</sup>, que ainda podem sustentar culturas, levaram a concentrações de 0,025 a 0,35 mg l<sup>-1</sup> de fósforo dissolvido reativo em diferentes tipos de solo. Assim, solos com testes de fósforo em concentrações similares àsquelas recomendadas para o ótimo de crescimento das culturas, podem produzir teores de fósforo dissolvido na enxurrada superficial, que aceleram a eutrofização dos corpos de água (MCDOWELL; SHARPLEY, 2001).

Com o objetivo de avaliar a perda de nutrientes pela enxurrada, IITAL e LOIGU (1999) instalaram estações automáticas de monitoramento da água em pequenas bacias eminentemente agrícolas na Estônia. Os resultados demonstraram que as condições hidrológicas são muito importantes, tanto para o transporte dos nutrientes para a água como também influenciam os processos de transformação de nitrogênio e fósforo, além de afetar a capacidade de tamponamento da água. Também foi verificado que em rios e canais de drenagem, onde ocorre acúmulo de sedimentos, o crescimento de macrófitas aquáticas e arbustos funciona como um filtro desencadeando um processo de autopurificação dos corpos de água, conseqüentemente diminuindo a tendência a eutrofização.

Outros estudos visando avaliar a eficiência das faixas filtro na remoção de nutrientes para os corpos de água têm sido executados. Faixas filtro de vegetação são bandas de vegetação exótica ou nativa situadas morro abaixo de áreas agricultadas ou de criação animal, para fornecer uma proteção local à erosão e filtrar nutrientes, sedimentos e outros poluentes carregados pela enxurrada. ( DILLAHA et al, 1989). Desta forma as faixas filtro de vegetação se mostraram eficientes como a melhor técnica de manejo e controle de fontes não pontuais de sedimentos e contaminantes (US-EPA, 1977).

DICKEY e VANDERHOLM (1981), estudaram sistemas de canais gramados para o tratamento de água de enxurrada e observaram uma redução de 80% na quantidade de nutrientes, sólidos e demanda de oxigênio no material filtrado por faixas com comprimento variando de 91 a 262 m. DOYLE et al. (1977) estudaram faixas menores, apenas 3,7 a 4,6 m, para o tratamento de esterco e demonstraram que estas faixas são efetivas na remoção de poluentes solúveis e suspensos contidos na enxurrada.

Muitas das pesquisas sobre a enxurrada demonstraram que existe uma mistura de fontes pontuais e não-pontuais no aporte de nutrientes para rios e lagos. A única conclusão geral, que pode ser tirada da comparação entre diferentes estudos é que exceto para bacias hidrográficas altamente urbanizadas, as fontes pontuais são geralmente mais importantes no suprimento de fósforo, enquanto que as fontes difusas são responsáveis pelo aporte de nitrogênio (HARPER, 1992).

De acordo com BUCKSTEEG (1966) citado por VOLLENWEIDER (1968), a concentração relativa de nitrogênio e fósforo proveniente do esgoto doméstico e de áreas agrícolas, pode ser sumarizada conforme a Tabela 2.

TABELA 2 – CONCENTRAÇÃO RELATIVA DE FÓSFORO E NITROGÊNIO INORGÂNICO DE ACORDO COM A FONTE DE GERAÇÃO.

Fonte	Nitrogênio		Fósforo		Relação N:P
	Kg.km <sup>-2</sup> ano <sup>-1</sup>	%	Kg.km <sup>-2</sup> ano <sup>-1</sup>	%	
- Esgoto doméstico					
- resíduos humanos	1.110	30	136	46	8:1
- sabões	—	—	130	45	
Agricultura	2.650	70	27	9	100:1
Total	3.760	100	293	100	13:1

Fonte: VOLLENWEIDER, 1968.

O fósforo proveniente de áreas agrícolas, que é carregado para o ambiente aquático pela enxurrada superficial, está em sua maior parte adsorvido à argila e chega aos corpos de água em forma não biodisponível para a comunidade aquática, e pode ser sedimentado ou exportado para áreas mais à jusante. Os sedimentos depositados no fundo de lagos e reservatórios são compostos pela matéria orgânica produzida nas camadas iluminadas, associados às partículas de silte e argila que chegam pela bacia hidrográfica contendo fósforo, que permanece indisponível para o fitoplancton até que condições específicas sejam atingidas (SHARPLEY; HALVORSON, 1994).

Conclui-se que práticas agrícolas que visam reduzir tanto a erosão quanto as flutuações extremas da enxurrada superficial, contribuem substancialmente para a redução da carga de fósforo de fonte difusa. Uma quantidade apreciável de fósforo de fonte difusa pode ser reduzida com um planejamento consciente e geralmente, sem custos adicionais. Considerações sobre a drenagem natural do terreno quando do

plantio, manutenção de cinturões verde ao redor de lagos e córregos, armazenagem cuidadosa de dejetos de animais, cuidados na aplicação de fertilizante e evitar a aplicação de fertilizantes em períodos chuvosos, são apenas algumas das medidas que propiciam uma redução no aporte de fósforo para os corpos d'água (OECD, 1982).

### 3.3.2 Urbanização

#### 3.3.2.1 Esgoto Sanitário

A maioria dos rios que atravessa as cidades brasileiras é deteriorada, sendo esse considerado um dos grandes problemas ambientais brasileiros. Essa deterioração ocorre porque a maioria das cidades brasileiras não possui coleta e tratamento de esgotos domésticos, jogando *in natura* o esgoto nos rios (TUCCI et al., 2001). Ainda conforme estes autores, em alguns lugares existe rede coletora, porém sem estações de tratamento e em outros casos, as estações de tratamento existentes não operam com a eficiência desejada, pois existem ligações clandestinas e ligações de esgoto aos sistemas pluviais.

Dados do IBGE (2002) revelam que 68% da população do Estado do Paraná não possuem rede de esgoto ou tratamento para o esgoto doméstico coletado.

Os esgotos domésticos contem aproximadamente 99,9% de água e a fração restante inclui sólidos orgânicos e inorgânicos, suspensos e dissolvidos, bem como microrganismos (von SPERLING, 1995).

Dentre os componentes do esgoto doméstico, capazes de promover a eutrofização dos corpos de água estão o nitrogênio e o fósforo. De acordo com BRAILE e CAVALCANTI (1979) e JORDÃO e PESSOA (1995) as principais formas de nitrogênio nos esgotos domésticos brutos são o nitrogênio orgânico e a amônia, que podem ser determinadas em laboratório, sob a forma de nitrogênio total Kjeldahl (NTK). Já o fósforo encontra-se principalmente sob a forma de ortofosfato, ou seja, diretamente disponível para o metabolismo dos organismos aquáticos, sem necessidade de

conversão em formas mais simples (HARPER, 1992). As fontes mais importantes de ortofosfato ou fósforo biodisponível para os esgotos domésticos são os sabões e detergentes (ESTEVES, 1998).

Este aspecto é ainda mais importante quando se considera que a maioria das estações de tratamento de esgoto não é capaz de remover nitrogênio e fósforo, o que em muitos casos gera um efluente final com concentrações de fósforo cem vezes maior do que os teores seguros para evitar a eutrofização dos corpos receptores. (von SPERLING,1995; DI BERNARDO,1995). As estações de tratamento de esgotos convencionais são projetadas para reduzir matéria orgânica e não controlar o fósforo e o nitrogênio presentes no esgoto bruto (Tabela 3). O processo puramente biológico e mecânico pode remover de 20 a 25% do fósforo inicial enquanto que, estações de tratamento por lodo ativado podem remover aproximadamente 55% de fósforo, em alguns casos especiais (OECD, 1982).

Com as informações da Tabela 3 e, tomando-se por base a classificação de níveis de trofia estabelecidos por VOLENWEIDER (1968), estas concentrações podem ocasionar a eutrofização dos corpos receptores, com conseqüente floração de algas e macrófitas (Tabela 4).

TABELA 3 – MÉDIA DAS CONCENTRAÇÕES NO EFLUENTE FINAL APÓS TRATAMENTO SECUNDÁRIO E TERCIÁRIO.

Variável (mg l <sup>-1</sup> )	Tipo de tratamento		
	Efluente Bruto	Secundário	Terciário
Fósforo total com detergentes	5 – 10	7	1-3
Fósforo total sem detergentes	2-5	4	1-2
Nitrogênio total	50	18	14
Nitrogênio inorgânico	30	8	7

Fonte: adaptado de THOMANN & MUELLER, 1987.

Dados levantados pela OECD (1982), indicam os custos para a redução dos teores de fósforo em sistemas municipais de tratamento de esgoto, como sendo:

- a) redução de 1,0 mg l<sup>-1</sup> para 0,5 mg l<sup>-1</sup> – custo de U\$ 8,0/ kg de P reduzido;
- b) redução de 0,5 mg l<sup>-1</sup> para 0,3 mg l<sup>-1</sup> – custo de U\$ 95,5/kg de P reduzido.

TABELA 4 – LIMITES DE FÓSFORO E NITROGÊNIO PARA DIFERENTES NÍVEIS DE TROFIA DE AMBIENTES AQUÁTICOS (ESTABELECIDOS PARA AMBIENTES DE CLIMA TEMPERADO).

<b>Estado trófico</b>	<b>Fósforo total (<math>\mu\text{g l}^{-1}</math>)</b>	<b>Nitrogênio inorgânico (<math>\text{mg m}^{-3}</math>)*</b>
Ultra-oligotrófico	< 5	< 200
Oligo-mesotrófico	5 – 10	200 – 400
Meso-eutrófico	10 – 30	300 – 650
Eu-hipereutrófico	30 – 100	500 1.500
Hipereutrófico	> 100	> 1.500

FONTE: VOLLENWEIDER, 1968.

(\*) nitrogênio inorgânico = nitrito + nitrato + nitrogênio amoniacal

### 3.3.2.2 Impermeabilização

O desenvolvimento urbano altera a cobertura vegetal e provoca alteração no ciclo hidrológico natural, pois a vegetação original é substituída por áreas impermeáveis e são introduzidos condutos para escoamento pluvial (TUCCI, 2002), as principais alterações do ciclo hidrológico são:

- redução da infiltração no solo;
- aumento do escoamento superficial, pelo acúmulo de água que deixa de infiltrar;
- diminuição do nível do lençol freático por falta de alimentação;
- redução da evapotranspiração.

Estudos desenvolvidos pela OECD (1986) mostram a seguinte variação no balanço hídrico de áreas impermeabilizadas pela urbanização em países de clima temperado (Tabela 5):

TABELA 5 – ALTERAÇÃO NO BALANÇO HÍDRICO EM PORCENTAGEM DA RECIPITAÇÃO TOTAL.

<b>Elemento</b>	<b>Pré-urbano</b>	<b>Urbano</b>
	%	%
Evapotranspiração	40	25
Escoamento superficial	10	43
Escoamento subterrâneo	50	32
Total do escoamento	60	75

Fonte: OECD, 1986

### 3.3.2.3 Drenagem pluvial

As águas pluviais são outra importante fonte de poluição dos corpos hídricos. De acordo com TUCCI, et al. (2001), poucas cidades se preocupam com esta fonte de poluição uma vez que o esgoto doméstico é o maior problema. Porém durante uma cheia urbana a carga poluente da drenagem pluvial pode chegar a até 80% da carga do esgoto doméstico.

A qualidade da água da rede pluvial depende de vários fatores: limpeza urbana e sua freqüência; intensidade da precipitação e sua distribuição espacial e temporal; época do ano e tipo de uso da área urbana. Os principais indicadores da qualidade da água são os parâmetros que caracterizam a poluição orgânica e a quantidade de metais (TUCCI, 2002). Apenas como termo de comparação, alguns valores típicos medidos para algumas cidades do mundo, compilados por este autor, apontam uma carga de demanda bioquímica de oxigênio (DBO), que é considerada como medida de matéria orgânica, de: Cincinatti 19,0 mg l<sup>-1</sup>, Tulsa 11,8 mg l<sup>-1</sup> e Porto Alegre 31,8 mg l<sup>-1</sup>.

O escoamento da água da chuva carrega materiais orgânicos e inorgânicos suspensos ou solúveis aos mananciais aumentando significativamente sua carga de poluentes cuja origem é diversificada. As origens destes poluentes podem ser: abrasão e desgaste das vias públicas pelo tráfego veicular, o lixo acumulado nas ruas e calçadas, resíduos orgânicos de pássaros e animais domésticos, atividades de construção, resíduos de combustível, óleos e graxas automotivos, poluentes atmosféricos, etc (BOLLMANN, 2003).

### 3.3.2.4 Contaminação dos aquíferos

A contaminação dos aquíferos é um problema ainda pouco avaliado no Brasil, mas o uso generalizado de fossas e com a implantação de aterros sanitários e de pólos petroquímicos, os aquíferos tenderão a se deteriorar ainda mais (TUCCI, et al., 2001).

De acordo com TUNDISI (2003) a água subterrânea é utilizada freqüentemente para abastecimento doméstico, irrigação em áreas rurais e para fins industriais, devido

a sua disponibilidade próxima ao local de uso e também por sua qualidade. Contudo, sua contaminação contínua por substâncias químicas tais como: nitrato, cloro, materiais radioativos, substâncias orgânicas, metais pesados e hidrocarbonetos podem comprometer tanto o uso desta água, quanto os corpos de água superficiais formados e mantidos pela água subterrânea (REBOUÇAS, 2002).

Padrões estabelecidos pela Resolução 357/05 CONAMA (2005), para águas destinadas ao abastecimento doméstico estabelecem um limite de  $10 \text{ mg l}^{-1} \text{ NO}_3 - \text{N}$ . Este limite é raramente atingido em águas superficiais, porém em águas subterrâneas, especialmente em áreas agrícolas a concentração de nitrato pode chegar a níveis muito elevados, sendo detectadas concentrações de  $65 \text{ mg l}^{-1} \text{ NO}_3 - \text{N}$  em poços de áreas agrícolas da Europa (MUCHOVEJ; RECHCIGL, 1994; KIRCHMANN, 1994). Isto ocorre pela lixiviação do nitrogênio aplicado ao solo como fertilizante que se infiltra e atinge o subsolo, contaminando a água subterrânea e por conseqüência pode ser uma importante fonte de contaminação de corpos d'água superficiais (OWENS, 1994).

### 3.3.3 Atividades industriais

Conforme afirmam TUCCI, et al. (2001), o tratamento de efluentes industriais no Brasil tem-se processado de forma mais sistemática, já que os programas de controle destes efluentes por parte das entidades ambientais dispõem de instrumentos para pressionarem as empresas no sentido de adotarem sistemas de tratamento de seus efluentes.

Os efluentes industriais têm características altamente variáveis e podem incluir nutrientes, sólidos em suspensão, bactérias, materiais que consomem oxigênio e toxinas, porém dentre estes a carga orgânica, geralmente expressa em DBO (Demanda Bioquímica de Oxigênio) e os sedimentos em suspensão, são os mais impactantes (PERRY; VANDERKLEIN, 1996). Um exemplo da qualidade do efluente industrial após vários tipos de tratamento é dado na Tabela 6.

No caso de efluentes industriais, a indústria alimentícia é considerada a mais significativa em termos de contribuição de carga orgânica e nutrientes (ESTEVEES, 1998).

TABELA 6 – MÉDIA DAS CONCENTRAÇÕES NO EFLUENTE FINAL APÓS TRATAMENTO PRIMÁRIO, SECUNDÁRIO E TERCIÁRIO.

Variável mg l <sup>-1</sup>	Tipo de tratamento			
	efluente bruto	primário	secundário	terciário
DBO	300	250	75	60
Fósforo total	10	5	1-3	0,005
Nitrogênio total	50	15	5	0,010

Fonte: adaptado de PERRY & VANDERKLEIN, 1996

### 3.3.4 Eutrofização: causas e conseqüências

A eutrofização é um aspecto da produtividade de lagos e deve ser analisada da mesma forma em ambientes naturais e em reservatórios. A produtividade destes ambientes, sob um aspecto, é a expressão dos complexos físico-químicos da bacia hidrográfica na qual o ambiente está inserido e por outro lado, está em função da dinâmica interna físico-química e biológica dos compartimentos do lago em si (OECD, 1982). Para ilustrar esta dinâmica a Figura 2 apresenta os três níveis que determinam a produtividade dos corpos de água.

Os termos “eutrófico”, “mesotrófico” e oligotrófico” foram introduzidos na ciência por Weber em 1907, para descrever a condição dos nutrientes determinada pela natureza química de solução de solos pantanosos na Alemanha. A utilização do termo eutrofização na limnologia foi primeiramente adotada por Naumann em 1919 (HUTCHINSON,1970). Thinemann em 1913 estudou os “maares” na Alemanha e estabeleceu tipos de lagos baseados em sua produtividade, descrevendo o processo natural, que é lento e contínuo, de aporte de nutrientes trazidos pelas chuvas e pelas águas superficiais que erodem e lavam a superfície terrestre. Esta eutrofização natural corresponde ao que se poderia chamar de “envelhecimento natural” de lagos (ESTEVEES,1998). Quando ocorre artificialmente, ou seja, quando é desencadeada pela ação do homem, a eutrofização é denominada artificial, cultural ou antrópica. A

eutrofização artificial das águas leva a uma progressiva degradação de sua qualidade, especialmente em lagos, devido ao crescimento maciço de plantas aquáticas, o que repercute sobre todo o metabolismo do corpo d'água afetado (VOLLENWEIDER, 1968).

De acordo com HARPER (1992), a eutrofização artificial passou a ser considerada um problema de poluição no nível mundial, desde a década de 1940, quando pesquisas revelaram que o processo que normalmente ocorria ao longo de séculos passou a ocorrer em poucas décadas.

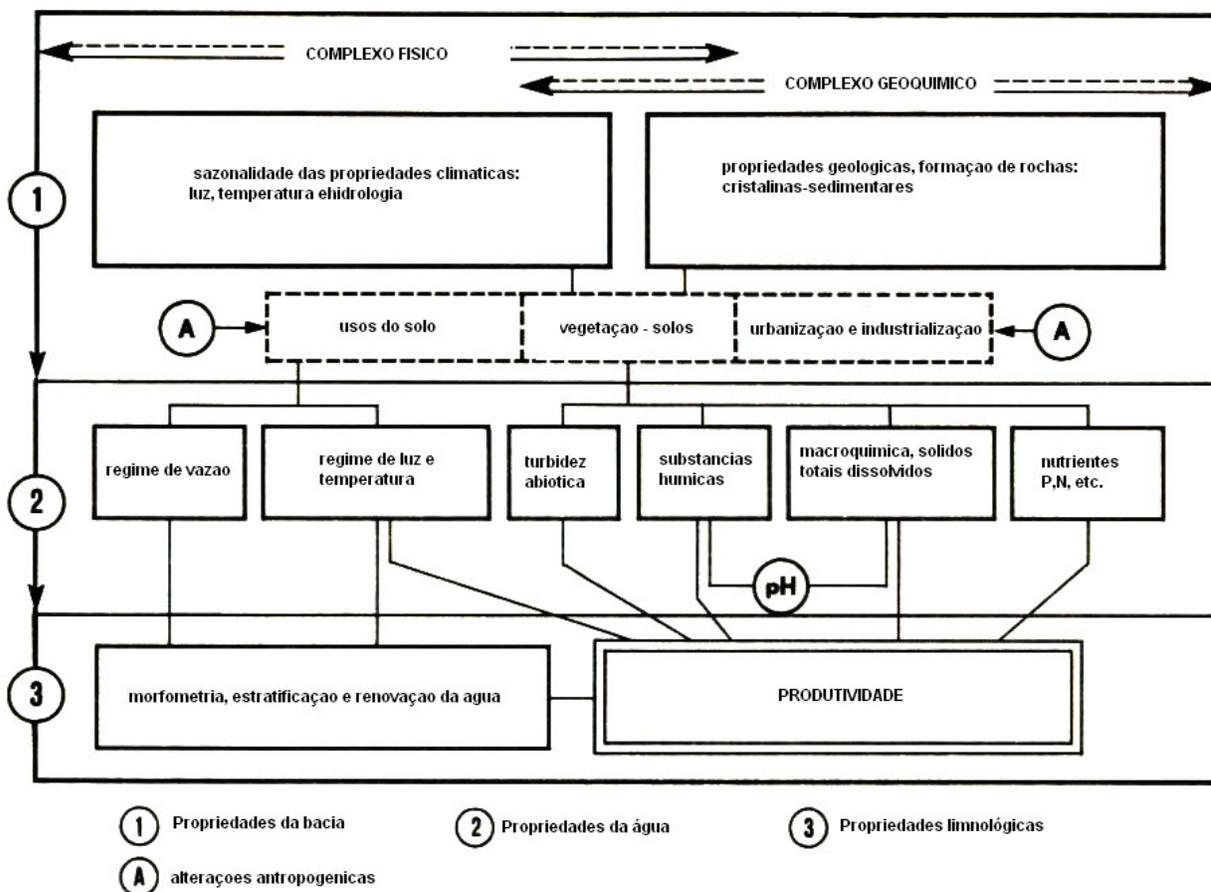


FIGURA 2 – OS TRÊS NÍVEIS QUE DETERMINAM A PRODUTIVIDADE DE CORPOS DE ÁGUA (OECD, 1982).

As entradas de poluentes e nutrientes em corpos d'água podem ser pontuais ou difusas, sendo estas últimas de difícil quantificação e controle. Dentre as principais fontes estão a descarga de esgotos orgânicos biodegradáveis, entrada de nutrientes de

esgotos domésticos, poluição não-pontual por nutrientes provenientes de áreas agrícolas, chuva ácida, descarga de substâncias tóxicas de indústrias e da agricultura e descargas térmicas (JORGENSEN; VOLLENWEIDER, 1989).

Os efeitos sobre os ambientes aquáticos são diversos e promovem diferentes níveis de degradação, os mais evidentes são a perda de biodiversidade e principalmente eutrofização, que pode levar a extensas florações de algas (CHAPMAN; KIMSTACH, 1992).

Von SPERLING (1995) afirma que a qualidade de uma determinada água é função do uso e ocupação do solo na bacia hidrográfica, porém a qualidade desejável para uma determinada água é função de seu uso previsto. A Figura 3 apresenta as relações entre os usos múltiplos da água em uma bacia hidrográfica, exemplificado as inter-relações entre o uso e ocupação do solo e os agentes alteradores da qualidade da água.

De forma geral, os ambientes aquáticos continentais são mais sensíveis às entradas de fósforo enquanto que o nitrogênio freqüentemente limita a produção primária em sistemas estuarinos e marinhos (WETZEL, 1981). O fósforo é considerado o fator que limita a produção primária na maioria dos lagos da América Latina (SALAS; MARTINO, 1991). Outro aspecto a ser considerado é que, mesmo que seja controlado o aporte externo de nitrogênio, as cianobactérias apresentam a capacidade de fixar o nitrogênio atmosférico portanto suas populações não são reduzidas apenas pelo controle deste nutriente (von SPERLING, 1995; CARMICHAEL, 1992b).

Uma vez que o fósforo e o nitrogênio são fixados pelo fitoplâncton a uma taxa de produção de biomassa de 7,2:1, pode-se calcular a relação N:P para determinar qual é o nutriente limitante em determinado lago, conforme segue (JORGENSEN; VOLLENWEIDER, 1989):

- a) relação N:P >12, fósforo é o nutriente limitante;
- b) relação N:P 7 –12, nitrogênio é o nutriente potencialmente limitante;
- c) relação N:P <7, nenhum dos nutrientes é considerados como o fator limitante.

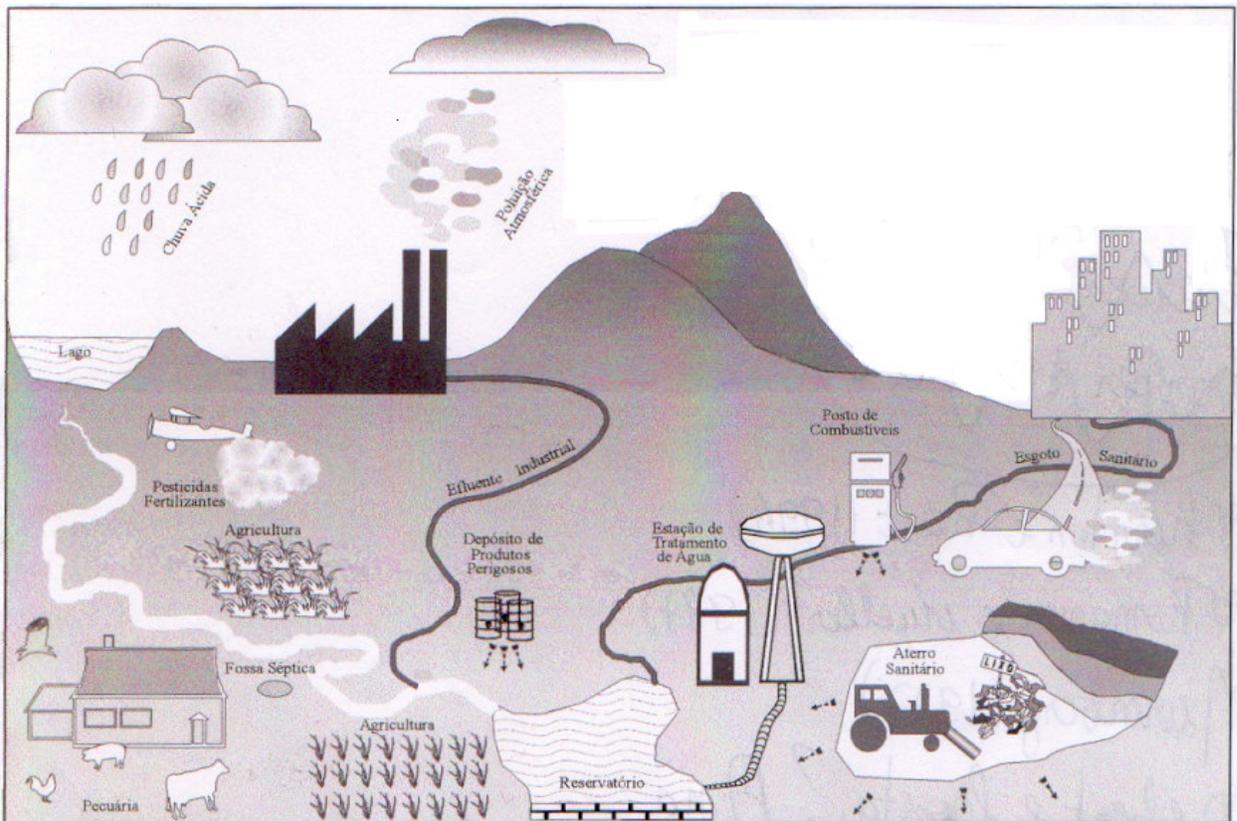


FIGURA 3 - INTER-RELAÇÕES ENTRE OS USOS DA ÁGUA E OS USOS DO SOLO EM UMA DETERMINADA BACIA HIDROGRÁFICA (FONTE: XAVIER, et al.,2005).

No que se refere à evolução da qualidade da água de reservatórios e sua conseqüente estabilização, TUNDISI (2003), relaciona as modificações pelas quais passa o sistema ao longo de seu período de estabilização, associando-as aos seguintes fatores:

- a) volume de água;
- b) morfometria da represa;
- c) características da área de inundação (geomorfologia da região, tipo de solo, uso do solo, cobertura vegetal);
- d) usos da bacia hidrográfica na área de inundação;
- e) qualidade inicial da água dos rios formadores da represa.

Em geral, nos estágios iniciais de formação de reservatórios, ocorre um aumento da concentração de biomassa fitoplanctônica, podendo ocorrer florações de algas ou

proliferação de macrófitas, que muitas vezes não está diretamente ligado às condições da bacia hidrográfica à montante (KIMMEL et al.,1990).

ODUM (1971) propôs uma tipologia de lagos com um enfoque especial em sua morfometria e carga de nutrientes, a qual presume uma relação entre a quantidade de nutrientes que entra em um corpo de água e a resposta do lago a este aporte. JORGENSEN e VOLLENWEIDER (1989), apresentaram o seguinte esquema, para ilustrar esta tipologia:

	<b>Baixa concentração de nutrientes</b>	<b>Alta concentração de nutrientes</b>
Lagos rasos	Morfometricamente eutrófico	Eutrófico
Lagos profundos	Oligotróficos	Morfometricamente oligotróficos

HUTCHINSON (1957) descreveu a seguinte tipologia de lagos de regiões temperadas:

- a) lagos oligotróficos: lagos profundos, com baixa produtividade primária. Estes ambientes podem receber altas cargas de nutrientes e ser temporariamente oligotróficos se o nutriente limitante (geralmente fósforo) existente na camada superficial decair por sedimentação e devido a termocline não for ressuspensão para a coluna de água. Tais lagos são temporariamente “morfometricamente oligotróficos” (JORGENSEN; VOLLENWEIDER, 1989).
- b) lagos eutróficos: lagos geralmente mais rasos. A carga interna de fósforo a partir do sedimento abastece continuamente a camada trofogenica da zona eufótica. Ocorre uma alta produtividade primária, com densas populações de fitoplâncton e as florações são comuns. De acordo com VOLLENWEIDER (1982) a tendência geral é de aumento da produtividade primária com o decréscimo da profundidade e, a relação entre a profundidade média dos lagos e a concentração de clorofila *a*, já foi demonstrada para lagos temperados.

VOLLENWEIDER (1976) identificou que um dos fatores relacionados com a eutrofização é a profundidade média do corpo d'água, sendo que a carga de fósforo poderia ser mais alta antes de atingir a condição eutrófica, em ambientes onde a

profundidade média fosse alta. Isto reflete a grande capacidade de diluição de corpos d'água mais profundos onde a zona eufótica é proporcionalmente menor em relação à profundidade máxima, o que permite a estes ambientes receberem uma alta carga de fósforo sem estimular um grande crescimento de algas (JONES; LEE, 1986).

A profundidade média é utilizada com frequência para se estabelecer o grau de trofia de um lago. Von SPERLING (1999), apresenta uma relação inversa para o nível de produção primária do plâncton e a profundidade média de um lago. COLE (1983) citando THINEMANN (1927) indica a profundidade média de 18 metros como sendo o limite entre condições eutróficas e oligotróficas de um lago.

Apesar da influência das condições morfométricas, o nível trófico de um ambiente não é estático ou imutável. Com o avanço do estado trófico, todo o ambiente aquático é afetado e em cada um dos compartimentos do ecossistema ocorrem alterações que levam a degradação da qualidade da água (WETZEL, 1981; HARPER, 1992). Com o ambiente passando de um estágio menos produtivo (oligotrófico) para outro mais produtivo (eutrófico) as características físicas, químicas e biológicas são alteradas, conforme sumarizado na Tabela 7 (VOLLENWEIDER, 1987; SALAS; MARTINO, 1991; TUNDISI, 1992).

A contribuição da bacia hidrográfica com nutrientes para o lago é denominada carga externa, que é decisiva para a produtividade do corpo d'água dentro de certos limites de tempo de residência e condições climáticas para diferentes áreas a diferentes latitudes. Contudo, o aumento da produção primária leva a uma depleção de oxigênio no hipolimnio que resulta na liberação de nutrientes do sedimento, a este fenômeno dá-se o nome de carga interna (JORGENSEN; VOLLENWEIDER, 1989).

WETZEL (1981) descreveu o mecanismo de liberação de fósforo de sedimentos orgânicos. De acordo com este autor, a capacidade dos sedimentos de reter fósforo abaixo de uma película na interface sedimento-água, denominada microzona oxidada, depende da associação de diversos fatores. Grande parte do fósforo que chega ao sedimento é decomposto e hidrolizado. Este fósforo hidrolizado permanece na água intersticial e mantém-se no sedimento enquanto a coluna d'água adjacente apresentar condições oxidantes. A medida que a concentração de oxigênio diminui na coluna de água, a microzona oxidada torna-se mais tênue, a liberação de fósforo da água

intersticial se acentua e tem início o processo de enriquecimento autóctone da coluna de água.

O nível de oxigenação e o potencial redox das partículas do sedimento são de fundamental importância para o processo que ocorrerá na camada de fundo. A 25° C e pH 7,0, a água oxigenada dos lagos possui um potencial redox de +500 Mv e os íons estão na sua forma oxidada e estável. À medida que a concentração de oxigênio diminui diferentes reações químicas e mudanças ocorrem a potenciais redox específicos, tornando mais ou menos solúveis determinados íons. Assim, em lagos profundos e oxigenados o comportamento da superfície do sedimento é diferente em comparação com lagos rasos, onde a camada de água se torna progressivamente desoxigenada, principalmente durante os meses de primavera e verão. Nestes casos em função da temperatura e do pH o fósforo liberado do sedimento é quimicamente adsorvido através de três processos cuja importância difere em diferentes tipos de lagos. O primeiro é a adsorção com  $Fe^{+3}$ ; o segundo é a complexação do fósforo com calcita e o terceiro é a adsorção pela argila. Nestes casos o fósforo mantém-se indisponível para os organismos aquáticos (WETZEL, 1981; HARPER, 1992; ESTEVES, 1998; SCHÄFER, 1985).

Durante a ressuspensão, processos físico-químicos do ambiente que controlam as reações de sedimentação do fósforo são objetos de mudança. Quando o sedimento se mistura com as camadas de água acima ocorre uma contínua diminuição de sólidos e de fósforo, bem como da força iônica na solução circundante, a qual aumenta a mobilidade do fósforo (HARPER, 1992). Além disso, em condições de pH alcalino, a capacidade de tamponamento do sedimento do lago causa um forte gradiente de pH próximo à interface sedimento-água (ESTEVES, 1998). Por outro lado, na coluna de água a capacidade de tamponamento é fraca devido à baixa concentração de sólidos. Assim, no verão, quando a produção primária é intensa e pode levar o pH a níveis alcalinos, na coluna de água, a liberação de fósforo dos sólidos ressuspensos pode aumentar através de dois mecanismos: aumento do pH e diminuição do fósforo pela assimilação pelos produtores primários (SCHAFER, 1985).

TABELA 7 – CARACTERÍSTICAS DE LAGOS E RESERVATÓRIOS PARA DIFERENTES NÍVEIS DE TROFIA.

	CLASSE DE TROFIA				
	Ultra-oligotrófico	Oligotrófico	Mesotrófico	Eutrófico	Hipereutrófico
Nutrientes	Concentração muito baixa, reciclagem lenta.	Baixa concentração, reciclagem lenta.	Média concentração, reciclagem lenta.	Alta concentração, reciclagem acelerada.	Concentração muito alta, reciclagem acelerada.
Iluminação	Alta transparência.	Alta transparência na zona eufótica.	Transparência limitada por turbidez abiogênica/biogênica.	Zona eufótica limitada por turbidez biogênica.	Zona eufótica limitada por alta turbidez biogênica.
Biomassa	Bastante baixa.	Reduzida.	Média.	Alta.	Bastante alta.
Algas verdes e/ou cianofíceas	Baixa.	Baixa.	Variável.	Alta.	Bastante alta.
Macrófitas	Baixa ou ausente.	Baixa.	Variável.	Alta ou Baixa.	Baixa .
Dinâmica da produção	Bastante Baixa.	Baixa.	Média.	Alta.	Alta a instável.
Dinâmica do oxigênio na camada superior	Normalmente saturado.	Normalmente saturado.	Variável em torno da supersaturação.	Frequentemente supersaturado.	Bastante instável, de supersaturado a ausente.
Dinâmica do oxigênio na camada inferior	Normalmente saturado.	Normalmente saturado.	Variávelabaixo da saturação.	Abaixo da saturação ou completamente ausente.	Bastante instável, de supersaturado a ausente.
Bacia hidrográfica	Lagos profundos, em bacias pouco alteradas.	Lagos profundos, em bacias pouco alteradas.	Lagos de profundidade variável, bacias alteradas	Lagos rasos, em bacias muito alteradas	Lagos rasos, em bacias muito alteradas.
Prejuízo aos usos múltiplos	Baixo.	Baixo.	Variável.	Alto.	Bastante alto.

Fonte: VOLLENWEIDER (1987); SALAS & MARTINO (1991); TUNDISI (1992).

Baixa concentração de sólidos não é uma característica restritiva, mas pode ser um fator de aceleração na disponibilidade de fósforo, uma vez que a ressuspensão não é por si só um processo que enriquece a coluna de água com novo material, mas que promove uma reciclagem constante de fósforo (KOSKI-VAHALA; HARTIKAINEN, 2001).

Para se classificar lagos e represas de acordo com seu estado trófico, TUNDISI (2003), sugere um programa de monitoramento e gerenciamento da eutrofização baseado nos seguintes tópicos:

- a) identificar a procedência da eutrofização e das contribuições difusas e pontuais;

- b) realizar balanços de massa e de nutrientes para lagos, represas ou rios;
- c) identificar o estado trófico do ecossistema aquático em função das concentrações de nitrogênio, fósforo e clorofila (de oligotrófico a eutrófico);
- d) criar cenários que possibilitem a avaliação da progressão do estado trófico em função de futuros impactos;
- e) identificar possíveis organismos indicadores de eutrofização, além das cianobactérias;
- f) ampliar a informação sobre eutrofização para o grande público e autoridades.

Este programa pode levar em consideração a compartimentação horizontal dos reservatórios. Reservatórios são geralmente, ambientes que exibem um grau de heterogeneidade espacial na produtividade do fitoplâncton, devido a gradientes longitudinais na morfologia da bacia hidrográfica, velocidade da água, tempo de residência, sólidos suspensos e disponibilidade de luz e nutrientes (KIMMEL et al.,1990).

No Brasil, as possibilidades de usos de recursos hídricos para diversas finalidades são determinadas por Legislação Federal. A Resolução 357/05 (CONAMA, 2005) do CONAMA estabelece classes de qualidade de água para corpos de água doce, salina e salobra, os quais são enquadradas de acordo com seus usos pretendidos, contudo não associa esta condição a níveis de trofia. A Resolução 274/00 do CONAMA(CONAMA,2000) estabelece padrões para águas destinadas a uso recreacional e balneabilidade. A Portaria 518 GM/04 do Ministério de Saúde (MINISTÉRIO DA SAÚDE,2004) estabelece os padrões de águas destinadas ao abastecimento público. Assim, todos os programas de monitoramento de qualidade de água devem também considerar os limites e usos estabelecidos pela legislação vigente.

A Tabela 8 apresenta uma relação entre usos múltiplos e o estado trófico dos ambientes aquáticos.

TABELA 8 – POSSIBILIDADES DE USOS DE LAGOS E REPRESAS EM FUNÇÃO DO ESTADO TRÓFICO

Uso Preponderante	Estado trófico (ou Classe de trofia)				
	Oligotrófico	Mesotrófico	Meso-eutrófico	Eutrófico	Hipereutrófico
Abastecimento	Desejável	Tolerável			
Uso industrial		Desejável	Tolerável		
Uso para resfriamento				Tolerável	
Recreação contato primário		Desejável	Tolerável		
Recreação contato secundário			Desejável	Tolerável	
Criação de peixes (espécies sensíveis)		Desejável	Tolerável		
Criação de peixe(espécies tolerantes)					Tolerável
Irrigação				Tolerável	
Produção de energia				Tolerável	
Paisagismo		Desejável		Tolerável	

Fonte: Modificado de Thornton & Rast , 1994; Tundisi,2003; Von Sperling,1995.

Algumas das conseqüências da eutrofização são:

- a) alteração no ciclo dos nutrientes: o ciclo de nutrientes é controlado por uma gama de fatores morfométricos únicos para cada lago. As diferenças nas cargas de nutrientes afetam as concentrações relativas destes elementos em cada uma algumas das etapas de seu ciclo. As etapas onde as diferenças causadas pelo enriquecimento podem ser observadas são a fixação de nitrogênio, variações na relação nitrogênio: fósforo e na importância da liberação de nutrientes do sedimento (carga interna) (HARPER,1992).
  
- b) balanço de oxigênio: uma vez que a solubilidade do oxigênio na água é inversamente proporcional à temperatura e que a maior fonte de oxigênio para água é o fitoplâncton, a curva de oxigênio em um corpo d'água depende da rapidez dos processos de decomposição que aumentam a demanda de oxigênio no hipolimnio e a taxa de produção primária no epilimnio (WETZEL,

1981; COLE; HANNAN,1990). A extensão da mudança no balanço de oxigênio também é influenciada pela morfometria do lago, especialmente sua profundidade média, e pela sua bacia de drenagem (JORGENSEN; VOLLENWEIDER, 1989). A ocorrência de um hipolimnio anóxico, especialmente na primavera e verão, é comum tanto em lagos oligotróficos quanto em lagos eutróficos.

Em geral, com a eutrofização do corpo d'água, ocorrem florações de algas que promovem um aumento considerável na concentração de oxigênio dissolvido nas camadas superficiais durante o dia, chegando à supersaturação (SCHÄFER, 1985). Nas camadas adjacentes, o suprimento de oxigênio é reduzido em função do aumento da demanda de oxigênio para oxidar o material orgânico que sedimenta a partir da superfície (ESTEVES, 1998). Durante a noite quando não há produção fototrófica, a tendência é de uma depleção acentuada de oxigênio em toda a coluna d'água. À medida que a floração se intensifica, esta situação pode promover uma completa anoxia da coluna d'água, especialmente nas primeiras horas da manhã o que pode acarretar extensa mortalidade de peixes (SCHÄFER, 1985; COLE; HANNAN,1991; MARGALEF,1984).

A decomposição da matéria orgânica que se acumula no sedimento de lagos e reservatórios, promove um aumento da demanda de oxigênio por parte dos organismos decompositores. Nesta condição de anaerobiose pode ocorrer a formação de outros gases como o metano ( $\text{CH}_4$ ) e gás sulfídrico ( $\text{H}_2\text{S}$ ), os quais são tóxicos para a maioria dos organismos (ESTEVES, 1998).

c) Perda da biodiversidade: o aumento no aporte de nutrientes, inicialmente resulta num aumento da produtividade primária, com conseqüente alteração no padrão sazonal. Nesta condição, a comunidade fitoplanctônica passa a ser dominada por poucas espécies de grupos melhores adaptados (KIMMEL et al., 1990). No início do processo também pode ocorrer um aumento na população de macrófitas submersas, porém estas populações começam a declinar a medida que o aumento da competição por luz com o fitoplancton se

torna o fator controlador , e a comunidade passa a ser dominada por espécies tolerante a baixa intensidade luminosa ou espécies flutuantes (DUARTE et al., 1986).

