

ANA PAULA LANG MARTINS

**CAPACIDADE DO *Polygonum hydropiperoides* E *Typha domingensis* NA
FITORREMEDIAÇÃO DE EFLUENTES DE TANQUES DE PISCICULTURA NA
REGIÃO DA BACIA DO IRAÍ**

Dissertação apresentada como requisito parcial
à obtenção do grau de Mestre em Ciência do
Solo, Programa de Pós-Graduação em
Agronomia, Setor de Ciências Agrárias,
Universidade Federal do Paraná.

Orientador: Prof. Dr. Carlos Bruno Reissmann

Co-orientadores: Prof.^a Dr.^a Maria Regina
Torres Boeger
Prof.^a Dr.^a Nerilde Favaretto

CURITIBA
2005

Aos meus pais, Guaracy e Débora, exemplos maravilhosos,
meus irmãos Pedro, Carolina, Gabriela e Iara,
e ao Bruno, companheiro de sonhos e lutas.

DEDICO.

AGRADECIMENTOS

Ao Professor Carlos Bruno Reissmann, pela confiança, empenho, ensinamentos e idéias. Mais que um orientador, um amigo.

Às Professoras co-orientadoras, Maria Regina Torres Boeger e Nerilde Favaretto, pelas revisões do trabalho e valiosas opiniões.

Ao Professor Cleverson Vitório Andreoli – SANEPAR – Coordenador do Projeto “Gestão Integrada de Abastecimento Eutrofizados”, disponibilizador através da FINEP/CNPq.

Ao Professor Luimar Perly, diretor da Fazenda Experimental Canguiri – UFPR, pelo apoio ao trabalho.

Aos técnicos da Fazenda Experimental Canguiri – UFPR, pela atenção em todos os serviços solicitados.

Aos técnicos do Laboratório de Biogeoquímica do Departamento de Solos e Engenharia Agrícola da UFPR, especial Sr Aldair e Sr. Roberto.

À Marla Cristina Motta, à Dona Carma Domingos e ao Gerson Novicki pelo atendimento recebido.

Ao Ari Espindola Junior pela realização das análises morfológicas e anatômicas das raízes, juntamente com a Professora Maria Regina.

À M. Sc. Cláudia do Laboratório de Solos do CNPF/EMBRAPA, pela realização de leituras das amostras.

Ao Dr.Edílson Oliveira do CNPF/EMBRAPA pelo suporte e ajuda nas análises estatísticas.

À Iara Lang Martins, pela incansável disposição em ajudar em todas as etapas do trabalho.

Aos amigos, Joseliz Robassa, Daniel Corrêa, Marcelino Hurmus, Adriana Gomes e Clauriane Stele Wolf pela ajuda no experimento e pela amizade.

À Milena Barcellos, pela amizade e ajuda durante as disciplinas.

À Celsa pelas horas compartilhadas no laboratório e pela amizade.

Aos meus colegas e amigos, Christine Xavier, Leila Chamma Barbar, Fernanda Sereda, Aline Alinéia, Kauana Dicow, Adriana Souza dos Santos, Juliano Schwarzbach, Mário Bastos, Danusa Dusi e Cristina Rincon Tamanini, pelo companheirismo.

Aos meus familiares pelo apoio, carinho e incentivo.

E a todos que de alguma maneira contribuíram para a realização desse estudo.

SUMÁRIO

LISTA DE TABELAS	vi
LISTA DE FIGURAS	viii
RESUMO	ix
ABSTRACT	x
1. INTRODUÇÃO	1
1.1 OBJETIVO.....	3
1.1.1 Objetivo Geral	3
1.1.2 Objetivos Específicos	3
2. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	4
2.1 QUALIDADE DA ÁGUA	4
2.2 EUTROFIZAÇÃO	5
2.3 ELEMENTOS NA ÁGUA	9
2.3.1 Fósforo	9
2.3.1.1 Processos envolvendo o transporte de fósforo	11
2.3.2 Nitrogênio	15
2.3.2.1 Formas do nitrogênio	17
2.4 FITORREMEDIAÇÃO	19
2.5 MACRÓFITAS AQUÁTICAS	21
2.5.1 <i>Polygonum hydropiperoides</i> Michx.	26
2.5.2 <i>Typha domingensis</i> Pers.	27
3. MATERIAL E MÉTODOS	29
3.1 CONSIDERAÇÕES GERAIS	29
3.2 DESCRIÇÃO ÁREA DE ESTUDO	29
3.3. DESCRIÇÃO DO EXPERIMENTO	30
3.3.1 Implantação	30
3.3.2 Coleta de dados	32
3.3.2.1 Água	32
3.3.2.2 Material Vegetal	34
3.3.2.2.1. Análises morfométricas das raízes	35
3.3.3 Análises estatísticas	35
4. RESULTADOS E DISCUSSÃO	36
4.1. QUALIDADE DA ÁGUA	36
4.1.1 Condutividade Elétrica e pH	36
4.1.2. Água de Cultivo	37
4.2 <i>Polygonum hydropiperoides</i> Michx.	40
4.2.1 Crescimento Vegetal	40
4.2.2 Estado Nutricional	46
4.2.3 Remoção de Nutrientes na Água dos Vasos	53
4.3 <i>Typha dominguensis</i> Pers.	58
4.3.1 Crescimento vegetal	58
4.3.2 Estado Nutricional	62
4.3.3 Remoção de Nutrientes na Água dos Vasos	69
5. CONCLUSÕES	74
6. REFERÊNCIAS	75