As alterações nos produtores primários afetam toda a cadeia trófica. Ocorrem mudanças nos consumidores primários como zooplâncton, com o predomínio de espécies que podem se alimentar de partículas de diferentes tamanhos ou resultantes do impacto da predação por peixes ou pela presença de substância que inibam a predação sobre as algas, como por exemplo, cianotoxinas (HARPER, 1992; AZEVEDO, 2003).

Nos compartimentos de fundo, a fauna bentônica passa a ser dominada por espécies tolerantes à baixa concentração de oxigênio como larvas de chironomídeos vermelhos e vermes oligoquetas (PENNAK, 1953).

Na comunidade de peixes, inicialmente a depleção de oxigênio no fundo faz com que os indivíduos procurem as camadas de água superficiais onde a temperatura é mais elevada. Nestas camadas o estresse térmico reduz as populações mais sensíveis, que são substituídas por outras mais tolerantes (HARPER, 1992). Em termos de biomassa de peixes, a concentração pode aumentar ou se manter devido à maior oferta alimentar contudo, a mudança na composição das espécies pode reduzir o valor econômico dos estoques pesqueiros (TUNDISI, 2003).

- d) Proliferação de macrófitas aquáticas: o aumento da concentração de biomassa de macrófitas aquáticas é especialmente prejudicial em reservatórios destinados à geração de energia elétrica, onde o desenvolvimento destes organismos em grandes bancos pode comprometer máquinas e equipamentos, especialmente turbinas. O crescimento excessivo de macrófitas também pode afetar o uso da água para consumo humano, prejudicar o uso para recreação, aumentar a taxa de evapotranspiração e promover risco para a saúde pública por aumentar a proliferação outros organismos vetores de doenças (MITCHELL et al., 1990; MURPHY; IETERSE, 1990)

e) Aumento nos custos para tratamento da água: De acordo com DI BERNARDO (1995), os principais efeitos da eutrofização sobre o tratamento da água são: a) efeitos sobre a coagulação, que incluem o aumento no uso de coagulantes e alcalinizantes para ajuste de pH de coagulação; b) efeitos sobre a floculação, uma vez que os flocos formados são leves deve-se empregar polímero para auxiliar a floculação e evitar a flotação; c) diminuição na eficiência de remoção de flocos na decantação, com aumento da turbidez e do número de partículas na água decantada; d) obstrução do meio filtrante, redução na duração da cadeia de filtros e aumento no consumo da água de lavagem; e) aumento no consumo de cloro devido à presença de matéria orgânica e amônia, diminuindo a eficiência da desinfecção e aumentando a possibilidade de formação de componentes tóxicos organoclorados, prejudiciais à saúde humana; f) possibilidade de crescimento de bactérias nos sistemas de distribuição, devido ao aumento da matéria orgânica que serve de substrato, ocorrência de sabor e odor provocados por algumas espécies de algas e aumento na deposição de ferro e manganês nas tubulações.

f) Floração de algas: Toda vez em que as condições de temperatura, luz e disponibilidade de nutrientes forem adequadas, águas superficiais (água doce ou marinha) poderão propiciar um aumento no crescimento de algas. Quando tal proliferação for dominada por uma ou poucas espécies o fenômeno é conhecido como floração ou bloom. A Figura 4, apresenta a probabilidade de evolução do nível trófico de um lago ou reservatório, em função do aumento da concentração de biomassa fitoplanctônica, medida através de clorofila *a*.

Os problemas relacionadas às algas são mais sujeitos a acontecer em áreas que passam por um crescimento populacional, onde falta o tratamento concomitante de esgotos ou em áreas onde as práticas agrícolas causam a perda de nutrientes para os corpos d'água pela super-fertilização ou erosão (BARTRAM et al.,1999).

Estas florações provocam os seguintes efeitos diretos sobre a qualidade da água: aumento da matéria orgânica particulada; aumento de substâncias orgânicas dissolvidas que podem conferir gosto ou odor à água, serem precursoras da formação de compostos organoclorados; conferir cor à água; servir de substrato para o crescimento de bactérias; aumento de pH e mudanças em sua flutuação diária; reduzir os teores de oxigênio nas camadas de fundo (DI BERNARDO, 1995).

As florações de algas causam problemas para a qualidade da água, em especial em mananciais de abastecimento. Contudo, maior ênfase é dada às florações de cianobactérias pelo fato de alguns destes organismos serem potencialmente tóxicos, tanto para animais domésticos e selvagens, quanto para o próprio homem (CARMICHAEL, 1992a).

Uma vez que as florações de cianobactérias normalmente ocorrem em lagos eutróficos, originalmente afirmou-se que estes organismos necessitavam de altas concentrações de fósforo e nitrogênio. Porém, experimentos demonstraram que as cianobactérias possuem mais afinidade por fósforo e nitrogênio do que outros organismos fotossintetizantes, significando que as cianobactérias podem competir com outros organismos fitoplanctônicos mesmo em condições de limitação por nutrientes (CARMICHAEL, 1992a). Além disso, cianobactérias têm capacidade de armazenar fósforo intracelular, em quantidade suficiente para duas a quatro divisões celulares (MUR et al., 1999). Esta vantagem competitiva favorece o desenvolvimento deste grupo de organismos em detrimento dos demais grupos fitoplanctônicos, o que significa que em alguns casos, mesmo que o aporte de nutrientes para o corpo d'água seja drasticamente reduzido, a floração poderá se manter apenas por processos autóctones (AZEVEDO, 2003).

g) Deterioração dos valores recreacionais: com o avanço de florações de algas ou cianobactérias ou proliferação de macrófitas, ocorre a diminuição da transparência da água, possibilidade de produção de odores desagradáveis e

possibilidade de toxicidade de contato primário (TUNIDISI, 2003; SIVONEN; JONES, 1999).

h) Restrição de acesso à pesca: em função de proliferação de macrófitas, o aceso de embarcações poderá ficar comprometido e o pescado poderá não apresentar condições sanitárias de consumo pela bioacumulação de poluentes e eventuais cianotoxinas (TUNIDISI, 2003; SIVONEN; JONES, 1999).

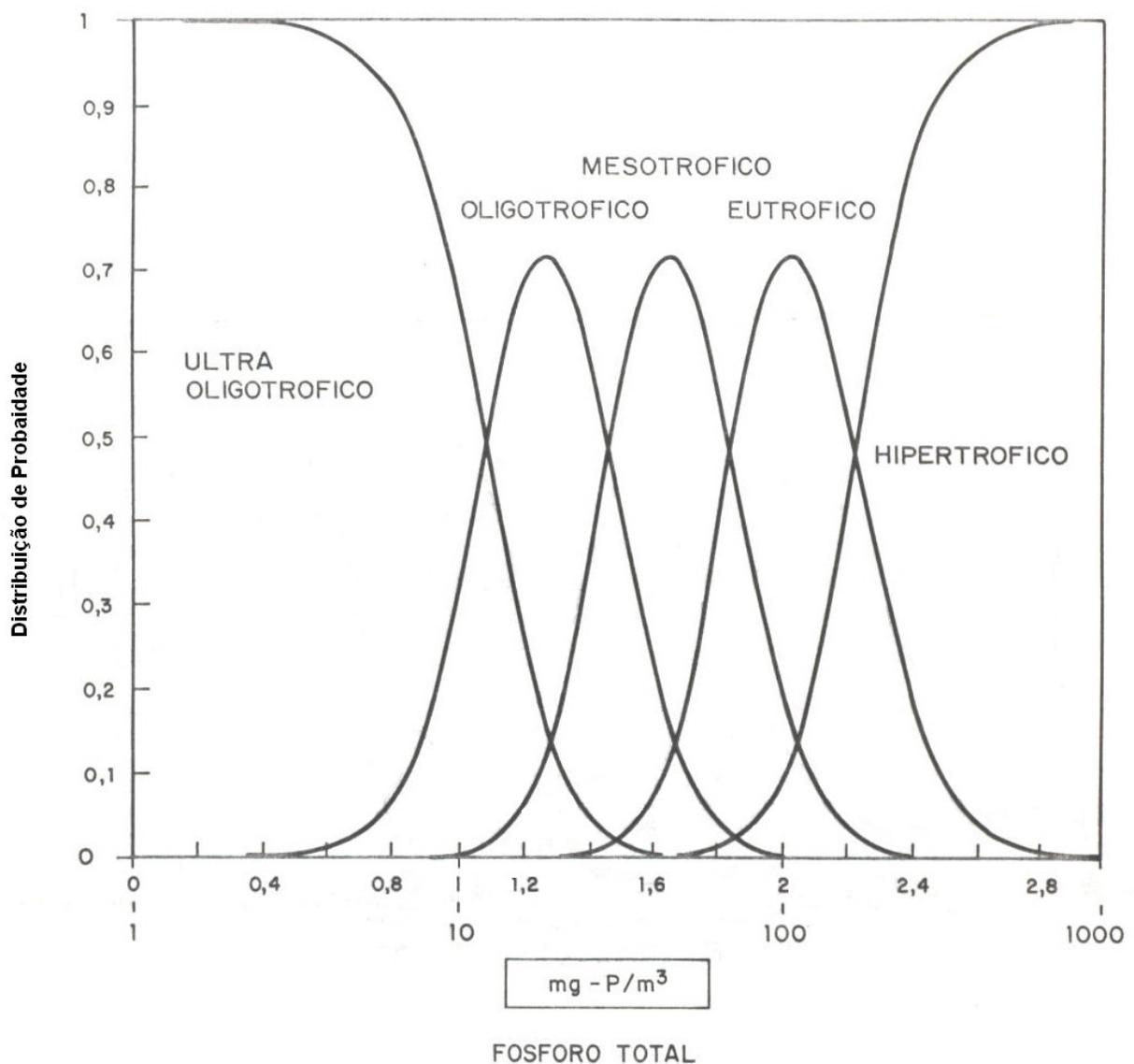


FIGURA 4 – DISTRIBUIÇÃO DA PROBABILIDADE DE NÍVEL TRÓFICO DE LAGOS DE CLIMA TROPICAL BASEADOS EM CLOROFILA A (SALAS; MARTINO, 1991).

### 3.3.5 Impactos da eutrofização sobre mananciais de abastecimento

A eutrofização atualmente atinge ambientes aquáticos em todo o mundo. Pesquisas revelaram que 54% dos lagos da região Ásia Pacífico estão eutróficos. As proporções de ambientes eutróficos na Europa, África, América do Norte e América do Sul são 53%, 28%, 48% e 41%, respectivamente (ILEC,1993). Esta situação leva a uma rápida deterioração da qualidade da água com sérios riscos, particularmente no tratamento da água para consumo humano (BARTRAM et al., 1999). A Figura 5 mostra uma representação esquemática da evolução dos problemas relacionados à qualidade de água no noroeste da Europa e América do Norte.

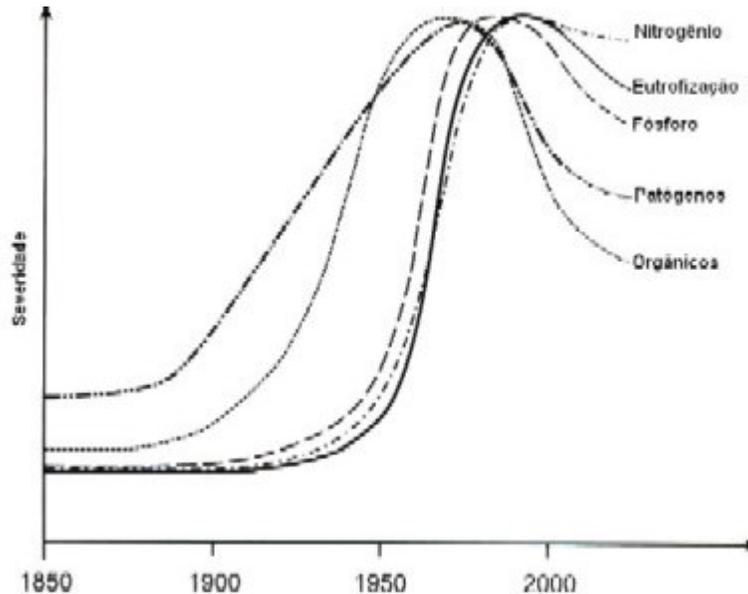


FIGURA 5 – REPRESENTAÇÃO ESQUEMÁTICA DO DESENVOLVIMENTO DA POLUIÇÃO EM ÁGUAS SUPERFICIAIS POR PATÓGENOS, CONSUMO DE OXIGÊNIO POR MATÉRIA ORGÂNICA, FÓSFORO E CIANOBACTÉRIAS NO NOROESTE DA EUROPA E AMÉRICA DO NORTE (FONTE: BARTRAM et al., 1999).

Os maiores problemas da deterioração da qualidade da água estão relacionados à saúde humana e esta relação é complexa. De acordo com BARTRAM et al. (1999) as doenças de veiculação hídrica podem ser classificadas em quatro categorias: surtos relacionados à água, doenças causadas pela falta de higiene, doenças de contato primário com a água e doenças causadas por vetores de vida aquática. As florações de cianobactérias, com a conseqüente formação de cianotoxinas, podem ser enquadradas

em duas das quatro categorias. Podem causar surtos de doenças por ingestão acidental de água bruta ou pelo consumo de água tratada ou causar dermatites ou outras doenças pelo contato primário com a água onde as florações se desenvolvem. Outra possibilidade de doenças causadas por cianotoxinas é via intravenosa, especialmente em pessoas em tratamento em clínicas e hospitais (BARTRAM et al.,1999).

Nem todas as espécies de cianobactérias são potenciais produtoras de toxinas e, mesmo entre populações de uma mesma espécie podem existir cepas tóxicas e cepas não tóxicas. Não há um consenso sobre a função das cianotoxinas, mas estudos apontam que estas substâncias são produzidas como proteção contra a herbivoria. As cianotoxinas pertencem a uma gama diversa de substâncias químicas assim, algumas são neurotóxicas, outras são preferencialmente tóxicas ao fígado e outras parecem causar danos à saúde, como gastroenterites e cujo comportamento é pouco compreendido (AZEVEDO, 2003; BARTRAM et al.,1999).

As cianotoxinas podem ser encontradas em duas formas: armazenada no interior das células (intracelular) ou dissolvida na água. Uma vez que normalmente a maior concentração é intracelular, a lise das células aumenta o risco de intoxicações e este fato é mais preocupante em estações de tratamento da água que não estejam aptas a remover as células intactas evitando a liberação das toxinas na água pois a eliminação da toxina dissolvida é mais difícil e onerosa (CARMICHAEL, 1992b; AZEVEDO,2003).

O envenenamento direto de animais por cianobactérias pode ser dar por duas vias: pelo consumo de células diretamente na água ou pela ingestão de outros animais que tenham se alimentado de cianobactérias e acumulado cianotoxinas (SIVONEN; JONES,1999).

Evidências dos efeitos adversos de cianotoxinas sobre a saúde humana derivam de três fontes principais: evidência epidemiológica, envenenamento de animais e estudos toxicológicos. Registros de casos de gastroenterites e surtos de doenças hepáticas podem ser razoavelmente atribuídos a cianotoxinas na água de abastecimento quando são coincidentes com uma floração de cianobactérias ou quando sulfato de cobre ou outro algicida é aplicado para eliminar a floração, causando

a lise das células e liberando cianotoxinas para o meio aquático (KUIPER-GOODMAN et al.,1999).

Alguns casos de riscos à saúde humana provocados por cianobactérias são apresentados abaixo:

O surto mais letal de gastroenterite atribuído a presença de cianotoxinas em água de abastecimento ocorreu na Bahia, quando o reservatório de Itaparica logo no início de seu enchimento, apresentou um intensa floração de cianobactérias, causando a morte de 88 pessoas, a maioria delas crianças (TEIXEIRA et al.,1993).

Em Armidale (Austrália) o reservatório de abastecimento de água era monitorado para observar a ocorrência de florações tóxicas de *Microcystis* quando ocorreu um bloom particularmente denso. Durante três semanas a autoridade de abastecimento público tratou o reservatório com 1 ppm de sulfato de cobre, o que eliminou a floração. Um estudo epidemiológico da população indicou a ocorrência de lesões de fígado simultaneamente ao término da floração (KUIPER-GOODMAN et al.,1999).

O mais severo surto de toxicidade de cianobactérias em uma população humana ocorreu numa ilha no noroeste da Austrália. Devido a reclamações sobre o gosto e odor ruins da água distribuída, os quais foram atribuídos a uma floração de cianobactérias. As autoridades trataram o reservatório com sulfato de cobre. Dentro de uma semana diversas crianças desenvolveram hepatoenterite severa e um total de 140 crianças e 10 adultos necessitaram de tratamento hospitalar. *Cylindrospermopsis raciborskii* foi a espécie associada a este episódio (BYTH,1980 citado por KUIPER-GOODMAN et al.,1999).

O pior incidente já registrado de envenenamento humano atribuído a cianotoxinas ocorreu em Caruaru (PE) quando 47 pacientes de uma unidade de terapia renal substitutiva morreram ao receberem hemodiálise com água

contendo cianotoxinas. Exames realizados nos filtros de carvão da unidade de diálise e no sangue e tecido do fígado dos pacientes mostrou a presença de microcistina-LR. Neste caso foi detectada a presença dos gêneros *Aphanizomenon*, *Oscillatoria* e *Spirulina* no reservatório de abastecimento (JOCHIMSEN et al.,1998).

A exposição de longo prazo a pequenas doses de cianotoxinas pode causar efeitos crônicos sobre o organismo humano. A incidência de carcinoma hepatocelular humano na China é uma das mais altas no mundo. Estudos têm demonstrado que a presença de cianotoxinas na água faz parte de um complexo de fatores de risco na incidência desta doença. A incidência do carcinoma hepatocelular varia geograficamente sendo que as cianobactérias são abundantes na água superficial do sudoeste da China onde a incidência da doença é maior. Contudo, outro fator de risco de surgimento deste tipo de câncer é a ocorrência de hepatite B que no caso desta população, está associada à alimentação. Assim, a presença de microcistina na água deve ser melhor avaliada para estabelecer a associação entre este tipo de câncer e o consumo de água contendo pequenas doses de cianotoxina (YU,1995 citado por KUIPER-GOODMAN et al.,1999).

Em Scania, sul da Suécia no ano de 1994, 121 pessoas foram afetadas por um surto de gastroenterite provocada pela floração de *Planktothrix agardii* no reservatório de abastecimento da cidade (ANNADOTTER, et al., 2001).

Comunidades rurais das províncias de Alberta, Saskatchewan e Manitoba (Austrália) são afetadas pela ocorrência de florações de cianobactérias nos mananciais de abastecimento. Em muitos casos as populações são abastecidas com água de reservatórios rasos onde as florações de *Microcystis* são comuns. Casos da presença de cianotoxinas na água destinada ao consumo humano vêm sendo relatados desde 1990, sendo que a presença de microcistina foi

comprovada em aproximadamente 70% das amostras analisadas (GUPTA et al., 2001).

Na República Tcheca, pesquisas desenvolvidas em 1999 apontaram a presença de microcistina tanto na água bruta quanto na água tratada de sete mananciais de abastecimento. Os resultados indicaram que 58% das amostras coletadas no ponto de entrada para a captação foram positivas para a presença de microcistina (BLÁHA; MARŠÁLEK, 2001).

Na Alemanha durante o período de 1996 a 1997 foram realizados estudos na Estação de Tratamento de Água Rostock. Os resultados demonstraram que existe uma concentração relativamente alta de microcistina intracelular (entre 2 – 20  $\mu\text{g}^{-1}$  peso seco) na água bruta. Contudo, a modernização da ETA Rostock em 1995, com a instalação de pré ozonização, floculação, ozonização, filtração em filtros de carvão ativado e desinfecção, produzem uma água tratada com uma concentração de microcistina na faixa de 0,07  $\mu\text{l}^{-1}$ , ou seja, abaixo dos níveis recomendados pela Organização Mundial de Saúde (KRUSCHWITZ et al., 2001).

### 3.3.6 Previsão e avaliação do potencial de eutrofização

A avaliação do estado trófico de um lago é baseada em muitos dados, tais como morfologia, parâmetros físico-químicos, variáveis biológicas, várias taxas de metabolismo e parâmetros hidrológicos (JORGENSEN; VOLLENWEIDER, 1989). Contudo, os índices de estado trófico não equivalem um índice de qualidade de água pois o termo qualidade implica num julgamento que deve ser separado do estado trófico (CARLSON, 1977).

LIND et al. (1993) apontam que a classificação do estado trófico de reservatórios pode freqüentemente depender mais do método de classificação empregado ou das variáveis selecionadas do que do “verdadeiro” nível trófico do corpo d’água. Isto ocorre

porque características comuns a reservatórios geralmente não estão presentes em lagos naturais, com base nos quais os índices de estado trófico foram desenvolvidos.

HOOPER (1969), alerta que um índice de avaliação de eutrofização deve apresentar as seguintes características:

- a) um bom índice deve discriminar alterações normais nos níveis de nutrientes daquelas associadas com outras categorias de alterações ambientais. Seria difícil, se não impossível, um índice que diferenciasse mudanças normais, tais como o nível básico de nutrientes numa enxurrada, de alterações provocadas pela erosão em função da mudança no uso do solo. Um índice deve diferenciar mudanças no nível de nutrientes e mudanças sazonais, bem como alterações provocadas por ciclos climáticos de curto prazo.
- b) um bom índice deve apresentar sensibilidade aos níveis de enriquecimento do corpo d'água, porque o objetivo é antecipar alterações que contrariam os interesses do homem. Nestes casos, o maior valor é para organismos cuja presença ou ausência, possam efetivamente integrar os efeitos sobre o ambiente e possibilitar monitoramento contínuo e vigilância.
- c) um bom índice deve apresentar características similares àquelas que os geólogos estabelecem para índices fósseis: propriedades geograficamente abrangentes e de ciclo de vida curto em termos geológicos. Um índice de eutrofização, talvez, seja uma propriedade ou característica biológica abrangente para vários ambientes aquáticos, mas de ciclo de vida curto e sensível as mudanças nos níveis de enriquecimento, especialmente aquelas provocadas por eventos antrópicos.
- d) um bom índice deve ter outras características práticas. O índice deve ser compatível com vigilância de longo prazo e monitoramento desenvolvidos por várias gerações de pesquisadores. Deve ser nacional, ou mesmo mundial, para que as redes de vigilância e monitoramento possam ser acessadas na avaliação de impactos causados pelo homem sobre o ambiente. Índices de eutrofização estão, certamente, entre os mais importantes parâmetros ambientais a serem considerados. Para que um índice seja considerado bom, este deve ser de simples tecnologia, interpretação e coleta de dados.

### 3.3.7 Índices para avaliação do estado trófico de ambientes aquáticos

Índices de qualidade de água, incluindo a avaliação do estado trófico, são propostos visando resumir as variáveis analisadas a um número, que possibilite analisar a evolução da situação do ambiente no tempo e no espaço e que possa facilitar a interpretação de extensas listas de variáveis ou indicadores (GASTALDINI; SOUZA, 2004).

Existem vários métodos e índices para se avaliar o estado trófico de lagos, a maioria destes índices foi desenvolvida em ambientes de clima temperado. Desta forma, sua aplicação em regiões tropicais deve ser feita de forma cuidadosa. A escolha do índice a ser utilizado também deve levar em consideração a consistência dos dados disponíveis. De acordo com TUNDISI (2003), o índice mais amplamente utilizado é o Índice de Estado Trófico (IET) de Carlson mas, outros são igualmente difundidos e a seguir são apresentados alguns destes.

a) Correlação entre fósforo total e clorofila *a* (DILON; RIGLER, 1974)

$$\lg(\text{cla}) = 1,499 \lg P - 1,136 \quad (r = 0,95) \quad (3.1)$$

onde:

$\lg(\text{cla})$  = logaritmo da clorofila *a*

$\lg P$  = logaritmo do fósforo total

b) Concentração de fósforo no lago (VOLLENWEIDER, 1976)

$$P = \frac{L \cdot 10^3}{V \cdot (1/t + K_s)} \quad (3.2)$$

onde:

$P$  = concentração de fósforo no corpo d'água ( $\text{g P m}^{-3}$ )

$L$  = carga afluente de  $P$  ( $\text{kg P ano}^{-1}$ )

$V$  = volume do lago ( $\text{m}^3$ )

t = tempo de detenção hidráulica (ano)

$K_s$  = coeficiente de perda de fósforo por sedimentação (ano)

O valor de  $K_s$ , obtidos para lagos temperados é :

$$K_s = 1 \sqrt{t}$$

c) Concentração de fósforo no lago (SALAS; MARTINO,1991) – este índice foi desenvolvido a partir do índice de Vollenweider, considerando o estudo de 40 lagos e reservatórios da América Latina e Caribe, assim:

$$K_s = 2 \sqrt{t}$$

E a equação da concentração de fósforo, foi adaptada para:

$$P = \frac{L \cdot 10^3}{V \cdot (1/t + 2 \sqrt{t})} \quad (3.3)$$

onde:

P = concentração de fósforo no corpo d'água ( $\text{g P m}^{-3}$ )

L = carga afluyente de P ( $\text{kg P ano}^{-1}$ )

V = volume do lago ( $\text{m}^3$ )

t = tempo de detenção hidráulica (ano)

d) Carga de fósforo máxima admissível a um lago (SALAS; MARTINO,1991)

$$L = \frac{P \cdot V \cdot (1/t + 2 \sqrt{t})}{10^3} \quad (3.4)$$

onde:

P = concentração de fósforo no corpo d'água ( $\text{g P m}^{-3}$ )

V = volume do lago ( $\text{m}^3$ )

t = tempo de detenção hidráulica (ano)

Para a utilização desta equação, deve-se estimar que P situe-se abaixo do limite da eutrofia. De acordo com VOLLENWEIDER (1968) a faixa de concentração de fósforo de um corpo d'água eutrófico é de 25 a 100  $\mu\text{g l}^{-1}$ .

e) Índice de Estado Trófico (IET) (CARLSON,1977) – este índice engloba lagos numa escala numérica de 0 a 100, sendo que cada divisão (10,20,30,etc) representa a capacidade de dobrar a biomassa algal. O índice é calculado para fósforo total, clorofila a e transparência da água, sendo:

$$\text{IET (DS)} = 10 \left( 6 - \frac{\ln \text{DS}}{\ln 2} \right) \quad (3.5)$$

onde:

$\ln \text{DS}$  = logaritmo neperiano da transparência da água medida através de disco de Secchi ( m)

$\ln 2$  = logaritmo neperiano de 2

$$\text{IET (cla)} = 10 \left( 6 - \frac{2,04 - 0,68 \ln \text{Cla}}{\ln 2} \right) \quad (3.6)$$

onde:

$\ln \text{Cla}$  = logaritmo neperiano da clorofila a ( $\text{mg m}^{-3}$ )

$\ln 2$  = logaritmo neperiano de 2

$$\text{IET (PT)} = 10 \left( 6 - \frac{\ln 48/\text{PT}}{\ln 2} \right) \quad (3.7)$$

onde:

$\ln \text{PT}$  = logaritmo neperiano de fósforo total ( $\text{mg l}^{-1}$ )

$\ln 2$  = logaritmo neperiano de 2

Existem lagos onde a limitação da transparência se dá pela presença de material abiogênio em suspensão (p. ex. argila e silt), a estes lagos dá-se o nome de Light Limited Lakes (LLL), nestes casos o cálculo do IET para o disco de Secchi pode fornecer informações imprecisas (SCHAFER, 1985).

O Índice de Estado Trófico (IET) representa a capacidade do lagos de dobrar a biomassa algal porém, não indica o estado trófico do lago. Para esta finalidade KRATZER e BREZONICK (1981), descreveram o nível trófico de lagos baseados no IET, conforme segue:

Ultra oligotrófico	IET < 20
Oligotrófico	IET 21 – 40
Mesotrófico	IET 41 – 50
Eutrófico	IET 51 – 60
Hipereutrófico	IET > 61

f) MERCANTE e TUCCI-MOURA (1999) apresentaram uma modificação no IET procurando adequá-lo às condições limnológicas de reservatórios tropicais e acrescentando a variável fósforo solúvel reativo, sendo que as equações adaptadas são:

$$IET (DS) = 10 \left( 6 - \frac{0,64 + \ln DS}{\ln 2} \right) \quad (3.8)$$

ln 2

onde:

ln DS =logaritmo neperiano da transparência da água medida através de disco de Secchi ( m)

ln 2 = logaritmo neperiano de 2

$$IET (CHL) = 10 \left( 6 - \frac{2,04 - 0,695 \ln CHL}{\ln 2} \right) \quad (3.9)$$

ln 2

onde:

$\ln \text{ CHL}$  = logaritmo neperiano da clorofila a ( $\text{mg m}^{-3}$ )

$\ln 2$  = logaritmo neperiano de 2

$$\text{IET (PSR)} = 10 \left( 6 - \frac{\ln (21,67/\text{PSR})}{\ln 2} \right) \quad (3.10)$$

onde:

$\ln \text{ PSR}$  = logaritmo neperiano de fósforo solúvel reativo ( $\text{mg l}^{-1}$ )

$\ln 2$  = logaritmo neperiano de 2

$$\text{IET (PT)} = 10 \left( 6 - \frac{\ln (80,32/\text{PT})}{\ln 2} \right) \quad (3.11)$$

onde:

$\ln \text{ PT}$  = logaritmo neperiano de fósforo total ( $\text{mg l}^{-1}$ )

$\ln 2$  = logaritmo neperiano de 2

g) Concentração média de clorofila e concentração total de fósforo no lago (OECD,1982)

$$[\text{c}] = 0,28 [\text{P}]_{\lambda}^{0,96} \quad (3.12)$$

onde:

$[\text{c}]$  = concentração média anual de clorofila ( $\text{mgL}^{-1}$ )

$[\text{P}]_{\lambda}$  = concentração média anual de fósforo na coluna d'água ( $\text{mgL}^{-1}$ )

Esta equação foi desenvolvida para lagos de clima temperado e foi assumida a limitação por nitrogênio, conforme indica a relação N inorgânico:ortofosfato < 10 (OECD,1982).

h) Gradiente de fósforo no reservatório (WALKER, 1985)

$$\frac{P_{\max}}{P_{\min}} = 1 + \frac{N_r}{(1 + B_1 \cdot N_r^{B_2} \cdot N_d^{B_3})} \quad (3.13)$$

onde:

$P_{\max}$  e  $P_{\min}$  são as concentrações médias de fósforo nas camadas superior e inferior do corpo d'água ( $\text{mg l}^{-1}$ )

$N_r$  = taxa de reação adimensional

$N_d$  = taxa de dispersão adimensional

$B_1, B_2, B_3$  = valores empíricos ajustados às condições do reservatório.

Em seus estudos, WALKER (1985) indica os valores de  $B_1, B_2, B_3$ , como 1,5, 0,29 e 0,29, respectivamente ( $r^2 = 0,85$ ;  $EP^2 = 0,012$ ).

i) Depleção volumétrica do oxigênio dissolvido no hipolimnio (BURNS, 1995)

$$VHDR_{\text{obs}} = \frac{O_t - O_{t + \Delta t}}{\Delta t} \quad (3.14)$$

onde:

$VHDR_{\text{obs}}$  = taxa de depleção observada no hipolimnio ( $\text{g OD m}^{-3}\text{d}^{-1}$ )

$O_t - O_{t + \Delta t}$  = concentração de oxigênio dissolvido no hipolimnio em um determinado tempo e  $\Delta t$ , respectivamente ( $\text{gm}^{-3}$ )

Os índices e métodos apresentados acima são de uso mais ou menos corrente e visam determinar o estado trófico dos ambientes aquáticos. Porém existem modelos

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

j) QUAL2-E (BROWN; BARNWELL, 1987) – modelo de qualidade de água aplicável a rios dendríticos que são bem misturados. O modelo assume que os principais mecanismos de transporte, advecção e dispersão são significativos apenas através da direção do fluxo principal. Utiliza 15 variáveis de qualidade de água, incluindo poluentes orgânicos.

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

l) SWAT – este modelo é aplicável a bacias hidrográficas sem monitoramento prévio porém é mais adequado para estudos de cenários em longo prazo sendo pouco adequado para estimativas de curto prazo. Por ter sido desenvolvido para bacias de usos predominantemente agrícola, as versões iniciais do modelo não contemplavam poluentes tipicamente urbanos, como esgoto doméstico. As versões mais atuais incorporaram rotinas do modelo QUAL2E e atualmente o

modelo SWAT possibilita a modelagem de qualidade de água em bacias com expressiva concentração populacional (ROLOFF; SZCZYPIOR, 2003).

## 4 MATERIAL E MÉTODOS

A base cartográfica utilizada para elaboração dos mapas do meio físico foi produzida por digitalização em ArcView, a partir de imagem do levantamento aerofotogramétrico da Bacia Hidrográfica do Rio Iguaçu, na Região Metropolitana de Curitiba, no ano de 2001.

Os mapas das sub-bacias dos Rios Passauna e Irai foram obtidos a partir do levantamento, em escala 1:10.000 realizados pela Superintendência de Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental – SUDERHSA (2004).

Para a caracterização do meio físico, foram consideradas as seguintes variáveis: declividade, hidrografia e solos.

Para os mapas de solos foi utilizado o levantamento realizado pela EMBRAPA (1984). Neste caso os limites das sub-bacias pesquisadas foram sobrepostos ao mapa digitalizado em escala 1:600.000. O mapa refere-se às classes de solos identificadas em 1984. Para atualização destas classes de acordo com EMBRAPA, 1999, utilizou-se a tabela de conversão elaborada por Gustavo Ribas Curcio (2003, comunicação pessoal). No caso da sub-bacia do Rio Irai, também foi considerado o estudo realizado por SOUZA et al. (2003) onde a nova tipologia de classes de solo já foi aplicada, porém ainda não existem mapas disponíveis desta nova classificação.

Os pontos de coleta de amostras de água foram georreferenciados e incorporados à base cartográfica, assim como a cota máxima de enchimento do Reservatório do Irai, o qual não estava completamente cheio durante o vôo que originou o levantamento aerofotogramétrico, sendo que os mapas referentes à hidrografia foram fornecidos pelo Instituto Ambiental do Paraná.

### 4.1 Cobertura vegetal e usos do solo

Assim como os mapas do meio físico, o mapeamento da cobertura vegetal e dos usos do solo, foram produzidos por digitalização em ArcView, a partir do levantamento

aerofotogramétrico da Bacia do Rio Iguaçu na Região Metropolitana de Curitiba, no ano de 2001, sendo cedidos pela SUDERHSA em escala 1:10.000.

Estes mapas foram atualizados com base em imagens de satélite LANDSAT 7 ETM+, órbita-ponto 220\_78, mosaicado, bandas 5R-4G-3B, na data de 02/09/2002, cedidos pela Secretaria Estadual de Meio Ambiente e Recursos Hídricos – SEMA. As informações foram posicionadas sobre as bases cartográficas, sem controle de campo. Para a sub-bacia do Rio Irai, os dados de usos do solo foram atualizados de acordo com levantamentos realizados por DONHA et. al. (2003).

## 4.2 Clima

Para a elaboração do presente estudo, foram considerados dados de precipitação média mensal, fornecidos pela SUDERHSA (2004).

Para a sub-bacia do Rio Passauna os dados se referem à estação meteorológica da ANEEL, operada pela SUDERHSA, localizada no município de Campo Largo, próxima à ponte da BR 277 à montante das estações de amostragem de qualidade de água.

Para a sub-bacia do Rio Irai os dados se referem à estação da ANEEL, operada pela SUDERHSA, localizada no Município de Piraquara, situada na porção leste da área de estudos.

## 4.3 População

Os dados referentes ao número de habitantes em cada uma das sub-bacias em estudo foram fornecidos pela SANEPAR (2004), sob a forma de planilhas as quais apresentam o número de ligações de água e esgoto em cada um dos municípios inseridos nas Áreas de Proteção Ambiental do Passauna e Irai.

Também foram consideradas informações constantes do censo IBGE de 2000, para os municípios inseridos na Região Metropolitana de Curitiba. Estas informações

não são precisas uma vez que os setores censitários do IBGE abrangem o município como um todo não sendo possível estabelecer o número exato de habitantes nas regiões inseridas dentro das áreas de estudos. De acordo com método utilizado pela SANEPAR, partir do número de domicílios ligados à rede de água é possível estimar o número de habitantes utilizando-se para tanto o fator quatro. Este foi o método empregado para atualizar o número de habitantes por sub-bacia.

As atividades industriais licenciadas existentes nas sub-bacias foram fornecidas pelo Instituto Ambiental do Paraná – IAP.

#### 4.4 QUALIDADE DE ÁGUA

##### 4.4.1 Rios Passauna e Irai

Os dados referentes aos resultados de análises físico-químicas e biológicas dos rios e reservatórios foram obtidos junto ao Instituto Ambiental do Paraná – IAP (2004), os quais foram fornecidos sob a forma de cadernos de resultados e se referem ao período de fevereiro de 1990 a março de 2004.

##### 4.4.1.1 Estações de amostragem

O IAP mantém uma rede de monitoramento com 11 pontos na sub-bacia do Rio Passauna. Destas estações a maioria encontra-se ao longo do Rio Passauna desde suas nascentes até sua foz no Rio Iguaçu. Neste trabalho optou-se pela estação localizada à jusante da ponte da BR 277 por ser a estação localizada mais próxima da entrada do reservatório. Os resultados obtidos nesta estação possivelmente representam todos os impactos sofridos pelo corpo d'água desde suas nascentes.

Além do Rio Passauna também estão sendo considerados os rios Farraria, Sem Nome e Cachoeira. Estes rios são os formadores dos braços do reservatório em sua

margem direita e são monitorados ainda em sua fase lítica. As estações estão localizadas à jusante de possíveis fontes pontuais de poluição, mas também representam fontes não pontuais como as áreas agrícolas. As quatro estações de amostragem utilizadas para caracterização da qualidade das águas dos rios da sub-bacia estão descritas na Tabela 9.

Na sub-bacia do Rio Irai, o Instituto Ambiental do Paraná possui uma rede de monitoramento com seis estações de amostragem. Destas estações, duas estão localizadas à jusante do reservatório e não foram consideradas. Com a formação do reservatório todo o trecho de montante do Rio Irai foi alagado e os dados referentes às estações de monitoramento que se localizavam neste trecho também não foram considerados. Para avaliar a situação atual da qualidade das águas desta sub-bacia, foram considerados os dados referentes aos principais tributários do reservatório (Tabela 10) que são monitorados em sua fase lítica, com pontos de coleta à jusante de potenciais fontes poluidoras.

TABELA 9 – ESTAÇÕES DE AMOSTRAGEM NO RIO PASSAUNA E PRINCIPAIS AFLUENTES FORMADORES DO RESERVATÓRIO.

<b>Código da estação</b>	<b>Corpo hídrico</b>	<b>Localização</b>
AI 32	Rio Passauna	Ponte da BR 277
AI 33	Rio Cachoeira	Jusante da indústria de Papelão Hoerlle
AI 34	Rio Sem Nome	Jusante frigorífico Bacacheri
AI 35	Rio Ferraria	Jusante da ponte

Fonte: IAP, 2004.

TABELA 10 – ESTAÇÕES DE AMOSTRAGEM DOS PRINCIPAIS AFLUENTES DO RIO IRAI, FORMADORES DO RESERVATÓRIO.

<b>Código da estação</b>	<b>Corpo hídrico</b>	<b>Localização</b>
AI 44	Rio Canguiri	Ponte Estrada da Graciosa, município de Colombo.
AI 02	Rio Timbu	Ponte Estrada da Graciosa, município de Quatro Barras
AI 45	Rio Curralinho	Município de Piraquara

Fonte: IAP, 2004.

#### 4.4.1.2 Variáveis selecionadas

Nas sub-bacias dos rios Passauna e Iraí, o Instituto Ambiental do Paraná monitora aproximadamente 21 variáveis físico-químicas e biológicas. Para o presente estudo, foram selecionadas as variáveis que apresentam limites estabelecidos pela legislação ambiental ou aquelas consideradas de maior importância para a avaliação da qualidade da água e determinação do estado trófico dos ambientes aquáticos. Assim, as variáveis selecionadas são:

- a) variáveis químicas: oxigênio dissolvido, fósforo total, nitrito, nitrato, nitrogênio amoniacal, nitrogênio total Kjeldahl, demanda química de oxigênio (DQO) e demanda bioquímica de oxigênio (DBO).
- b) variável biológica - coliformes fecais (*Escherichia coli*)

As análises laboratoriais foram realizadas através de métodos descritos no Standard Methods for Examination of Water and Wastewater, 1998, 20<sup>a</sup> ed., sendo que os métodos analíticos empregados encontram-se descritos na Tabela 11.

TABELA 11 – MÉTODOS ANALÍTICOS UTILIZADOS PARA DETERMINAÇÃO DAS VARIÁVEIS QUÍMICAS E BIOLÓGICAS CONSIDERADAS PARA OS RIOS DAS SUB-BACIAS DO PASSAUNA E IRAI.

Parâmetro	Método	Expressão de resultados
Oxigênio dissolvido	eletrométrico	O <sub>2</sub> mg l <sup>-1</sup>
Fósforo total	Ácido ascórbico	P mg l <sup>-1</sup>
Nitrito	n-naftil	NO <sub>2</sub> -N mg l <sup>-1</sup>
Nitrato	Redução com cádmio	NO <sub>3</sub> -N mg l <sup>-1</sup>
Nitrogênio amoniacal	Fenato	NH <sub>4</sub> -N mg l <sup>-1</sup>
DQO	Refluxo/ampola	O <sub>2</sub> mg l <sup>-1</sup>
DBO	Diluição	O <sub>2</sub> mg l <sup>-1</sup>
Coliformes fecais	Tubos múltiplos	NMP 100 ml <sup>-1</sup>

Fonte: IAP, 2004.