LISTA DE TABELAS

TABELA 1 - FORMAS DE FÓSFORO DE IMPORTÂNCIA NO SISTEMA AQUÁTICO.....	10
TABELA 2 - FAIXAS APROXIMADAS DE VALORES DE FÓSFORO TOTAL PARA OS DIFERENTES NÍVEIS DE PRODUTIVIDADE DE UM LAGO	11
TABELA 3 - TRATAMENTOS E RESPECTIVAS CONCENTRAÇÕES DE N (NITROGÊNIO) E P (FÓSFORO) ACRESCIDAS À ÁGUA DO TANQUE DE PISCICULTURA PARA CADA NÍVEL TRÓFICO...	31
TABELA 4 - DEMONSTRATIVO DA CONDUÇÃO DO EXPERIMENTO.....	32
TABELA 5 - VALORES DE CONDUTIVIDADE E pH OBTIDOS NOS NÍVEIS TRÓFICOS	37
TABELA 6 - RESULTADOS ANALÍTICOS DAS AMOSTRAS DE ÁGUA NO INÍCIO DO EXPERIMENTO	39
TABELA 7 - BIOMASSA SECA E COMPRIMENTO DE RAÍZES DE <i>Polygonum hydropiperoides</i> NOS DIFERENTES TRATAMENTOS	40
TABELA 8 - COMPARATIVO DA PRODUÇÃO ($\text{g dia}^{-1} \cdot \text{m}^2$) DE <i>Polygonum hydropiperoides</i> EM RELAÇÃO AOS TRATAMENTOS	42
TABELA 9 - VALORES MÉDIOS E RESPECTIVOS DESVIOS PADRÃO DA MORFOMETRIA DAS RAÍZES DE <i>Polygonum hydropiperoides</i> EM DIFERENTES NÍVEIS TRÓFICOS (em μm)	44
TABELA 10 - TEORES DE MACRONUTRIENTES, MICRONUTRIENTES E SÓDIO EM <i>P. hydropiperoides</i>	47
TABELA 11 - CONTEÚDO DE MACRONUTRIENTES E SÓDIO NA PARTE AÉREA DE <i>P. hydropiperoides</i> , POR VASO, POR TRÊS PLANTAS	51
TABELA 12 - QUANTIDADE DE MICRONUTRIENTES NA PARTE AÉREA DAS PLANTAS, POR VASO	51
TABELA 13 - MACRO, MICRONUTRIENTES E SÓDIO ENCONTRADOS NO TRATAMENTO N_1P_1 , EXPRESSOS EM g m^{-2} e g L^{-1}	51
TABELA 14 - VALORES DE FÓSFORO SOLÚVEL NOS DIFERENTES NÍVEIS TRÓFICOS, NO INÍCIO DO EXPERIMENTO	53
TABELA 15 - VALORES DE NITROGÊNIO TOTAL NOS DIFERENTES NÍVEIS TRÓFICOS, NO INÍCIO DO EXPERIMENTO	53
TABELA 16 - CONCENTRAÇÕES DE N E P NA ÁGUA APÓS CULTIVO POR 40 DIAS	54
TABELA 17 - PORCENTUAL DE REMOÇÃO NA ÁGUA DE CULTIVO PARA P_{sol} e N_t	54
TABELA 18 - BALANÇO DO CULTIVO DA ESPÉCIE <i>P. hydropiperoides</i> NOS DIFERENTES NÍVEIS TRÓFICOS	55

LISTA DE TABELAS (cont.)

TABELA 19 - BIOMASSA SECA, BIOMASSA VERDE E COMPRIMENTO DE RAÍZES DE <i>Typha dominguensis</i> NOS DIFERENTES TRATAMENTOS	58
TABELA 20 - COMPARATIVO DA PRODUÇÃO (g dia ⁻¹ . m ²) DE <i>T. dominguensis</i> EM RELAÇÃO AOS TRATAMENTOS	60
TABELA 21 - VALORES MÉDIOS E RESPECTIVOS DESVIOS PADRÃO DA MORFOMETRIA DAS RAÍZES DE <i>T. dominguensis</i> EM DIFERENTES NÍVEIS TRÓFICOS (em µm)	60
TABELA 22 - TEORES DE MACRONUTRIENTES, MICRONUTRIENTES E SÓDIO EM <i>T. dominguensis</i>	62
TABELA 23 - CONTEÚDO DE MACRONUTRIENTES NA PARTE AÉREA DE <i>T. dominguensis</i> , POR VASO	66
TABELA 24 - CONTEÚDO DE MICRONUTRIENTES E SÓDIO NA PARTE AÉREA DE <i>T. dominguensis</i> , POR VASO	67
TABELA 25 - VALORES DE FÓSFORO SOLÚVEL E NITROGÊNIO TOTAL NOS DIFERENTES NÍVEIS TRÓFICOS, NA ÁGUA DE CULTIVO – 1 ^a APLICAÇÃO: 13 / 05 / 2004 – 24 / 06 / 2004 - 41 DIAS DE CULTIVO	69
TABELA 26 - VALORES DE FÓSFORO SOLÚVEL E NITROGÊNIO TOTAL NOS DIFERENTES NÍVEIS TRÓFICOS, NA ÁGUA DE CULTIVO – 2 ^a APLICAÇÃO: 24 / 06 / 2004 – 04 / 08 / 2004 - 40 DIAS DE CULTIVO.	70
TABELA 27 - VALORES DE FÓSFORO SOLÚVEL E NITROGÊNIO TOTAL NOS DIFERENTES NÍVEIS TRÓFICOS, NA ÁGUA DE CULTIVO – 3 ^a APLICAÇÃO: 04 / 08 / 2004 – 14 / 09 / 2004 - 40 DIAS DE CULTIVO	70
TABELA 28 - VALORES DE FÓSFORO SOLÚVEL E NITROGÊNIO TOTAL NOS DIFERENTES NÍVEIS TRÓFICOS, NA ÁGUA DE CULTIVO – 4 ^a APLICAÇÃO: 14 / 09 / 2004 – 25 / 10 / 2004 - 41 DIAS DE CULTIVO	70
TABELA 29 - PORCENTUAL DE REMOÇÃO NA ÁGUA DE CULTIVO PARA P solúvel. e N total.	71
TABELA 30 - BALANÇO DO CULTIVO DA ESPÉCIE <i>T. dominguensis</i> NOS DIFERENTES NÍVEIS TRÓFICOS – 4 ^a APLICAÇÃO	73

LISTA DE FIGURAS

FIGURA 1 – DISTRIBUIÇÃO DAS ESPÉCIES DE FÓSFORO NA ÁGUA A 25° C DE ACORDO COM O pH	13
FIGURA 2 – CICLO DO NITROGÊNIO	18
FIGURA 3 – <i>Polygonum hydropiperoides</i>	27
FIGURA 4 – <i>Typha dominguensis</i>	28
FIGURA 5 – VISTA GERAL DO EXPERIMENTO	31
FIGURA 6 – PROTEÇÃO UTILIZADA NOS VASOS	33
FIGURA 7 – VISTA DA CASA DE VEGETAÇÃO ENTRE O TANQUE DE PISCICULTURA TESTADO (À ESQUERDA) E DO TANQUE VIZINHO (À DIREITA)	38
FIGURA 8 – VALORES MÉDIOS E OS DESVIOS PADRÃO DAS ANÁLISES MORFOLÓGICAS DA ESPÉCIE <i>Polygonum hydropiperoides</i>	42
FIGURA 9 – RAÍZES DE TRÊS PLANTAS DA ESPÉCIE <i>Polygonum hydropiperoides</i> NOS NÍVEIS TRÓFICOS	43
FIGURA 10 – PARTE AÉREA <i>Polygonum hydropiperoides</i> NOS NÍVEIS TRÓFICOS TESTADOS	44
FIGURA 11 – SECÇÕES TRANSVERSAIS DE RAIZ. 1. (a) VISTA GERAL DA RAIZ DE <i>P. hydropiperoides</i> . (b) DETALHE DO CÓRTEX RADICULAR DE <i>P. hydropiperoides</i> . (c) CILINDRO CENTRAL DE <i>P. hydropiperoides</i>	46
FIGURA 12 – VALORES MÉDIOS E OS DESVIOS PADRÃO DAS ANÁLISES FÍSICAS E COMPOSIÇÃO QUÍMICA DE <i>P. hydropiperoides</i>	52
FIGURA 13 – VALORES MÉDIOS E OS DESVIOS PADRÃO DAS ANÁLISES MORFOLÓGICAS DA ESPÉCIE <i>T. dominguensis</i>	59
FIGURA 14 – SECÇÕES TRANSVERSAIS DE RAIZ. 1. (a) VISTA GERAL DA RAIZ DE <i>T. dominguensis</i> . (b) DETALHE DO CÓRTEX RADICULAR DE <i>T. dominguensis</i> . (c) CILINDRO CENTRAL DE <i>T. dominguensis</i>	62
FIGURA 15 – SINTOMA DE DEFICIÊNCIA NAS FOLHAS DE <i>T. dominguensis</i>	63
FIGURA 16 – VALORES MÉDIOS E OS DESVIOS PADRÃO DAS ANÁLISES DE COMPOSIÇÃO QUÍMICA DE <i>T. dominguensis</i> EM RELAÇÃO AOS NÍVEIS TRÓFICOS	68
FIGURA 17 – REMOÇÃO P PELA <i>T. dominguensis</i> DURANTE A 4ª APLICAÇÃO	72
FIGURA 18 – REMOÇÃO N PELA <i>T. dominguensis</i> DURANTE A 4ª APLICAÇÃO	72