As definições destas variáveis, bem como as faixas de variações das concentrações na água foram adaptadas de CHAPMAN e KIMSTACH (1992).

Oxigênio Dissolvido: oxigênio é essencial a todas as formas de vida aquática, incluindo aqueles organismos responsáveis pelos processos de auto purificação em águas naturais. A concentração de oxigênio em águas naturais varia com a temperatura, salinidade, turbulência, atividade fotossintética de algas e plantas e pressão atmosférica. As variações nos níveis de oxigênio dissolvido podem ocorrer sazonalmente ou mesmo em períodos de 24 horas, em função de variações de temperatura e atividade biológica. A determinação da concentração de oxigênio dissolvido nos corpos de água é de fundamental importância uma vez que o oxigênio está envolvido ou influencia praticamente todos os processos químicos e biológicos. Concentrações inferiores a  $5 \text{ mg l}^{-1}$  podem afetar de forma adversa o funcionamento e a sobrevivência das comunidades biológicas e concentrações abaixo de  $2 \text{ mg l}^{-1}$  podem ocasionar a morte da maioria dos peixes. A medida de oxigênio dissolvido pode ser usada para indicar o grau de poluição por matéria orgânica, a destruição de compostos orgânicos e a capacidade de auto purificação dos corpos d'água.

Amônia: a amônia ocorre naturalmente em corpos d'água proveniente da degradação do nitrogênio orgânico e matéria inorgânica do solo e da água, excreção da biota, redução do gás nitrogênio na água por microrganismos e pela difusão com a atmosfera. Pode ser lançada na água por descarga de alguns processos industriais e também pode ser proveniente de esgoto doméstico. A certos níveis de pH (alcalino), altas concentrações de amônia ( $\text{NH}_3$ ) são tóxicas à vida aquática e com isso, ser deletéria para o balanço ecológico dos corpos d'água. Águas não poluídas contém pequenas concentrações de amônia, geralmente menores do que  $0,1 \text{ mg l}^{-1} \text{ NH}_4\text{-N}$ . As concentrações medidas em águas superficiais são tipicamente menores do que  $0,2 \text{ mg l}^{-1} \text{ NH}_4\text{-N}$  mas, podem chegar a  $2 - 3 \text{ mg l}^{-1} \text{ NH}_4\text{-N}$ . Altas concentrações podem indicar poluição orgânica por esgotos domésticos, efluentes industriais e fertilizantes de áreas agrícolas. Altas concentrações de amônia também podem ser encontradas nas camadas de fundo de lagos e reservatórios que apresentam anoxia.

Nitrito e Nitrato: o íon nitrato ( $\text{NO}_3^-$ ) é a forma combinada de nitrogênio mais comum encontrada em águas naturais. O nitrato pode ser bioquimicamente reduzido a nitrito ( $\text{NO}_2^-$ ) pelo processo de denitrificação, geralmente sob condições anaeróbias. Em condições aeróbias o nitrito é rapidamente oxidado para nitrato. As fontes naturais de nitrato para os corpos d'água incluem rochas ígneas, drenagem do solo e decomposição de plantas e animais. Os níveis naturais de nitrato raramente excedem  $0,1 \text{ mg l}^{-1} \text{ NO}_3\text{-N}$ , mas podem ser consideravelmente aumentados pelo despejo de esgotos domésticos e pela enxurrada de áreas agrícolas onde são aplicadas grandes quantidades de fertilizantes e esterco. Quando influenciadas pelas atividades humanas, as águas superficiais geralmente podem conter concentrações de nitrato superiores a  $5 \text{ mg l}^{-1} \text{ NO}_3\text{-N}$ , mas, geralmente ficam abaixo de  $1 \text{ mg l}^{-1} \text{ NO}_3\text{-N}$ . Quando a água destina-se ao abastecimento humano, o nível máximo recomendado pela Organização Mundial de Saúde é de  $10 \text{ mg l}^{-1} \text{ NO}_3\text{-N}$ , pois, acima deste limite existem sérios riscos à saúde. Em lagos, concentrações de nitrato acima de  $0,2 \text{ mg l}^{-1} \text{ NO}_3\text{-N}$  podem estimular o crescimento de algas. Quanto à presença de nitrito, águas naturais geralmente contêm concentrações inferiores a  $0,001 \text{ mg l}^{-1} \text{ NO}_2\text{-N}$  e raramente superam  $1 \text{ mg l}^{-1} \text{ NO}_2\text{-N}$ . Nitrito em altas concentrações geralmente indica poluição de origem industrial e está associado a condições microbiológicas insatisfatórias.

Fósforo: as principais fontes naturais de fósforo para o ambiente aquático são o intemperismo de rochas contendo fosfato e a decomposição da matéria orgânica. Esgotos domésticos, especialmente aqueles contendo detergentes, efluentes industriais e a enxurrada de áreas agrícolas contribuem para elevar a concentração de fósforo na água. O fósforo encontrado em águas superficiais pouco poluídas é raramente detectado pelos métodos analíticos disponíveis, isto porque este nutriente é rapidamente assimilado pelos vegetais. Como resultado, pode ser evidenciada uma flutuação sazonal nas concentrações de fósforo nas águas naturais associada aos ciclos de crescimento e senescência das populações fitoplanctônicas. Na maioria das águas naturais o fósforo varia entre

0,005 a 0,020 mg l<sup>-1</sup> PO<sub>4</sub>-P. O fósforo é geralmente considerado o elemento limitante à produção primária do fitoplâncton e de macrófitas aquáticas, embora a associação de fatores físicos, químicos e biológicos seja mais adequada para avaliar a ocorrência de florações de algas ou infestações por macrófitas.

**Demanda Química de Oxigênio (DQO):** é a medida do equivalente de oxigênio da matéria orgânica presente em uma amostra de água que é suscetível à oxidação por um oxidante químico forte, tal como o dicromato. A DQO é largamente utilizada como a suscetibilidade à oxidação de material orgânico e inorgânico presente na água e em esgotos domésticos e efluentes industriais. Apesar disso, o teste de DQO não diferencia o material oxidado nem especifica se o material presente é orgânico ou inorgânico. As concentrações de DQO observadas em águas naturais variam de menor do que 20 mg l<sup>-1</sup> O<sub>2</sub> em ambientes não poluídos a maior do que 200 mg l<sup>-1</sup> O<sub>2</sub> em águas que recebem despejos de efluentes industriais.

**Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO):** é uma medida aproximada da quantidade de material orgânico bioquimicamente degradável presente em uma amostra de água. A DBO é definida como a concentração de oxigênio necessária para que os microorganismos aeróbicos presentes na amostra oxidem a matéria orgânica até uma forma inorgânica estável. O método analítico está sujeito a vários fatores complicadores tais como a demanda de oxigênio resultante da respiração das algas e a possibilidade de oxidação da amônia. A presença de substâncias tóxicas também pode afetar a atividade microbiana levando a uma redução na medida de DBO. A concentração de DBO é geralmente menor que a de DQO. Em águas não poluídas, a DBO típica é menor do que 2 mg l<sup>-1</sup> O<sub>2</sub> e em águas que recebem despejos, esta concentração pode chegar a 10 mg l<sup>-1</sup> O<sub>2</sub> ou mais.

**Indicadores microbiológicos:** os riscos mais comuns à saúde humana estão associados à presença na água de microorganismos causadores de doenças.

Muitos destes organismos têm origem a partir de águas contaminadas com excrementos humanos. As fezes humanas contêm uma gama de patógenos intestinais que podem causar desde leves gastroenterites até doenças potencialmente fatais como disenterias, cólera e tifo. As bactérias mais associadas a distúrbios de saúde humana são *Salmonella*, *Shigella*, *Escherichia coli*, *Camphylobacter*, *Vibrio* e *Yersina*. Os dejetos despejados em cursos de água, particularmente em rios, são responsáveis por muitos dos surtos verificados em populações servidas com água de qualidade imprópria. A prática de aplicar no solo lodos de esgoto ou esterco, particularmente aqueles tratados de forma inadequada, pode contaminar águas superficiais e subterrâneas. A sobrevivência dos microrganismos patogênicos, uma vez despejados nos corpos d'água é altamente variável dependendo da qualidade do corpo receptor, particularmente da turbidez, nível de oxigenação, nutrientes e temperatura. A contagem original de bactérias do grupo coliformes fecais em rios e lagos pouco poluídos ao redor do mundo varia de 1 a 3000 organismos por 100 ml. Contudo, corpos d'água em áreas com alta densidade populacional podem apresentar uma concentração superior a 10 milhões de organismos por 100 ml. Para evitar riscos à saúde humana, a Organização Mundial de Saúde recomenda uma concentração de zero organismo por 100 ml em águas destinadas ao abastecimento doméstico (após tratamento ou simples desinfecção). Dentre todos os organismos presentes nos corpos d'água possíveis de causar doenças aos seres humanos, a análise de coliformes fecais é o indicador mais amplamente utilizado, tendo sido escolhido para o presente trabalho.

#### 4.4.1.3 Tratamento dos dados

Os dados levantados foram organizados e digitados em planilhas Excel para visualização e verificação das possibilidades de utilização. Com esta análise preliminar foram descartadas as séries de dados referentes ao período de 1990 a 1992, em função da ausência de resultados de alguns das variáveis selecionadas, como

nutrientes (fósforo total e série de nitrogênio), que não foram analisados em aproximadamente 80% das amostras. Para os dados referentes ao período de 1993 a 2004, foram considerados os valores máximos, médios e mínimos cada uma das variáveis além do cálculo do desvio padrão. Mesmo neste período a frequência de amostragem não foi homogênea. Isto significa que o número de dados utilizados para o cálculo das médias variou. Na maioria dos anos as amostras foram coletadas mensalmente, porém em certos anos apenas uma amostra foi coletada. Esta situação é indicada nas tabelas de dados apresentada no Apêndice.

Com os valores obtidos foram elaborados gráficos para representar a amplitude das variáveis consideradas para cada corpo d'água e também comparativamente aos demais trechos de rios monitorados dentro de cada sub-bacia.

#### 4.4.2 Reservatórios do Passauna e Iraí

Os dados de qualidade de água referentes aos Reservatórios do Passauna e Iraí, foram disponibilizados pelo IAP sob a forma de relatório técnico (IAP, 2005b). Para o Reservatório do Passauna os dados referem-se ao período de 1994 a 2004 e para o Reservatório do Iraí de 2001 a 2004.

##### 4.4.2.1 Estações de amostragem e profundidades amostradas

O IAP adota metodologia própria para o monitoramento da qualidade das águas de reservatórios, através do cálculo de um Índice de Qualidade de Água de Reservatórios –IQAR (FORNAROLLI-ANDRADE *et al.*, 1997). De acordo com este método, os reservatórios são amostrados semestralmente em uma estação localizada na parte mais larga e profunda do lago. Nesta estação são amostradas duas profundidades da coluna de água, conforme segue:

Profundidade I – porção intermediária da zona eufótica, calculada como:

$$\text{Prof I} = \text{d.Secchi} \cdot 0,54 \quad (4.1)$$

onde:

d.Secchi = transparência da água medida através de disco de Secchi (m)

0,54 = fator de correção correspondente à porção intermediária da zona eufótica, onde se espera que a produção seja superior à decomposição, ou seja, a metade da zona trofôgena (SCHÄFER, 1985).

Profundidade II – porção intermediária da zona afótica, calculada como:

$$\text{Prof. II} = \frac{\text{d.Secchi} \cdot 3 + Z_{\text{max}}}{Z_{\text{max}}} \quad (4.2)$$

onde:

3 = fator de correção que corresponde a aproximadamente 1% da luz incidente, limite da zona eufótica.(SCHÄFER, 1985).

$Z_{\text{max}}$  = profundidade máxima da coluna de água no ponto de amostragem

#### 4.4.2.2 Variáveis selecionadas

Seguindo o mesmo critério adotado para a análise dos ambientes lóticos, na avaliação da qualidade das águas dos reservatórios as variáveis selecionadas foram aquelas que apresentam limites estabelecidos pela legislação vigente e ainda aquelas que são utilizadas para o cálculo do Índice de Qualidade de Água de Reservatórios (IQAR) e Índice de Estado Trófico (IET).

Para as duas profundidades de coleta descritas no item 4.5.2.1, as variáveis selecionadas foram: fósforo total, nitrito, nitrato e nitrogênio amoniacal.

Na avaliação da biomassa fitoplanctônica (clorofila *a*), foi considerado apenas o dado referente à primeira profundidade, ou seja, zona eufótica.

Além destes parâmetros, o déficit de oxigênio dissolvido na coluna d'água e a medição da transparência da água também foram considerados.

Os métodos analíticos utilizados encontram-se descritos na Tabela 12.

TABELA 12 – MÉTODOS ANALÍTICOS UTILIZADOS PARA DETERMINAÇÃO DAS VARIÁVEIS QUÍMICAS E BIOLÓGICAS CONSIDERADAS PARA OS RESERVATÓRIOS PASSAUNA E IRAI.

<b>Parâmetro</b>	<b>Método</b>	<b>Expressão de resultados</b>
Oxigênio dissolvido	Eletrométrico	O <sub>2</sub> mg l <sup>-1</sup>
Fósforo total	Ácido ascórbico	P mg l <sup>-1</sup>
Nitrito	n-naftil	NO <sub>2</sub> -N mg l <sup>-1</sup>
Nitrato	Redução com cádmio	NO <sub>3</sub> -N mg l <sup>-1</sup>
Nitrogênio amoniacal	Fenato	NH <sub>4</sub> -N mg l <sup>-1</sup>
Transparência da água	Disco de Secchi	m
Clorofila a	Etanol a frio	µg l <sup>-1</sup>

Fonte: IAP, 2004.

#### 4.4.2.3 Tratamento dos dados

Os dados obtidos foram organizados e digitados em planilhas Excel, sendo que para cada uma das amostras coletadas, foi calculado o Índice de Estado Trófico (CARLSON, 1977), para fósforo total, clorofila *a* e transparência da água. O Índice de Estado Trófico (IET) foi adotado por ser o mais amplamente utilizado em todo o mundo, permitindo que futuramente os índices aqui calculados possam ser comparados com outros ambientes similares. Também considerou-se o fato de que este índice não pressupõe a determinação da qualidade da água, e sim fornecer uma indicação sobre o grau de produtividade ou trofia dos ambientes estudados. Para a avaliação da qualidade da água foi utilizada a metodologia desenvolvida pelo IAP que avalia a situação do ambiente e estabelece ligações entre a qualidade e os usos da água o que é determinado pela classe de qualidade em que o reservatório se enquadra.

#### 4.4.2.4 Dados morfométricos dos reservatórios

Os dados referentes a morfometria dos reservatórios, foram obtidos em ANDREOLI et al. (1999) e por informações da SANEPAR. Sendo consideradas as seguintes variáveis:

- a) área alagada ( km<sup>2</sup>)
- b) volume ( m<sup>3</sup>)
- c) tempo de residência (anos)
- d) profundidade máxima (m)
- e) profundidade média (m)
- f) vazão afluente regularizada (m<sup>3</sup> s<sup>-1</sup>)

#### 4.5 Cálculo do potencial de eutrofização

Através do cálculo do Índice de Estado Trófico (IET) pode-se conhecer o nível trófico de cada ambiente mas, não são obtidas informações a cerca do potencial futuro de eutrofização do corpo d'água. Para que seja determinado este potencial foi utilizado o método proposto por SALAS; MARTINO (1991). A adoção deste método deve-se ao fato de que as equações foram adaptadas para regiões tropicais e que no desenvolvimento dos cálculos foram considerados inclusive reservatórios e lagos brasileiros.

Este cálculo baseia-se no aporte de fósforo para os ambientes lânticos, visto que o fósforo é considerado como o nutriente limitante para a comunidade fitoplanctônica. Também leva em consideração que diferentes usos do solo liberam diferentes concentrações de fósforo para a água e atribuem quantidades médias de fósforo para cada um dos usos por unidade de área ou por população humana existente. Os cálculos são realizados de acordo com a equações abaixo.

Concentração de fósforo na represa (SALAS; MARTINO, 1991).

$$P = \frac{L \cdot 10^3}{V \cdot (1/t + 2/\sqrt{t})} \quad (4.3)$$

onde:

P = concentração de fósforo na represa ( $\text{mg l}^{-1}$ )

L = carga afluyente de fósforo ( $\text{kg ano}^{-1}$ )

T = tempo de residência (anos)

Também foi calculada a concentração máxima admissível de fósforo afluyente por ano, para cada um dos reservatórios. O cálculo foi realizado de acordo com von SPERLING (1995), através da seguinte equação:

$$L = \frac{P \cdot V (1/t + 25/z)}{10^6} \quad (4.4)$$

onde:

L = carga afluyente de fósforo ( $\text{kg ano}^{-1}$ )

P = concentração de fósforo na represa ( $\text{mg l}^{-1}$ )

V = volume do lago ( $\text{m}^3$ )

t = tempo de residência (ano)

z = profundidade média (m)

As concentrações máximas obtidas foram comparadas àquelas estabelecidas por VOLLENWEIDER (1968) para os diferentes níveis de trofia de reservatórios. Considerando-se que no caso de mananciais de abastecimento quanto menos produtivo for o ambiente, ou seja, quanto mais distante da faixa de eutrófico o ambiente se encontrar, melhores serão as chances de que o tratamento da água seja bem sucedido com menores custos, foram feitos cálculos para demonstrar a quantidade de fósforo a ser reduzida para que o ambiente mantenha-se na faixa de mesotrófico.

Finalmente, uma comparação entre as duas sub-bacias foi estabelecida visando determinar quais são os fatores mais relevantes para explicar o nível trófico dos reservatórios.

## 5. RESULTADOS E DISCUSSÃO

### 5.1 REGIÃO METROPOLITANA DE CURITIBA

A Região Metropolitana de Curitiba, como demonstra a Figura 6, é composta por 23 municípios e concentra 25,34% da população total e 30,53% da população urbana do Estado do Paraná (COMEC, 1997).

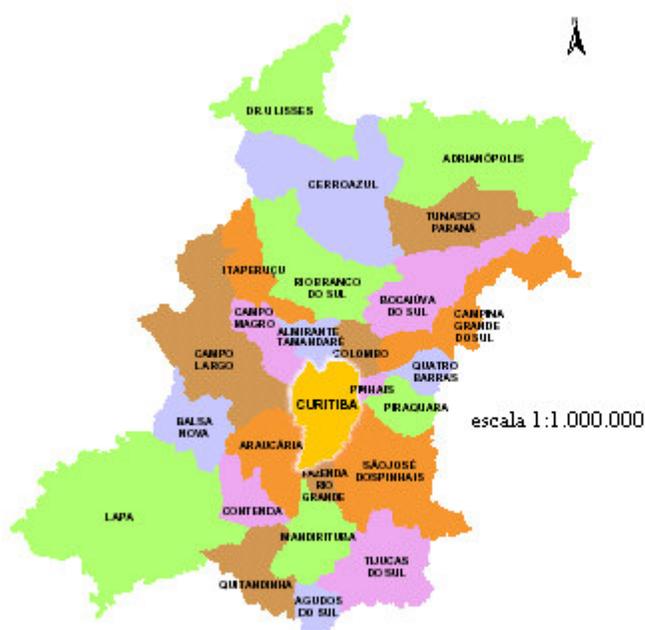


FIGURA 6 – DIVISÃO POLÍTICA DA REGIÃO METROPOLITANA DE CURITIBA.(FONTE: IPPUC, 2002).

O clima da Região Metropolitana de Curitiba é determinado pelas grandes linhas orográficas que limitam o Primeiro Planalto Paranaense, Serra do Mar e Escarpa Devoniana. Estes sistemas orográficos, combinados com as altitudes regionais de 850 a 950 metros e a posição geográfica ao sul do Trópico de Capricórnio, caracterizam o clima como temperado úmido tipo Cfb, pela classificação de Koeppen (MAACK, 1981).

O clima regional é pluvial, quente-temperado e sempre úmido. A temperatura média anual é de 17,3°C, a média das mínimas é de 14,5°C e das máximas de 20,5°C.

A média anual da umidade relativa é de 64% e das precipitações é de 1478 mm. Os meses de precipitação mais intensa são os de janeiro e fevereiro, com uma média de 336 mm. Os meses de precipitação menos intensa são os de abril e maio com uma média de 122 mm.

A área se encontra sob a ação do anticiclone do Atlântico Sul que dá origem à massa Tropical Atlântica e do anticiclone Migratório Polar Atlântico. O anticiclone do Atlântico sul atua todo o ano dando origem a sistemas de ventos de sudoeste e nordeste (MAACK, 1981).

De acordo com IBGE (2000) a população da Região Metropolitana de Curitiba é de 2.725.629 habitantes, sendo abastecida pelos mananciais indicados na Tabela 13. Desta população, 70% são abastecidos pelas captações do Rio Iguaçu e afluentes e pelos Reservatórios de Piraquara I e Irai e os habitantes da região oeste (22% do total) são abastecidos pelo Reservatório do Passauna e os 8% restantes são provenientes do aquífero Karst.

O consumo de água tratada e o acesso ao tratamento de esgotos (saneamento básico) são considerados pela ONU como parte do índice de qualidade de vida das populações humanas. De acordo com ANDREOLI et al. (2003) o aumento anual na demanda de água na Região Metropolitana de Curitiba cresce na ordem de  $300 \text{ l s}^{-1}$ . Este aumento está relacionado ao crescimento populacional, porém, este crescimento sem planejamento e a ocupação de áreas de invasão, exercem uma pressão cada vez maior sobre os corpos d'água, especialmente nas áreas de manancial.

Esta pressão antrópica acarreta inúmeros problemas de ordem econômica, social e ambiental e é uma das maiores responsáveis pela degradação da qualidade da água, agravados pela falta de redes coletora e tratamento de esgotos e pelo aumento na produção de lixo.

A rigor, 60% da área da Região Metropolitana de Curitiba são considerados como área potencial de mananciais de abastecimento público. Levando-se em consideração que o maior problema ambiental da região é a crescente poluição dos mananciais, duas áreas devem merecer atenção para sua preservação e/ou recuperação. A região leste de Curitiba, que compreende as nascentes do Rio Iguaçu, onde a pressão de urbanização é praticamente irrefreável, tanto por loteamentos

aprovados quanto por invasões e a região norte onde se situa o aquífero Karst, ainda não comprometida (COMEC, 1997).

TABELA 13 – MANANCIAS DO ALTO RIO IGUAÇU – VAZÕES REGULARIZADAS.

<b>Bacia</b>	<b>Vazão de produção regularizada (l s<sup>-1</sup>)</b>
<b>ALTÍSSIMO IGUAÇU</b>	
Rio Irai (barragem)	1.514
Rio Iraizinho	-
Rio Piraquara	1.740
Rio do Meio	-
Rio Palmital	-
Rio Itaqui	-
Rio Pequeno	1.500
Bacias incrementais	3.346
<b>ALTO IGUAÇU</b>	
Miringuava	2.000
Rios de Campina e Cerro Azul	1.620
Rio Cotia/Despique	2.360
Rio Alto Maurício	590
Rio das Onças	450
Rio Faxinal	1.020
Rio das Onças (Contenda)	1.020
Rio Guajuvira	256
Rio Pinduva	350
Rio Passauna	2000
Rio Verde	-
Rio Itaqui	-
<b>RIO DA VÁRZEA</b>	12.860
<b>Rio Ribeira</b>	
Rio Açungui	16.630
Rio Capivari	17.100
<b>Rio Cubatão</b>	
Rio Arraial	6.300
<b>Rio Negro</b>	-
<b>Aquífero Karst</b>	600

(Fonte: adaptado de ANDREOLI et al. 2003)

Uma vez que a Região Metropolitana de Curitiba está localizada próxima às cabeceiras do Rio Iguaçu, este é seu principal manancial de abastecimento. Assim, a disponibilidade de água de boa qualidade é um dos fatores mais importantes na limitação do crescimento desta região.

De acordo com ANDREOLI et al. (1999), outra possibilidade de abastecimento para a Região Metropolitana de Curitiba seria o Rio Açungui, localizado a 50 km oeste da Região Metropolitana de Curitiba que demandaria uma altura manométrica total de

aproximadamente 560 mca. Esgotada esta fonte, as alternativas seriam o Rio Negro, na divisa dos estados do Paraná e Santa Catarina, à aproximadamente 100 km de distância de Curitiba e, o Rio Ribeira à aproximadamente 70 km de Curitiba, com um desnível de 700 metros.

As dificuldades técnicas, à distância a ser vencida e os custos necessários para estes aproveitamentos tornam clara a necessidade de preservação da qualidade da água dos mananciais já em uso. A captação de água em bacias mais afastadas fatalmente acarretaria um aumento significativo no custo da água tratada.

De acordo com levantamentos da COMEC (1997), o crescimento da população da Região Metropolitana de Curitiba é particularmente notável quando se considera que o aumento populacional do resto do Estado foi de -0,97% ao ano no período de 1970/1980 e de 1,1% ao ano entre 1980/1991. Embora a taxa de crescimento no município pólo (Curitiba) tenha decrescido, nos municípios do entorno o aumento populacional foi considerável. Este crescimento desordenado deu-se principalmente em áreas de risco, como fundos de vales e às margens de rios. PELAEZ et al. (2003) estimam que o crescimento populacional da Região Metropolitana de Curitiba para os primeiros 20 anos do período de 2001 a 2050 seja de 3,0% ao ano até a década de 2040, quando o crescimento deve diminuir e se estabilizar na faixa de 1,8% ao ano. Paralelamente a este incremento populacional, o aumento na demanda por água deve aumentar cerca de 25% até o ano de 2050.

De acordo com informação da SANEPAR, praticamente 100% dos domicílios da Região Metropolitana de Curitiba são atendidos com água potável. Quanto ao tratamento de esgotos domésticos a situação é bastante crítica. No município de Curitiba, apenas 51% da população possui rede coletora de esgoto em seus domicílios. Quando são observados os demais municípios da Região Metropolitana, esta taxa cai para 41%. Contudo, quando se consideram domicílios atendidos por rede coletora e tratamento de esgotos o percentual está em torno de 16%. Esta situação compromete de forma grave os corpos d'água, pois a quantidade de esgotos que são lançados *in natura*, inclusive em bacias consideradas como futuros mananciais, podem inviabilizar o uso destes corpos d'água.

Outra importante fonte de degradação da qualidade das águas dos mananciais da região é o lixo. Embora exista na Região Metropolitana de Curitiba, rede de coleta domiciliar que é satisfatória, em regiões mais afastadas e principalmente em áreas de invasão, os resíduos são muitas vezes descartados nas vias públicas ou, mais freqüentemente nas margens dos rios.

Esta situação, aliada à alta taxa de impermeabilização do solo, têm agravado cheias e enchentes recorrentes, especialmente nos municípios de Curitiba, São José dos Pinhais, Piraquara e Pinhais. Nestes eventos de chuva, grandes quantidades de detritos são carregadas para os corpos d'água aumentando consideravelmente os níveis de turbidez da água e os riscos para a saúde humana.

## 5.2 Sub bacia do Rio Passauna

### 5.2.1. Clima

Para o presente estudo, foram considerados dados de precipitação média mensal conforme Tabela 14. Estes dados são relevantes para avaliar, possíveis aportes de matéria orgânica e nutrientes para os corpos d'água provenientes de enxurrada superficial. Como nesta sub-bacia existe grande atividade agrícola com uso de fertilizantes a associação da época de aplicação com a precipitação média do período, podem fornecer indicação de aumento na carga difusa de nutrientes, especialmente fósforo e nitrogênio, para os corpos d'água.

Conforme pode ser observado, nesta sub bacia, as precipitações médias observadas estão abaixo daquelas consideradas típicas para a região, que estão em torno de 336 mm para os meses mais chuvosos e 122 mm para os meses mais secos. Contudo, a sazonalidade é mantida e os maiores índices pluviométricos estão concentrados nos meses de janeiro e fevereiro enquanto que os menores estão nos meses de abril e maio. Com estes dados, pode-se supor que nesta bacia existam condições favoráveis para que durante a maior parte do ano, as chuvas possam carrear

para os ambientes aquáticos, nutrientes e eventuais poluentes utilizados nas áreas agrícolas que é considerada uma atividade econômica importante na área. Também, é possível supor que os esgotos lançados diretamente nos corpos d'água ou conectados de forma inadvertida às galerias de águas pluviais cheguem aos rios e ao reservatório, contribuindo com nutrientes, especialmente fósforo.

TABELA 14 – PRECIPITAÇÃO MÉDIA MENSAL (mm), PARA ESTAÇÃO PLUVIOMÉTRICA COLÔNIA DOM PEDRO – BR 277, CAMPO LARGO – PARANÁ, NO PERÍODO DE 1993 A 2003.

ANO	Jan	Fev	Mar	Abr	Mai	Jun	Jul	Ago	Set	Out	Nov	Dez
1993	210,0	179,2	120,0	76,6	174,8	77,3	105,6	30,6	370,7*	124,0	64,8	100,1
1994	180,6	87,5	67,4	108,3	64,1	107,5	109,1	5,0	2,7	185,0*	125,7	185,3
1995	385,7	175,2	152,5*	67,9	15,6	100,3	93,9	14,2	124,8	100,0	37,1	193,5
1996	239,9	209,8	179,2	10,1	0,0	134,9	66,1	70,6	249,4	176,3	62,1	310,5
1997	267,7*	155,3	90,3	0,7	48,4	151,3	48,6	110,5	189,8	275,7	219,0*	254,9
1998	212,0	175,3	197,7	260,8	21,8	112,0	148,2	224,0	426,3	323,9	24,0	136,8
1999	190,8	411,2	99,7	118,3	31,0	103,5	126,7	4,0	68,8	142,6	38,7	81,4
2000	77,1	166,5	174,4	10,0	35,0	129,0	87,2	139,6	310,7	108,3	125,2	143,2
2001	265,1	283,3	224,6	47,9	226,9	118,2	185,6	69,5	86,6	278,0	98,3	80,2
2002	270,2	172,4	134,0	40,7	190,8	116,4	39,7	59,7	245,9	151,4	254,9	262,6
2003	160,2	198,3	184,9	50,1	17,4	170,0	148,0	7,8	138,7	90,9	115,4	146,8
<b>Média</b>	223,6	201,3	147,7	71,9	75,1	120,0	105,3	66,9	201,3	177,8	105,9	172,3
<b>Max.</b>	385,7	411,2	224,6	260,8	226,9	170,0	185,6	224,0	426,3	323,9	254,9	310,5
<b>Min</b>	77,1	87,5	67,4	0,7	0,0	77,3	39,7	4,0	2,7	90,9	24,0	80,2

Fonte: SUDERHSA, 2004. (\*) valor total consistido

## 5.2.2 Hidrografia

A sub-bacia do Passauna localiza-se a oeste da Região Metropolitana de Curitiba, entre os meridianos 49°18'30" e 49°31'30" de longitude Oeste e os paralelos 25°18'30" e 25°35'00" de latitude Sul. As nascentes do Rio Passauna são formadas nas serras de São Luiz do Purunã e Bocaina, correndo na direção sul até sua foz no rio Iguaçu, após 57 km passando pelos municípios de Almirante Tamandaré, Campo Magro, Curitiba, Campo Largo e Araucária (DIAS, 1997).

A área de drenagem da sub-bacia é de 213,85 km<sup>2</sup> e é formada por um conjunto rios tributários. Na margem direita encontram-se os rios Juriqui, Cachoeirinha,

Cachoeira, Ferraria, Sem Nome e Taquarova. Na margem esquerda, o rio Passauna aproxima-se muito do divisor de águas e não apresenta afluente significativo.

As maiores contribuições em termos de vazão vêm do próprio Rio Passauna e do Rio Cachoeira. Os demais afluentes apresentam pequenas vazões e seu estudo justifica-se principalmente pelo aporte potencial de carga orgânica, poluentes e nutrientes que possam ser carregados para o reservatório. Na Tabela 15 e na Figura 7 são apresentadas às características morfométricas do Rio Passauna e principais tributários (rios Cachoeira, Ferraria e Sem Nome), bem como a localização das estações de amostragem.

TABELA 15 – DADOS MORFOMÉTRICOS MÉDIOS DO RIO PASSAUNA E TRIBUTÁRIOS.

<b>Rio</b>	<b>Largura (m)</b>	<b>Profundidade (m)</b>	<b>Vazão (m<sup>3</sup>s<sup>-1</sup>)</b>	<b>Área de drenagem (km<sup>2</sup>)</b>
Passauna	3,00	2,00	0,86	77,83
Cachoeira	2,31	1,30	0,15	9,82
Sem Nome	1,50	0,60	0,05	2,96
Ferraria	1,80	0,60	0,14	10,48

Fonte: DIAS, 1997.

Os dados apresentados referem-se aos rios considerados para o presente estudo. Os demais contribuintes somados apresentam uma área de drenagem de 23,55 km<sup>2</sup> e uma vazão média de 0,30 m<sup>3</sup>s<sup>-1</sup>.

O Reservatório do Passauna foi formado em 1989 e atualmente é responsável pelo abastecimento de cerca de 22% da população da Região Metropolitana de Curitiba produzindo 2.000 litros de água por segundo. Está inserido dentro da Área de Proteção Ambiental do Passauna – APA Passauna, criada em 1991, com uma área de 16.000 ha, estendendo-se desde as nascentes do Rio Passauna até a barragem do reservatório.

As principais características morfométricas e hidrológicas do Reservatório do Passauna são apresentadas na Tabela 16.

TABELA 16 – PRINCIPAIS CARACTERÍSTICAS MORFOMÉTRICAS E HIDROLÓGICAS DO RESERVATÓRIO DO PASSAUNA, CONSIDERANDO-SE A COTA MÁXIMA 889,53 m.

<b>Característica</b>	<b>Valor</b>	<b>Unidade</b>
Vazão afluyente regularizada	2,0	m <sup>3</sup> s <sup>-1</sup>
Área alagada	7,5	km <sup>2</sup>
Volume	48. 10 <sup>6</sup>	m <sup>3</sup>
Profundidade máxima	15	m
Profundidade média	6,5	m
Tempo de residência	0,8	ano

FONTE: SANEPAR, 2004.

De acordo com a tipologia proposta por ODUM (1971), a profundidade média deste reservatório permitiria classificá-lo como temporariamente eutrófico. Isto significa que, a relação entre a profundidade média e o tempo de residência pode, em épocas de grande disponibilidade de nutrientes, permitiria sustentar o desenvolvimento de grandes populações de fitoplancton. Por outro lado, em condições de escassez de nutrientes, principalmente fósforo total, a tendência é de que as células de algas afundem na coluna d'água. Como o estado fisiológico destes organismos também está em função do tempo que passam em condições de pouca iluminação, uma vez que alcancem as camadas mais profundas onde a intensidade de luminosa é baixa, não existem condições favoráveis para que retornem á superfície, sendo que grande parte da população é perdida por sedimentação.

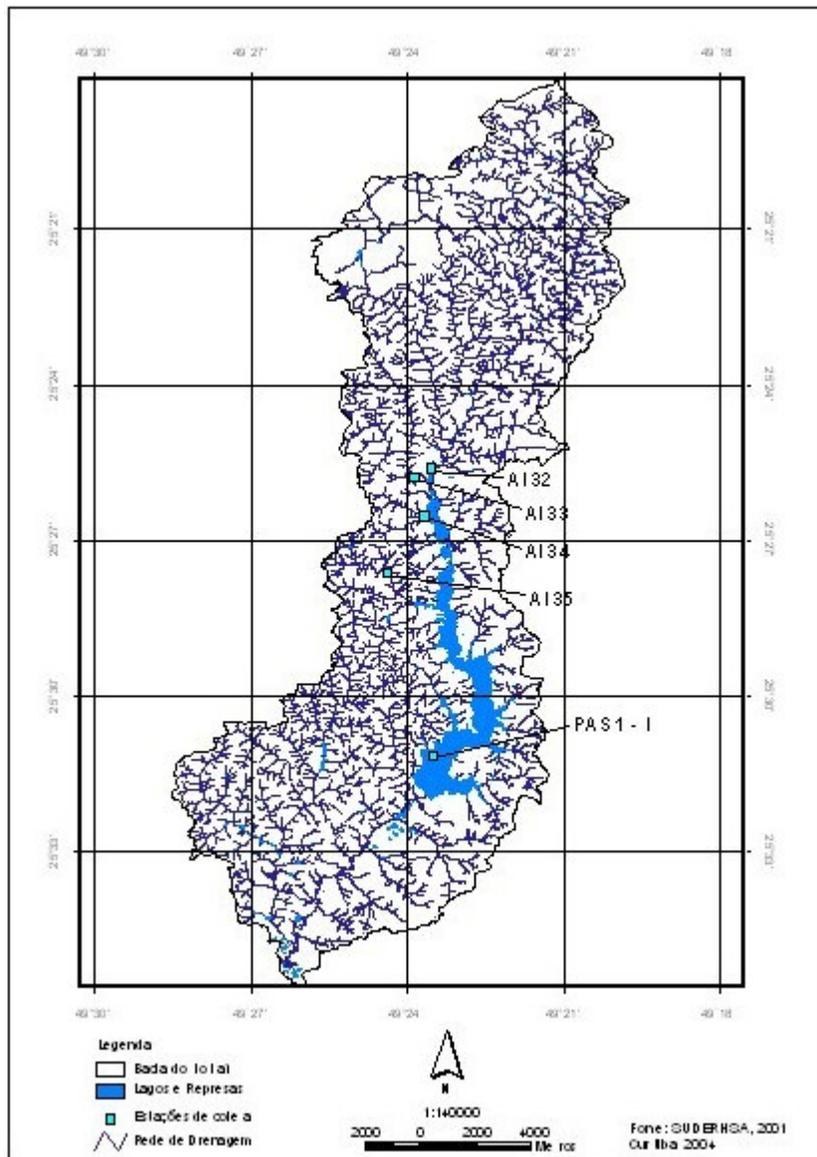


FIGURA 7 – SUB BACIA DO RIO PASSAUNA – HIDROGRAFIA E ESTAÇÕES DA AMOSTRAGEM.

### 5.2.3 Geologia e Geomorfologia

A área da sub-bacia do Rio Passauna é constituída por rochas metamórficas representadas pelo Complexo Gnáissico-Migmatítico e Grupo Açungui, rochas intrusivas e sedimentos quaternários (MAACK, 1981).

Aproximadamente 70% da área são formados pelo Complexo Gnáissico-Migmatítico, com colinas de topo arredondado, vertentes convexas e dissecção generalizada. Na região da Colônia Tomaz Coelho existem gnaisses graníticos e o relevo é ondulado com vertentes retilíneas.

O Grupo Açungui (filitos e quartzitos) na região da estrada do Cerne, formação Capiru-Carbonatadas, tem características montanhosas, apresentando linhas de cristais. As rochas carbonáticas possuem alta permeabilidade e solubilidade com alta densidade de fraturas e outros planos estruturais, sendo bastante percoladas e apresentando potencial para armazenamento de água. Nesta região localiza-se o aquífero do Karst.

A Formação Guabirotuba (região de São Braz e Botiatuvinha) é caracterizada por colinas suaves de topos aplainados e vertentes íngremes de alta inclinação. Nos fundos de vale do Rio Passauna, ocorrem áreas de sedimentos aluvionares, com relevo plano e de declividade muito baixa (COMEC, 2000). A Figura 8 apresenta as declividades da sub bacia.

De acordo com os resultados, é possível observar que a maior parte da bacia apresenta declividades iguais ou superiores a 20%. Esta condição torna a área altamente susceptível à erosão, pela retirada da camada superficial do solo, em áreas sem proteção vegetal.

Esta situação permite supor que nos locais onde existe agricultura e não são adotadas práticas conservacionistas de manejo de solo, a aplicação constante de fertilizantes e outros agroquímicos consiste num alto risco de aporte de carga para o reservatório além de contribuírem para o assoreamento do reservatório, em função da quantidade de solo transportado.

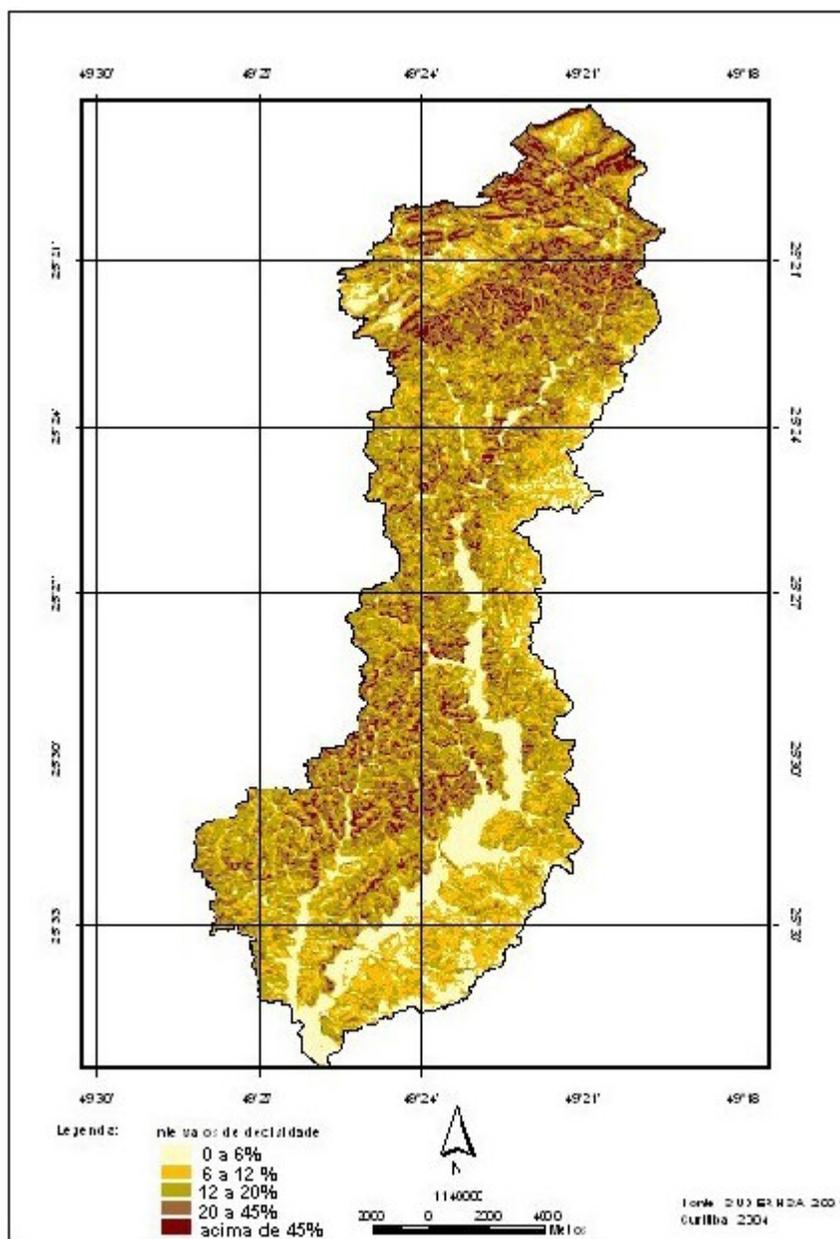


Figura 8 – Classes de declividade da sub-bacia do Rio Passauna.