RESUMO

As macrófitas aquáticas são capazes de estabelecer uma forte ligação entre o sistema aquático e o ambiente terrestre que o circunda. Atuam como produtores primários, servindo como fonte de alimento para muitos tipos de peixes e algumas espécies de aves e mamíferos. Suas raízes também atuam como local de proliferação de microorganismos importantes na alimentação dos mesmos. O objetivo principal do trabalho foi testar a capacidade do *Polygonum hydropiperoides* Michx. e *Typha dominguensis* Pers. na minimização da eutrofização da água. A partir dos tanques de piscicultura da Estação Experimental do Canguiri -UFPR, instalou-se um experimento em casa de vegetação para cultivo das espécies *Polygonum hydropiperoides* e *Typha dominguensis* sob diferentes níveis tróficos. O experimento foi conduzido em casa de vegetação com cinco tratamentos e seis repetições. Os tratamentos sendo representados por cinco níveis de nitrogênio (N) e fósforo (P), arrançados em esquema fatorial em delineamento inteiramente casualizado. As espécies testadas tiveram tempo de condução do experimento distintos. Para a espécie *P. hydropiperoides*, o tempo de permanência foi de 40 dias. Para a espécie *T. dominguensis*, o tempo de condução foi de 160 dias. Após o período de cultivo, as plantas foram coletadas e analisadas em relação ao desenvolvimento vegetativo e composição química mineral para macro e micronutrientes de suas folhas e caules. A capacidade extratora das plantas foi avaliada, através da sua biomassa acumulada e do teor de nutrientes na matéria seca. No melhor tratamento (N_1P_1), para o *P. hydropiperoides* foi possível observar um percentual de remoção de 81% P e 74 % N, significando ser uma planta bastante promissora nesta linha de investigação. Constata-se que o tratamento N_1P_1 também como sendo o mais remediado pela *T. dominguensis*, possuindo uma remoção de 54% P e 87 % N. O melhor crescimento e maior remoção se deve à proporção adequada dos nutrientes no tratamento N_1P_1 , permitindo um bom estado nutricional das espécies. As espécies mostraram um bom potencial, requerendo, no entanto, um grau mínimo de fertilidade para sua fixação e eficiência de remoção satisfatória.

ABSTRACT

Aquatic macrophytes are able in establishing close relation between the aquatic and the surrounding environment. Its role as primary producers are well known, as its usefulness as food for fishes, mammals and birds. Beside this they are also known for its capacity in restoring disturbed environments through phytoremediation. The main objective of this dissertation was testing the capacity of *Polygonum hydropiperoides* Michx., and *Typha dominguensis* Pers. in minimizing water eutrophication. The experiment was installed at the Canguiri experimental Station – UFPR under greenhouse condition in closed system. Water from fish culture tanks were increased in their trophic level using N and P in the form of urea and diammonium phosphate. Five levels of N and P were arranged in factorial combinations with the two species, in six repetitions (N_0P_0 , N_1P_1 , N_2P_2 , N_3P_3 e N_4P_4). Due to the natural habitat of the two species and insect damages time of conduction of the experiment were different. *Polygonum hydropiperoides* Michx., were conducted for 40 days and *Typha dominguensis* Pers., 160 days. At the end of the experiment, they have been collected and their leaves and stalks analysed for macronutrients, micronutrients and sodium. The water depuration capacity of both species were determined by water analysis for total N and soluble P, while the absorption capacity by converting the nutrient concentration to accumulated amounts in the biomass. The analysed results showed that in the best treatment (N_1P_1) for *Polygonum hydropiperoides* Michx., removed 81% P and 74% N from the enriched water. The same was observed for *Typha dominguensis* Pers., showing a depuration rate of 54% for P and 87% for N. It is possible to conclude that the performance of both species on the N_1P_1 treatment is due to a good balance of the nutrient medium in this treatment.

1. INTRODUÇÃO

A humanidade vem usando a água doce, desde tempos remotos, como se essa fosse um recurso infindável. A partir de meados do século XX, porém, cresce em todo o mundo a consciência de que a água, em condições de uso, torna-se cada vez mais escassa, em função do crescimento populacional, do intenso uso industrial e agrícola e do acelerado aumento da poluição de rios e lagos. Essa consciência precisa ganhar força no Brasil, onde o desperdício da água gratuita e o baixo investimento em saneamento básico geram transtornos em algumas áreas do país (PEGORINI et al., 2005).

A Área de Proteção Ambiental da Bacia do Rio Iraí (APA do Iraí) está localizada na porção nordeste da Região Metropolitana de Curitiba, possui uma área aproximada de 11.536 ha e abrange parte dos municípios de Colombo, Pinhais, Piraquara, Quatro Barras e Campina Grande do Sul. A APA do Iraí abrange quatro rios principais: Canguiri, Timbu, Cercado e Curralinho. A bacia do rio Iraí necessita de constantes medidas de proteção ao seu ambiente, por contemplar cinco municípios e conter grandes áreas urbanizadas ou em processo de ocupação acelerada (URBAN, 2002). Os principais impactos produzidos pelas atividades humanas nesta região são o uso de fertilizantes e agrotóxicos aplicados na agricultura, dejetos dos animais de criação, esgotos domésticos não tratados, e efluentes industriais (LIMA, 2005).

A disposição de resíduos, nutrientes e poluentes, provenientes de despejos industriais e domésticos tem gerado diversos problemas, ocasionando a eutrofização dos reservatórios, aumentando a carga de sedimentos depositados, bem como a concentração de metais pesados e outros elementos tóxicos (ROMITELLI, 1983).

Uma das alternativas para a descontaminação ambiental é o uso da fitorremediação que é definida como sendo o uso sistemas vegetais e de sua microbiota com o fim de remover, degradar ou isolar substâncias tóxicas do ambiente. A concentração do poluente e a presença de outras toxinas devem estar dentro dos limites de tolerância da planta. Outra limitação é que as plantas usadas com o propósito de minimizar a poluição ambiental podem entrar na cadeia alimentar e resultaram conseqüências indesejáveis. (ESTEVES, 1988).

Macrófitas aquáticas fornecem materiais de importância econômica para a sociedade, pois podem ser utilizadas como alimento para o homem e para o gado, como fertilizante de solo, como fertilizante de tanques de piscicultura ou abrigo para alevinos, como matéria prima para a fabricação de remédios, utensílios domésticos, artesanatos e tijolos para a construção de casas, como recreação e lazer, pois são cultivadas em lagos artificiais como plantas ornamentais (BARKO et al., 1991). Além disso, algumas macrófitas aquáticas são hospedeiras de algas e bactérias fixadoras de nitrogênio (ROELOFS, 1991). Até a década de 50, acreditava-se que as macrófitas aquáticas desempenhavam um papel pouco relevante na dinâmica dos ecossistemas lacustres, sendo seu estudo muito negligenciado no âmbito das pesquisas limnológicas (ESTEVES, 1988).

Freqüentemente esses vegetais proliferam indesejadamente e prejudicam os usos múltiplos de lagos, represas e rios, havendo a necessidade da aplicação de técnicas de controle. Por outro lado, esses vegetais têm sido utilizados em sistemas de tratamento de efluentes, na recuperação de ambientes degradados e também como plantas ornamentais. Para limitar ou favorecer o crescimento de macrófitas aquáticas, ou seja, manejá-las, é necessário conhecer sua biologia e ecologia, além de identificar os aspectos responsáveis pelo crescimento e determinar os fatores limitantes (CAMARGO et al., 2003).

1.1 OBJETIVO

1.1.1 Objetivo Geral

Determinar a capacidade de duas macrófitas aquáticas em fitorremediar efluentes de piscicultura na bacia do Iraí.

1.1.2. Objetivos Específicos

- Testar a capacidade de *Polygonum hydropiperoides* e *Typha dominguensis*, na remoção de fposforo e nitrogênio em ambientes eutrofizados.
- Avaliar o nível trófico natural dos tanques de piscicultura.
- Avaliar o comportamento de macrófitas aquáticas em relação aos diferentes níveis tróficos com N e P.

2. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

2.1 QUALIDADE DA ÁGUA

É válido citar que, embora a água seja abundante no planeta, pequena é a sua disponibilidade para o homem. A maior parte da água existentes na Terra, cerca de 97,5% são águas salgadas e inadequada ao uso, sem um tratamento dispendioso (MAGALHÃES, 2004). Segundo PEGORINI et al. (2005), a água doce corresponde a pouco mais de 2,5% do volume total desse recurso, sendo que 69,5% dela está congelada e 30,1% está no subsolo. Somando também os pântanos insalubres e a água atmosférica, apenas uma minúscula parcela da água existente, 0,27%, apresenta-se sob uma forma facilmente utilizável pelo homem, em rios e lagos.

Os termos poluição, contaminação, moléstia e degradação da água são freqüentemente usados como sinônimos para descrever as condições inadequadas das águas superficiais e subterrâneas. LIMA (2001) considera que poluição é uma mudança física, química, radiológica ou alteração na qualidade biológica de um recurso, ar, solo ou água, causada pelo homem ou devido às atividades humanas que são prejudiciais ao meio ambiente.

A construção de reservatórios é uma das grandes experiências humanas na modificação dos ecossistemas naturais, e vem sendo executada pelo homem, desde tempos remotos, com o objetivo de armazenar água para o consumo, irrigação, controle de inundação e aquíicultura (TUNDISI, 1986) e (PEGORINI et al., 2005).