#### 5.2.4 Solos

A Figura 9 apresenta as classes de solos existentes na sub bacia. As classes de solos freqüentemente encontradas na região são associações de podzólicos, latossolos, cambissolos, robrozem e solos hidromórficos (EMBRAPA, 1984). A conversão das classes existentes nesta sub bacia para o Sistema Brasileiro de Classificação de Solos (EMBRAPA,1999), encontra-se na Tabela 17.

Conforme a classificação, na área onde atualmente se encontra o reservatório, o solo predominante é do tipo GM1, gleissolo melânico indiscriminados. Estes solos possuem textura argilosa fase campo e floresta subtropical de várzea plano. Ocorrem em áreas mal drenadas, ocupando as várzeas de alguns rios entre os municípios de Curitiba e Campo Largo (EMBRAPA, 1984).

Neste tipo de unidade as inclusões se constituem de solos orgânicos, solos aluviais e cambissolos. O horizonte A apresenta coloração escura e é rico em matéria orgânica e quase sempre apresenta predomínio da fração argila e silt e quando molhado varia de ligeiramente plástico a muito plástico e de ligeiramente pegajoso a muito pegajoso.

Solos hirdomórficos são pouco permeáveis à água (LEPSCH,1991). Sendo este o tipo de solo que durante o enchimento se encontrava na área do reservatório, e por sua textura argilosa que plástica e pegajosa, pode-se supor que este solo quando alagado possa ter formado uma espécie de selo no fundo do lago. Esta condição não permitiu que a matéria orgânica e os nutrientes existentes no solo fossem liberados na água intersticial e posteriormente ressuspensos na coluna de água. Este processo possivelmente atenuou a carga interna de nutrientes tornando o processo de eutrofização do reservatório, em seu estágio inicial mais lento. O uso de argila como material selante também é umas das técnicas recomendadas para reduzir a carga interna em pequenos lagos, onde se pretende reduzir a eutrofização de fonte autóctone (VON SPERLING,1995).

Uma vez que o tipo de solo não pode ser considerado como um fator prioritário no processo de eutrofização do Reservatório do Passauna, o enriquecimento

das águas com nutrientes pode ter tido como fonte entradas alóctones provenientes da bacia de contribuição e a decomposição do material orgânico que foi afogado quando da formação do reservatório (DIAS, 1997). Porém com o passar do tempo, o material orgânico que sedimenta no reservatório tende a cobrir o fundo do lago e a decomposição deste material, com a conseqüente liberação de nutrientes para a água intersticial, pode promover o enriquecimento da coluna d'água a partir da microzona oxidada, em ocasiões de anoxia. Este é o processo natural de enriquecimento de lagos e conseqüentemente, da eutrofização. Este processo não pode ser detido, mas pode ser desacelerado através da adoção de medidas de saneamento na bacia hidrográfica, com a conseqüente redução do aporte de nutrientes e sólidos em suspensão que sedimentam no lago.

TABELA 17 – CONVERSÃO PARA O SISTEMA BRASILEIRO DE CLASSIFICAÇÃO DE SOLOS (EMBRAPA, 1999) PARA A FIGURA 9, SUB BACIA DO RIO PASSAUNA.

<b>Antigo</b>	<b>Atual</b>	<b>Descrição</b>
Ca 37	CXbd21	Associação CAMBISSOLO HÁPLICO Tb distrófico típico, álico + NEOSSOLO LITÓLICO distrófico típico
Ca5	Cha3	CAMBISSOLO HÚMICO alumínico típico, álico
HG2	GM1	GLEISSOLO MELÂNICO indiscriminado
Led3	LVd16	LATOSSOLO VERMELHO distrófico típico
Lva5	LVd23	LATOSSOLO VERMELHO distrófico argissólico, álico
Lva6	LBd9	LATOSSOLO BRUNO distrófico câmbico, álico
Lva12	LBd8	Associação LATOSSOLO BRUNO distrófico típico + CAMBISSOLO háplico Tb distrófico típico, álico
Lva13	LBd6	Associação LATOSSOLO BRUNO distrófico típico + CAMBISSOLO háplico Tb distrófico típico, álico
Pva12	Pvad33	ARGISSOLO VERMELHO-AMARELO distrófico câmbico, álico
Pva21	PVAd12	Associação ARGISSOLO VERMELHO-AMARELO distrófico típico + ARGISSOLO VERMELHO-AMARELO distrófico latossólico

Fonte: Gustavo Ribas Curcio (2003, comunicação pessoal)

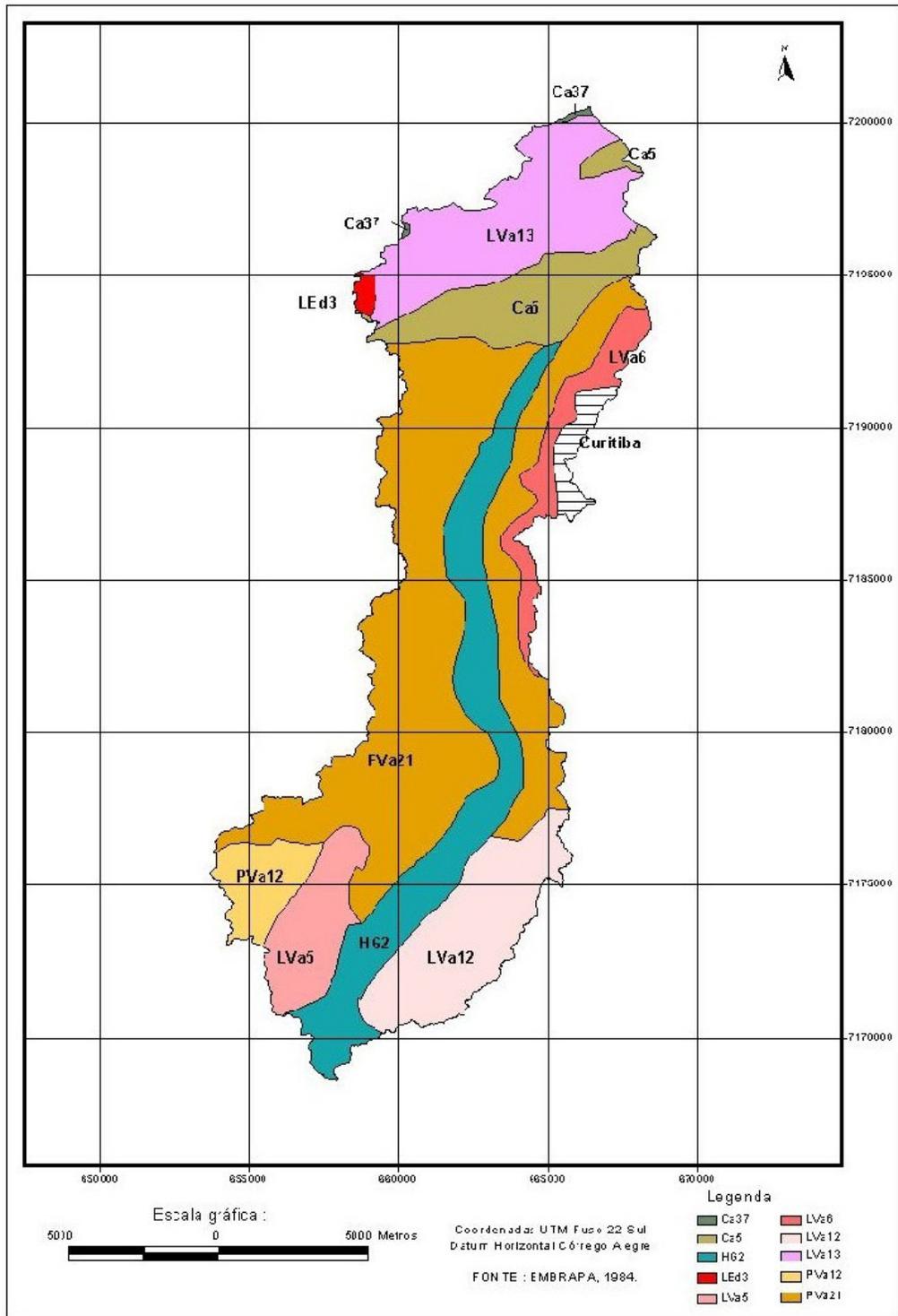


FIGURA 9 – CLASSES DE SOLO DA SUB-BACIA DO RIO PASSAUNA.

### 5.2.5 Cobertura vegetal e usos do solo

Os dados apresentados foram baseados em levantamentos feitos pelo GOVERNO DO ESTADO DO PARANÁ (1995) e COMEC (2000) e estão ilustrados na Figura 10, atualizados pela SUDERHSA em 2001.

Na região são encontradas tipologias vegetais primárias e secundárias típicas do planalto meridional que são a Floresta Ombrófila Mista (floresta com *Araucaria angustifolia*) em áreas de geologia mais antiga e a estepe gramíneo-lenhosa (campos) em áreas aluviais mais recentes do vale do Rio Passauna. Na Tabela 17, é apresentada a distribuição da cobertura vegetal na área da APA do Rio Passauna.

TABELA 18 – DISTRIBUIÇÃO DA COBERTURA VEGETAL NA APA DO PASSAUNA.

<b>Tipo de cobertura</b>	<b>% da área da APA</b>	<b>% da cobertura vegetal</b>
Capoeirinha	0,68	1,60
Capoeira	27,15	63,58
Capoeirão/floresta secundária	1,28	3,00
Floresta ombrófila mista aluvial	5,48	12,83
Estepe gramíneo-lenhosa	1,38	3,23
Reflorestamento	6,73	15,76
<b>Total</b>	<b>42,70</b>	<b>100,00</b>

Fonte: COMEC (2000).

De acordo com MAACK (1981) as florestas com pinheiros (*Araucaria angustifolia*) tiveram grande exploração e esgotamento do potencial produtivo a partir da década de 1960.

Nesta época, a área do Rio Passauna já estava ocupada por pequenas propriedades agrícolas, voltadas para a produção de alimentos especialmente, o cultivo de batata.

A maioria dos remanescentes florestais existentes hoje na área corresponde à vegetação secundária originados pela exploração da floresta com Araucária, que se encontram inseridos em áreas urbanas, agrícolas e minerárias.

Além dos remanescentes da vegetação primária e locais com estágios de vegetação secundária, algumas áreas desmatadas foram parcialmente substituídas por

plantios homogêneos de espécies exóticas como *Pinus* e *Eucalyptus* ou por espécies nativas como a própria *Auracaria* ou mais comumente pela bracatinga (*Mimosa scabrella*).

Na região, o típico sistema agrícola inclui os cultivos tradicionais e a bracatinga, que é queimada para lenha. Esta prática, além dos problemas ambientais que acarreta, também tem efeito sobre as culturas, pois o fogo utilizado para quebra da dormência das sementes de bracatinga destrói as sementes de outras culturas. Em muitas áreas a exploração é feita sem autorização ambiental

Pequenas áreas com campos naturais podem ser encontradas à montante do Reservatório do Passauna, ocupando o início de encostas suaves, a partir do limite dos campos alagados, em áreas menos sujeitas à inundação. Ainda na área à montante da represa existem remanescentes de várzeas, em áreas planas sujeitas à inundação onde ocorre um acúmulo de água e matéria orgânica.

Conforme já destacado, dentre as atividades antrópicas existentes na bacia a agricultura é a mais importante. O sistema típico de cultivo inclui a rotação de culturas entre batata, milho e feijão. Existem na área várias safras que dependem de condições climáticas e do preço alcançado pelos produtos no mercado consumidor (DIAS, 1997). Ainda de acordo com esta autora, as quantidades aproximadas de fertilizantes utilizadas e a época de aplicação encontram-se na Tabela 18. Existem ainda pequenas áreas de fruticultura e pastagens.

TABELA 19 – QUANTIDADES APROXIMADAS DE FERTILIZANTES E ÉPOCA DE APLICAÇÃO NA SUB-BACIA DO PASSAUNA.

<b>Fertilizante</b>	<b>Quantidade aplicada Kg ha<sup>-1</sup></b>	<b>Cultivo</b>	<b>Época de aplicação</b>
NPK (5,15,10) (4,14,8)	100	Batata	Ago/Set/Out
Uréia	150	Feijão	Jun/Jul
Uréia	300	Milho	Jun/Jul

Fonte: DIAS (1997)

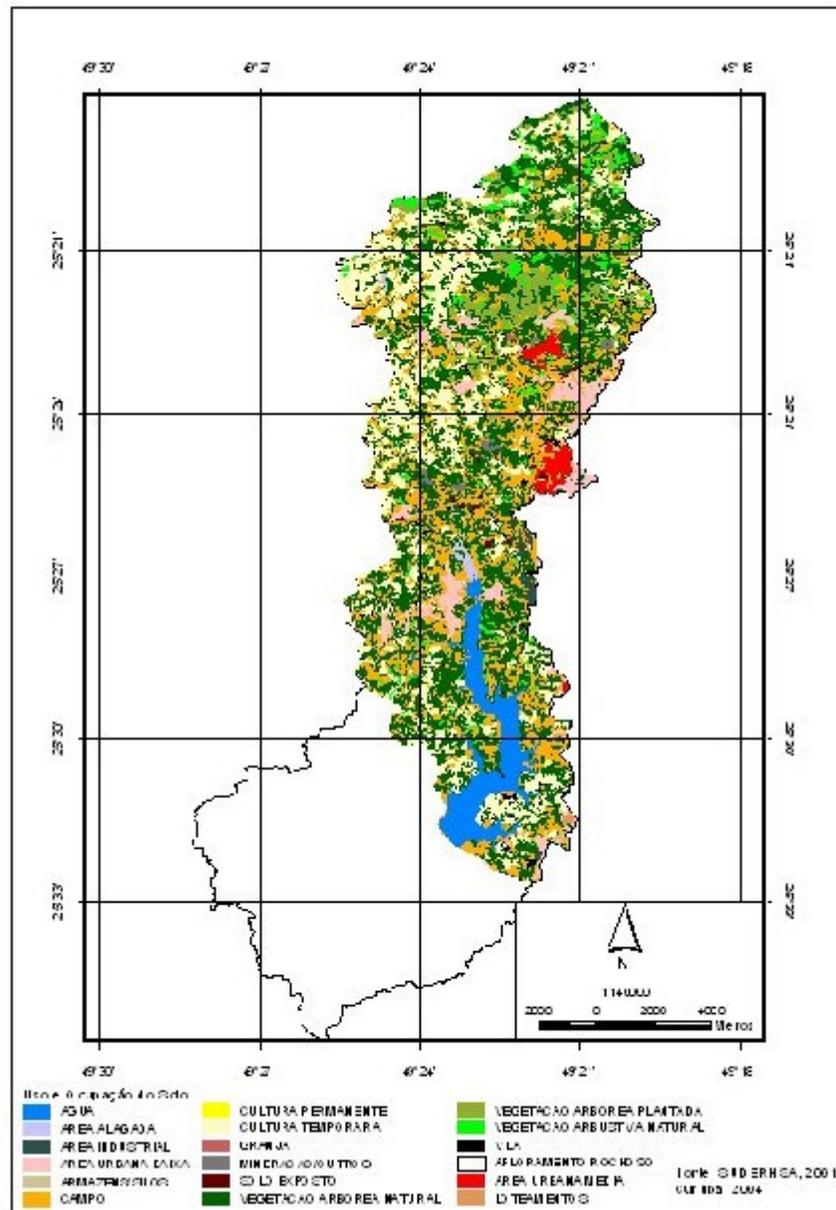


FIGURA 10 - COBERTURA VEGETAL, USO E OCUPAÇÃO DO SOLO NA SUB-BACIA DO RIO PASSAUNA

Relacionando-se os dados referentes à aplicação de fertilizantes e a precipitação média, para o período de junho a setembro, é possível observar que nestes meses a precipitação média encontra-se próxima à dos meses mais chuvosos. Isto permite inferir que existe probabilidade de que os fertilizantes sejam carregados para os corpos d'água enriquecendo-os com nutrientes. Este fato é importante, pois é justamente no início da primavera, quando as condições de luz e temperatura são ideais, que ocorre o maior aumento na taxa de produção primária do fitoplâncton.

Embora menos expressiva pela área ocupada, cabe destacar a existência de suinocultura de médio porte na área de Campo Magro cujos efluentes não são adequadamente tratados, constituindo-se numa importante fonte de poluição para os corpos d'água.

Na área à montante do reservatório encontra-se o antigo lixão da Lamenha Pequena. Este lixão que foi utilizado por cerca de 18 anos situa-se na porção noroeste a aproximadamente 150 metros da margem esquerda do Rio Passauna. Com uma área de 0,13 km<sup>2</sup>, o lixão atualmente encontra-se desativado, tendo sido selado logo após a formação do reservatório. O chorume gerado pelo lixão é coletado e conduzido a duas lagoas de contenção onde, através do auxílio de motobombas, é novamente aspergido sobre a área aterrada. Contudo, ainda existe possibilidade deste efluente atingir o rio, especialmente em época de chuvas de grande intensidade podendo desta forma, ser considerado como uma fonte difusa, porém intermitente, de poluentes e matéria orgânica capaz de consumir oxigênio do corpo d'água. Não existem estudos que demonstrem se além do escoamento superficial também existe a contaminação dos corpos d'água pelo chorume que é infiltrado no solo.

A sub-bacia do Passauna abriga, em parte de dois pólos industriais: Cidade Industrial de Curitiba (CIC) e Cidade Industrial de Araucária (CIAR). De acordo com levantamentos do IAP e SUDERHSA, as principais indústrias existentes na área são: Indústria de Papelão Höerlle, Farinheira Lunardon, Volvo do Brasil, Frigorífico Belpaladar, Abatedouro Campo Novo, Ouroplast e Frigorífico Bacacheri (temporariamente paralisado). Algumas destas indústrias possuem alta carga poluidora, porém todas possuem sistemas de tratamento de efluente industrial, mesmo que em

alguns casos a eficiência atingida não seja satisfatória. Existe a possibilidade de eventuais falhas nos sistemas de tratamento que podem impactar de forma grave os corpos d'água. Estes sistemas não foram projetados para remoção de fósforo e nitrogênio, e assim, estas indústrias podem ser importantes fontes pontuais de nutrientes para o reservatório. A Mentox Indústria Química que produzia fertilizantes e agrotóxicos sendo, portanto considerada de alto risco para a contaminação das águas, foi retirada da área logo após a formação do reservatório.

Também existe na área um posto de combustível de grande porte que pode ser considerado como fonte pontual de poluição.

O grande desenvolvimento industrial e de serviços na bacia deve-se principalmente a malha viária da área. O Rio Passauna à montante do reservatório é cortado pela BR 277, que liga o interior do Estado ao Porto de Paranaguá. A bacia é ainda cortada pela Estrada do Cerne, Estrada da Ferraria e pelo Contorno Norte. Esta situação torna a área sujeita a ocorrência de acidentes, especialmente com cargas perigosas tendo-se em vista o grande fluxo de caminhões especialmente na BR 277.

A Figura 10 apresenta a distribuição do uso do solo na área de estudo. De acordo com este mapa, a maior parte da sub-bacia está ocupada por vegetação e a área ocupada por cada um dos usos encontra-se sumarizada na Tabela 19.

Pelos dados obtidos é possível verificar que nesta sub bacia a área destinada à atividade agrícola é bastante expressiva, ocupando aproximadamente 63 km<sup>2</sup>. Este fato é muito importante no que se refere à qualidade da água do reservatório. Nestas áreas existe aplicação de fertilizantes e conforme comentado, poucas propriedades possuem manejo conservacionista. Esta situação faz com que a concentração de nutrientes na enxurrada aumente consideravelmente. Contudo, deve-se ressaltar que a maior parte do fósforo encontra-se adsorvida à argila e portanto em forma não disponível para assimilação imediata pelo fitoplancton. Assim, a tendência é de que a maior parte do fósforo sedimente no reservatório e permaneça indisponível enquanto o ambiente apresentar condições oxidantes, porém a parcela de fósforo solúvel pode provocar o crescimento maciço do fitoplancton nos períodos em que a aplicação de fertilizantes estiver associada a uma maior intensidade de chuvas.

TABELA 20 – USO E OCUPAÇÃO DO SOLO NA SUB BACIA DO RIO PASSAUNA E RESPECTIVAS ÁREAS OCUPADAS.

<b>Uso do solo</b>	<b>Área (km<sup>2</sup>)</b>	<b>Área (%)</b>
Afloramento rochoso	0,006	0,004
Água	8,844	5,866
Área alagada	0,534	0,354
Área industrial	1,209	0,802
Área urbana de baixa densidade	6,962	4,617
Área urbana de média densidade	1,926	1,277
Armazéns/silos	0,112	0,074
Campo	32,857	21,792
Cultura permanente	0,010	0,007
Cultura temporária	30,405	20,166
Granja	0,069	0,046
Loteamento	0,104	0,069
Mineração	0,696	0,462
Solo exposto	0,641	0,425
Vegetação arbórea natural	51,375	34,074
Vegetação arbórea plantada	8,121	5,386
Vegetação arbustiva natural	5,445	3,611
Vila	1,457	0,966
Total processado	150,774	100,01
Total da sub bacia	216,682	69,583

#### 5.2.6 Meio sócio-econômico

A ocupação urbana corresponde a pouco mais de 11 km<sup>2</sup> da área de estudo. De acordo com dados da SANEPAR (2004), a população da bacia do Passauna é de aproximadamente 57.248 habitantes.

Esta população encontra-se distribuída em 147 loteamentos aprovados, dos quais 70% estão localizados no município de Curitiba, 16% em Campo Largo, 9% em Campo Magro e 4% em Araucária. O município de Almirante Tamandaré não possui loteamentos aprovados na área (COMEC, 2000). Estes loteamentos são considerados de alta a média densidade, ou seja, ainda existe possibilidade de aumento no adensamento populacional.

Quanto às ocupações irregulares, estudos realizados pelo consorcio COMEC (2000), constataram a ocorrência de 32 núcleos abrigando 2.656 famílias. Como no caso dos loteamentos aprovados, a maioria das áreas de invasão está localizada no município de Curitiba.

No que se refere ao saneamento básico, praticamente 100% dos loteamentos da bacia é atendido com água tratada. Parte desta água é proveniente do próprio Reservatório do Passauna e parte atendida com água do aquífero Karst. Existem ainda loteamentos situados no município de Campo Largo que são abastecidos por poços artesianos.

De acordo com levantamentos da SANEPAR (2004) 25,97% dos esgotos gerados na sub-bacia são coletados e desviados dos cursos d'água formadores do reservatório. Nos municípios de Araucária e Almirante Tamandaré não existem ligações de esgoto, portanto a porcentagem de esgoto coletada refere-se apenas aos municípios de Curitiba, Campo Largo e à sede do Município de Campo Magro.

Pelos dados levantados é possível concluir que o aporte de esgotos aos corpos d'água é suficiente para promover o desenvolvimento de populações estáveis de fitoplâncton, possibilitando a ocorrência ocasional de florações de algas ou macrófitas aquáticas, nos períodos em que as condições climáticas sejam favoráveis. Estas florações ocasionais podem ser observadas pelos teores de clorofila *a* do reservatório que são apresentados no item 5.2.5.

De modo geral, toda a região é atendida por serviço de coleta de lixo domiciliar. Existem programas de separação e coleta especial para lixo hospitalar. A coleta e destinação dos resíduos sólidos industriais são responsabilidade dos geradores.

Quanto à questão da drenagem urbana, em boa parte da área a situação é crítica. Apesar da taxa de impermeabilização do solo ainda ser baixa, as altas inclinações contribuem para aumentar o coeficiente de escoamento superficial. Além disso, a constituição geológica da área mostra um elevado percentual de terrenos argilosos, com pouca permeabilidade. Nas áreas de invasão, a situação se agrava visto que estão em área cujo relevo é bastante acidentado ou em áreas de fundo de vale, próximas às margens dos rios.

De acordo com as conclusões da atualização do zoneamento ecológico-econômico da APA do Passauna (COMEC, 2000), três importantes fatores decorrem destas situações:

- a) a inclinação do terreno, associada a solos de baixa permeabilidade onde não existem estruturas para drenar as águas de chuva, propiciam a erosão em

sulcos dos solos sendo que em alguns casos, já são observadas voçorocas em seu estágio inicial;

- b) as valetas abertas conduzem ao mesmo tempo esgoto sanitário e águas pluviais, agravando a contaminação dos corpos d'água, em especial o Reservatório do Passauna;
- c) existe um risco considerável de desabamentos e inundações, especialmente nas casas construídas em cotas inferiores às ruas em encostas íngremes e em fundos de vale.

Como a sub-bacia do Rio Passauna desde o início de sua colonização apresenta boa aptidão agrícola, atualmente existe na área um grande número de propriedades rurais dedicadas principalmente ao cultivo de alimentos. Na maioria destas propriedades não são adotadas práticas agrícolas conservacionistas.

Em visita a área, constatou-se que alguns agricultores adotam o plantio em nível, inclusive em propriedades lindeiras ao reservatório. Contudo, não foi possível diagnosticar outras práticas que visem reduzir os processos erosivos do solo, minimizando o carreamento de fertilizantes e agroquímicos para os corpos d'água.

#### 5.2.7 Avaliação e classificação da qualidade da água do Rio Passauna tributários

As variáveis selecionadas para monitorar e avaliar a qualidade de água do Rio Passauna e tributários do reservatório estão em função dos usos do solo. Uma vez que a bacia apresenta usos bastante diversificados com áreas agrícolas, zonas industriais, aterro sanitário e áreas residenciais, buscou-se analisar possíveis influências destes usos sobre os corpos d'água.

A sub-bacia do Rio Passauna tem seus rios enquadrados de acordo com a Portaria SUREHMA 20/92 na Classe 2. Este enquadramento é realizado com base na Resolução 357/05 do CONAMA, cujos limites para a Classe 2 encontram-se descritos na Tabela 21. De acordo com esta Resolução, corpos d'água enquadrados como Classe 2 são possíveis de destinação para abastecimento doméstico após tratamento convencional, proteção das comunidades aquáticas, recreação de contato primário,

irrigação de hortaliças e plantas frutíferas, criação natural e aqüicultura e à atividade de pesca. De acordo com a classificação realizada pelo Instituto Ambiental do Paraná, os rios pesquisados são classificados como: Rio Passauna – Qualidade Boa, Rio Cachoeira – Qualidade Boa, Rio Ferraria – Pouco Poluído e Rio Sem Nome – sem classificação (IAP,2005a).

Com base nestas considerações foram analisados os resultados obtidos para o Rio Passauna e seus tributários que contribuem de forma expressiva em termos de quantidade ou como possíveis fontes poluidoras para o reservatório. Os valores máximos, médios e mínimos, assim como o desvio padrão estão apresentados nas Tabelas 22 a 25 e os resultados médios anuais encontram-se no apêndice (Tabelas 42 a 45)

TABELA 21 – LIMITES ESTABELECIDO PELA RESOLUÇÃO CONAMA 357/05 PARA CORPOS D'ÁGUA CLASSE 2.

Parâmetro	Limite máximo	Unidade
Oxigênio dissolvido	≥ 5,0	mg l <sup>-1</sup> O <sub>2</sub>
Fósforo*	0,050	mg l <sup>-1</sup> P
Nitrato	10,0	mg l <sup>-1</sup> NO <sub>3</sub> -N
Nitrito	1,0	mg l <sup>-1</sup> NO <sub>2</sub> -N
Nitrogênio amoniacal	2,0	mg l <sup>-1</sup> NH <sub>4</sub> -N
DBO	≤ 5,0	mg l <sup>-1</sup> O <sub>2</sub>
Coliformes fecais	1000	NMP 100 ml <sup>-1</sup>
DQO	Sem limite	mg l <sup>-1</sup> O <sub>2</sub>

(\*) limite para rios formadores de reservatórios

TABELA 22 – VALORES MÁXIMOS MÉDIOS E MÍNIMOS DOS PARÂMETROS FÍSICO-QUÍMICOS E BACTERIOLÓGICO OBTIDOS NA ESTAÇÃO RIO CACHOEIRA (AI33) À JUSANTE DA INDÚSTRIA DE PAPELÃO HOERLE, NO PERÍODO DE 1993 A 2004.

Parâmetro	Mínimo	Médio	Máximo	Desvio Padrão
Oxigênio dissolvido(mg l <sup>-1</sup> )	7,57	8,20	9,90	0,708
Fósforo total (mg l <sup>-1</sup> )	0,044	0,10	0,166	0,038
Nitrito(mg l <sup>-1</sup> )	0,002	0,020	0,043	0,011
Nitrato(mgl <sup>-1</sup> )	0,326	0,470	0,630	0,101
Nitrogênio amoniacal(mgl <sup>-1</sup> )	0,165	0,280	0,529	0,123
DBO(mgl <sup>-1</sup> )	1,0	4,8	28,0	7,358
DQO(mgl <sup>-1</sup> )	1,0	12,5	64,0	16,472
Coliformes fecais(NMP100ml <sup>-1</sup> )	170	22554,5	130000	35997,62

TABELA 23 – VALORES MÁXIMOS MÉDIOS E MÍNIMOS DOS PARÂMETROS FÍSICO-QUÍMICOS E BACTERIOLÓGICO OBTIDOS NA ESTAÇÃO RIO PASSAUNA (AI32) À MONTANTE DO RESERVATÓRIO, PRÓXIMO À PONTE DA BR 277, NO PERÍODO DE 1993 A 2004.

Parâmetro	Mínimo	Médio	Máximo	Desvio Padrão
Oxigênio dissolvido(mg l <sup>-1</sup> )	6,20	7,13	8,05	0,608
Fósforo total (mg l <sup>-1</sup> )	0,059	0,110	0,235	0,053
Nitrito(mg l <sup>-1</sup> )	0,019	0,040	0,079	0,018
Nitrato(mgl <sup>-1</sup> )	0,860	1,120	1,410	0,157
Nitrogênio amoniacal(mgl <sup>-1</sup> )	1,060	0,170	0,263	0,074
DBO(mgl <sup>-1</sup> )	1,7	2,6	3,7	0,688
DQO(mgl <sup>-1</sup> )	5,4	8,6	12,0	2,027
Coliformes fecais (NMP100ml <sup>-1</sup> )	300	15085,6	110000	30805,46

TABELA 24 – VALORES MÁXIMOS MÉDIOS E MÍNIMOS DOS PARÂMETROS FÍSICO-QUÍMICOS E BACTERIOLÓGICO OBTIDOS NA ESTAÇÃO RIO FERRARIA (AI35) PRÓXIMO À PONTE, NO PERÍODO DE 1993 A 2004.

Parâmetro	Mínimo	Médio	Máximo	Desvio Padrão
Oxigênio dissolvido(mg l <sup>-1</sup> )	6,7	7,9	9,4	0,741
Fósforo total (mg l <sup>-1</sup> )	0,021	0,150	0,895	0,251
Nitrito(mg l <sup>-1</sup> )	0,004	0,020	0,027	0,001
Nitrato(mgl <sup>-1</sup> )	0,360	0,450	0,690	0,100
Nitrogênio amoniacal(mgl <sup>-1</sup> )	0,150	0,300	0,484	0,125
DBO(mgl <sup>-1</sup> )	1,5	4,1	16,0	4,219
DQO(mgl <sup>-1</sup> )	5,0	13,2	45,0	12,568
Coliformes fecais(NMP100ml <sup>-1</sup> )	520	35946,6	160000	49378,64

TABELA 25 – VALORES MÁXIMOS MÉDIOS E MÍNIMOS DOS PARÂMETROS FÍSICO-QUÍMICOS E BACTERIOLÓGICO OBTIDOS NA ESTAÇÃO RIO SEM NOME(AI34) À JUSANTE DO FRIGORÍFICO BACACHERI, NO PERÍODO DE 1993 A 2004.

Parâmetro	Mínimo	Médio	Máximo	Desvio Padrão
Oxigênio dissolvido(mg l <sup>-1</sup> )	5,2	6,6	9,3	1,498
Fósforo total (mg l <sup>-1</sup> )	0,057	0,060	0,086	0,029
Nitrito(mg l <sup>-1</sup> )	0,004	0,010	0,023	0,007
Nitrato(mgl <sup>-1</sup> )	0,220	0,310	0,380	0,077
Nitrogênio amoniacal(mgl <sup>-1</sup> )	0,062	0,160	0,371	0,121
DBO(mgl <sup>-1</sup> )	1,0	1,8	2,4	0,413
DQO(mgl <sup>-1</sup> )	3,0	5,8	9,9	2,563
Coliformes fecais(NMP100ml <sup>-1</sup> )	20	7808,1	39500	13281,83

Os resultados analisados permitem as seguintes considerações:

- a) os níveis médios de oxigenação estiveram sempre acima dos limites estabelecidos para a preservação das comunidades aquáticas, que é de 5,0

mg l<sup>-1</sup> (Figura 11). A exceção encontra-se no valor mínimo observado para o Rio Sem Nome (estação AI 34) que foi de 5,2 mg l<sup>-1</sup>, ou seja, muito próximo do limite desejável. De forma geral, esta sub-bacia não apresenta condições de oxigenação que permitam suportar um grande aporte de matéria orgânica capaz de promover a depleção de oxigênio abaixo dos níveis considerados seguros para proteção das comunidades aquáticas.

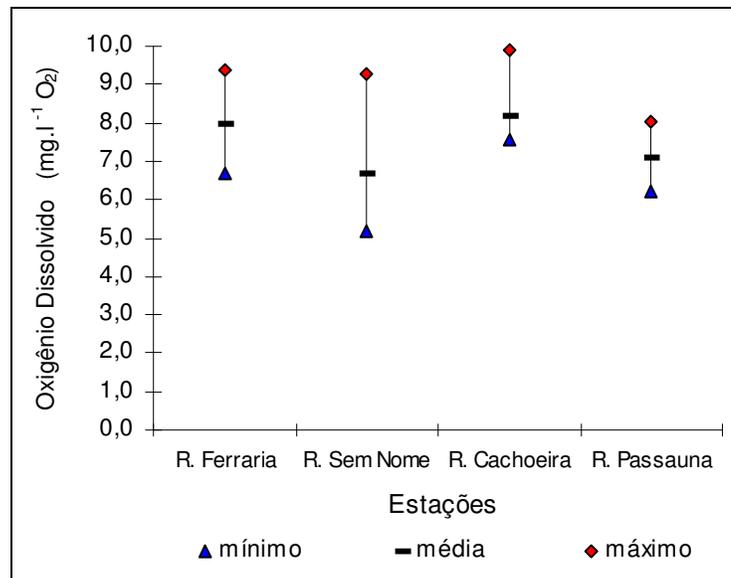


FIGURA 11 – CONCENTRAÇÕES DE OXIGÊNIO DISSOLVIDO ( mg l<sup>-1</sup> O<sub>2</sub>) NOS RIOS DA SUB-BACIA DO RIO PASSAUNA.

b) as concentrações médias de fósforo total, em todas as estações monitoradas durante todo o período de estudo, estiveram muito acima dos limites estabelecidos para rios Classe 2 (Figura 12). Deve-se considerar que em concentrações abaixo de 0,025 mg l<sup>-1</sup> PO<sub>4</sub>-P o fósforo é considerado como o principal fator limitante à produção primária do fitoplâncton e nesta concentração, o processo de eutrofização é mais lento. Uma vez que nos rios estudados as concentrações máximas chegaram a atingir dez vezes o valor limite de 0,050 mg l<sup>-1</sup> PO<sub>4</sub>-P é possível afirmar que o aporte de fósforo para o Reservatório do Passauna é suficiente para promover a eutrofização e até provocar florações de algas ou cianobactérias durante alguns períodos. Como os teores medidos referem-se ao fósforo total, deve-se ressaltar que parte

deste fósforo não se encontra na forma dissolvida, ou seja, biodisponível para o fitoplancton.

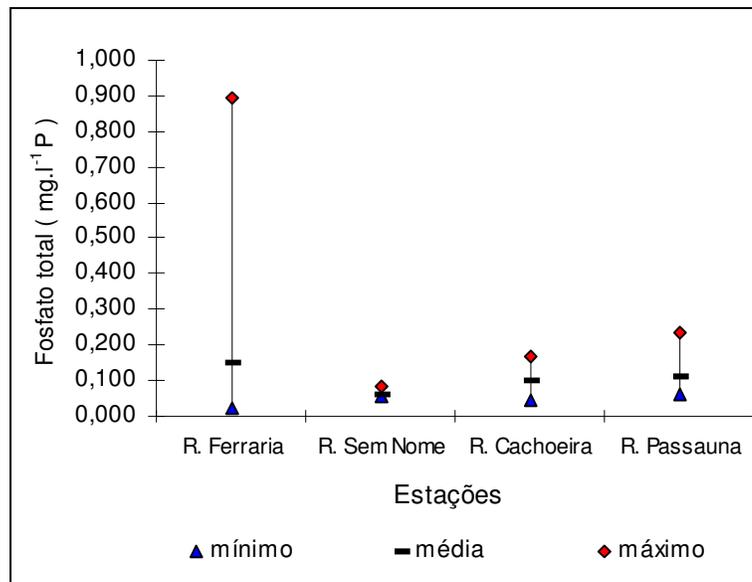


FIGURA 12 - CONCENTRAÇÕES DE FÓSFORO TOTAL ( $\text{mg l}^{-1} \text{P}$ ) NOS RIOS DA SUB-BACIA DO RIO PASSAUNA

c) os teores médios, e mesmo os teores máximos de nitrito, estiveram sempre abaixo do limite de  $1,0 \text{ mg l}^{-1} \text{N}$ , estabelecidos para rios classe 2 (Figura 13). Concentrações acima de  $0,001 \text{ mg l}^{-1} \text{NO}_2 - \text{N}$  já apontam para a existência de atividades antropogênicas capazes de alterar a qualidade da água.

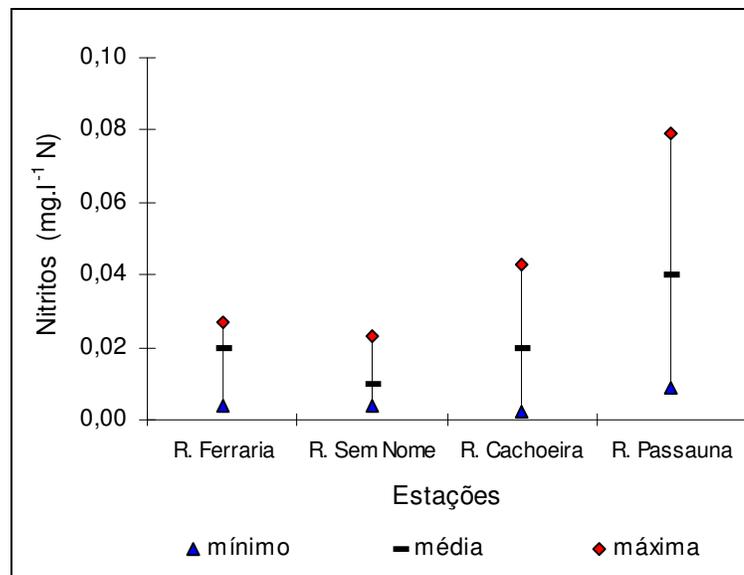


FIGURA 13 - CONCENTRAÇÕES DE NITRITO ( $\text{mg l}^{-1} \text{N}$ ) NOS RIOS DA SUB-BACIA DO RIO PASSAUNA.

d) os teores de nitrato, embora muito abaixo do limite estabelecido para rios Classe 2, indicam comprometimento da água por fontes pontuais (esgoto doméstico) e fontes difusas (agricultura) na área. Os teores observados, especialmente no Rio Passauna (estação AI 32), à montante do reservatório, indicam haver quantidades suficientes deste nutriente para estimular o crescimento do fitoplâncton (Figura 14). Nesta estação, na maior parte do período a concentração média de nitrato esteve acima de  $1,0 \text{ mg l}^{-1} \text{ NO}_3\text{-N}$ . Como o principal uso da bacia à montante é agrícola, pode se supor que estas concentrações de nitrato sejam provenientes dos fertilizantes aplicados ao solo. Isto implica em que a taxa de aplicação seja provavelmente superior àquela necessária para o desenvolvimento das culturas e que o excesso atinge os corpos d'água através da enxurrada. Também deve ser considerada a existência do aterro sanitário desativado à montante da estação de monitoramento, que pode ser outra importante fonte de nitrato para o curso d'água.