A legislação brasileira referente à qualidade da água superficial é a Resolução do Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA) n. 357, de 17 de março de 2005. Essa

resolução dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes. Os padrões de qualidade das águas determinados nesta resolução estabelecem limites individuais para cada substância, em cada classe, sendo mais restritivo quanto mais nobre for o uso pretendido. A qualidade da água para consumo humano deve seguir os padrões estabelecidos pela Portaria nº 1.469 de 2000, do Ministério da Saúde.

2.2 EUTROFIZAÇÃO

O aumento da produtividade de um sistema aquático, ou o processo de crescimento excessivo de plantas aquáticas, a níveis tais, que interfiram nos usos desejáveis do corpo de água é denominado eutrofização. A eutrofização é mais freqüente em lagos e represas que em rios, devido às condições ambientais mais favoráveis, como, por exemplo, baixa turbidez e menor velocidade da água, favorecendo o de algas e outras plantas (VON SPERLING, 1996).

O fósforo é um nutriente que, quando adicionado em um ambiente aquático, aumenta os níveis de fertilidade e crescimento de plantas aquáticas, acelerando, muitas vezes, o processo da eutrofização (SHARPLEY e TUNNEY 2000). Juntamente com o fósforo, o carbono e o nitrogênio também são essenciais ao crescimento da biota aquática, entretanto, esses podem ser fixados da atmosfera por populações de organismos dificultando seu controle. Sendo assim, o controle do fósforo merece uma atenção principal como nutriente causador da eutrofização (DANIEL, 1998). O controle de entradas de P e de seu transporte subsequente pelo escoamento superficial é essencial para reduzir a eutrofização de corpos d'água.

A partir dos anos 90, o processo de eutrofização tem-se intensificado em reservatórios brasileiros devido aos seguintes fatores: aumento do uso de fertilizantes nas bacias hidrográficas, aumento da população humana, elevado grau de urbanização sem tratamento de esgotos domésticos e intensificação de algumas atividades industriais que acarretam em excessiva carga de fósforo, nitrogênio e matéria orgânica para essas represas (VON SPERLING, 1996). Quando acontece naturalmente, a eutrofização é gradual e muito lenta, demora muitas dezenas de anos a estabelecer-se. Entretanto, quando este processo é acelerado, há um aumento desordenado na produção de biomassa, impossibilitando a sua incorporação pelo sistema aquático com a mesma velocidade e provocando, assim, um desequilíbrio ecológico. Denomina-se este processo de eutrofização cultural ou artificial (SOUZA, 1993). A eutrofização artificial é causada principalmente por despejos de esgotos domésticos e industriais e também despejos de atividades agrícolas (XAVIER et al., 2005).

Segundo HENRY et al. (1983), a eutrofização artificial é a designação empregada para diferenciar a ação do homem, daquela causada na evolução dos ambientes aquáticos, isto é, a eutrofização causada por um influxo nutritivo natural.

As suas principais conseqüências nos sistemas aquáticos são: aumento da biomassa e da produção primária do fitoplâncton, diminuição de diversidade de espécies, diminuição da concentração de oxigênio dissolvido, diminuição na concentração de íons, aumento do fósforo total no sedimento, aumento da frequência do florescimento de cianofíceas (TUNDISI, 1986).

Dentre os problemas causados pela eutrofização de um lago ou reservatório estão as condições de anaerobiose no fundo, com predominância de condições redutoras e a presença de gás sulfídrico, ferro, manganês e fosfato na forma solúvel (ESTEVES, 1988). Eventualmente, em períodos de inversão térmica ou de ausência de fotossíntese, pode haver

condições de anaerobiose no corpo de água como um todo, com grande deterioração da sua qualidade. Por outro lado, condições de pH elevado, freqüentes durante períodos de intensa fotossíntese, favorecem a presença de amônia na forma livre (NH_3) (ALBERTS et al., 1978). A estes problemas, somam-se a presença de secreções tóxicas de certas algas, os distúrbios com mosquitos e insetos e a mortandade de peixes no corpo d'água. Há, por fim, a tendência irreversível ao desaparecimento gradual do corpo de água como um todo, em decorrência da eutrofização e do assoreamento, a qual pode ser abruptamente acelerada pela interferência do homem (VON SPERLING, 1996).

O estudo da eutrofização é de grande importância na avaliação da poluição hídrica, pois está relacionado à produção primária dos organismos vegetais (VON SPERLING, 1996). Segundo SMITH et al. (1999), o estado trófico de um reservatório pode ser avaliado através de aspectos biológicos, aspectos físico-químicos, índices e modelos de carga.

A evolução do processo de eutrofização de um lago ou reservatório está associada ao uso e ocupação do solo predominantes na bacia hidrográfica. De um modo geral, a ocupação por matas e florestas representa uma baixa carga de fósforo, baixa concentração de algas e pouco assoreamento no lago ou reservatório (CERCO, 1989). Os nutrientes provenientes do decaimento da vegetação lixiviam pelo solo, que tem alta capacidade de infiltração, e são absorvidos pelas raízes das plantas, permanecendo em equilíbrio o ecossistema. A ocupação agrícola representa usualmente uma etapa intermediária no processo de deterioração de um corpo d'água, trazendo um aumento da carga de fósforo, da concentração de algas e do assoreamento no lago ou reservatório (BOERS, 1998). Neste caso, para compensar o desequilíbrio do ecossistema pela retirada da vegetação, e tornar a agricultura mais intensiva, são adicionadas elevadas quantias de fertilizantes, freqüentemente superiores à capacidade de assimilação dos vegetais. A substituição das

matas e florestas por culturas agrícolas aliado ao tipo de manejo adotado pode causar também uma redução da capacidade de infiltração do solo, e conseqüentemente um aumento do escoamento superficial, que tende a causar erosão, carreando os nutrientes do solo para os corpos de água (BRANCO, 1991) e (VON SPERLING, 1996).

Em lagos rasos e onde a produção primária é alta, a desoxigenação do sedimento e da água também ocorre freqüentemente (SOUZA, 1993). Essas condições matam peixes e invertebrados. Além disso, a amônia e o gás sulfídrico que se originam da atividade bacteriana podem ser liberados dos sedimentos sob condições de anoxia, e suas concentrações podem elevar-se a níveis que afetam adversamente plantas e animais, uma vez que conseguem atuar como gases venenosos (também sistemas de transmissão de eletricidade em hidroelétricas podem ser afetados pelo poder corrosivo do gás sulfídrico). Fósforo e amônia também podem ser liberados na água, enriquecendo-a com nutrientes. Alguns tipos particulares de algas que crescem em lagos e reservatórios muito enriquecidos com nutrientes liberam na água substâncias altamente tóxicas mesmo em concentrações muito baixas (VON SPERLING, 1996).

Altas concentrações de nitrogênio sob a forma de nitrato na água também podem causar problemas de saúde pública (XAVIER et al., 2005). Essas concentrações elevadas podem inibir a capacidade das crianças de incorporar oxigênio em seu sangue e, como resultado, ocorre uma condição denominada de síndrome dos bebês azuis ou *metahemoglobinemia* (VON SPERLING, 1996). No Brasil, de acordo com a Portaria nº 1.469 de 2000, do Ministério da Saúde, a concentração de nitrogênio na forma de nitrato na água de consumo humano é limitada em 10 mg L⁻¹.

2.3 ELEMENTOS NA ÁGUA

As principais fontes naturais desses elementos para o ambiente aquático são o intemperismo das rochas que compõem a bacia de drenagem e a erosão de solos ricos desses materiais. Atualmente, além das fontes naturais, as fontes antrópicas têm-se destacado como responsáveis pelos elevados índices desses elementos nos corpos d'água, colocando em risco o equilíbrio ecológico desses sistemas (ESTEVEES, 1988).

Segundo BOLLMANN et al. (2005) alguns componentes do ecossistema têm maior expressão no carreamento do fósforo aos corpos d'água. Estes componentes podem ser de origem pontual ou difusa. Sendo que as cargas pontuais referem-se a aportes localizados, tanto antrópico ou natural. Já, as contribuições difusas, são carreamentos que ocorrem de forma dispersa no meio, dificultando, assim, o seu controle.

2.3.1 Fósforo

O fósforo é um elemento essencial para a vida dos organismos sendo considerado um nutriente limitante da produtividade primária em sistemas hídricos. Segundo CORRELL (1998) e ESTEVEES (1998), a importância do fósforo nos sistemas biológicos deve-se à participação deste elemento em processos fundamentais do metabolismo dos seres vivos, tais como: armazenamento de energia, formando uma fração essencial na molécula de ATP e estruturação da membrana celular, através dos fosfolípidios.

A forma de fósforo presente em águas naturais, quer na forma iônica quer na forma complexada, encontra-se geralmente como íon fosfato. Assim, deve-se referir às diferentes formas de fósforo no ambiente aquático (ESTEVEES, 1998). O fósforo é um elemento

abundante, porém nunca é encontrado em estado livre na natureza. As principais formas de fosfatos de importância nos sistemas aquáticos são apresentadas na Tabela 1 (SOUSA et al., 1997).