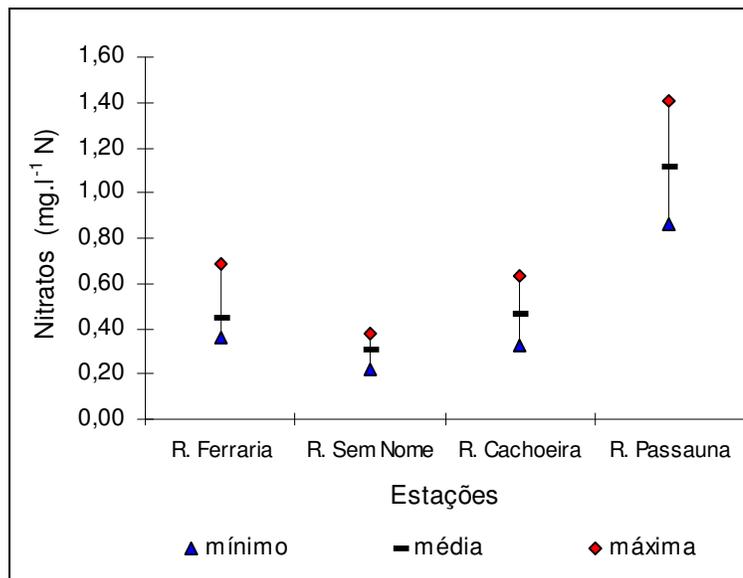


FIGURA 14 - CONCENTRAÇÕES DE NITRATO ( $\text{mg l}^{-1} \text{ N}$ ) NOS RIOS DA SUB-BACIA DO RIO PASSAUNA

e) as concentrações médias de nitrogênio amoniacal indicam que esta forma de nitrogênio se encontra dentro dos limites considerados normais para águas pouco poluídas (Figura 15). As concentrações médias que estiveram entre 0,160 e 0,300 mg l<sup>-1</sup> indicam que existe poluição por esgotos domésticos, efluentes industriais e fertilizantes agrícolas que podem vir a causar impactos sobre a qualidade das águas. Como as concentrações estiveram abaixo de 2,0 mg l<sup>-1</sup>, pode-se inferir que não existe a possibilidade de formação de íon amônio (forma tóxica), em condições de pH entre 7,5 e 8,0 unidades.

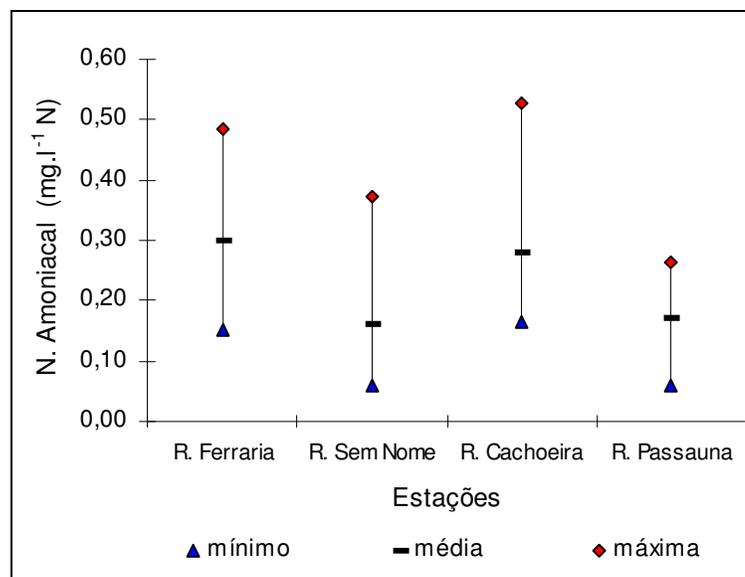


FIGURA 15 - CONCENTRAÇÕES DE NITROGÊNIO AMONICAL (mg l<sup>-1</sup> N ) NOS RIOS DA SUB-BACIA DO RIO PASSAUNA

f) os valores de DBO e DQO observados são compatíveis com rios onde a concentração de matéria orgânica e inorgânica capaz de provocar depleção do oxigênio dissolvido é moderada. Os valores médios de DBO em todas as estações estão dentro dos limites estabelecidos para rios Classe 2 que é de 5,0 mg l<sup>-1</sup> O<sub>2</sub>, não indicando a ocorrência fontes pontuais ou difusas que não possam ser autodepuradas pelos rios estudados (Figuras 16 e 17). Cabe destaque para os valores máximos de DBO de 28 mg l<sup>-1</sup> O<sub>2</sub> e 16 mg l<sup>-1</sup> O<sub>2</sub> observados nas estações dos rios Cachoeira e Ferraria, respectivamente. Estes valores são considerados muito altos e indicam a ocorrência do aporte

de uma carga orgânica, que pode causar um choque no ambiente provocando um alto consumo de oxigênio, capaz de levar à anoxia o que acarreta, geralmente, em extensas mortandades de peixes. Nestes casos em particular, de acordo com informações do IAP, nenhuma mortandade de peixes foi notificada.

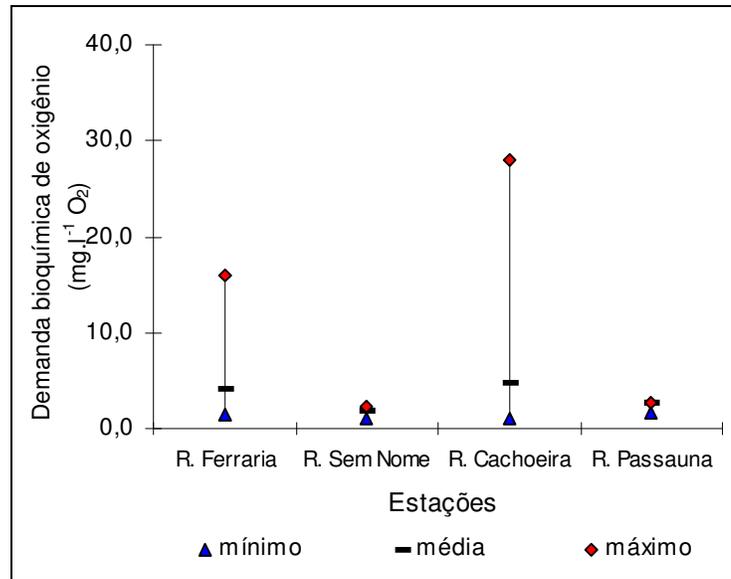


FIGURA 16 - CONCENTRAÇÕES DA DEMANDA BIOQUÍMICA DE OXIGÊNIO - DBO (mg l<sup>-1</sup> O<sub>2</sub>) NOS RIOS DA SUB-BACIA DO RIO PASSAUNA.

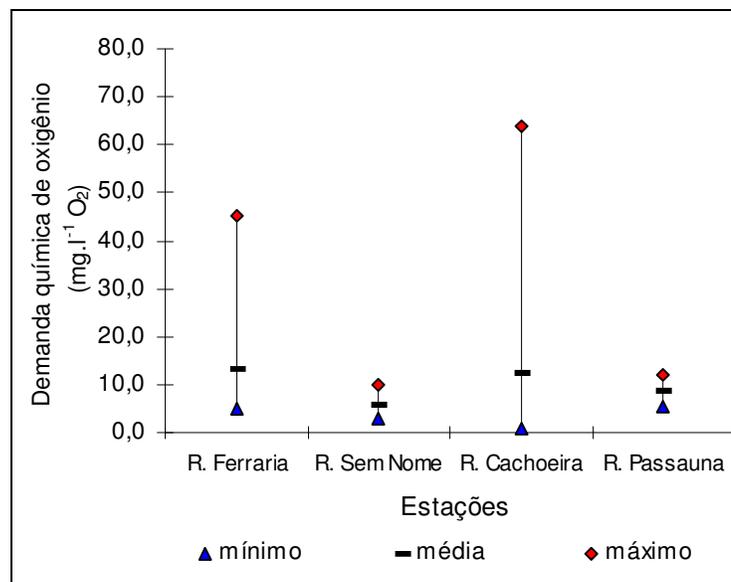


FIGURA 17 - CONCENTRAÇÕES DA DEMANDA QUÍMICA DE OXIGÊNIO - DQO (mg l<sup>-1</sup> O<sub>2</sub>) NOS RIOS DA SUB-BACIA DO RIO PASSAUNA.

g) quanto às concentrações de coliformes fecais, todas as estações apresentaram valores médios muito acima daqueles estabelecidos para rios Classe 2 (Figura 18), que é de 1000 coliformes (NMP 100 ml<sup>-1</sup>). A grande variabilidade dos dados, representada neste caso pelo desvio padrão, está provavelmente relacionada aos dias de coleta de amostras. Em períodos chuvosos, o aporte de esgotos tende a ser maior, especialmente pelo escoamento superficial e esta situação se reflete nos dados de coliformes, já em épocas de seca a tendência é de uma redução na contaminação. Estes resultados são compatíveis com o déficit de coleta de esgoto doméstico nesta sub-bacia. Esta importante fonte de contaminação põe em risco a saúde humana, especialmente naquelas populações abastecidas por poços rasos. Também é potencialmente perigosa para o cultivo de hortaliças e plantas frutíferas, que sejam irrigadas com a água de rios contendo altas concentrações de coliformes fecais. Outra possível fonte de contaminação fecal, nesta sub-bacia, pode ser proveniente das áreas de suinocultura.

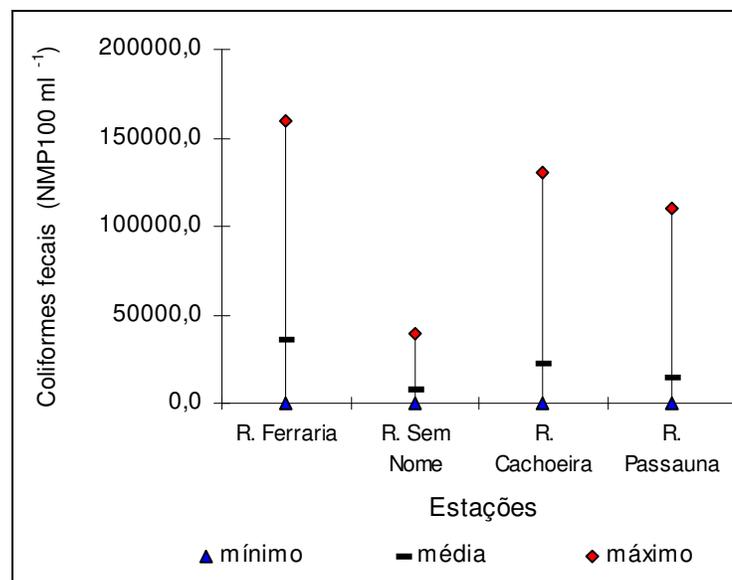


FIGURA 18 - CONCENTRAÇÕES DE COLIFORMES FECAIS (NMP 100 ML<sup>-1</sup>) NOS RIOS DA SUB-BACIA DO RIO PASSAUNA.

A análise global de todas as variáveis consideradas indica que a sub-bacia do Rio Passauna, no trecho à montante do reservatório, apresenta usos do solo capazes de contribuir de forma expressiva com nutrientes, especialmente fósforo e nitrato para o reservatório. Uma vez que estes são os principais nutrientes para a comunidade fitoplanctônica, é possível supor que existam condições satisfatórias para o estabelecimento de populações estáveis de algas e, que em períodos de baixa precipitação e boas condições de iluminação subaquática possam ocorrer florações.

Quanto aos rios Cachoeira, Sem Nome e Ferraria, pode-se observar uma contribuição mais significativa em termos de carga orgânica e/ou nutrientes para o reservatório. Esta condição pode estar relacionada às condições de vazão destes ambientes, que são consideravelmente menores do que a vazão do Rio Passauna. Esta situação faz com que a carga recebida pela bacia de contribuição, não possa ser totalmente diluída em função do volume de água. Em rios deste porte, os processos naturais de depuração ocorrem ao longo de trechos longos. Uma vez que as estações de amostragem estão localizadas próximas à área do alagamento, pode-se concluir que o trecho ainda lótico não é suficiente para promover a autodepuração levando a um comprometimento da qualidade das águas do reservatório.

A análise das médias anuais, cujos valores encontram-se nas tabelas do apêndice, mostra um aumento discreto nos níveis de contaminação por coliformes fecais em toda a sub-bacia. Esta situação está muito provavelmente relacionada ao aumento no adensamento populacional, especialmente em áreas de invasão, sem o necessário aumento na infraestrutura de saneamento básico.

#### 5.2.8 Avaliação e classificação da qualidade da água do Reservatório do Passauna

Os dados apresentados na Tabela 26 foram obtidos junto ao IAP e, referem-se a duas amostras do corpo central do reservatório na estação denominada barragem. A primeira amostra foi coletada na porção intermediária da zona eufótica e segunda na porção intermediária da zona afótica.

Os resultados das variáveis fósforo total e clorofila *a*, referentes à Profundidade I (zona eufótica), e transparência da água (disco de Secchi) foram comparados aos limites estabelecidos pela OECD (1982) para os diferentes níveis de trofia conforme Tabela 27. Os demais resultados foram analisados sob o ponto de vista limnológico para estabelecer a situação atual da qualidade da água do reservatório, que consta do cálculo do Índice de Estado Trófico (IET) e comparação deste índice com a classificação estabelecida pelo IAP para o Reservatório do Passauna na estação barragem.

TABELA 26 – DADOS FÍSICO-QUÍMICOS E BIOLÓGICOS DO RESERVATÓRIO DO PASSAUNA, REFERENTES À ESTAÇÃO BARRAGEM (PAS1), PARA ZONA EUFÓTICA (PROF I) E ZONA AFÓTICA (PROF II), NO PERÍODO DE JANEIRO/1997 A JUNHO/2004.

Parâmetro	$\frac{O_2}{D}$	Jan/97	Jul/97	Jan/98	Jul/98	Jan/99	Set/00	Jul/01	Mar/02	Jul/02	Out/03	Mar/04	Jun/04	Média
Déficit de oxigênio (%)	*	72,6	44,5	68,8	16,1	51,8	33,9	24,0	51,9	21,0	39,6	43,4	-	38,9
Transparência (m)	-	2,00	2,20	2,10	1,40	2,80	1,20	1,20	2,0	2,20	2,20	2,70	3,40	2,12
Clorofila a ( $\mu\text{g l}^{-1}$ )	I	1,48	10,65	7,96	15,86	7,77	35,37	16,43	6,36	6,91	7,70	8,58	3,40	10,7
	II	-	-	-	13,74	2,96	30,49	14,80	7,96	5,77	9,32	5,62	4,00	10,5
Fósforo total ( $\mu\text{g l}^{-1}$ )	I	19	13	2	24	17	34	38	5	6	7	20	6	15,9
	II	22	11	2	18	22	48	7	34	7	9	20	5	17,1
Nitrato ( $\text{mg l}^{-1}$ )	I	0,05	0,40	0,01	0,38	0,25	0,13	0,32	0,09	0,23	0,26	0,15	0,27	0,21
	II	0,05	0,51	0,01	0,36	0,07	0,15	0,33	0,08	0,27	0,11	0,06	0,39	0,20
Nitrito ( $\mu\text{g l}^{-1}$ )	I	0,010	0,070	0,006	0,013	0,017	0,005	0,015	0,006	0,006	0,060	0,005	0,006	0,018
	II	0,003	0,002	0,003	0,009	0,008	0,006	0,012	0,010	0,007	-	0,004	0,075	0,012
N. amoniacal ( $\mu\text{g l}^{-1}$ )	I	0,05	0,02	0,02	0,07	0,02	0,07	0,23	0,36	0,30	0,03	0,06	0,25	0,12
	II	0,60	0,01	0,35	0,06	0,59	0,23	0,11	0,23	0,29	-	0,32	0,15	0,26

(\*) déficit de oxigênio calculado para toda a coluna de água. (FONTE: IAP, 2005).

TABELA 27 – VALORES LIMITES PARA OS NÍVEIS TRÓFICOS SEGUNDO OECD (1982).

Variável	ultraoligotrófico	oligotrófico	mesotófico	eutrófico	hipereutrófico
Fósforo total*	<4	4-10	10-35	35-100	>100
Clorofila <i>a</i> *	<1	1-2,5	2,5-8	8-25	>25
Transparência**	>12	12-6	6-3	3-1,5	<1,5

\* média anual ( em  $\mu\text{g l}^{-1}$ ); \*\* somente para lagos que não apresentam turbidez abiogênica ( em metros)

Pela análise dos dados, podem ser estabelecidas as seguintes conclusões:

- o déficit de oxigênio na coluna d'água nos meses de verão evidencia a ocorrência de estratificação térmica e química do reservatório. Durante estes meses, o aumento da concentração de biomassa fitoplanctônica promove um

aumento das concentrações de oxigênio dissolvido nas camadas superficiais e uma depleção nas camadas de fundo podendo chegar a anoxia, no auge do período mais quente do ano (máximo de 72,6% em janeiro de 1997). Por outro lado, durante os meses de inverno, as menores temperaturas levam a uma menor produtividade do fitoplâncton, reduzindo a concentração de oxigênio dissolvido na zona eufótica. Quanto menor a temperatura maior a solubilidade do oxigênio dissolvido na água e neste período pode ocorrer uma mistura completa da coluna d'água, com déficit de oxigênio muito baixo, chegando à 16,1 % em julho de 2003, o que permite concluir que desde a superfície até o fundo as condições de oxigenação são satisfatórias. O déficit médio de oxigênio para o período foi de 38,9% indicando que a maior parte da coluna d'água encontra-se bem oxigenada e que as condições para a preservação da vida aquática são mantidas.

- b) a análise da transparência da água permite inferir que neste reservatório não existe limitação da luz quer por material abiogênico (argila ou silte) quer por material biogênico (algas), sendo que transparência média observada foi de 2,12 metros. Para reservatórios de climas tropicais, a zona eufótica é admitida como sendo a profundidade da transparência (disco de Secchi em metros) multiplicada por 3 (SCHÄFER,1985). Assim, pode-se concluir que na maior parte do período considerado para o presente estudo, a produção primária do fitoplâncton não esteve limitada pela transparência da água, uma vez que em alguns períodos, a zona eufótica estende-se até 10,20 metros (junho/2004), ou seja, além da profundidade média do reservatório, que é de 6,5 metros. Analisando-se apenas a transparência da água, o Reservatório do Passauna pode ser considerado como mesotrófico a eutrófico, tomando-se por base os valores da Tabela 27.
- c) as concentrações de clorofila *a* observadas indicam um ambiente entre meso e eutrófico. De acordo com os limites estabelecidos pela OECD (Tabela 27), ambientes com concentrações de clorofila *a*, na camada superficial (zona eufótica), entre 2,5 a 25  $\mu\text{g l}^{-1}$ , enquadram-se neste nível trófico. Como estes valores consideram médias anuais calculou-se para o Reservatório do

Passauna a concentração média de todo o período de estudo para a zona eufótica. O valor obtido foi de  $10,70 \mu\text{g l}^{-1}$ . Este teor corrobora o estado trófico do reservatório e, é condizente com a classificação estabelecida pelo IAP, que considera este reservatório Classe III – moderadamente degradado (IAP,2005b). De acordo com a Resolução 357/05 do CONAMA, águas destinadas ao abastecimento humano devem apresentar uma concentração de clorofila *a* de até  $30 \mu\text{g l}^{-1}$ , para que seja possível a instalação de tratamento convencional. No caso do Reservatório do Passauna esta condição é atendida, indicando que o sistema de tratamento convencional é adequado para garantir água tratada dentro dos padrões estabelecidos pela legislação vigente.

- d) os teores de fósforo total observados, indicam um ambiente entre oligo e mesotrófico (OECD, 1982), com uma concentração média de  $15,9 \mu\text{g l}^{-1}$  na zona eufótica. As concentrações de fósforo observadas na maior parte do período sugerem que este seja um dos fatores limitantes à produção primária do fitoplâncton. Porém, durante as coletas de amostras, verificou-se que este reservatório apresenta extensos bancos de macrófitas aquáticas enraizadas nas margens e macrófitas flutuantes mais concentradas na região mais próxima à entrada do lago. Esta situação deve ser considerada para se avaliar a carga de fósforo no reservatório, pois neste caso a concentração de fósforo observada refere-se apenas à água livre e não considera os nutrientes associados à biomassa das plantas. Este fato é importante, pois embora possam retirar grandes quantidades de nitrogênio e fósforo dos ambientes onde se desenvolvem, estas plantas ao morrer liberam estes nutrientes para a coluna d'água, contribuindo para o aumento da eutrofização. Nestes casos, podem ocorrer extensas florações de algas que utilizam estes nutrientes para seu desenvolvimento e que podem assimilá-los de forma mais rápida do que as macrófitas. Também como consequência pode ocorrer anoxia pela decomposição da matéria orgânica provocando em alguns casos mortalidade de peixes. Estes fatos que já foram observados no Reservatório do Passauna são esporádicos, mas, podem provocar graves consequências especialmente

para o tratamento da água. Como as macrófitas tanto podem desempenhar o papel de competidores com o fitoplâncton por nutrientes, como provocar forte depleção de oxigênio dissolvido, o ideal é que seu desenvolvimento seja acompanhado e em caso de observação de um crescimento mais acelerado, a comunidade deve ser manejada, pela retirada manual de partes dos bancos.

- e) os teores de nitrogênio observados no reservatório, em todas as formas pesquisadas, sugerem que este não é o nutriente limitante à produção primária. As concentrações de nitrito indicam que não existem condições sérias de anaerobiose e os teores de nitrogênio amoniacal não revelam altas taxas de decomposição de matéria orgânica capaz de impactar de forma negativa o corpo d'água. O nitrogênio inorgânico é utilizado para determinar o estado trófico de lagos, a fração inorgânica corresponde à soma de nitrito, nitrato e nitrogênio amoniacal. Utilizando-se os valores médios da Tabela 24, obteve-se uma concentração média de nitrogênio inorgânico de  $0,410 \text{ mg l}^{-1}$  que permitiria classificar o reservatório como meso-eutrófico para o parâmetro nitrogênio inorgânico, de acordo com a Tabela 4.

Para se estabelecer o nível de trofia do reservatório, aplicou-se o Índice de Estado Trófico (IET) desenvolvido por CARLSON (1977). Este índice considera apenas as concentrações obtidas na camada superficial. Assim, foram considerados os dados referentes à Profundidade I. Como o Reservatório do Passauna não apresenta turbidez abiogênica, o IET foi calculado para fósforo total (IETPT), clorofila a (IETCI) e para a transparência (IETDS), estes cálculos foram realizados utilizando-se as equações 3.5, 3.6 e 3.7, respectivamente. Os resultados obtidos são apresentados na Tabela 28.

TABELA 28 – CÁLCULO DO ÍNDICE DE ESTADO TRÓFICO (IET) PARA O RESERVATÓRIO DO PASSAUANA, CONSIDERANDO-SE CADA UMA DAS AMOSTRAS COLETADAS NA PROFUNDIDADE I (ZONA EUFÓTICA), PARA FÓSFORO TOTAL (IETPT), CLOROFILA A (IETCI) E TRANSPARÊNCIA DA ÁGUA (IETSD).

IET	01/97	07/97	01/98	07/98	01/99	09/00	07/01	03/02	07/02	10/03	03/04	06/04	média
IETPT	57,1	55,7	32,1	57,7	56,7	58,4	58,5	48,8	50,7	52,0	57,2	50,7	52,9
IETCI	44,4	53,8	50,9	57,7	50,7	65,6	58,0	48,7	49,5	50,6	51,7	42,6	51,2
IETDS	50,0	48,6	49,3	55,1	45,1	57,4	57,4	50,0	48,6	48,6	45,7	42,3	49,8

Para que o índice possa indicar o nível trófico do reservatório, adotou-se os limites estabelecidos por KRATZER e BREZONICK (1981), conforme segue:

Ultra oligotrófico	IET < 20
Oligotrófico	IET 21 – 40
Mesotrófico	IET 41 – 50
Eutrófico	IET 51 – 60
Hipereutrófico	IET > 61

De acordo com os resultados, o Reservatório do Passauna pode ser classificado como: mesotrófico para a transparência (índice médio 49,8) e eutrófico para fósforo total e clorofila a, índices médios 52,9 e 51,2, respectivamente. Esta classificação, meso-eutrófico, é condizente com a situação da qualidade da água observada neste ambiente. Isto significa que neste reservatório, durante alguns períodos existem condições para o desenvolvimento e manutenção da comunidade fitoplanctônica, que eventualmente pode apresentar florações. Dentre estas condições destacam-se o aporte de nutrientes e iluminação sub-aquática, associadas ao tempo de residência da água. Neste ambiente, os aspectos físico-químicos e biológicos indicam haver possibilidade de usos múltiplos incluindo o abastecimento doméstico após tratamento convencional.

#### 5.2.9 Cálculo do potencial de eutrofização do reservatório

A análise dos resultados obtidos tanto no Rio Passauna e afluentes, quanto no reservatório, indicam que este ambiente encontra-se no limite da eutrofização. Conforme dados levantados, a pressão antrópica na sub-bacia é crescente e esta situação pode vir a se refletir sobre a qualidade da água.

Para uma avaliação do potencial de eutrofização do reservatório e estimar a carga de entrada que possibilitaria a manutenção da qualidade da água dentro de padrões aceitáveis para um manancial de abastecimento, utilizou-se a fórmula proposta

por SALAS e MARTINO (1991) uma vez que este método baseia-se no estudo de lagos de clima tropical, incluindo lagos e reservatórios brasileiros.

Para este cálculo foram levados em consideração os usos do solo na sub bacia, a demografia e a vazão regularizada do reservatório. Como no presente estudo não foi possível medir a carga que aporta ao reservatório em cada uma das sub-bacias de contribuição, os valores adotados foram aqueles compilados por Von SPERLING (1995). Nesta compilação foram definidos valores típicos da contribuição unitária de fósforo para diferentes fontes, considerando-se usos do solo. Estes valores foram adotados para o presente trabalho embora, as concentrações referentes às áreas agrícolas possam ser consideradas bastante conservadoras (Tabela 29).

As áreas correspondentes a cada um dos usos foram obtidas na Tabela 19 e os dados referentes à população da área foram os fornecidos pela SANEPAR (2004) As áreas de matas e florestas, tanto a vegetação arbórea natural quanto aquela relativa a reflorestamentos, mesmo os monoespecíficos, foram englobadas como áreas de matas e florestas. As áreas de campo tanto nativas quanto plantadas foram consideradas como de uso agrícola e as áreas urbanas foram agrupadas independentemente da densidade de ocupação.

TABELA 29 - CONTRIBUIÇÕES UNITÁRIAS DE FÓSFORO TÍPICAS POR USO DO SOLO.

Fonte	Tipo	Valores típicos	Unidade
Drenagem	Áreas de matas e florestas	10	KgP/ km <sup>2</sup> .ano
	Áreas agrícolas	50	KgP/ km <sup>2</sup> .ano
	Áreas urbanas	100	KgP/ km <sup>2</sup> .ano
Esgotos	Domésticos	1	KgP/ hab.ano

Fonte: VON SPERLING, 1995.

Para o cálculo da contribuição de esgoto doméstico na sub bacia, considerou-se a população total da área deduzindo-se a porcentagem atendida com rede coletora de esgotos. Neste caso considerou-se que todo o esgoto coletado é tratado ou desviado para outra bacia hidrográfica.

Estimativa da carga afluyente de fósforo, calculado através da equação 4.4.

- esgotos domésticos brutos:  $42.380,7 \text{ habitantes} \times 1,0 \text{ kg P.hab.ano}^{-1} = 42.380,7 \text{ kg P.ano}^{-1}$
- escoamento de áreas de mata:  $64,94 \text{ km}^2 \times 10 \text{ kg P.km}^2.\text{ano}^{-1} = 649,4 \text{ kg P.ano}^{-1}$
- escoamento de áreas agrícolas:  $63,34 \text{ km}^2 \times 50 \text{ kg P.km}^2.\text{ano}^{-1} = 3.167 \text{ kg P.ano}^{-1}$
- escoamento de áreas urbanas:  $11,66 \text{ km}^2 \times 100 \text{ kg P.km}^2.\text{ano}^{-1} = 1.166 \text{ kg P.ano}^{-1}$

Carga total afluyente (L) =  $47.363,10 \text{ kg P.ano}^{-1}$

Ainda utilizando-se a metodologia proposta por Salas e Martino (equação 4.3), calculou-se a estimativa de fósforo no reservatório, baseado na carga afluyente (L) e no tempo de residência da água no reservatório que é de 0,8 anos. Isto equivaleria a uma concentração de  $283 \text{ mg P m}^{-3}$ , ou seja,  $283 \text{ } \mu\text{g l}^{-1}\text{P}$ . Esta concentração, de acordo com OECD (1982), apontam para um ambiente hipereutrófico (Tabela 27).

Com base nos limites de fósforo estabelecidas para os diferentes níveis de trofia, poderia se estimar uma concentração de fósforo de  $50 \text{ mg P m}^{-3}$  para que o reservatório pudesse ser considerado como meso-eutrófico. Para manter-se o ambiente mesotrófico a concentração de fósforo no lago deveria ser de  $25 \text{ mg P m}^{-3}$  (Von SPERLING, 1985). Abaixo serão apresentados os cálculos para que a concentração de fósforo seja reduzida à níveis considerados como meso-eutrófico e mesotrófico, respectivamente.

Carga total afluyente para uma concentração de fósforo de  $50 \text{ mg P m}^{-3}$  no reservatório.

Nesta situação, haveria a necessidade de reduzir o aporte de fósforo de  $47.363,1 \text{ kg P.ano}^{-1}$  para  $8.352 \text{ kg P.ano}^{-1}$ , ou seja, uma redução de 82,37%. Isto permitiria a manutenção do reservatório entre meso-eutrófico, que é a situação atualmente observada no reservatório e confirmada pelos dados levantados.

Carga total afluyente para uma concentração de fósforo de 25 mg P m<sup>-3</sup> no reservatório

Nesta situação, haveria a necessidade de reduzir a carga afluyente de fósforo de 47.363,1 kg P.ano<sup>-1</sup> para 4.176 kg P.ano<sup>-1</sup>, ou seja, uma redução de 91,18%. Isto permitiria manter o reservatório mesotrófico.

No caso do reservatório do Passauna não existem estimativas da carga real afluyente de fósforo. Os resultados obtidos no corpo central do reservatório permitem inferir que o aporte seja muito menor do que o calculado com base no modelo proposto por SALAS e MARTINO (1991). Outra hipótese a ser considerada é que nas margens e na região de entrada do reservatório existem bancos de macrófitas aquáticas. Estes vegetais possuem grande capacidade de absorver nutrientes e possivelmente atenuam a carga afluyente de fósforo. Assim, a concentração de fósforo disponível para a produção primária do fitoplâncton é reduzida pela competição. Também deve ser considerado que grande parte do fósforo que aporta ao reservatório encontra-se adsorvido à argila e sedimenta ao longo do corpo central do reservatório, permanecendo indisponível para os produtores primários.

Sob o ponto de vista morfométrico a relação entre a profundidade média e a profundidade máxima, a extensão da zona eufótica e o tempo de residência da água caracterizam este reservatório como temporariamente eutrófico.

O aporte de nutrientes na sub-bacia do Rio Passauna é proveniente principalmente de fontes pontuais, devido a grande ocupação demográfica e a baixa porcentagem de domicílios atendida por rede coletora de esgotos. O aporte de fontes não pontuais também é particularmente significativo nesta sub-bacia uma vez que a vocação agrícola da área remonta à metade do século XIX e pouca mecanização e modernização foram introduzidas.

Estas fontes garantem que em períodos mais chuvosos, o aporte de nutrientes seja alto propiciando a ocorrência florações ocasionais de algas e cianobactérias, porém quando este aporte diminui, a competição entre as espécies e a limitação da

camada iluminada, atuam como fatores controladores da produção primária do fitoplancton.

### 5.3 SUB BACIA DO RIO IRAÍ

#### 5.3.1 Clima

A sub bacia do Rio Irai está inserida na mesma zona climática da sub bacia do Rio Passauna, já descrita no item 5.1.2.1.

Na Tabela 30 são apresentados os dados médios mensais de precipitação. Estes dados são considerados relevantes, visto que em períodos de maior precipitação, o aporte de carga orgânica e, especialmente nutrientes para o reservatório é consideravelmente aumentado, acentuando o processo de eutrofização.

Os dados de precipitação evidenciam que as chuvas nesta sub-bacia são distribuídas de forma mais homogênea ao longo do ano. As maiores precipitações ocorrem no mês de janeiro e o período mais seco ocorre de abril a junho. Estas características permitem afirmar que a sazonalidade da precipitação na sub-bacia acompanha o padrão observado na Região Metropolitana de Curitiba embora, a média de chuvas dos meses de janeiro e fevereiro, fique abaixo dos valores normais da região que é de 336 mm

Esta condição indica que durante todo o ano existe possibilidade de carreamento de matéria orgânica e nutrientes para os corpos d'água. Também deve ser considerado que em períodos de grande precipitação podem ocorrer aumentos na quantidade de água drenada pelas galerias de águas pluviais. Esta situação pode comprometer de forma grave a qualidade desta água, tanto por esgotos domésticos inadvertidamente ligados às galerias de águas pluviais quanto pelo aumento de sedimentos e materiais particulados que podem atingir os rios e o reservatório.

TABELA 30 – PRECIPITAÇÃO MÉDIA MENSAL (mm), PARA ESTAÇÃO PLUVIOMÉTRICA PIRAQUARA – PARANÁ, NO PERÍODO DE 1993 A 2003.

ANO	Jan	Fev	Mar	Abr	Mai	Jun	Jul	Ago	Set	Out	Nov	Dez
1993	310,9	196,8	125,5	39,3	151,7	77,4	89,6	22,7	352,4	138,8	124,2	79,4
1994	152,8	266,6	97,1	65,0	94,2	102,2	129,4	3,6	9,4	113,8	188,7	261,7
1995	466,7	127,9	84,6	72,9	21,0	97,0	116,0	52,1	137,3	114,3	117,2	231,4
1996	227,1	190,7	195,3	102,7	4,8	93,1	99,4	81,3	183,8	174,8	123,5	258,6
1997	279,7	78,5	101,6	23,5	45,6	128,4	43,6	83,7	139,2	190,0	139,7	142,6
1998	137,6	215,8	257,2	150,5	42,5	67,5	139,5	222,3	294,2	192,7	12,2	127,1
1999	284,0	284,5	104,3	43,0	51,0	55,7	146,6	22,0	100,6	91,6	66,3	144,2
2000	97,2	156,5	55,7	6,1	27,0	116,8	62,1	92,7	199,8	142,5	100,5	93,4
2001	72,5	174,8	166,9	72,5	149,6	151,8	174,2	56,4	58,8	164,4	140,2	136,6
2002	229,9	141,2	100,9	56,1	99,3	44,5	39,0	72,8	159,3	138,5	115,4	110,7
2003	12,7	210,7	40,8	78,3	20,0	76,6	143,8	15,3	160,7	42,3	136,9	145,4
<b>Média</b>	215,6	185,8	120,9	64,5	64,2	91,9	107,6	65,9	163,2	136,7	115,0	157,4
<b>Max.</b>	466,7	284,5	257,2	150,5	151,7	151,8	174,2	222,3	352,4	192,7	188,7	261,7
<b>Min</b>	67,7	53,9	37,7	20,9	22,8	26,9	32,2	24,6	52,4	39,8	34,1	46,9

Fonte: SUDERHSA, 2004.

### 5.3.2 Hidrografia

A sub bacia do Irai localiza-se na porção leste da Região Metropolitana de Curitiba, com uma área de 113 km<sup>2</sup>. Encontra-se atualmente inserida dentro de uma Área de Proteção Ambiental, que se estende desde as nascentes do Rio Irai até a barragem do reservatório. Esta sub-bacia está localizada nas coordenadas 49°00'30" e 49°10'00" de longitude Oeste e os paralelos 25°21'30" e 25°27'00" de latitude Sul e ocupa partes dos municípios de Pinhais, Piraquara, Quatro Barras, Campina Grande do Sul e Colombo (Figura 19).

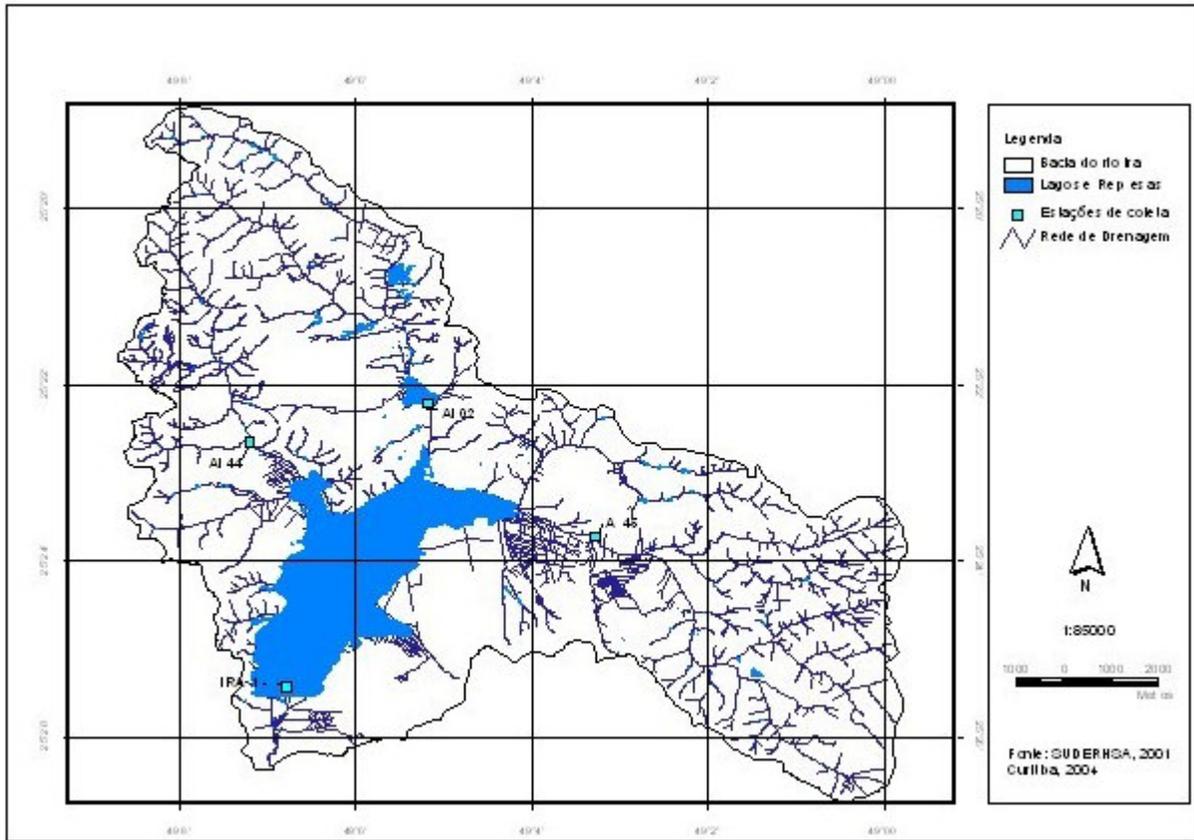


FIGURA 19 – SUB BACIA DO RIO IRAÍ – HIDROGRAFIA E ESTAÇÕES DE AMOSTRAGEM.

Os principais rios formadores desta sub bacia, além do Rio Irai são: Rio Timbú, Rio Canguiri, Rio Cerrado e Rio Curralinho, todos tributários do reservatório. Na Tabela 31, são apresentadas as principais características morfométricas destes corpos d'água.

TABELA 31 – DADOS MORFOMÉTRICOS E HIDROLÓGICOS MÉDIOS DOS RIOS FORMADORES DA SUB BACIA DO IRAI.

Rio	Profundidade (m)	Vazão (m <sup>3</sup> s <sup>-1</sup> )	Área de drenagem (ha)
Irai	-	0,23	864,5
Timbú	0,6	0,43	2.569,45
Canguiri	0,4	0,30	1.848,42
Cerrado	0,4	0,17	930,5
Curralinho	0,6	0,55	2.960,0

Fonte: SUDERHSA, 2004.

O Reservatório do Iraí foi formado em 2001 e atualmente faz parte do conjunto de captações responsáveis pelo abastecimento de 70% da população da Região Metropolitana de Curitiba produzindo 1.00 L de água por segundo e apresenta as características morfométricas e hidrológicas descritas na Tabela 32.

TABELA 32 – PRINCIPAIS CARACTERÍSTICAS MORFOMÉTRICAS E HIDROLÓGICAS DO RESERVATÓRIO DO IRAÍ, CONSIDERANDO-SE A COTA MÁXIMA 888,0 m.

Característica	Valor	Unidade
Vazão afluyente regularizada	1,8	m <sup>3</sup> s <sup>-1</sup>
Área alagada	14,69	km <sup>2</sup>
Volume	52,5. 10 <sup>6</sup>	m <sup>3</sup>
Profundidade máxima	9	m
Profundidade média	3,95	m
Tempo de residência	1,02	ano

FONTE: SANEPAR,2004

As características morfométricas e hidrológicas do reservatório, como a pequena profundidade média e o alto tempo de residência das águas, permitem classifica-lo como morfometricamente eutrófico, de acordo com ODUM (1971). A pequena profundidade média e o alto tempo de residência propiciam o desenvolvimento e

manutenção de grandes populações de fitoplâncton, mesmo em condições de baixo aporte de nutrientes.

Também pode se inferir que em função da pequena profundidade média e grande área alagada, existem no Reservatório do Iraí regiões muito rasas onde a zona eufótica estende-se até o fundo do lago. Nestes meandros possivelmente a biomassa algal é mais alta do que na região próxima à barragem, tanto em função da camada iluminada, como pela ação dos ventos que tendem a deslocar as algas para as margens.

### 5.3.3 Geologia e Geomorfologia

Existem na área sedimentos aluvionares recentes de baixa coesão, representados por depósitos que ocorrem nas regiões de fundo de vales, sobre sedimentos da Formação Guabirotuba e rochas do Complexo Gnáissico-migmatítico, ao longo das principais drenagens da região (MAACK,1981). Localmente, ocorrem paleoterraços, constituídos por solo orgânicos sobrepostos a níveis argilosos contendo seixos e fragmentos da matriz, que são descontínuos e irregulares.

Na sub bacia do Rio Iraí, assim como em toda a bacia de Curitiba, predominam os sedimentos da Formação Guabirotuba, constituída predominantemente por argilitos e arcósios. Na maior parte da área, as argilas são predominantes, apresentando-se intercaladas com lentes de arcósios com espessura variando entre poucos centímetros a dezenas de metros. Os depósitos rudáceos, representados por níveis basais de cascalho, encontram-se em pequenas espessuras e em áreas de ocorrência restritas (COMEC,2002).

Preenchendo falhas e fraturas segundo a direção geral N50-60W, ocorrem diques de diabásio e diritos, com espessura média de 30 metros. Quando intrusivas, as rochas gnáissicas-migmatíticas, mostram pequena expressão topográfica e afloram na forma de blocos e matacões.

As rochas graníticas da área associam-se ao corpo intrusivo granítico denominado Anhangava. Na área em questão, as rochas graníticas são restritas à

porção leste, junto às cabeceiras dos rios Capitanduva, do Sapo e Curralinho (borda oeste da Serra do Mar), ocupando cerca de 10% da área. O granito Anhangava aflora na forma de elevados penhascos desprovidos de solo, bordejados por campos de matações e solos litólicos, sendo comum o afloramento de rocha fresca.

O Complexo Gnáissico-migmatítico está representado por estromáticos e oftálmicos. Localmente, ocorrem veios de quartzo e zonas hidrotemizadas associadas.

A interação entre unidades geológicas e as principais características geomorfológicas da área, permitiu a delimitação de padrões de relevo que representam os principais domínios geomorfológicos da Área de Proteção Ambiental – APA do Irai (Tabela 33).

TABELA 33 – COMPARTIMENTOS GEOMORFOLÓGICOS

Padrões	Tipo de relevo	Densidade de relevo	Encosta	Vales	Declividade	Estabilidade de encostas	Potencial de erosão	Assoreamento
I	Planícies aluvionares	Baixa	Nula, relevo plano	Muito abertos e assimétricos	Muito baixas	-	Muito baixo	Muito alto
II	Colinas suaves	Baixa Média Alta	Convexas	Abertos, amplos e assimétricos	Baixas a moderadas	Estável Moderada Instável	Muito baixo Moderado Elevado	Muito baixo Baixo
III	Morros baixos	Baixa	Côncava-convexa	Abertos e assimétricos	Baixa, média e alta	Baixa a moderada	Baixo a médio	Alto
IV	Morros altos e alongados	Alta	Retilíneas e côncavas	Fechados, pouco assimétricos	Moderdas a altas	instável	Muito alto	Muito baixo

FONTE: COMEC, 2002.

Com exceção dos trechos de cabeceiras dos formadores, as calhas fluviais apresentam declividade moderada à baixa, típicas da Bacia do Alto Iguaçu, com extensas áreas de alagados, sendo que a maior parte desta área foi inundada quando da formação do reservatório do Irai (Figura 20). Utilizando-se as informações fornecidas pelo mapa, para a área da APA do Irai, tem-se que: 50% da área encontra-se em declividade de 0 a 6%, 20% da área em declividade de 6 a 12%, 10% da área em declividade de 12 a 20%, 15% da área em declividade de 20 a 45% e 5% da área em declividade superior a 45%. Conforme pode ser observado, a maior parte desta sub-bacia encontra-se em declividades muito baixas, entre 0 e 12%, indicando baixa susceptibilidade a erosão, porém muito sujeitas à inundações.

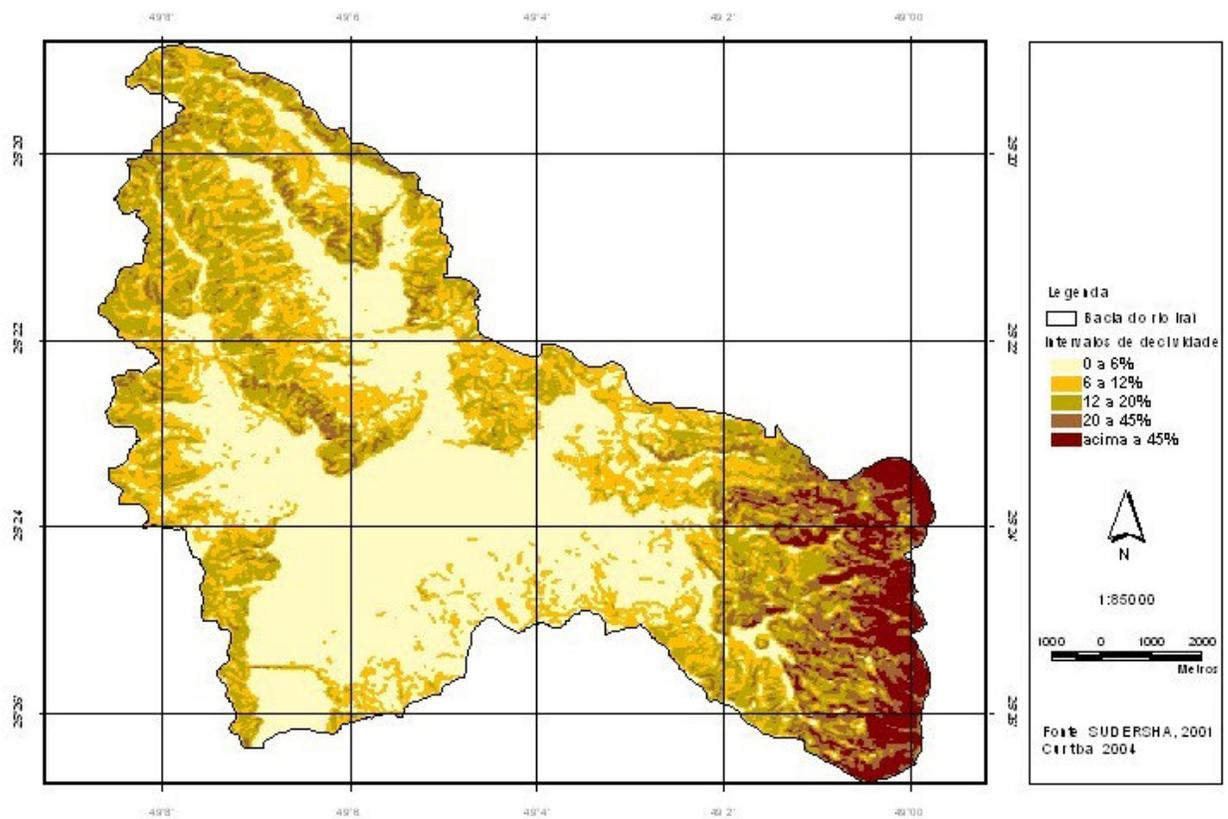


FIGURA 20 – CLASSES DE DECLIVIDADE NA SUB-BACIA DO RIO IRAÍ.

#### 5.3.4 Solos

A Figura 21 apresenta as classes de solos existentes na sub bacia, este mapa refere-se à classificação da EMBRAPA (1984), de acordo com esta classificação, os solos freqüentemente encontrados na região são associações de podzólicos, latossolos, cambissolos, robrozem e solos hidromórficos. (EMBRAPA, 1984). A Tabela 34 apresenta a legenda de conversão para o Sistema Brasileiro de Classificação de Solos (EMBRAPA, 1999).

De acordo com SOUZA et al. (2004), que se atualizaram esta classificação, cerca de 28% da área total é formada por latossolos. A segunda classe de maior ocorrência foi dos organossolos que ocupam cerca de 15% da área total. Estes autores consideram que este solo é o mais problemático, pois além de se encontrar nos fundos de vales, a maior parte da área está urbanizada. Na seqüência de ocorrência aparecem cambissolos húmicos (11% da área) e cambissolo háplico (9% de área).

Com base nos levantamentos realizados pode-se verificar que o reservatório do Irai foi formado sobre solo tipo OY2, ou seja, organossolo méxico sáprico típico, campo subtropical de várzea e relevo plano, e são conhecidos por turfa. Estes solos são desenvolvidos a partir de produtos provenientes da intemperização de sedimentos orgânicos, principalmente vegetais de decomposição recente referidos ao Holoceno (EMBRAPA, 1984).

No reservatório do Irai, diferentemente do que ocorre no Reservatório do Passauna, não corre a formação de um “selo” no sedimento do lago. Isto está em função do tipo de solo afogado, quando da formação do lago que é basicamente orgânico e propicia a ocorrência de carga interna. Também deve ser considerado, que o reservatório é raso e que a ação dos ventos podem também provocar a ressuspensão do fósforo pela agitação do sedimento. Esta afirmação é corroborada por CARNEIRO et al. (2003) que estudando a concentração de fósforo na água e no sedimento do Reservatório do Iraí, verificaram que durante praticamente todo o ano os níveis de fósforo no sedimento estiveram iguais ou superiores a  $30 \mu\text{g}^{-1}$ , ou seja, teores de fósforo capazes de manter alta a produção primária do fitoplâncton.

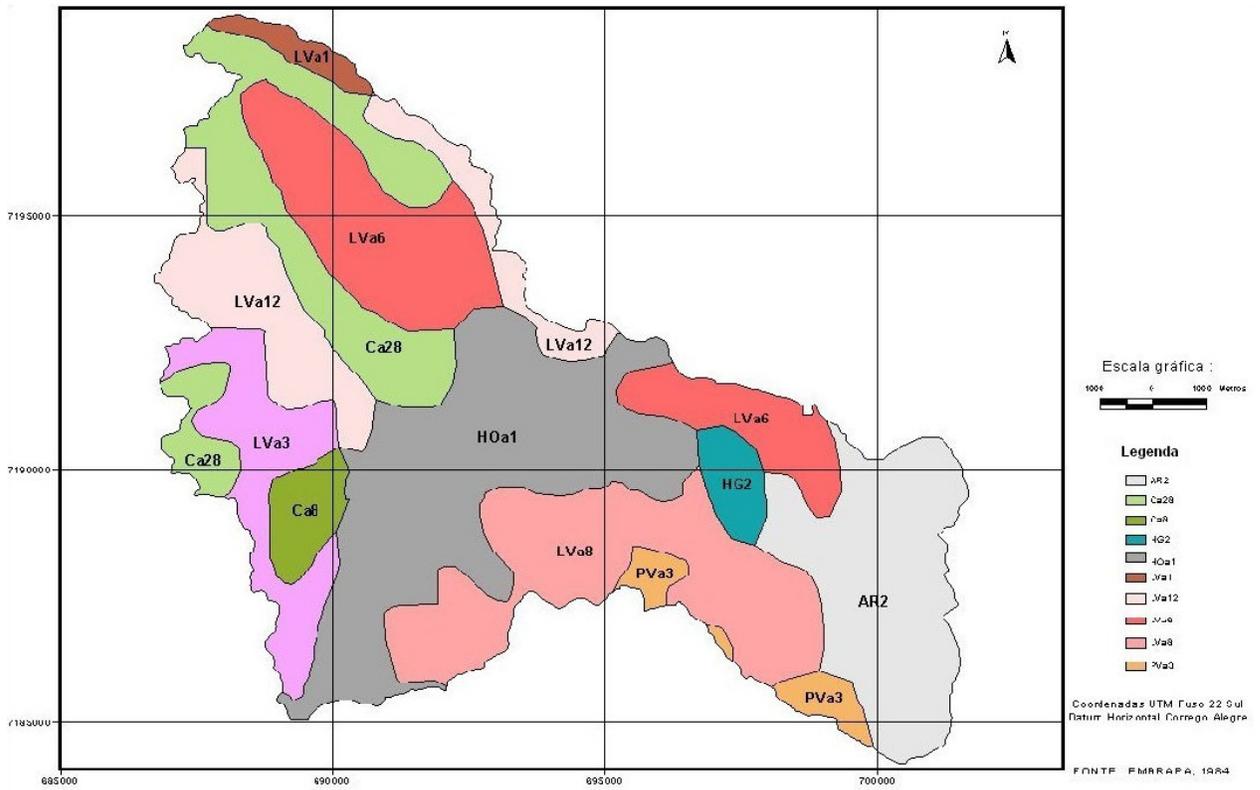


FIGURA 21 – CLASSES DE SOLO DA SUB-BACIA DO RIO IRAÍ

TABELA 34 –CONVERSÃO PARA O SISTEMA BRASILEIRO DE CLASSIFICAÇÃO DE SOLOS (EMBRAPA, 1999) PARA A FIGURA 21, SUB-BACIA DO RIO PASSAUNA

Antigo	Atual	Descrição
AR2		
Ca 28	CHa5	Associação CAMBISSOLO húmico alumínico típico, álico + ALISSOLO crômico húmico típico
Ca8	CHa4	CAMBISSOLO húmico alumínico típico, álico
HG2	GM1	GLEISSOLO MELÂNICO indiscriminado
HOa1	OY2	ORGANOSSOLO Mésico sáprico típico
Lva1	LBd1	LATOSSOLO BRUNO distrófico típico, álico
Lva6	LBd9	LATOSSOLO BRUNO distrófico câmbico, álico
Lva12	LBd8	Associação LATOSSOLO BRUNO distrófico típico + CAMBISSOLO háplico Tb distrófico típico, álico
Lva8	LBd10	LATOSSOLO BRUNO distrófico câmbico, álico
Pva3	Pvad1	ARGISSOLO VERMELHO-AMARELO distrófico típico

Fonte: Gustavo Ribas Curcio (2003, comunicação pessoal).

### 5.3.5 Cobertura vegetal e usos do solo

A área da sub bacia do Rio Irai apresenta três regiões fitoecológicas: Estepe Gramíneo-lenhosa, Floresta Ombrófila Mista (sub divida em Floresta Ombrófila Mista Aluvial e Floresta Ombrófila Mista Montana) e Floresta Ombrófila Densa (sub dividida em Floresta Ombrófila Densa Montana e Floresta Ombrófila Densa Alto Montana). A vegetação arbórea da sub-bacia abrange cerca de 33,54% da área, contudo neste cálculo estão incluídas as áreas de reflorestamento e cultivos. De forma geral, toda a sub bacia do Rio Irai encontra-se em diferentes estágios sucessionais do sistema secundário, com áreas de capoeirinha, capoeira e capoeirão (Figura 22 e Tabela 35).

As estepes ou campos ocupam a maior parte da área (32,65%) e estão, predominantemente associadas às superfícies mais planas. São representadas por extensas áreas de gramíneas baixas intercaladas por formações arbóreas de floresta de galeria, associadas, na maior parte das vezes às nascentes de água (Floresta Ombrófila Mista). Na região do Rio Irai, existem espécies características associadas às áreas com acúmulo de matéria orgânica, espécies associadas às áreas de várzea e outras espécies dominando o campo encharcado. Nas áreas mais secas, aparecem principalmente gramíneas Poaceae (ZILLER, 1993).

A Floresta Ombrófila Mista caracterizada pela presença de *Araucaria angustifolia*, nesta sub-bacia encontra-se sub dividida entre as formações Aluvial e Montana. A formação aluvial acompanha as planícies sedimentares recentes dispersas em diferentes latitudes e longitudes, e sujeitas a inundações periódicas. É também denominada de Floresta de Galeria e na região de Curitiba, compreende as planícies do rio Iguaçu. Nesta região, as espécies arbóreas e sub-arbóreas que se desenvolveram apresentam algum grau de hidromorfismo.

A Floresta Ombrófila Densa, na sub bacia do Rio Irai é representada pelas formações Montana e Alto Montana. A formação Montana ocorre na faixa de 400 a 1000 metros de altitude nos terrenos muito declivosos, com solos rasos e florestas mais baixas e menos densas, viabilizando maior ocorrência natural de espécies invasoras como as taquaras. A formação Alto Montana ocorre nos terrenos mais elevados da região com altitude superior a 1000 metros. Caracteriza-se por uma vegetação arbórea densa baixa, dossel uniforme, normalmente com indivíduos tortuosos, abundantemente ramificados e nanofoliados, localizada sobre solos litólicos.

Também cabe destaque para a região noroeste da bacia, onde existem reflorestamentos principalmente com bracatinga, além de áreas com plantio de pinus e eucalipto, associados à atividade agropastoril.

Dentro das atividades agrícolas, destacam-se a cultura de milho, feijão e aveia, além de pastagens cultivadas e criação de bovinos e suínos. Em algumas áreas de cultivo, já ocorre mecanização intensiva e larga utilização de agroquímicos, o que pode caracterizar forte impacto sobre a qualidade dos corpos d'água da região pelo assoreamento e carreamento de fertilizantes e poluentes. Atualmente, o uso de agroquímicos está proibido na área da APA do Iari. Nesta sub bacia, a atividade agrícola é menos significativa do que na sub-bacia do Passauna, ocupando aproximadamente 15% da área.

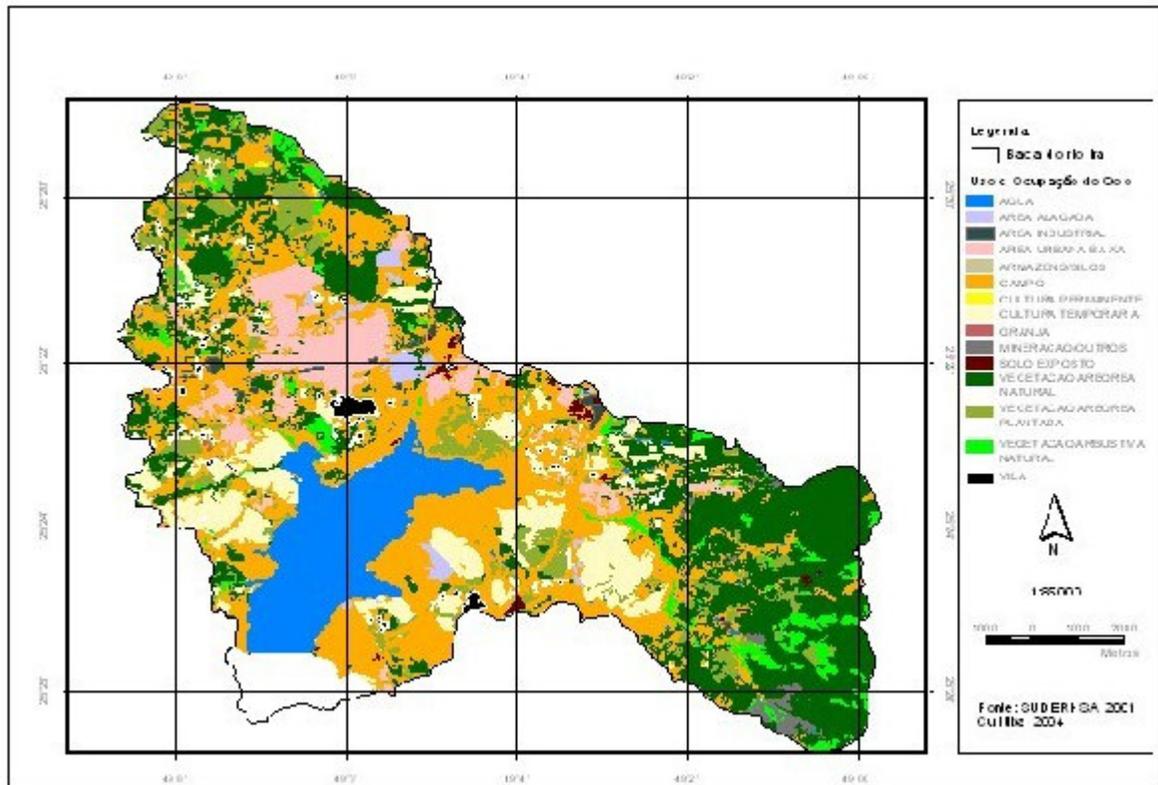


FIGURA 22 - COBERTURA VEGETAL, USO E OCUPAÇÃO DO SOLO NA SUB-BACIA DO RIO IRAÍ.

Também merecem destaque os tanques de criação e engorda de peixes cuja participação econômica é significativa em Campina Grande do Sul com cerca de 50 propriedades destinadas a esta atividade.

TABELA 35 – USO E OCUPAÇÃO DO SOLO NA SUB BACIA DO RIO IRAÍ E RESPECTIVAS ÁREAS OCUPADAS.

Uso do solo	Área (km <sup>2</sup> )	Área (%)
Água/área alagada	12,29	11,279
Área industrial	0,76	0,697
Área urbana de baixa densidade	7,25	6,653
Armazéns/silos	0,03	0,027
Campos	35,58	32,654
Cultura permanente	0,07	0,064
Cultura temporária	9,82	9,012
Granja	0,03	0,027
Mineração	0,86	0,789
Solo exposto	0,57	0,523
Vegetação arbórea natural	29,02	26,633
Vegetação arbórea plantada	7,53	6,911
Vegetação arbustiva natural	3,71	3,405
Vila	1,43	1,312
Total processado	108,96	99,99
Total da sub bacia	113,00	96,424

Nesta sub bacia, a atividade industrial pode ser considerada pequena (aproximadamente 1% da área) com alguns pólos mais adensados na porção leste da área. Destacam se os pólos industriais de Campina Grande do Sul com indústrias de beneficiamento de madeira, construção civil, metalurgia, produtos químicos, produtos alimentícios e material plástico. Também merece destaque o pólo industrial de Quatro Barras com indústrias ligadas ao parque automotivo, indústria química e têxtil. Assim como ocorre na sub bacia do Rio Passauna, também nesta sub bacia, as indústrias possuem sistemas de tratamento de efluentes. De acordo com informações do IAP, os efluentes finais gerados encontram-se dentro dos limites legais estabelecidos. Porém, como estes sistemas de tratamento de efluentes não possuem capacidade de remoção de nitrogênio e fósforo, é possível supor que podem contribuir com carga de nutrientes para os corpos receptores, especialmente no caso de indústrias alimentícias.

Existe, no entanto uma tendência de desenvolvimento de atividades econômicas na área, especialmente pela situação da malha viária. Na área existe parte da BR 116 que liga Curitiba a São Paulo, o Contorno Leste e a PR 506.

No entorno do reservatório existem diversas instalações, potencialmente impactantes para a qualidade da água, como a Fazenda Experimental da Universidade Federal do Paraná, o complexo penitenciário que abriga a Colônia Penal Agrícola, o Hospital Adauto Botelho e o Instituto Agrônômico do Paraná – IAPAR. Nestes estabelecimentos a maior fonte de contribuição são os esgotos sanitários. Quando da formação do Reservatório do Irai, os esgotos gerados foram direcionados para redes coletoras sendo parte tratada na própria bacia e parte desviada para uma bacia adjacente.

Conforme pode ser observado pelos dados apresentados, nesta sub bacia a maior parte da área está ocupada por vegetação tanto nativa quanto reflorestamentos e por campos que são típicos da região, especialmente nas áreas de menor declividade.

Em levantamento, realizado pela COMEC em 2001, a atividade agrícola ocupava aproximadamente 10 km<sup>2</sup> da sub bacia. De acordo com DONHA et al. (2003) a área agrícola ocupa aproximadamente 20 km<sup>2</sup>, ou seja, uma expansão de 100% em dois anos. Quanto à urbanização, também houve uma expansão expressiva sendo que em 2001 o total da área urbanizada era de aproximadamente 11 km<sup>2</sup> passando para 20 km<sup>2</sup> em 2003 (DONHA et al., 2003).

Existe necessidade de uma avaliação da metodologia empregada para a obtenção destes dados, contudo a expansão nas áreas ocupadas por atividades humanas, potencialmente impactantes na Região Metropolitana de Curitiba é uma realidade, porém é preocupante que também ocorra numa área de manancial. Isto demonstra que os planos diretores que visam disciplinar os usos do solo necessitam ser mais efetivos para ordenar o aumento na taxa de ocupação.

### 5.3.6 Meio Sócio econômico

De acordo com dados levantados pela (COMEC, 2002), em 1999 a população residente na Área de Proteção Ambiental do Irai era de 34.070 habitantes. Os dois municípios com o maior números de habitantes na área são Campina Grande do Sul e Quatro Barras. A maior parte da população de Campina Grande do Sul, residente na área encontra-se num grande núcleo habitacional composto pelo Jardim Paulista. Atualmente, os dados da SANEPAR indicam uma população de 37.208 habitantes.

De acordo com dados do IBGE referentes aos censos de 1991 e 1996, a população total dos municípios da área aumentou em cerca de seis vezes. Esta situação é particularmente preocupante uma vez que estes municípios encontram-se em áreas de mananciais, especialmente o município de Piraquara, onde encontra se boa parte dos mananciais atualmente responsáveis pelo abastecimento da Região Metropolitana de Curitiba.

Dentre os fatores deflagradores de tal processo, tem-se à instalação de atividades produtivas geradoras de empregos fora da cidade pólo, o aumento do valor da terra e as restrições impostas pelo planejamento urbano de Curitiba.

A maior parte da população reside nas áreas urbanas dos municípios, contudo, existem áreas de concentração de atividade rural, com destaque para a agricultura e pecuária.

O atendimento com água tratada é de praticamente 100%, com exceção de Piraquara e Campina Grande do Sul, onde apenas 77% das famílias são atendidas pela rede pública de abastecimento (COMEC, 2002). A maior parte dos habitantes é abastecida com água da própria sub bacia do Irai as exceções estão em Quatro Barras onde a água é captada do Rio Capitanduva e de um poço, e Campina Grande do Sul e Pinhais que se utilizam poços localizados no IAPAR.

Dados obtidos junto a SANEPAR (2004) indicam um índice de atendimento de 62,52% por rede coletora de esgotos no município de Campina Grande do Sul, 1,23% em Colombo, 0,15% em Pinhais, 0,96% em Piraquara e 35,14% em Quatro Barras. Pela relação entre o número de habitantes por município e porcentagem de

atendimento com rede coletora de esgotos, tem-se um total de 72,48 % da população da sub-bacia atendida com rede coletora de esgoto.

Esta situação está longe do ideal uma vez que existem várias ligações clandestinas diretamente nas galerias de águas pluviais, áreas de invasão com lançamento de esgoto *in natura* nos rios e córregos além de alguns problemas em locais onde a rede já está instalada.

A rede coletora de esgoto está interligada à Estação de Tratamento de Esgotos Menino Deus, localizada próxima às margens do Rio Timbu sendo o efluente tratado enviado para lançamento na Bacia do Rio Capivari através de um emissário. Também existe na bacia a Estação Elevatória do Canguiri, localizada às margens do Rio Canguiri, onde o esgoto coletado é armazenado e conduzido para tratamento na ETE Menino Deus.

Após a formação do reservatório em 2001, a Penitenciária do Estado, a Colônia Penal Agrícola e o Hospital Aduato Botelho, que eram atendidos por RALF's, foram interligados à rede coletora e atualmente o esgoto gerado por estes estabelecimentos é tratado na ETE existente na sub bacia.

Toda a região da sub bacia do Rio Irai é atendida com coleta de lixo, com um índice de abrangência de aproximadamente 90% (COMEC, 2002). As maiores deficiências estão em partes da zona rural e nas áreas de invasão. Nestas localidades é comum observar grande quantidade de lixo acumulado em terrenos baldios, em rios e fundos de vales. O lixo coletado é transportado para o Aterro Sanitário da Cachimba, no município de Curitiba.

Os resíduos hospitalares têm coleta própria e os resíduos sólidos de origem industrial são de responsabilidade do gerador.

### 5.3.7 Avaliação e classificação da qualidade da água do Rio Irai e tributários.

Os resultados do monitoramento da qualidade da água são apresentados nas Tabelas 36 a 38 e referem-se aos valores máximos, médios e mínimos obtidos para as variáveis físico-químicas e bacteriológicas consideradas..

A sub-bacia do Rio Irai, assim como a sub-bacia do Rio Passauna, tem seus rios enquadrados de acordo com a Portaria SUREHMA 20/92 na Classe 2. Este enquadramento é realizado com base na Resolução 357/05 do CONAMA. De acordo com esta Resolução, corpos d'água enquadrados como Classe 2 são possíveis de destinação para abastecimento doméstico após tratamento convencional, preservação das comunidades aquáticas, recreação de contato primário, irrigação de hortaliças e plantas frutíferas, aquicultura e atividades de pesca. Assim, o enquadramento estabelece os mesmos limites já citados para a sub-bacia do Rio Passauna (Tabela 21). De acordo com o Instituto Ambiental do Paraná, os rios desta sub-bacia são classificados como: Rio Timbu – medianamente poluído, Rio Canguiri – medianamente poluído e Rio Curralinho – pouco poluído (IAP, 2005a).

TABELA 36 - VALORES MÁXIMOS MÉDIOS E MÍNIMOS DOS PARÂMETROS FÍSICO-QUÍMICOS E BACTERIOLÓGICO OBTIDOS NA ESTAÇÃO RIO CAGUIRI (AI44) PRÓXIMO À PONTE DA ESTRADA DA GRACIOSA, NO MUNICÍPIO DE COLOMBO, NO PERÍODO DE 1993 A 2003.

Parâmetro	Mínimo	Médio	Máximo	Desvio Padrão
Oxigênio dissolvido(mg l <sup>-1</sup> )	4,7	6,29	8,1	1,296
Fósforo total (mg l <sup>-1</sup> )	0,088	0,210	0,473	0,141
Nitrito(mg l <sup>-1</sup> )	0,041	0,079	0,115	0,030
Nitrato(mgl <sup>-1</sup> )	0,57	1,00	1,59	0,393
Nitrogênio amoniacal(mgl <sup>-1</sup> )	0,23	1,31	5,36	1,461
DBO(mgl <sup>-1</sup> )	3,00	6,23	17,70	4,733
DQO(mgl <sup>-1</sup> )	6,0	15,9	34,1	8,080
Coliformes fecais(NMP100ml <sup>-1</sup> )	8000	170066,3	500000	160420,1

TABELA 37 - VALORES MÁXIMOS MÉDIOS E MÍNIMOS DOS PARÂMETROS FÍSICO-QUÍMICOS E BACTERIOLÓGICO OBTIDOS NA ESTAÇÃO RIO TIMBU (AI02) PRÓXIMO À PONTE DA ESTRADA DA GRACIOSA, NO MUNICÍPIO DE QUATRO BARRAS, NO PERÍODO DE 1993 A 2003.

Parâmetro	Mínimo	Médio	Máximo	Desvio Padrão
Oxigênio dissolvido(mg l <sup>-1</sup> )	5,9	7,1	8,2	0,908
Fósforo total (mg l <sup>-1</sup> )	0,062	0,220	0,365	0,171
Nitrito(mg l <sup>-1</sup> )	0,030	0,067	0,166	0,037
Nitrato(mgl <sup>-1</sup> )	0,400	0,609	1,300	0,279
Nitrogênio amoniacal(mgl <sup>-1</sup> )	0,360	1,753	4,590	1,541
DBO(mgl <sup>-1</sup> )	4,00	7,68	15,40	4,013
DQO(mgl <sup>-1</sup> )	12,0	26,4	55,3	15,307
Coliformes fecais(NMP100ml <sup>-1</sup> )	3625	95709,7	512889	151295,5

TABELA 38 - VALORES MÁXIMOS MÉDIOS E MÍNIMOS DOS PARÂMETROS FÍSICO-QUÍMICOS E BACTERIOLÓGICO OBTIDOS NA ESTAÇÃO RIO CURRALINHO (AI45)., NO PERÍODO DE 1993 A 2003.

Parâmetro	Mínimo	Médio	Máximo	Desvio Padrão
Oxigênio dissolvido(mg l <sup>-1</sup> )	8,0	8,3	8,7	0,262
Fósforo total (mg l <sup>-1</sup> )	0,007	0,040	0,069	0,021
Nitrito(mg l <sup>-1</sup> )	0,003	0,004	0,005	0,001
Nitrato(mgl <sup>-1</sup> )	0,220	0,304	0,520	0,091
Nitrogênio amoniacal(mgl <sup>-1</sup> )	0,020	0,103	0,190	0,076
DBO(mgl <sup>-1</sup> )	1,00	2,44	5,30	1,128
DQO(mgl <sup>-1</sup> )	4,30	9,62	14,40	2,744
Coliformes fecais(NMP100ml <sup>-1</sup> )	128	14752,8	70000	26402,8

A análise dos resultados permite as seguintes considerações:

- a) os níveis médios de oxigenação estiveram acima dos limites estabelecidos para a preservação das comunidades aquáticas, que é de 5,0 mg l<sup>-1</sup> O<sub>2</sub> (Figura 23) . Contudo, nos rios Canguiri e Timbu, os valores mínimos indicam que durante alguns períodos, estes corpos d'água não apresentam condições satisfatórias para a preservação das comunidades aquáticas. Este fato está relacionado ao grande aporte de matéria orgânica, que provavelmente em períodos de estiagem, consomem a maior parte do oxigênio dissolvido presente na água.

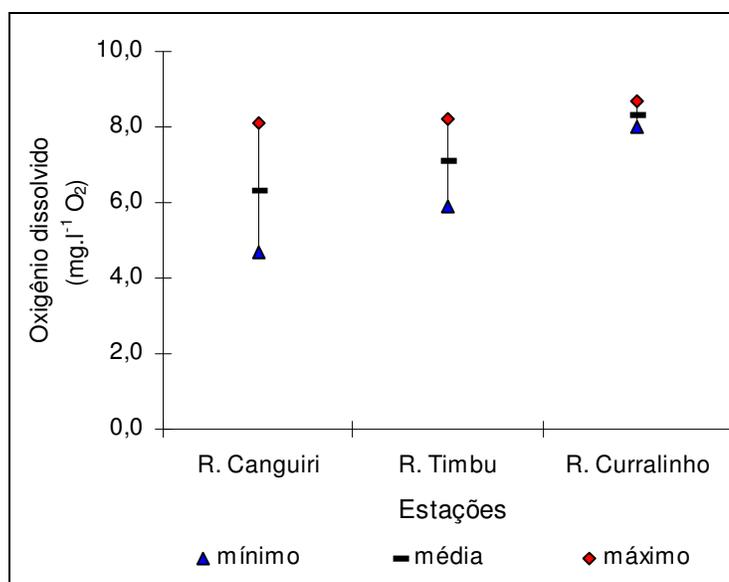


FIGURA 23 – CONCENTRAÇÕES DE OXIGÊNIO DISSOLVIDO ( mg l<sup>-1</sup> O<sub>2</sub>) NOS RIOS DA SUB-BACIA DO RIO IRAÍ.

b) as concentrações médias de fósforo total, nos rios Canguiri e Timbu estiveram muito acima de  $0,050 \text{ mg l}^{-1} \text{ P}$ , que é o limite estabelecidos para rios Classe 2, que são formadores de reservatórios (Figura 24). Quanto ao Rio Curralinho, as concentrações são relativamente menores, é a concentração média encontra-se abaixo do limite. Porém, mesmo neste rio, provavelmente em épocas mais chuvosas, a concentração é mais elevada, chegando a  $0,069 \text{ mg l}^{-1} \text{ P}$  (Tabela 38). Os teores encontrados permitem supor que o aporte de fósforo total para o reservatório é suficiente para promover o enriquecimento da água e manter uma grande biomassa fitoplanctônica com possibilidade de florações de algas e cianobactérias por longos períodos.

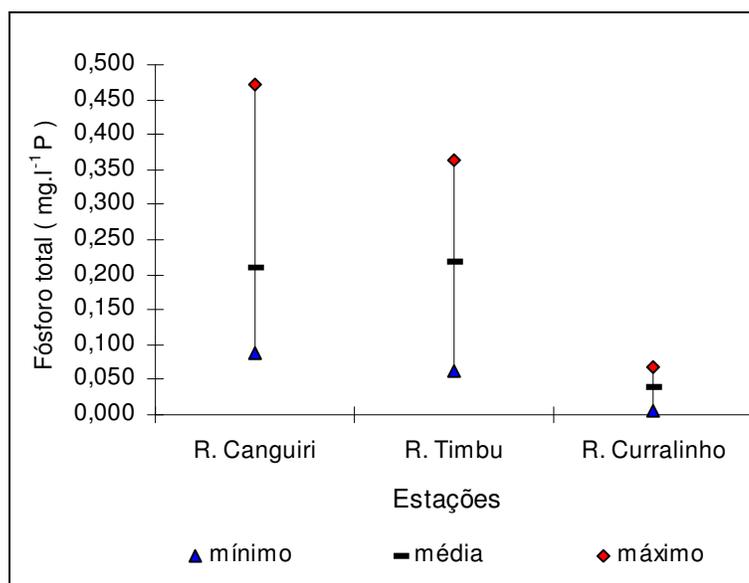


FIGURA 24 – CONCENTRAÇÕES DE FÓSFORO TOTAL ( $\text{mg l}^{-1} \text{ P}$ ) NOS RIOS DA SUB-BACIA DO RIO IRAÍ.

c) os teores médios de nitrito foram considerados próximo ao nível natural, que é de  $0,001 \text{ mg l}^{-1} \text{ NO}_3\text{-N}$ , apenas para o Rio Curralinho (Figura 25). Nas demais estações, as altas concentrações de nitrito indicam condições insatisfatórias quanto à microbiologia e podem estar relacionadas a eventuais períodos de anaerobiose. Estes valores, contudo, não indicam a presença de fontes de poluição de origem industrial significativa nestes ambientes, o que acarretaria em concentrações de nitrito acima de  $1,0 \text{ mg l}^{-1} \text{ NO}_3\text{-N}$ .

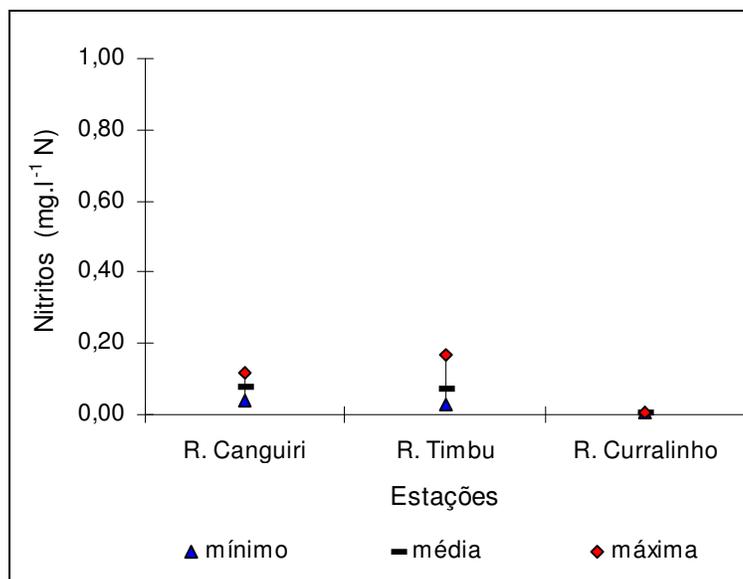


FIGURA 25 – CONCENTRAÇÕES DE NITRITO ( $\text{mg l}^{-1} \text{ N}$ ) NOS RIOS DA SUB-BACIA DO RIO IRAÍ.

d) os teores médios de nitrato, embora muito abaixo do limite estabelecido para rios Classe 2, que é de  $10,0 \text{ mg l}^{-1} \text{ N}$ , indicam comprometimento da água por fontes pontuais (esgoto doméstico) e fontes difusas (agricultura) na área (Figura 26). Este limite leva em consideração águas destinadas ao abastecimento público onde concentrações iguais ou superiores podem causar problemas de saúde. Quanto ao aspecto de qualidade de água, os níveis observados indicam haver quantidades de nitrato suficiente para manter a comunidade fitoplanctônica no reservatório, que estaria na faixa de  $0,20 \text{ mg l}^{-1} \text{ N}$ . Vale destaque para os teores máximos e médios do Rio Canguiri (Tabela 36) onde foram observados teores acima de  $1,0 \text{ mg l}^{-1} \text{ NO}_3\text{-N}$ . Estas concentrações de nitrato estão basicamente relacionadas aos usos do solo na área. Além de áreas agrícolas, a deficiência na coleta de esgoto sanitário, que atualmente é de aproximadamente 25% da população da sub-bacia, são as principais fontes de nitrato para os corpos d'água. Deve-se salientar que as menores concentrações observadas no Rio Curralinho (Tabela 38), estão relacionadas tanto à diferença na ocupação do solo basicamente representada por áreas de campos, pouca agricultura e baixa densidade populacional.

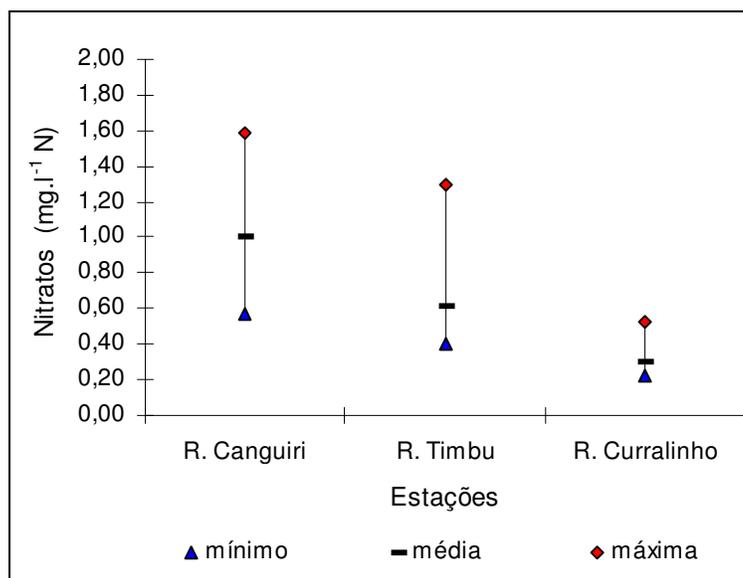


FIGURA 26 – CONCENTRAÇÕES DE NITRATO ( $\text{mg l}^{-1} \text{ N}$ ) NOS RIOS DA SUB-BACIA DO RIO IRAÍ.

e) as concentrações médias de nitrogênio amoniacal indicam que esta forma de nitrogênio encontra-se presente em altas concentrações (Figura 27), especialmente nos rios Canguiri e Timbu (Tabelas 36 e 37), evidenciando processos de decomposição de matéria orgânica, em um ambiente redutor. Em concentrações superiores a  $2,0 \text{ mg l}^{-1} \text{ N}$  e a pH alcalino a amônia pode se transformar em amônio ( $\text{NH}_3^-$ ) que é altamente tóxico para as comunidades aquáticas. Como nos rios Timbu e Canguiri foram observadas concentrações superiores a  $2,0 \text{ mg l}^{-1} \text{ N}$ , a formação desta substância tóxica pode ocorrer se o ambiente tornar-se alcalino, ou seja, com pH superior a 8,5 unidades.

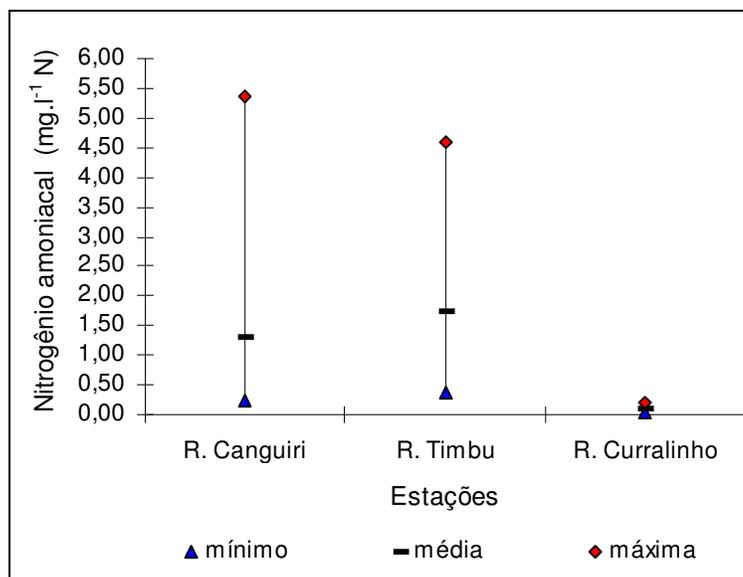


FIGURA 27 – CONCENTRAÇÕES DE NITROGÊNIO AMONIACOAL ( $\text{mg l}^{-1} \text{ N}$ ) NOS RIOS DA SUB-BACIA DO RIO IRAÍ.

f) os valores máximos de DBO e DQO observados nos rios Canguiri e Timbu (Tabelas 36 e 37) são compatíveis com rios onde há concentração de matéria orgânica e inorgânica capaz de provocar forte depleção do oxigênio dissolvido. Nestes rios, os teores médios também estiveram acima do limite máximo para rios Classe 2, que é de  $5,0 \text{ mg l}^{-1} \text{ O}_2$  (Figuras 28 e 29). Estes teores indicam a ocorrência de despejos constantes de grandes fontes pontuais e não pontuais de poluição, possivelmente de origem doméstica, já que nas bacias de drenagem destes dois rios estão instalados os maiores adensamentos populacionais. Já no Rio Curralinho, os teores observados estiveram de acordo com rios com pequeno comprometimento por material orgânico durante todo o período estudado, possivelmente em função da menor ocupação em sua bacia de drenagem.

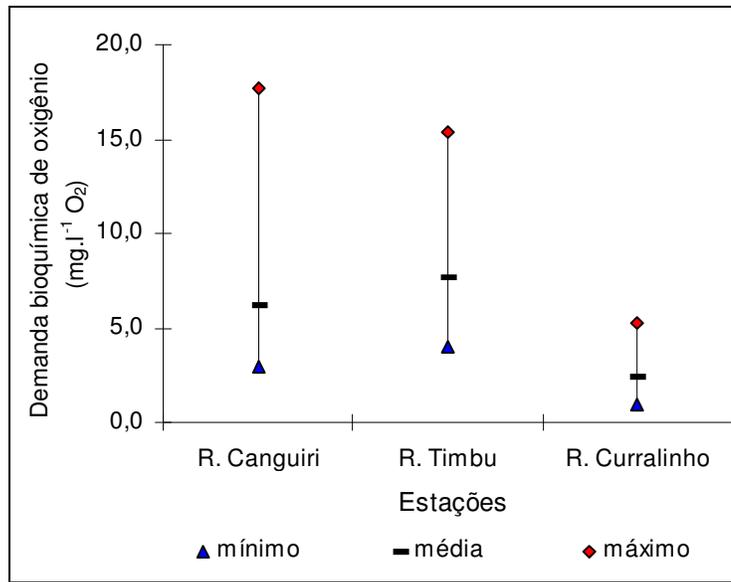


FIGURA 28 - CONCENTRAÇÕES DA DEMANDA BIOQUÍMICA DE OXIGÊNIO - DBO (mg l<sup>-1</sup> O<sub>2</sub>) NOS RIOS DA SUB-BACIA DO RIO IRAÍ.

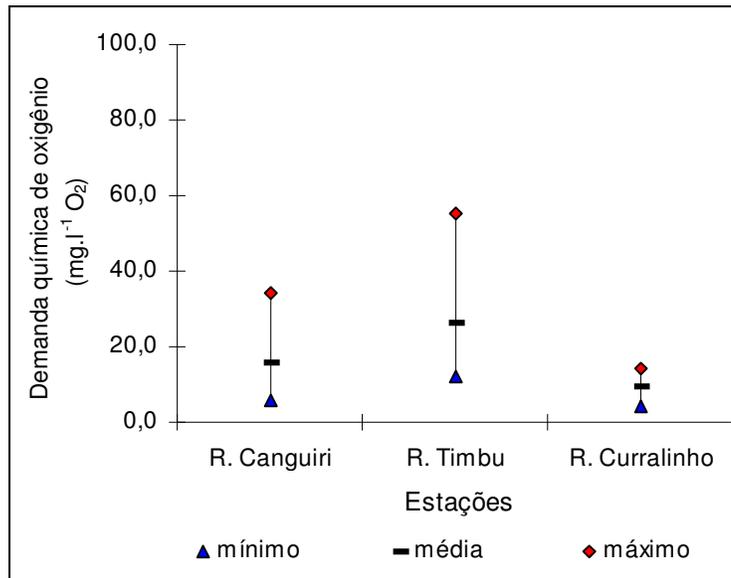


FIGURA 29 - CONCENTRAÇÕES DA DEMANDA BIOQUÍMICA DE OXIGÊNIO - DBO (mg l<sup>-1</sup> O<sub>2</sub>) NOS RIOS DA SUB-BACIA DO RIO IRAÍ.

g) as concentrações médias coliformes fecais, apresentaram valores muito acima daqueles estabelecidos para rios Classe 2, que é de 1.000 NMP 100 ml<sup>-1</sup> (Figura 30). Estes resultados são compatíveis com a atual situação do saneamento básico na bacia e também pela existência de suinocultura.

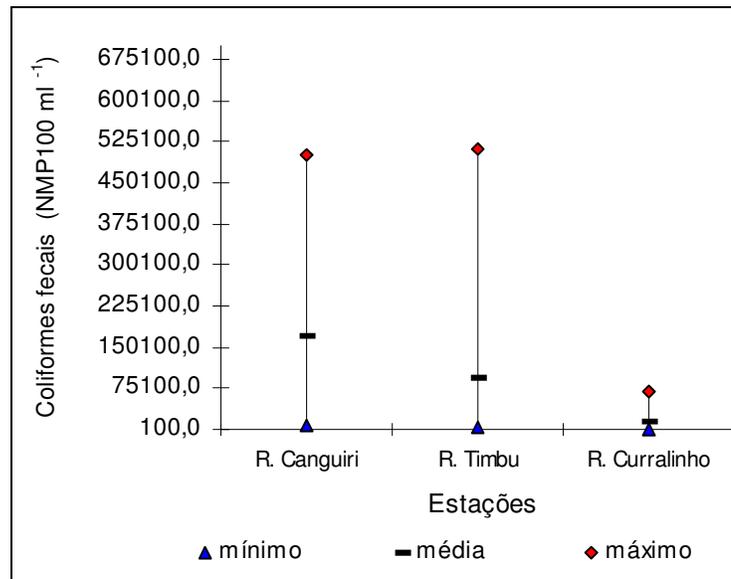


FIGURA 30 – VALORES DE COLIFORMES FECAIS (NMP 100 ML<sup>-1</sup>) NOS RIOS DA SUB-BACIA DO RIO IRAÍ.

A análise global das variáveis consideradas, indica uma tendência de elevação nas concentrações de fósforo total e matéria orgânica (DBO e DQO) nos rios pesquisados, ao longo dos últimos dez anos, esta tendência pode ser melhor observada quando se consideram os valores médios anuais que constam das Tabelas 46 a 48, do Apêndice. Também merece destaque a tendência de redução nos níveis de nitrato, o que pode estar relacionado com melhoria nas práticas agrícolas da área, ou pela retirada da bacia de algumas áreas de suinocultura, como ocorreu na Penitenciária Agrícola no município de Piraquara. Outra possibilidade é a de que esta diminuição nos teores de nitrato esteja relacionada ao ambiente redutor (baixa concentração de oxigênio dissolvido) o que acarreta um aumento nas concentrações de nitrogênio amoniacal, em função do aumento da decomposição da matéria orgânica por bactérias denitrificantes. Outro aspecto a ser considerado é o expressivo aumento nos teores de coliformes fecais nos rios Timbu e Curralinho, especialmente a partir de 2001, ano de

formação do reservatório. Este aumento é indicador de que as medidas de saneamento que estão sendo adotadas na área devem ser otimizadas, para permitir uma redução adequada de esgotos sanitários que aportam a estes rios. Além dos efeitos sobre o ambiente, esta situação é preocupante em termos de saúde pública, pois indicam o risco de ocorrência de doenças de veiculação hídrica como diarreias e gastroenterites.

Com base na análise dos elementos considerados, pode-se inferir que o aporte de carga orgânica e principalmente, de nutrientes é passível de promover a eutrofização do Reservatório do Irai, mantendo florações bastante significativas de algas e cianobactérias durante praticamente todo o ano, independentemente de variações sazonais.

#### 5.3.8 Avaliação e classificação da qualidade da água do Reservatório do Irai

Os dados referem-se a duas amostras coletadas no corpo central do reservatório próximo ao vertedouro, estação denominada barragem (IRA1) sendo uma amostra na porção intermediária da zona eufótica (Prof I) e outra coletada na porção intermediária da zona afótica (Prof II), conforme Tabela 39.

A análise dos resultados obtidos permite as seguintes considerações:

- a) o déficit de oxigênio dissolvido é compatível com reservatórios rasos, onde toda a coluna d'água apresenta boas condições de oxigenação, com um déficit médio de 24,4%. Também é preciso considerar que a estação de amostragem localiza-se próxima à saída de água (vertedouro) o que também influencia o perfil de oxigênio dissolvido. Pela relação entre a biomassa fitoplanctônica e o déficit de oxigênio, pode-se supor que existe uma supersaturação de oxigênio nas camadas superficiais, porém, na camada intermediária (Prof II) ainda existe produção autotrófica, o que também contribui para um aumento nas concentrações de oxigênio, uma vez que a supersaturação das camadas superficiais não compensa um eventual déficit nas camadas mais profundas.

TABELA 39 – DADOS FÍSICO-QUÍMICOS E BIOLÓGICOS DO RESERVATÓRIO DO IRAÍ, REFERENTES À ESTAÇÃO BARRAGEM (IRA1), PARA ZONA EUFÓTICA (PROF I) E ZONA AFÓTICA (PROF II), NO PERÍODO DE OUTUBRO/2001 A JUNHO/2004.

Parâmetro	Prof	Out/01	Mar/02	Jul/02	Set/02	Abr/03	Out/03	Mar/04	Jun/04	Média
Déficit de oxigênio (%)	*	41,0	21,9	4,5	32,75	23,8	31	25,6	14,9	24,4
Transparência (m)	-	0,70	0,70	0,80	0,60	1,0	0,50	0,80	1,00	0,76
Clorofila a ( $\mu\text{g l}^{-1}$ )	I	19,98	34,34	40,12	87,76	34,89	43,22	28,42	11,84	37,57
	II	-	-	38,85	-	21,81	44,40	24,42	-	32,37
Fósforo total ( $\mu\text{g l}^{-1}\text{P}$ )	I	34	47	47	27	48	40	36	31	38,75
	II	-	41	50	16	52	32	33	46	38,57
Nitrato ( $\text{mg l}^{-1}\text{N}$ )	I	0,02	0,02	0,35	0,10	0,03	0,02	0,12	0,02	0,085
	II	0,02	0,04	0,36	0,12	0,03	0,02	0,13	0,02	0,09
Nitrito ( $\text{mg l}^{-1}\text{N}$ )	I	0,002	0,004	0,003	0,005	0,002	0,002	0,005	0,002	0,003
	II	-	0,007	0,004	0,004	0,002	0,002	0,004	0,004	0,004
N.amonia( $\text{mg l}^{-1}\text{N}$ )	I	0,06	0,03	0,02	0,03	0,03	0,09	0,03	0,05	0,04
	II	-	0,06	0,02	0,02	0,08	0,07	0,02	0,07	0,05

(\*) déficit de oxigênio calculado para toda a coluna de água. (FONTE:IAP,2005).

- b) a baixa transparência da água é provocada pelo excesso de biomassa fitoplanctônica, ou seja, neste reservatório a turbidez é na maior parte biogênica. Isto pode ser comprovado pelo valor médio de transparência (0,76 m) associado a uma alta concentração de biomassa ( $37,57 \mu\text{g l}^{-1}$  de clorofila a). Esta redução da camada iluminada é também um fator limitante para a maior parte da comunidade fitoplanctônica. Como a zona eufótica é limitada, neste caso a um máximo 3 metros, as populações que se desenvolvem devem estar adaptadas à baixa intensidade luminosa ou apresentar mecanismos de regulação de flutuação para aproveitar ao máximo a luz disponível. Assim, o florescimento de cianobactérias melhor adaptadas a estas condições é muito provável.
- c) as concentrações de biomassa fitoplanctônica, com uma concentração média de  $37,57 \mu\text{g l}^{-1}$  de clorofila a (Prof I) e  $32,37 \mu\text{g l}^{-1}$  de clorofila a (Prof II) são compatíveis com ambientes hipereutróficos, cuja clorofila média é  $>25 \mu\text{g l}^{-1}$  (Tabela 27). Esta biomassa é praticamente dominada por cianobactérias que em diversas ocasiões formam extensas natas na superfície de todo o espelho d'água (MEDEIROS et al,2003; FERNANDES; LAGOS,2003).

- d) os teores de fósforo total detectados nas duas profundidades analisadas são compatíveis com ambientes eutróficos a hipereutróficos, uma vez que a concentração média de fósforo neste ambientes varia entre 35 e 100  $\mu\text{g l}^{-1}$  P (Tabela 27). As concentrações médias observadas (em torno de 38  $\mu\text{g l}^{-1}$ , Tabela 39) demonstram que existem no reservatório condições para desenvolver e manter uma comunidade fitoplanctônica estável, com florações freqüentes, independentemente da época do ano. Também se deve considerar que não existem medidas da concentração de fósforo solúvel reativo, ou seja, a parcela de fósforo diretamente disponível para o fitoplancton. Porém como nesta bacia as áreas agrícolas são pouco concentradas, o tratamento de esgotos domésticos atende a aproximadamente 75% da população e as estações de tratamento de esgotos não possuem a capacidade de eliminar fósforo e nitrogênio, pode-se inferir que a maior parte do fósforo que aporta ao reservatório seja proveniente de sabões e detergentes, ou seja, possível de ser rapidamente assimilado pelo fitoplancton. Outro fator a considerar é que como a comunidade fitoplanctônica é basicamente dominada por cianobactérias, estes organismos possuem a capacidade de armazenar fósforo intracelular para ser utilizado em caso de escassez deste nutriente no ambiente, mantendo desta forma as populações por longos períodos.
- e) as concentrações de nitrogênio, nas formas medidas para este ambiente, indicam haver quantidades suficientes deste nutriente para manter estável a comunidade fitoplanctônica. Assim como para a sub-bacia do Rio Passauna, também no Reservatório do Irai, determinou-se a concentração média de nitrogênio total, pela somatória das concentrações médias de nitrito, nitrato e nitrogênio amoniacal. O resultado obtido foi de 0,923  $\text{mg l}^{-1}$  N, o que permite enquadrar o ambiente como eu-hipereutrófico (Tabela 4). Como esta comunidade é dominada por cianobactérias, também deve ser considerado o fato de que em condições de escassez de nitrogênio, estes organismos possuem a capacidade de fixá-lo diretamente da atmosfera, não sendo este considerado um fator limitante a sua produção primária. Cabe destaque as

concentrações de nitrato relativamente altas em julho de 2002. As concentrações de nitrito são compatíveis com o comportamento do oxigênio na coluna d'água, ou seja, não existem condições apreciáveis de anaerobiose no reservatório. O nitrogênio amoniacal representa o produto final da decomposição da matéria orgânica, tendo-se em vista que a quantidade de matéria orgânica depende da produtividade da água, a taxa de amonificação eleva-se conforme o grau de trofia do reservatório. Como no Reservatório do Iraí existe alta concentração de matéria orgânica, representada principalmente pela biomassa fitoplanctônica, pode-se afirmar que as concentrações médias de nitrogênio amoniacal observadas estão basicamente relacionadas à decomposição do material orgânico produzido dentro do lago.

Para estabelecer o nível de trofia do reservatório, aplicou-se a mesma metodologia utilizada no Reservatório do Passauna (item 5.2.5). Assim, foram considerados os dados referentes à Profundidade I. Como o Reservatório do Iraí apresenta turbidez biogênica, o IET foi calculado para fósforo total (IETPT), clorofila a (IETCI) e para a transparência (IETDS), através da utilização das equações 2.5, 2.6 e 2.7, respectivamente. Os resultados obtidos são apresentados na Tabela 40.

Para que o índice possa indicar o nível trófico do reservatório, adotou-se os limites estabelecidos por KRATZER e BREZONICK (1981), conforme segue:

Ultra oligotrófico	IET < 20
Oligotrófico	IET 21 – 40
Mesotrófico	IET 41 – 50
Eutrófico	IET 51 – 60
Hipereutrófico	IET > 61

TABELA 40 – CÁLCULO DO ÍNDICE DE ESTADO TRÓFICO (IET) PARA O RESERVATÓRIO DO IRAÍ, CONSIDERANDO-SE CADA UMA DAS AMOSTRAS COLETADAS NA PROFUNDIDADE I (ZONA EUFÓTICA), PARA FÓSFORO TOTAL (IETPT), CLOROFILA A (IETCL) E TRANSPARÊNCIA DA ÁGUA (IETDS).

IET	out/01	mar/02	jul/02	set/02	abr/03	out/03	mar/04	jun/04	Média
IETP	58,4	58,8	58,8	57,9	60,0	58,6	58,4	58,2	58,64
IETCI	59,9	65,3	66,8	74,2	65,4	67,5	63,4	54,8	64,66
IETDS	65,1	65,1	63,2	67,3	58,8	70,0	63,2	60,0	64,08

De acordo com os resultados, o Reservatório do Iraí pode ser classificado como: eutrófico (IETPT = 58,64) para fósforo total e hipereutrófico para clorofila *a* (IETCI = 64,66) e transparência (IETDS = 64,08). Esta classificação, eutrófico-hipereutrófico, é condizente com a situação da qualidade da água observada neste ambiente e está de acordo com os estudos realizados pelo IAP (2005b) que enquadra este reservatório como Classe IV – criticamente degradado a poluído. Isto significa que este reservatório encontra-se em adiantado estado de eutrofização, com florações consideradas permanentes de cianobactérias, que em alguns períodos cobrem a maior parte da superfície do lago. De acordo com a Resolução 357/05 do CONAMA, águas destinadas ao abastecimento doméstico após tratamento convencional devem apresentar uma concentração máxima de clorofila *a* de 30 µg l<sup>-1</sup> para serem tratadas através de tratamento convencional. No caso do Reservatório do Iraí, a concentração média de clorofila *a* indica haver necessidade de implantação de um sistema de tratamento avançado pois, os teores são maiores do que o recomendado e a comunidade fitoplanctônica é basicamente dominada por cianobactérias. Esta situação é preocupante em mananciais de abastecimento, pois, implica num aumento nos custos para tratamento da água para afastar a hipótese de presença de cianotoxinas na água distribuída. Também se considera que a predominância de cianobactérias no reservatório possa exercer um efeito seletivo sobre todos os níveis da cadeia trófica promovendo uma redução na biodiversidade do ambiente.

### 5.3.9 Cálculo do potencial de eutrofização do reservatório

A análise dos resultados obtidos tanto no Rio Iraí e afluentes, quanto no reservatório, indicam que este ambiente encontra-se eutrófico.

Para uma avaliação do potencial de eutrofização do reservatório e estimar a carga de entrada que possibilitaria a manutenção da qualidade da água dentro de padrões aceitáveis para um manancial de abastecimento, utilizou-se a fórmula proposta por SALAS e MARTINO (1991) uma vez que este método baseia-se no estudo de lagos e reservatórios de clima tropical, incluindo ecossistemas brasileiros.

Para este cálculo foram levados em consideração os usos do solo na sub bacia, a demografia e a vazão regularizada do reservatório. Assim como para a sub bacia do Rio Passauna, os valores adotados são aqueles apresentados por Von SPERLING (1995), conforme Tabela 29.

Nesta sub-bacia, foram consideradas como áreas de matas e florestas tanto a vegetação arbórea natural quanto aquela relativa a reflorestamentos, mesmo os monoespecíficos. As áreas de campo tanto nativas quanto plantadas também foram consideradas como de vegetação natural, pois são a paisagem característica da sub bacia. As áreas urbanas foram agrupadas independentemente da densidade de ocupação.

Para o cálculo da contribuição de esgoto doméstico na sub bacia, considerou-se a população total da área deduzindo-se a porcentagem atendida com rede coletora de esgotos. Neste caso considerou-se que todo o esgoto coletado é tratado ou desviado para outra bacia hidrográfica.

Estimativa da carga afluyente de fósforo (equação 4.4)

- esgotos domésticos brutos:  $10.239,6 \text{ habitantes} \times 1,0 \text{ kg P.hab.ano}^{-1} = 10.239,6 \text{ kg P.ano}^{-1}$

- escoamento de áreas de mata:  $75,84 \text{ km}^2 \times 10 \text{ kg P.km}^2.\text{ano}^{-1} = 758,4 \text{ kg Pano}^{-1}$

- escoamento de áreas agrícolas:  $9,91 \text{ km}^2 \times 50 \text{ kg P.km}^2.\text{ano}^{-1} = 495,5 \text{ kg P. ano}^{-1}$

- escoamento de áreas urbanas:  $9,47 \text{ km}^2 \times 100 \text{ kg P.km}^2.\text{ano}^{-1} = 947 \text{ kg P.ano}^{-1}$   
Carga total afluyente (L) =  $12.440,5 \text{ kg P.ano}^{-1}$

Ainda utilizando-se a metodologia proposta por Salas e Martino (equação 4.3), calculou-se a estimativa de fósforo no reservatório, levando-se em conta a carga afluyente (L) e o tempo de residência da água no reservatório que é de 1,02 anos. Isto equivaleria a uma concentração de  $80 \text{ mg P m}^{-3}$ , ou seja,  $80 \mu\text{g l}^{-1} \text{ P}$ . Esta concentração de acordo com OECD (1982), aponta para um ambiente eutrófico (Tabela 27),

Com base nos limites de fósforo estabelecidas para os diferentes níveis de trofia, poderia se estimar uma concentração de fósforo de  $50 \text{ mg P m}^{-3}$  para que o reservatório pudesse ser considerado como meso-eutrófico. Contudo Von SPERLING (1995) estima que para manter o ambiente mesotrófico a concentração de fósforo no lago deveria ser de  $25 \text{ mg P m}^{-3}$  assim, abaixo serão apresentados os cálculos para as duas situações:

a) carga total afluyente para uma concentração de fósforo de  $50 \text{ mg P m}^{-3}$  no reservatório.

Nesta situação, haveria a necessidade de reduzir o aporte de fósforo de  $12.440,5 \text{ kg P.ano}^{-1}$  para  $7.770 \text{ kg P.ano}^{-1}$ , ou seja, uma redução de 37,57 %. Isto permitiria a manutenção do reservatório entre meso-eutrófico. Nesta situação ocorreria melhoria considerável da qualidade da água visto que os dados levantados indicam um ambiente eutrófico-hipereutrófico.

b) carga total afluyente para uma concentração de fósforo de  $25 \text{ mg P m}^{-3}$  no reservatório

Nesta situação, haveria a necessidade de reduzir a carga afluyente de fósforo de  $12.440,5 \text{ kg P.ano}^{-1}$  para  $3.885 \text{ kg P.ano}^{-1}$ , ou seja, uma redução de 68,78 %, o que permitiria ao reservatório apresentar condição mesotrófica.

Dados levantados por BOLLMAN; FREIRE (2003) indicam um aporte de fósforo de  $14,7 \text{ kg P dia}^{-1}$ , ou seja,  $5.365,5 \text{ kg P ano}^{-1}$ . Estes teores são 56,87% menores do que aqueles obtidos pelo modelo proposto de SALAS; MARTINO (1991). Esta diferença

nos resultados é possivelmente devida às metodologias empregadas para avaliar a carga afluyente de fósforo.

Para o Reservatório do Irai, deve-se considerar que além da carga afluyente de fósforo existe ainda um suprimento de fósforo proveniente do sedimento de fundo, que está em função do tipo de solo alagado quando da formação do reservatório. A associação destes dois fatores, carga afluyente e carga interna, é possivelmente responsável pela concentração de fósforo detectada no corpo central do reservatório durante o período estudado.

Quanto aos aspectos morfométricos, a pequena profundidade média e o alto tempo de residência permitem classificar este ambiente como morfometricamente eutrófico, o que de acordo com ODUM (1971) indica que o ambiente pode ser produtivo mesmo em períodos de menor aporte de nutrientes.

#### 5.4 COMPARAÇÃO ENTRE AS DUAS SUB-BACIAS ESTUDADAS.

Com as informações levantadas nas duas sub-bacias estudadas, foi elaborada a Tabela 41, onde constam de forma resumida as principais características geomorfológicas, usos do solo, população e qualidade de água. O objetivo é estabelecer as similaridades e diferenças entre os dois ambientes e procurar estabelecer quais os fatores influenciam a qualidade da água e podem ser utilizados para explicar o nível trófico dos reservatórios.

TABELA 41 – PRINCIPAIS CARACTERÍSTICAS DAS SUB-BACIAS DOS RIOS PASSAUNA E IRAÍ.

<b>Característica</b>	<b>Sub-bacia do Rio Passauna</b>	<b>Sub-bacia do Rio Iraí</b>
Área da sub-bacia	213, 85 km <sup>2</sup>	113,0 km <sup>2</sup>
Principal uso do solo	Vegetação arbórea natural (34%) Agricultura (21%)	Campos naturais (32%) Agricultura (10%)
Vegetação predominante	Capoeira	Estepes ou campos
Classe de solo inundado	GM1 (gleyssolo melânico)	OY2 (organossolo)
População	57.248 habitantes	37.208 habitantes
População atendida por rede coletora de esgoto	25,97% da população total	72,48% da população total
Enquadramento dos rios tributários do reservatório (*)	Classe 2	Classe 2
Classe de qualidade de água dos rios tributários do reservatório (**)	R.Passauna - boa R. Ferraria – pouco poluído R. Cachoeira - boa R. Sem Nome – sem classe	Rio Timbu – medianamente poluído Rio Currealinho – pouco poluído Rio Canguiri - medianamente poluído
Área do reservatório	7,50 km <sup>2</sup>	14,69 km <sup>2</sup>
Profundidade média do reservatório	6,50 m	3,95 m
Tempo de residência do reservatório	0,80 anos	1,02 anos
Vazão afluente regularizada	2,0 m <sup>3</sup> s <sup>-1</sup>	1,8 m <sup>3</sup> s <sup>-1</sup>
Classe de qualidade de água do reservatório (**)	Classe III – moderadamente degradado	Classe IV – criticamente degradado a poluído
Nível trófico do reservatório	Meso-eutrófico	Eu-hipereutrófico
Estimativa da carga afluente de fósforo	47.363,1 kg P ano <sup>-1</sup>	12.440,5 kg P ano <sup>-1</sup>
Estimativa da concentração de fósforo no reservatório	283 µg l <sup>-1</sup>	80 µg l <sup>-1</sup>
Concentração média de fósforo medida no reservatório	16,5 µg l <sup>-1</sup>	38,66µg l <sup>-1</sup>
Concentração média de clorofila a medida no reservatório	10,60 µg l <sup>-1</sup>	34,97 µg l <sup>-1</sup>

(\*) Portaria SUREHMA 20/92

(\*\*) IAP (2005 a,b)

A análise desta tabela resumo indica que na sub-bacia do Rio Passauna, existe uma maior concentração de habitantes e que a rede coletora de esgotos ainda é bastante reduzida. Assim, pode-se supor que nesta sub-bacia o maior aporte de nutrientes, especialmente fósforo, tem como fonte os esgotos domésticos. A carga

afluente de fósforo estimada é considerada alta e a estimativa da concentração de fósforo no ambiente, indicaria que o Reservatório do Passauna deveria apresentar-se hipereutrófico. Contudo, o teor médio de fósforo medido no reservatório é condizente com ambiente mesotrófico e a concentração média de biomassa fitoplanctônica (clorofila a) também aponta nesta direção. Esta condição deve-se a dois fatores principais, o Reservatório do Passauna possui uma profundidade média apreciável e um tempo de residência das águas relativamente curto, indicando que parte da matéria orgânica e nutrientes que aportam da bacia de contribuição sedimenta no reservatório e pode permanecer indisponível para a produção primária enquanto houverem condições oxidantes na coluna d'água. Neste reservatório existem bancos de macrófitas enraizadas nas margens, assim pode-se supor, que parte dos nutrientes que aportam ao reservatório são fixados por estes vegetais e que outra parte está adsorvida à argila, assim a parcela disponível para o fitoplancton é reduzida. Contudo, pode-se verificar que durante os períodos de verão existem no reservatório concentrações de fósforo e nitrogênio compatíveis com um desenvolvimento mais expressivo do fitoplancton, porém a medida que os estoques são consumidos a população é controlada pela escassez de nutrientes e a comunidade fitoplanctônica retorna a níveis menos produtivos.

Na sub-bacia do Rio Irai, existe uma população menor, comparativamente à sub-bacia do Rio Passauna, e a rede coletora de esgotos atinge a maior parte desta população. Assim, pode-se supor que os nutrientes que aportam ao reservatório, sejam provenientes de outras fontes ou de fontes difusas, numa parcela maior do que aquela que aporta através dos esgotos não coletados. Contudo, o Reservatório do Irai apresenta uma pequena profundidade média e um tempo de residência das águas muito alto. A associação deste dois fatores, faz com que o ambiente seja considerado morfometricamente eutrófico, mesmo em condições em que o aporte de nutrientes é reduzido. Além disso, o reservatório foi formado sobre um tipo de solo onde existem matéria orgânica e esta matéria orgânica pode ser liberada do solo para a água, tornando disponível para o fitoplancton quantidade apreciáveis de nutrientes, principalmente fósforo. Nesta situação, a carga interna é suficiente para manter a produtividade do lago, com florações que podem se tornar permanentes. No caso do

Reservatório do Irai, as concentrações médias de fósforo medidas indicam um ambiente eutrófico e as concentrações médias de clorofila a corroboram esta indicação. Neste reservatório a estimativa da concentração de fósforo calculada é mais semelhante àquela medida, indicando que possivelmente a maior parte do fósforo que aporta pelos tributários encontra-se na coluna d'água. Parte deste fósforo não está na forma biodisponível porém, a parcela dissolvida parece ser suficiente para manter a eutrofização do ambiente.

## 6 CONCLUSÕES

- As informações levantadas nas duas sub-bacias estudadas permitiram conhecer as principais características das áreas e determinar a situação da qualidade da água dos dois reservatórios.

- Os dados indicam que os rios contribuintes dos dois reservatórios encontram-se bastante impactados, e que estes impactos estão relacionados aos usos do solo nas bacias de drenagem.

- Os resultados indicam que o Reservatório do Passauna encontra-se em vias de eutrofização e o Reservatório do Irai já se encontra eutrofizado.

- Pela análise comparativa dos resultados obtidos nas duas sub-bacias, pode-se concluir que os usos do solo são extremamente importantes em definir a qualidade dos corpos d'água porém, no que diz respeito aos reservatórios, as características morfológicas, principalmente a profundidade média, e hidrológicas, especialmente o tempo de residência da água, determinam o nível trófico do ambiente.

- A metodologia utilizada para estimar o aporte de fósforo a partir dos usos do solo na bacia hidrográfica, aparentemente superestimou a concentração uma vez que os valores medidos, ao menos para a sub bacia do Rio Irai, são sensivelmente menores.

- A metodologia empregada para avaliar o potencial de eutrofização dos reservatórios foi satisfatória, uma vez que a situação real observada é condizente com os resultados estimados por cálculo. Contudo, há necessidade de maiores levantamentos, especialmente de fontes não pontuais, para que sejam determinadas as contribuições por tipo de uso do solo, levando-se em consideração as peculiaridades regionais.

- Os resultados demonstram que as duas sub-bacias apresentam necessidade da adoção de medidas de saneamento profilático, ou seja, redução do aporte de matéria orgânica e nutrientes provenientes de fontes pontuais e não pontuais. No caso do Reservatório do Irai, também são necessárias medidas de saneamento terapêuticas, ou seja, medidas adotadas no próprio lago, como a redução do tempo de

residência da água, visando eliminar parte da água contendo nutrientes e também controlar a floração já instalada.

- Nas duas sub-bacias, o tipo de solo que foi alagado quando da formação dos reservatórios também apresenta impactos sobre a qualidade das águas. No Reservatório do Passauna, formado a 16 anos, o efeito inicial de enriquecimento da coluna d'água a partir do sedimento foi mais atenuado devido ao solo argiloso. No caso do Reservatório do Irai, o tipo de solo alagado é basicamente turfa, isto propicia uma fonte autóctone de matéria orgânica e nutrientes para a coluna d'água e aumenta o nível trófico do ambiente.

## 7 RECOMENDAÇÕES

- A adoção de medidas de saneamento nas sub-bacias dos rios Passauna e Irai, será a forma mais eficiente e relativamente menos onerosa de melhorar e conservar a qualidade da água dos reservatórios. Uma vez que estes reservatórios são mananciais de abastecimento público o disciplinamento do uso do solo é urgente, sob pena de no futuro não mais poderem ser utilizados

- A expansão da rede coletora de esgotos deverá à médio prazo promover uma redução bastante significativa nos teores de nutrientes que aportam aos corpos d'água e isto deverá impactar de forma positiva, a qualidade da água.

- Para a redução das fontes não pontuais de matéria orgânica e nutrientes, a recomposição da mata ciliar tanto dos tributários quanto dos reservatórios também poderia implicar numa importante melhoria da situação observada.

- Como vem ocorrendo um aumento considerável na demanda por água na Região Metropolitana de Curitiba, a construção de novos reservatórios para fins de abastecimento público, deveria considerar que as características morfométricas e hidrológicas do reservatório exercem papel fundamental na qualidade da água, assim estes critérios deveriam ser considerados para se evitar aumentos nos custos para o tratamento da água e minimizar os impactos sobre o meio ambiente.

- Levantamentos mais completos de dados sobre os usos do solo, qualidade da água e condições do sedimento com relação a retenção e liberação de nutrientes poderão auxiliar tanto na proposição de medidas para desacelerar a eutrofização nos reservatórios do Irai e Passauna e em futuros reservatórios.

- A adoção de medidas de saneamento anteriormente à construção dos reservatórios podem ser altamente eficazes em controlar a eutrofização dos corpos d'água a um custo menor.

- O envolvimento das comunidades afetadas pela construção dos reservatórios e as comunidades que são abastecidas pela água é fundamental para que projetos ambientais sejam eficazes, assim nas duas sub-bacias programas de educação ambiental poderiam ser implantados e expandidos.

## REFERÊNCIAS

- ANNADOTER, H.; CRONBERG, G.; LAWTON, L.; HANSSON, H. B.; GÖTHE, U.; SKULBERG, O. An extensive extensive outbreak of gastroenteritis associated with the toxic cyanobacterium *Planktothrix agardii* (Oscillatoriales, Cyanophyceae) in Scania, South Sweden. In: CHORUS, I. (Ed.). **Cyanotoxins: occurrence, causes, consequences**. Berlin: Springer, 2001. p. 200-208.
- ANDREOLI, C. V.; DALARMI, O.; LARA, A. I.; RODRIGUES, E. M.; ANDREOLI, F. N. Os Mananciais de Abastecimento do Sistema Integrado da Região Metropolitana de Curitiba – RMC. **Sanare**, Curitiba, v. 12, n. 12, p. 19-29, 1999.
- ANDREOLI, C. V.; HOPPEN, C.; PEGORINI, E. S.; DALARMI, O. A crise da água e os mananciais de abastecimento – a disponibilidade de água na Região Metropolitana de Curitiba. In: ANDREOLI, C. V. (Ed.). **Mananciais de abastecimento: planejamento e gestão. Estudo de Caso do Altíssimo Iguaçu**. Curitiba: SANEPAR/FINEP, 2003. p. 35-84.
- AMBROSE, R. B. Jr.; WOOL, T. A.; CONNOLLY, J. P.; SCHANZ, R. W. **WASP4, a hydrodynamic and water quality model: model theory, user's manual and programmer's guide**. Athens: EPA, 1988, 145 p. (EPA/600/3-87/039).
- AZEVEDO, S. M. F. O. **Ecotoxicologia de cianobactérias e qualidade de água**. Rio de Janeiro: Instituto de Biofísica Carlos Chagas Filho – UFRJ, 2003. 65 p.
- BARTRAM, J.; CARMICHAEL, W. W.; CHORUS, I.; JONES, G.; SKULBERG, O. M. Introduction. In: CHORUS, I.; BARTRAM, J. (Ed.). **Toxic cyanobacteria in water: a guide to their public health, consequences, monitoring and management**. London: World Health Organization, 1999. p. 1-14.
- BAKER, D. B.; RICHARDS, R. P. Phosphorus Budgets and Riverine Phosphorus Export in Northwestern Ohio Watersheds. **Journal of Environmental Quality**, v. 31, p. 96-108, 2002.
- BLÁHA, L.; MARŠÁLEK, B. Dissolved microcystins in raw and treated drinking water in the Czech Republic. In: CHORUS, I. (Ed.). **Cyanotoxins: occurrence, causes, consequences**. Berlin: Springer, 2001. p. 212-217.
- BOLMANN, H. A.; FREIRE, S. M. Avaliação da carga de macro-nutrientes orgânicos no Reservatório do Rio Irai, Região Metropolitana de Curitiba/PR, a partir dos seus tributários principais. In: SEMINÁRIO DO PROJETO INTERDISCIPLINAR SOBRE EUTROFIZAÇÃO DE ÁGUAS DE ABASTECIMENTO PÚBLICO NA BACIA DO ALTÍSSIMO IGUAÇU, 4., 2003, Curitiba. **Anais...** Curitiba, 2003. p. 5-7.
- BOLLMANN, H. A. Avaliação da qualidade das águas em bacias hidrográficas urbanas. In: ANDREOLI, C. V. (Ed.). **Mananciais de Abastecimento: planejamento e gestão. Estudo de Caso do Altíssimo Iguaçu**. Curitiba: SANEPAR/FINEP, 2003. p. 269-315.

BOTKIN, D. B.; KELLER, E. A. **Environmental Science** – Earth as a living Planet. 3. ed. USA: John Wiley & Sons, 2000. 649 p.

BRAILE, P. M.; CAVALCANTI, J. E. W. A. **Manual de tratamento de águas residuárias industriais**. São Paulo: CETESB, 1979. 764 p.

BROWN, L. C.; BARNWELL JR, T. O. **The enhanced Stream Water Quality Models QUAL2E and QUAL2E-UNCAS**: documentation and users manual. Athens: EPA, 1987. 189 p. (EPA/600/3-87/007).

BUBEL, A. N. M.; CALIJURI, M. C. Relações hidrológicas na zona hiporrêica em pequenos cursos de água. In: HENRY, R. (Org.). **Ecótonos nas interfaces dos ecossistemas aquáticos**. São Paulo: RiMa, 2004. p. 301-312.

BURNS, N. M. Using hypolimnetic dissolved oxygen depletion rates for monitoring lakes. **New Zeland Journal of Marine and Freshwater Research**, v. 29, p. 1-11, 1995.

CARLSON, R. E. A trophic state index for lakes. **Limnology and Oceanography**, v. 22, n. 2, p. 361-369, Mar. 1977.

CARMICHAEL, W. W. A Review - Cyanobacteria secondary metabolites – the cyanotoxins. **Journal of Applied Bacteriology**, v. 72, p. 445-459, 1992a.

CARMICHAEL, W. W. **A Status on Planktonic Cyanobacteria (Blue Green Algae) and their Toxins**. Cincinnati: EPA, 1992b. 141 p.

CARNEIRO, C.; PEGORINI, E. S.; ANDREOLI, C. V. Avaliação Temporal de fósforo em água e sedimento no Reservatório do Iraí, Pinhais/PR, Brasil. In: SEMINÁRIO DO PROJETO INTERDISCIPLINAR SOBRE EUTROFIZAÇÃO DE ÁGUAS DE ABASTECIMENTO PÚBLICO NA BACIA DO ALTÍSSIMO IGUAÇU, 4., 2003, Curitiba. **Anais...** 2003. Curitiba, 2003. p. 8–12.

CHAPMAN, D.; KIMSTACH, V. The selection of water quality variables. In: CHAPMAN, D. (Ed.). **Water quality assessments: a guide to the use of biota, sediments and water in environmental monitoring**. Great Britain: UNESCO/WHO/UNEP, 1992. p. 51-119.

COLE, G. **Textbook on limnology**. Toronto: C.V. Mosby Company, 1983. 401 p.

COLE, T. M.; HANNAN, H. H. Dissolved oxygen dynamics. In: THORNTON, K. W.; KIMMEL, B. L.; PAYNE, F. E. (Ed.). **Reservoir limnology – ecological perspectives**. New York: John Wiley & Sons, 1990. p. 227-238.

COMEC – Coordenação da Região Metropolitana de Curitiba. **Relatório ambiental da Região Metropolitana de Curitiba**. Curitiba, 1997. 100 p.

\_\_\_\_\_. **Relatório parcial da atualização do zoneamento ecológico econômico da APA do Passauna**: revisão 0. Curitiba, 2001. 176 p.

\_\_\_\_\_. **Diagnóstico da APA do Rio Iraí**: revisão 0. Curitiba, 2002. 183 p.

CONAMA - CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE MINISTÉRIO DO DESENVOLVIMENTO URBANO E MEIO AMBIENTE. Resolução 274/2000 de 6 de junho de 2000. Disponível em: <<http://www.mma.gov.br/port/conama/res/res00/res27400.html>>. Acesso em: 10 jan. 2000.

\_\_\_\_\_. MINISTÉRIO DO DESENVOLVIMENTO URBANO E MEIO AMBIENTE. Resolução No. 357. **Diário Oficial da União**, Brasília, n. 53, 17 mar. 2005.

COOKE, C. D.; WELCH, E. B.; PETERSON, S. A.; NEWROTH, P. R. **Lake and Reservoir Restoration**. Boston: Butterworths Publishers, 1986.

DIAS, L. N. **Estudo integrado da bacia hidrográfica do reservatório Passauna (Araucária-Paraná-Brasil), considerando a inter-relação da ocupação dos solos com a qualidade de água**. São Carlos, 1997. 141 p. Dissertação (Mestrado) - Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo.

DI BERNARDO, L. **Algas e suas influências na qualidade das águas e nas tecnologias de tratamento**. Rio de Janeiro: ABES, 1995. 140 p.

DICKEY, E. C.; VANDERHOLM, D. H. Performance and design of vegetative filters for feedlot runoff treatment. In: INTERNATIONAL LIVESTOCK WASTE SYMPOSIUM, 4., 1981, St. Joseph. **Proceedings**. St. Joseph: ASAE Pub., 1981. 2(81):357-360.

DILLAHA, T. A.; RENEAU, R. B.; MOSTAGHIMI, S.; LEE, D. Vegetative Filter Strips for Agricultural Nonpoint Source Pollution Control **American Society of Agricultural Engineers**, v. 32, n. 2, p. 413-519, Mar./April 1989.

DILLON, P. J.; RIGLER, F. H. A test of a simple nutrient budget model predicting the phosphorus concentration in lake water. **Journal of the fisheries Research Board of Canada**, v. 31, p. 1771-1778, 1974.

DONHA, A. G.; SOUZA, L. C. P.; SUGAMOSTO, M. L.; LIMA, V. C. Avaliação da metodologia utilizada na geração dos mapas de fragilidade ambiental em uma área piloto da APA do Irai. In: SEMINÁRIO DO PROJETO INTERDISCIPLINAR SOBRE EUTROFIZAÇÃO DE ÁGUAS DE ABASTECIMENTO PÚBLICO NA BACIA DO ALTÍSSIMO IGUAÇU, 4., 2003, Curitiba. **Anais...** Curitiba, 2003. p. 22-26.

DOYLE, R. C.; STANTON, G. D.; WOLF, D. C. Effectiveness of forest and grass buffer strips in improving the water quality of manure polluted runoff. American Society of Agricultural Engineers. 1977. Paper nº 77-2501. St Joseph,MI: ASAE.

DUARTE, C. M.; KALFF, J.; PETERS, R. H. Patterns in biomass cover of aquatic macrophytes in lakes. **Canadian Journal of Fishing and Aquatic Science**. v. 43, p. 1900-8, 1986.

EMBRAPA. **Levantamento de reconhecimento dos solos do Estado do Paraná**. Tomos I e II. Londrina, PR. 1984 791 p.

\_\_\_\_\_. **Sistema brasileiro de classificação de solos**. Brasília, 1999. 412 p.

ESTEVEES, F. A. **Fundamentos de Limnologia**. 2. ed. Rio de Janeiro: Interciência, 1998. 575 p.

FERNANDES, L. F.; LAGOS, P. E. Florações de cianobactérias e eutrofização no Reservatório do Irai, Curitiba,PR: sucessão sazonal do fitoplâncton. In: SEMINÁRIO DO PROJETO INTERDISCIPLINAR SOBRE EUTROFIZAÇÃO DE ÁGUAS DE ABASTECIMENTO PÚBLICO NA BACIA DO ALTÍSSIMO IGUAÇU, 4., 2003, Curitiba. **Anais...** Curitiba, 2003. p. 47-52.

FORNAROLLI-ANDRADE, L.; XAVIER, C. F.; BRUNKOW, R. F. A regional water quality assessment system for Parana State reservoirs, Brazil. **Verh. Internat.Verein. Limnol.**, v. 26, p. 694-697, 1997.

GASTALDINI,M.C.C.; SOUZA,M.D.S. **Diagnóstico do Reservatório do Vacaí-Mirim** através de índices de qualidade de água.In: Seminário sobre qualidade de águas continentais no Mercosul,1.,1994, Porto Alegre. **Anais...** Porto Alegre,1994. p. 86-90.

GOVERNO DO ESTADO DO PARANÁ. **APA Estadual do Passauna**: zoneamento ecológico-econômico. Convênio "Programa de Impactos Ambientais de Barragens". COMEC/GTZ/IAP. Curitiba, Pr. 192 p. 1995.

GUPTA, S.; GIDDINGS, M.; SHEFFER, M. 2001. Cyanobacterial toxins in drinking water: a Canadian perspective. In: CHORUS, I. (Ed.). **Cyanotoxins**: occurrence, causes, consequences. Berlin: Springer, 2001. p. 212-217.

HARPER, D. **Eutrofication of freshwaters**: principles, problems and restoration. Great Britain: Chapman & Hall, 1992. 327 p.

HOOPER, F. F. Eutrophication indices and their relation to other indices of ecosystem change. In: SYMPOSIUM EUTROPHICATION: CAUSES, CONSEQUENCES AND CORRECTIVES, 1969, Washington,D.C. **Proceedings**. Washington,D.C.,1969. p. 225-235.

HUTCHINSON, G. E. **A treatise on limnology**: I. geography, physics and chemistry. New York: John Wiley, 1957. 1015 p.

\_\_\_\_\_. Eutrophication, past and present. In: SYMPOSIUM EUTROPHICATION: CAUSES, CONSEQUENCES AND CORRECTIVES, 1969, Washington,D.C. **Proceedings**. Washington,D.C.,1969. p. 17-26

IAP – Instituto Ambiental do Paraná (a). **Monitoramento da qualidade das águas dos rios da Região Metropolitana de Curitiba, no período de 1992 a 2005**. Curitiba: Secretaria de Estado de Meio Ambiente e Recursos Hídricos, 2005. No prelo.

\_\_\_\_\_(b). **Monitoramento da qualidade das águas dos reservatórios do Estado do Paraná, no período de 1999 a 2004**. Curitiba: Secretaria de Estado do Meio Ambiente e Recursos Hídricos, 2005. No prelo.

IBGE – Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Censo demográfico**: resultado do universo. . Rio de Janeiro: IBGE, 2000.

\_\_\_\_\_. **Pesquisa nacional de saneamento básico.** 2002. Disponível em: <<http://www.sidra.ibge.gov.br/bda/acervo/acervo1.asp>>. Acesso em: 25 jul. 2004.

IITAL, A.; LOIGU, E. Agricultural Runoff Monitoring in Estonia. In: SYMPOSIUM OF THE 40<sup>TH</sup> ANIVERSARY OF INSTITUTE OF ENVIRONMENTAL ENGINEERING AT TALLINN TECHNICAL UNIVERSITY, 1999, Tallin. **Proceedings.** Tallin, 1999. p. 67-76.

ILEC/Lake Biwa Research Institute (eds). **1988-1993 Survey of the state of the world's lakes.** Vol I-IV. International Lake Nairobi. Environmental Committee, Otsu and United Nations Environmental Program. 1993.

IPPUC – Instituto. **Mapa político da Região metropolitana de Curitiba.** 2002. Disponível em :<[www.ippuc.org.br/informando/internet\\_pdf/074 METROPOLITANA 2002.pdf](http://www.ippuc.org.br/informando/internet_pdf/074_METROPOLITANA_2002.pdf)>. Acesso em: 30 set. 2004.

JOACHIMSEN, E. M.; CARMICHAEL, W. W.; AN, J.; CARDO, D. M.; COOKSON, S. T.; HOLMES, C. E. M.; ANTUNES, M. B. C.; FILHO, D. A. de M.; LYRA, T. M.; BARRETO, V. S. T.; AZEVEDO, S. M. F. O.; JARVIS, W. R. Livers failure and death after exposure to microcystins at a haemodialysis center in Brazil. **New England Journal of Medicine**, v. 338, n. 13, p. 873-878, 1998.

JONES, R. A.; LEE, G. F. Eutrophication modeling for water quality management: an update of the Vollenweider – OECD model. Water Quality Bulletin. WHO/OMS. Canada v. 11, n. 2, p. 67-74, 1986.

JORDÃO, E. P.; PESSOA, C. A. **Tratamento de esgoto doméstico.** 3. ed. Rio de Janeiro: Associação Brasileira de Engenharia sanitária e Ambiental – ABES., 1995. 720 p.

JORGENSEN, S. E.; VOLLENWEIDER, R. A. (Ed.). Guidelines of Lake Management. Vol. 1. Principles of Lake Management. ILEC/UNEP. Japan, 1989. 199 p.

KIMMEL, B. L.; LIND, O. T.; PAULSON, L. J. 1990. Reservoir primary production. In: THORNTON, K. W.; KIMMEL, B. L.; PAYNE, F. E. (Ed.). **Reservoir limnology: ecological perspectives.** New York: A Wiley- Interscience, 1990. p. 133-193.

KIRCHMANN, H. Animal and municipal organic wastes and water quality. In: LAL, R.; STEWART, B. A. (Ed.). **Soil processes and water quality: advances in soil science.** Boca Raton. Lewis Publishers, 1994. p. 163-232.

KOSKI-VAHALA, J.; HARTIKAINEN, H. Assessment of the risk of phosphorus loading due to resuspended sediment. **Journal of Environmental Quality**, v. 30, p. 960-966, 2001.

KRATZER, C. R.; BREZONIK, P. L. **Carlson-type trophic state index** for nitrogen in Florida.. Water resources Bulletin, v.4, p. 35-50, 1981.

- KRUSCHWITZ, C.; CHORUS, I.; HEINZE, R.; SCHLAG, G.; GRÖBE, K. Elimination of microcystins in the Rostock drinking-water plant. In: CHORUS, I. (Ed.). **Cyanotoxins: occurrence, causes, consequences**. Berlin: Springer, 2001. p. 212-217.
- KUIPER-GOODMAN, T.; FALCONER, I.; FITZGERALD, J. Human health aspects. In: CHORUS, I.; BARTRAM, J. (Ed.). **Toxic cyanobacteria in water: a guide to their public health, consequences, monitoring and management**. London: World Health Organization, 1999. p. 115-153.
- LEPSCH, I.F. (coord). **Manual para levantamento utilitário do meio físico e classificação de terras no sistema de capacidade de uso**. Por LEPSCH, I.F.; BELLINAZZI, R.; BERTOLINI, D.; ESPÍNDOLA, C.R. 4ª aproximação. 2ª imp. Rev. Campinas: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo. 1991. 175 p.
- LIND, O. T.; TERRELL, T. T.; KIMMEL, B. L. Problems in reservoir trophic-state classification and implications for reservoir management. In: STRASKRABA, M.; TUNDISI, J. G.; DUNCAN, A. (Ed.). **Comparative reservoir limnology and water quality management**. Dordrecht: Kluwer Academic Publishers Group, 1993. p. 57-67.
- LIMA, W. P. Relações hidrológicas em matas ciliares. In: HENRY, R. (Org.). **Ecótonos nas interfaces dos ecossistemas aquáticos**. São Paulo: RiMa, 2003. p. 293-300.
- MAACK, R. **Geografia física do Estado do Paraná**. 2. ed. Curitiba: Secretaria da Cultura e do esporte do Governo do Estado do Paraná, 1981. 450 p.
- MACDOWELL, R. W.; SHARPLEY, A. N. Approximating phosphorus release from soils to surface runoff and subsurface drainage. **Journal of Environmental Quality**, v. 30, p. 508-520, 2001.
- MARGALEF, R. **Ecologia**. Barcelona: Omega, 1984. 1040 p.
- MEDEIROS, M. L. B. M.; XAVIER, C. F.; BRUNKOW, R. F.; DOMINGUES, L. L.; WOSIACK, A.C.; ANDRADE, E. F. Avaliação da flutuação da concentração de biomassa fitoplanctônica no Reservatório do Irai, através de clorofila a. In: SEMINÁRIO DO PROJETO INTERDISCIPLINAR SOBRE EUTROFIZAÇÃO DE ÁGUAS DE ABASTECIMENTO PÚBLICO NA BACIA DO ALTÍSSIMO IGUAÇU, 4., Curitiba. **Anais...** Curitiba, 2003. p. 40-42.
- MERCANTE, C. T. J.; TUCCI-MOURA, A. Comparação entre os índices de Carlson e Carlson modificado, aplicados a dois ambientes aquáticos subtropicais, São Paulo, SP. **Acta Limnologica Brasiliensia**, v. 11, n. 1, p. 1-14, 1999.
- MEYBECK, M.; KIMSTACH, V.; HELMER, R. Strategies for Water Quality Assessment. In: CHAPMAN, D. (ed.). **Water Quality assessment: a guide to the use of biota, sediments and water in environmental monitoring**. Cambridge: UNESCO/WHO/UNEP, 1992. 585 p.

MEYBECK, M.; HELMER, R. An introduction to water quality. In CHAPMAN, D. (ed.). **Water Quality assessment: a guide to the use of biota, sediments and water in environmental monitoring.** Cambridge: UNESCO/WHO/UNEP, 1992. p. 1-17.

MINISTÉRIO DA SAÚDE. SECRETARIA NACIONAL DE VIGILÂNCIA DE VIGILÂNCIA SANITÁRIA. Portaria GAB/SNVS No. 518. **Diário Oficial da União**, Brasília, 26 mar. 2004. Seção I, p. 266.

MITCHELL, D. S.; PIETERSE, A. H.; MURPHY, K. J. Aquatic plant problems and management in Africa. In: PIETERSE, A. H.; MURPHY, K. J. (Ed.). **Aquatic weeds: the ecology and management of nuisance aquatic vegetation.** New York: Oxford Science Publications, 1990. p. 341-354.

MUCHOVEJ, R. M. C.; RECHCIGL, J. E. Impact of nitrogen fertilization of pastures and turfgrasses on Water Quality. In: LAL, R.; STEWART, B. A. **Soil process and Water quality: advances in soil science.** Boca Raton: Lewis publishers, 1994. 398 p.

MUR, L. R.; SKULBERG, O. M.; UTKILEN, H. Cyanobacteria in the environment. In: CHORUS, I.; BARTRAM, J. (Ed.). **Toxic cyanobacteria in water: a guide to their public health, consequences, monitoring and management.** London: World Health Organization, 1999. p. 14-40.

MURPHY, K. J.; PIETERSE, A. H. Present status and prospects of integrated control of aquatic weeds. In: PIETERSE, A. H.; MURPHY, K. J. (Ed.). **Aquatic weeds: the ecology and management of nuisance aquatic vegetation.** New York: Oxford Science Publications, 1990. p. 222-227.

NATIONAL RESEARCH COUNCIL. **Restoration of aquatic ecosystems.** Washington, D.C.: National Academic Press, 1992. 552 p.

ODUM, E. P. **Fundamentals of ecology.** 3. ed. Philadelphia: W. B-Saunders Company, 1971. 574 p.

OECD. Organization for Economic Co-operation and Development. **Eutrophication of waters: monitoring/assessment and control.** Paris: OECD, 1982. 154 p.

\_\_\_\_\_. **Control of water pollution from urban runoff.** Paris: OECD, 1986. 78 p.

ONU. Organização das Nações Unidas. **World Water Development Report: water for people, water for life.** 2002. Disponível em: <<http://www.unesco.org/water/wwap/wwdr/index.shtml.2003>>. Acesso em: 22 abr. 2005.

OWENS, L. B. Impacts of soil N management on the quality of surface and subsurface water. In: LAL, R.; STEWART, B. A. (Ed.). **Soil processes and water quality: advances in soil science.** Boca Raton Lewis Publishers. 1994. p. 137-162.

PAERL, H. W.; FULTON, R. S.; MOISANDER, P. H.; DYBLE, J. Harmful freshwater algal bloom, with an emphasis on cyanobacteria. **The Scientific World**, v. 1, p. 76-113, 2001.

PELAEZ,V.; DALARMI,O.; GOEBEL,R.; CARDOSO,M.; BAGGIO,W. Impacto econômico da não preservação de mananciais na Região Metropolitana de Curitiba. In: ANDREOLI, C. V. (Ed.). **Mananciais de abastecimento: planejamento e gestão. Estudo de Caso do Altíssimo Iguaçu.** Curitiba: SANEAPR/FINEP, 2003. p. 197-233.

PENNAK, R. W. **Fresh-water invertebrates in the United States.** New York: The Ronald Press Company, 1953. 769 p.

PERRY, J.; VANDERKLEIN, E. **Water quality: management of a natural resource.** USA: Blackwell Science, 1996. 639 p.

PITELLI, R. A. Macrófitas aquáticas no Brasil, na condição de problemáticas In: WORKSHOP CONTROLE DE PLANTAS AQUÁTICAS. **Anais...** Brasília: IBAMA, 1998. p. 12-15.

PORTO, M. F. A.; BRANCO, S. M.; LUCA, S. J. de. Caracterização da qualidade da água. In: PORTO, R. L. L. (Org.). **Hidrologia ambiental.** São Paulo: Editora da Universidade de São Paulo/Associação Brasileira de Recursos Hídricos, 1991. p. 27-66. (Coleção ABRH de Recursos Hídricos, v. 3).

PREPAS, E. E.; MURPHY, W. P.; DINSMORE, J. M.; CHAMBERS, P. A.; REEDYK, S. Lake management based on lime application and hypolimnetic oxygenation: the experience in eutrophic hardwater lakes in Alberta. **Water Quality Research Journal Canada** v. 32, p. 273-293, 1997.

REBOUÇAS, A. C. Água doce no mundo e no Brasil. In: REBOUÇAS, A.; BRAGA, B.; TUNDISI, J. G. **Uso e conservação.** 2. ed. São Paulo: Academia Brasileira de Ciências, Instituto de Estudos Avançados, USP, 2002. p. 1-37.

REYNOLDS, C. S. **Vegetation process in the pelagic: a model for ecosystem theory.** Oldendorf/Luhe: Ed O Kinne. Ecology Institute, 1997. v. 9, 371 p.

ROLOFF, G.; SZCZYPIOR, L. M. A modelagem como ferramenta para o planejamento e gerenciamento de mananciais. In: ANDREOLI, C. V. (Ed.). **Mananciais de abastecimento: planejamento e gestão. Estudo de Caso do Altíssimo Iguaçu.** Curitiba: SANEPAR/FINEP, 2003. p. 237-265.

SALAS, H. J.; MARTINO, P. A simplified trophic state model for warm water tropical lakes. **Water Research**, v. 25, n. 3, p. 341-350, 1991.

SANEPAR – Companhia de Saneamento do Estado do Paraná. **Dados sobre rede de distribuição de água e rede coletora de esgotos das APA's dos rios Passauna e Iraí.** Curitiba, 2004. (Tabelas de dados atualizados).

SCHÄFER, A. **Fundamentos de ecologia e biogeografia das águas continentais.** Porto Alegre, EDUNI-SUL, 1985. 532 p.

SHARPLEY, A. N. The enrichment of soil phosphorus in runoff sediments. **Journal of Environmental Quality**, v. 9, p. 521-526, 1980.

SHARPLEY, A. N.; HALVORSON, A. D. The management of soil phosphorus availability and its impact on surface water quality. In: LAL, R.; STEWART, B. A. **Soil process and water quality: advances in soil science**. Boca Raton: Lewis publishers, 1994. 398 p.

SHARPLEY, A. N.; DANIEL, T.; SIMS, A.; LEMUNYON, R.; STEVENS, R.; PARRY, R. **Agricultural phosphorus and eutrophication**. Ohio: United States Department of Agriculture. Agricultural Research Service, 1999. 36 p. (ARS-149).

SIVONEN, K.; JONES, G. Cyanobacterial toxins. In: CHORUS, I.; BARTRAM, J. (Ed.). **Toxic cyanobacteria in water: a guide to their public health, consequences, monitoring and management**. London: World Health Organization, 1999. p. 41-111.

SOUZA, L. C. P.; SIRTOLI, A. E.; LIMA, M. R.; DONHA, A. G. Identificação da fragilidade das diferentes paisagens na área de contribuição da Represa do Iraí. In: SEMINÁRIO DO PROJETO INTERDISCIPLINAR SOBRE EUTROFIZAÇÃO DE ÁGUAS DE ABASTECIMENTO PÚBLICO NA BACIA DO ALTÍSSIMO IGUAÇU, 4., 2003, Curitiba. **Anais...** Curitiba, 2003. p. 87-89.

SUDERHSA – Superintendência de Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental. Dados de precipitação das estações pluviométricas das bacias dos rios Passauna e Iraí. Planilhas consistidas, 2004.

SUREHMA – Superintendência de Recursos Hídricos e Meio Ambiente. Portaria SUREHMA nº 020, de 12 de maio de 1992. Coletânea de Legislação Ambiental. Secretaria de Estado do Meio Ambiente. Programa de Impactos Ambientais de Barragens. GTZ/IAP. Curitiba, 1992. (PR-P-020/92).

TELLES, D. A. Água na agricultura e pecuária. In: REBOUÇAS, A.; BRAGA, B.; TUNDISI, J. G. **Uso e conservação**. 2. ed. São Paulo: Academia Brasileira de Ciências, Instituto de Estudos Avançados, USP, 2002. p. 305-337.

TEIXEIRA, M. G. L. C.; COSTA, M. C. N.; CARVALHO, V. L. P.; PEREIRA, M. S.; HAGE, E. Gastroenteritis epidemic in the area of the Itaparica, Bahia, Brazil. **Bulletin of PAHO**, v. 27, n. 3, p. 244-253, 1993.

THOMANN, R. V.; MUELLER, J. A. **Principles of surface water quality modelling and control**. USA: Harper International Edition, 1987. 644 p.

THOMAS, R.; MEYBECK, M.; BEIN, A. Lakes and reservoirs. In: CHAPMAN, D. (Ed.). **Water quality assessment: a guide to the use of biota, sediments and water in environmental monitoring**. Cambridge: UNESCO/WHO/UNEP, 1992. 585 p.

THORNTON, J. A.; RAST, W. The management of international river basins. In: QUALIDADE das águas continentais no Mercosul. Porto Alegre: ABRH, 1994. 420 p. (Publicação n. 2).

TUCCI, C. E. M. Água no meio urbano. In: REBOUÇAS, A.; BRAGA, B.; TUNDISI, J. G. **Uso e conservação**. 2. ed. São Paulo: Academia Brasileira de Ciências, Instituto de Estudos Avançados, USP, 2002. p. 473-506.

TUCCI, C. E. M.; HESPANHOL, I.; CORDEIRO, O. M. **Gestão da água no Brasil**. Brasília: UNESCO, 2001. 192 p.

TUNDISI, J. G. A review of basic ecological processes interacting with production and standing stock of phytoplankton in lakes and reservoirs in Brazil. **Hydrobiology** (100), p. 223-243, 1983

\_\_\_\_\_. Ambiente, represas e barragens. **Ciência Hoje**, Volume especial Eco-Brasil, p. 40-47, 1992.

\_\_\_\_\_. **Água no Século XXI: enfrentando a escassez**. São Carlos: RiMa, IIE, 2003. 246 p.

TUNDISI, J. G.; MATSUMURA-TUNDISI, T.; ROCHA, O. Limnologia de águas interiores: impactos, conservação e recuperação de ecossistemas aquáticos. In: REBOUÇAS, A.; BRAGA, B.; TUNDISI, J. G. **Uso e conservação**. 2. ed. São Paulo: Academia Brasileira de Ciências, Instituto de Estudos Avançados, USP, 2002. 195-225 p.

US-EPA. **Process design manual for land treatment**. Washington, D.C.: Environmental Protection Agency, 1977. (Report nº EPA625/1-77-008).

VOLLENWEIDER, R. A. **Scientific fundamentals of the eutrophication of lakes and flowing waters, with particular reference to nitrogen and phosphorus as factors in eutrophication**. Paris: OECD, 1968. 220 p. (Report DAS/CSI/68.27).

\_\_\_\_\_. Advances in defining critical loading levels for phosphorus in lake eutrophication. **Mem. Ist. Ital. Idrobiol.** v. 33, p. 53-83, 1976.

\_\_\_\_\_. **Eutrophication of waters: monitoring, assessment and control**. Paris: OECD, 1982. 154 p.

\_\_\_\_\_. Scientific concepts and methodologies pertinent to lake research and lake restoration. **Swiss. J. Hydrol.**, v.49, n. 2, p. 129-147, 1987.

VON SPERLING, E. **Morfologia de lagos e represas**. Belo Horizonte: DESA/UFMG, 1999. 137 p.

VON SPERLING, M. **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos**. Belo Horizonte: Editora do Depto de Eng. Sanitária UFMG, 1995. 243 p.

WALKER, W. W. Empirical methods for predicting eutrophication in impoundments. Report 3, Phase II: model refinements. Washington: Environmental and water quality operational studies, U.S. Corps of Engineers, 1985. 150 p.

WETZEL, R. G. **Limnologia**. Barcelona: Ediciones Omega, 1981. 679 p.

\_\_\_\_\_. Reservoir ecosystems: conclusions and speculations. In: THORNTON, K. W.; KIMMEL, B. L.; PAYNE, F. E. (Ed.). **Reservoir limnology: ecological perspectives**. New York: A Wiley-Interscience, 1990. p. 227-238.

WORKING WITH THE EARTH. 2001. Disponível em: [www.bioinformatics.vg/books/in/Environmental\\_Science\\_With\\_Infotrac\\_working\\_With\\_the\\_Earth/0534424082.html](http://www.bioinformatics.vg/books/in/Environmental_Science_With_Infotrac_working_With_the_Earth/0534424082.html). Acesso em: 15 jan. 2003.

XAVIER, C. F.; DIAS, L. N.; BRUNKOW, R. F. Eutrofização. In: ANDREOLI, C. V.; CARNEIRO, C. (Ed.). **Gestão integrada de mananciais de abastecimento eutrofizados**. 2004. *No prelo*.

YOO, R. S.; CARMICHAEL, W. W.; HOEHN, R. C.; HRUDEY, S. E. **Cyanobacterial (Blue-Green Algae) Toxins: a resource guide**. Ohio: AWWA Research Foundation and American Water Works Association, 1995. 229 p.

ZILLER, S.R. Método para caracterização da flora terrestre em estudos ambientais. In: IAP/GTZ. Manual de Avaliação de Impactos Ambientais (MAIA). Convênio de Cooperação Técnica Brasil Alemanha. Curitiba: GTZ, 1993. 2ª ed.

## APÊNDICES

TABELA 42 – MÉDIAS ANUAIS DOS PRINCIPAIS PARÂMETROS FÍSICO-QUÍMICOS E BACTERIOLÓGICOS, NA ESTAÇÃO RIO CACHOEIRA (AI33), À JUSANTE DA INDÚSTRIA DE PAPELÃO HOERLE.

TABELA 43 - MÉDIAS ANUAIS DOS PRINCIPAIS PARÂMETROS FÍSICO-QUÍMICOS E BACTERIOLÓGICOS, NA ESTAÇÃO RIO PASSAUNA (AI32), À MONTANTE DO RESERVATÓRIO, PRÓXIMO À PONTE DA BR 277.

TABELA 44 - MÉDIAS ANUAIS DOS PRINCIPAIS PARÂMETROS FÍSICO-QUÍMICOS E BACTERIOLÓGICOS, NA ESTAÇÃO RIO FERRARIA (AI35), PRÓXIMO À PONTE.

TABELA 45 - MÉDIAS ANUAIS DOS PRINCIPAIS PARÂMETROS FÍSICO-QUÍMICOS E BACTERIOLÓGICOS, NA ESTAÇÃO RIO SEM NOME (AI34), À JUSANTE DO FRIGORÍFICO BACACHERI.

TABELA 46 - MÉDIAS ANUAIS DOS PRINCIPAIS PARÂMETROS FÍSICO-QUÍMICOS E BACTERIOLÓGICOS, NA ESTAÇÃO RIO CANGUIRI (AI44), PRÓXIMO À PONTE DA ESTRADA DA GRACIOSA, NO MUNICÍPIO DE COLOMBO.

TABELA 47 - MÉDIAS ANUAIS DOS PRINCIPAIS PARÂMETROS FÍSICO-QUÍMICOS E BACTERIOLÓGICOS, NA ESTAÇÃO RIO TIMBU (AI02), PRÓXIMO À PONTE DA ESTRADA DA GRACIOSA, NO MUNICÍPIO DE QUATRO BARRAS.

TABELA 48 - MÉDIAS ANUAIS DOS PRINCIPAIS PARÂMETROS FÍSICO-QUÍMICOS E BACTERIOLÓGICOS, NA ESTAÇÃO RIO CURRALINHO (AI45)

TABELA 42 – MÉDIAS ANUAIS DOS PRINCIPAIS PARÂMETROS FÍSICO-QUÍMICOS E BACTERIOLÓGICOS, NA ESTAÇÃO RIO CACHOEIRA (AI33) À JUSANTE DA INDÚSTRIA DE PAPELÃO HOERLE.

Parâmetro	1993	1994	1995	1996	1997	1998*	1999*	2000*	2001	2002*	2003	2004*
Oxigênio dissolvido(mg l <sup>-1</sup> )	8,26	8,06	7,72	8,12	8,45	9,9	9,0	7,7	7,6	-	7,6	7,8
Fósforo total (mg l <sup>-1</sup> )	0,115	0,138	0,166	0,090	0,146	0,094	0,075	-	0,065	0,060	0,085	0,044
Nitrito(mg l <sup>-1</sup> )	0,030	0,009	0,043	0,009	0,029	0,013	0,019	0,002	0,015	0,018	0,020	0,016
Nitrato(mgl <sup>-1</sup> )	0,326	0,365	0,370	0,417	0,440	0,420	0,540	0,600	0,450	0,500	0,630	0,600
N. amoniacal(mgl <sup>-1</sup> )	0,388	0,529	0,352	0,237	0,165	0,025	0,190	0,460	0,235	0,210	0,200	0,140
DBO(mgl <sup>-1</sup> )	3,3	3,7	2,0	2,2	3,5	1,0	4,0	28,0	2,76	3,1	2,0	2,0
DQO(mgl <sup>-1</sup> )	11,2	12,2	8,7	7,5	10,0	6,0	7,0	64,0	6,3	9,0	7,0	1,0
C.fecais(NMP100ml <sup>-1</sup> )	31262	37600	15875	23567	3000	2300	1700	130000	2650	1700	8000	13000

(\*) dados que se referem a apenas uma amostra. Fonte: IAP (2004).

TABELA 43 – MÉDIAS ANUAIS DOS PRINCIPAIS PARÂMETROS FÍSICO-QUÍMICOS E BACTERIOLÓGICOS, NA ESTAÇÃO RIO PASSAUNA (AI32) À MONTANTE DO RESERVATÓRIO, PRÓXIMO À PONTE DA BR 277.

Parâmetro	1993	1994	1995	1996	1997	1998	1999	2000	2001	2002	2003	2004*
Oxigênio dissolvido(mgl <sup>-1</sup> )	7,27	7,10	6,88	7,21	7,60	8,02	7,35	6,23	6,20	6,50	8,05	7,01
Fósforo total(mgl <sup>-1</sup> )	0,076	0,127	0,060	0,065	0,087	0,158	0,097	0,235	0,169	0,129	0,085	0,059
Nitrito(mgl <sup>-1</sup> )	0,052	0,029	0,023	0,037	0,025	0,039	0,051	0,079	0,054	0,066	0,048	0,019
Nitrato(mgl <sup>-1</sup> )	1,06	1,03	1,21	1,28	1,22	0,96	1,41	1,23	0,86	1,10	0,95	1,09
N. amoniacal(mgl <sup>-1</sup> )	0,20	0,31	0,17	0,20	0,18	0,12	0,07	0,26	0,21	0,13	0,12	0,06
DBO(mgl <sup>-1</sup> )	2,7	2,3	1,8	1,7	2,9	2,3	2,0	3,7	3,6	3,6	2,6	2,4
DQO(mgl <sup>-1</sup> )	12,0	10,7	8,8	5,4	7,6	7,8	7,2	10,1	8,4	8,9	5,9	11,0
C.fecais(NMP100ml <sup>-1</sup> )	21645	21940	2833	3062	436	2129	5407	2200	6575	300	4500	110000

(\*) dados que se referem a apenas uma amostra. Fonte: IAP (2004).

TABELA 44 – MÉDIAS ANUAIS DOS PRINCIPAIS PARÂMETROS FÍSICO-QUÍMICOS E BACTERIOLÓGICOS, NA ESTAÇÃO RIO FERRARIA (AI35) PRÓXIMO À PONTE.

Parâmetro	1993	1994	1995	1996	1997	1998	1999	2000*	2001	2002	2003	2004
Oxigênio dissolvido(mgl <sup>-1</sup> )	8,0	7,5	8,3	8,4	8,3	9,4	8,2	7,4	6,7	-	7,5	-
Fósforo total(mgl <sup>-1</sup> )	0,040	0,161	0,042	0,049	0,091	0,021	0,058	-	0,098	0,171	0,045	-
Nitrito(mgl <sup>-1</sup> )	0,027	0,010	0,022	0,021	0,014	0,006	0,013	0,004	0,023	0,014	0,018	-
Nitrato(mgl <sup>-1</sup> )	0,37	0,40	0,37	0,45	0,36	0,50	0,56	0,69	0,39	0,42	0,48	-
N. amoniacal(mgl <sup>-1</sup> )	0,20	0,48	0,30	0,19	0,19	0,15	0,39	0,23	0,43	0,28	0,49	-
DBO(mgl <sup>-1</sup> )	2,4	2,2	1,5	2,2	2,5	2,0	3,0	6,6	5,0	16,0	2,0	-
DQO(mgl <sup>-1</sup> )	6,9	8,6	7,0	6,7	7,5	8,0	11,0	30,0	9,5	45,0	5,0	-
C.fecais(NMP100ml <sup>-1</sup> )	13762	25067	4567	22250	520	800	160000	-	17500	35000	80000	-

(\*) dados que se referem a apenas uma amostra. Fonte: IAP (2004).

TABELA 45 – MÉDIAS ANUAIS DOS PRINCIPAIS PARÂMETROS FÍSICO-QUÍMICOS E BACTERIOLÓGICOS, NA ESTAÇÃO RIO SEM NOME(AI34) À JUSANTE DO FRIGORÍFICO BACACHERI.

Parâmetro	1993	1994	1995	1996	1997	1998*	1999*	2000	2001	2002	2003*	2004
Oxigênio dissolvido(mgl <sup>-1</sup> )	5,6	5,4	5,7	6,2	8,1	9,3	7,6	-	-	-	5,2	-
Fósforo total(mgl <sup>-1</sup> )	0,086	0,090	0,057	0,018	0,063	0,074	0,019	-	-	-	0,090	-
Nitrito(mgl <sup>-1</sup> )	0,019	0,013	0,011	0,006	0,004	0,004	0,006	-	-	-	0,023	-
Nitrato(mgl <sup>-1</sup> )	0,24	0,26	0,22	0,27	0,31	0,40	0,42	-	-	-	0,38	-
N. amoniacal(mgl <sup>-1</sup> )	0,28	0,37	0,17	0,06	0,08	0,08	0,08	-	-	-	-	-
DBO(mgl <sup>-1</sup> )	2,4	1,9	1,5	1,7	2,0	1,0	2,0	-	-	-	2,0	-
DQO(mgl <sup>-1</sup> )	9,9	9,0	7,0	4,2	5,0	4,0	3,0	-	-	-	4,0	-
C.fecais(NMP100ml <sup>-1</sup> )	10500	39500	6300	2575	2000	20	1300	-	-	-	270	-

(\*) dados que se referem a apenas uma amostra. Fonte: IAP (2004).

TABELA 46 – MÉDIAS ANUAIS DOS PRINCIPAIS PARÂMETROS FÍSICO-QUÍMICOS E BACTERIOLÓGICOS, NA ESTAÇÃO RIO CANGUIRI (AI44) PRÓXIMO À PONTE DA ESTRADA DA GRACIOSA NO MUNICÍPIO DE COLOMBO.

Parâmetro	1993	1994	1995	1996	1997	1998	1999*	2000	2001	2002	2003
Oxigênio dissolvido(mgl <sup>-1</sup> )	6,9	4,9	6,7	7,2	6,7	7,7	8,1	4,7	6,7	4,7	4,7
Fósforo total(mgl <sup>-1</sup> )	0,112	0,170	0,126	0,088	0,170	0,122	0,121	0,419	0,157	0,399	0,473
Nitrito(mgl <sup>-1</sup> )	0,041	0,077	0,094	0,059	0,115	0,035	0,038	0,096	0,104	0,107	0,099
Nitrato(mgl <sup>-1</sup> )	1,33	0,73	0,87	1,70	1,59	0,66	1,23	0,65	0,83	0,94	0,57
N. amoniacal(mgl <sup>-1</sup> )	0,54	1,23	0,88	0,44	0,65	0,23	0,43	5,36	0,88	1,55	2,19
DBO(mgl <sup>-1</sup> )	4,2	3,7	2,5	3,0	4,0	3,0	4,0	9,4	5,6	11,4	17,7
DQO(mgl <sup>-1</sup> )	15,6	16,0	9,5	12,2	10,3	14,0	6,0	25,7	11,3	20,0	34,1
C.fecais(NMP100ml <sup>-1</sup> )	75000	258333	100067	108750	8000	155000	5000	150000	40667	500000	424912

(\*) dados que se referem a apenas uma amostra. Fonte: IAP (2004).

TABELA 47 – MÉDIAS ANUAIS DOS PRINCIPAIS PARÂMETROS FÍSICO-QUÍMICOS E BACTERIOLÓGICOS, NA ESTAÇÃO RIO TIMBU (AI02) PRÓXIMO À PONTE DA ESTRADA DA GRACIOSA, NO MUNICÍPIO DE QUATRO BARRAS.

Parâmetro	1993	1994	1995	1996	1997	1998	1999*	2000	2001	2002	2003
Oxigênio dissolvido(mgl <sup>-1</sup> )	7,2	7,2	7,8	7,8	7,9	7,7	8,2	6,9	6,1	5,5	5,9
Fósforo total(mgl <sup>-1</sup> )	0,271	0,062	0,071	0,103	0,146	0,135	0,109	0,356	0,166	0,365	0,623
Nitrito(mgl <sup>-1</sup> )	0,040	0,027	0,059	0,166	0,084	0,038	0,050	0,080	0,061	0,058	0,072
Nitrato(mgl <sup>-1</sup> )	0,71	0,40	0,58	1,30	0,52	0,43	0,93	0,51	0,50	0,45	0,37
N. amoniacal(mgl <sup>-1</sup> )	0,36	0,92	0,77	0,77	1,06	0,53	0,92	4,44	2,11	2,81	4,59
DBO(mgl <sup>-1</sup> )	11,5	13,5	4,0	5,5	5,0	5,0	5,0	5,0	6,2	8,1	15,4
DQO(mgl <sup>-1</sup> )	55,0	55,3	16,7	20,0	20,0	17,0	12,0	21,5	20,0	17,8	35,3
C.fecais(NMP100ml <sup>-1</sup> )	73500	8543	3625	74700	51000	19500	50000	130000	33340	-	512889

(\*) dados que se referem a apenas uma amostra. Fonte: IAP(2004).

TABELA 48 – MÉDIAS ANUAIS DOS PRINCIPAIS PARÂMETROS FÍSICO-QUÍMICOS E BACTERIOLÓGICOS, NA ESTAÇÃO RIO CURRALINHO (A145).

Parâmetro	1993	1994	1995	1996	1997	1998	1999	2000	2001	2002	2003
Oxigênio dissolvido(mgl <sup>-1</sup> )	8,3	8,3	8,3	8,7	8,6	8,0	8,4	8,7	8,0	8,0	8,4
Fósforo total(mgl <sup>-1</sup> )	0,050	0,025	0,021	0,022	0,057	0,042	0,041	0,065	0,068	0,069	0,074
Nitrito(mgl <sup>-1</sup> )	0,004	0,005	0,004	0,004	0,003	0,004	0,005	0,005	0,003	0,004	0,005
Nitrato(mgl <sup>-1</sup> )	0,24	0,23	0,22	0,24	0,33	0,26	0,33	0,30	0,52	0,41	0,26
N. amoniacal(mgl <sup>-1</sup> )	0,12	0,03	0,03	0,06	0,10	0,02	0,04	0,12	0,25	0,17	0,19
DBO(mgl <sup>-1</sup> )	2,1	1,8	1,7	2,3	3,2	2,3	1,0	1,7	2,6	2,9	5,3
DQO(mgl <sup>-1</sup> )	9,6	9,5	8,3	8,3	11,4	12,3	4,3	8,9	7,2	11,6	14,4
C.fecais(NMP100ml <sup>-1</sup> )	709	128	780	429	3383	908	991	300	21500	70000	63153

Fonte: IAP(2004).