TABELA 1 - FORMAS DE FÓSFORO DE IMPORTÂNCIA NO SISTEMA AQUÁTICO

GRUPO	FORMA	ESPÉCIES
Ortofosfatos	PO_4^{-3}	H_3PO_4 , $\text{H}_2\text{PO}_4^{-1}$, HPO_4^{-2} , PO_4^{-3}
Polifosfatos	$\text{P}_2\text{O}_7^{-4}$ pirofosfato	$\text{H}_4\text{P}_2\text{O}_7$, $\text{H}_3\text{P}_2\text{O}_7^{-}$, $\text{H}_2\text{P}_2\text{O}_7^{-2}$, $\text{HP}_2\text{O}_7^{-3}$, $\text{P}_2\text{O}_7^{-4}$
	$\text{P}_3\text{O}_{10}^{-5}$ hipolifosfato	$\text{H}_3\text{P}_3\text{O}_{10}^{-2}$, $\text{H}_2\text{P}_3\text{O}_{10}^{-3}$, $\text{HP}_3\text{O}_{10}^{-4}$, $\text{P}_3\text{H}_{10}^{-5}$
Metafosfatos	$\text{P}_3\text{O}_9^{-3}$	$\text{HP}_3\text{O}_9^{-2}$, $\text{P}_3\text{O}_9^{-3}$
Fosfatos Orgânicos	-	Compostos orgânicos dissolvidos: fosfolipídios e fósforo complexados à matéria orgânica.

Adaptado de SOUSA (1997).

O problema de eutrofização de lagos europeus levou alguns países a tomarem sérias medidas no sentido de reduzir a carga de fósforo nos corpos aquáticos. Uma das medidas tomadas foi a redução de fosfatos na formulação de sabões e detergentes. Na Suíça a lei foi publicada no ano de 1986 (MÜLLER, 1997). No Brasil, conforme Resolução do CONAMA n. 357, de 17 de março de 2005, os valores limites de fósforo total para águas de classe I, classe II e classe III, são de $0,020 \text{ mg L}^{-1}$.

Para classificar e caracterizar o estágio de eutrofização em que se encontra um ambiente aquático foram estabelecidas faixas aproximadas de valores de fósforo total (VON SPERLING, 1996). O autor alerta que essa quantificação do nível trófico é um tanto difícil para lagos tropicais, como a maioria dos lagos brasileiros, em função da grande

amplitude das faixas propostas por diversos autores e difícil generalização de um corpo d'água para outro. Esse autor ressalta uma maior capacidade de assimilação do fósforo em lagos tropicais que em corpos d'água de climas temperados. A Tabela 2 apresenta valores limites para a concentração do fósforo total de acordo com a produtividade do lago.

TABELA 2- FAIXAS APROXIMADAS DE VALORES DE FÓSFORO TOTAL PARA OS DIFERENTES NÍVEIS DE PRODUTIVIDADE DE UM LAGO

Nível de produtividade do lago	Fósforo total mg L⁻¹
Ultraoligotrófico	< 0,005
Oligotrófico	< 0,010 – 0,020
Mesotrófico	0,010 – 0,050
Eutrófico	0,025 – 0,100
Hipereutrófico	> 0,100

Adaptado de VON SPERLING (1996).

2.3.1.1 Processos envolvendo o transporte de fósforo

Segundo ESTEVES (1998), o fósforo presente em ecossistemas aquáticos continentais tem origem de fontes naturais e artificiais. Dentre as fontes naturais, as rochas da bacia de drenagem constituem a fonte básica de fosfato. A dinâmica do fósforo em sistemas aquáticos é bastante influenciada pelo aporte de cargas através de seus tributários, do assoreamento e erosão, decomposição de restos vegetais e mobilização a partir do sedimento de fundo (BOLLMANN et al., 2005). VON SPERLING (1996) considera que a principal fonte é o esgoto doméstico e industrial. Vale ressaltar que, no Brasil, a ocorrência de processos erosivos carreando pesticidas, adubos e outros para cursos d'água é uma fonte considerável de fósforo. Na agricultura geralmente empregam-se fertilizantes químicos a base de ortofosfatos como adubo (MERTEN et al., 2002).

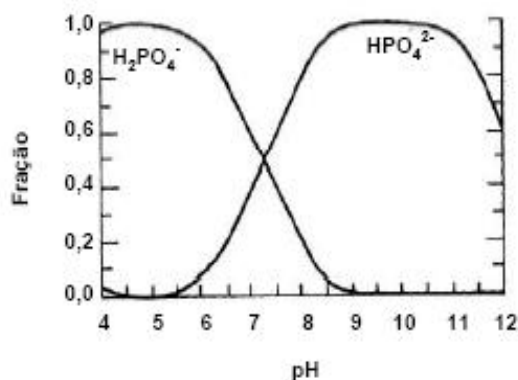
Vários processos podem contribuir com a retirada do fósforo do solo (BOLLMANN et al., 2005), como por exemplo, a fixação, a difusão, a imobilização e a lixiviação. Mesmo estando imóvel ou fixado, o fósforo pode chegar aos corpos d'água.

Segundo BOERS (1998), foi demonstrado que a contribuição interna, isto é, a liberação do fósforo do sedimento para a coluna d'água pode contribuir em igual intensidade, ou mesmo exceder, a contribuição externa de fósforo para a permanência do nível de eutrofização. Portanto, esta liberação do fósforo a partir do sedimento pode postergar a recuperação de lagos, mesmo quando são tomadas medidas para reduzir o aporte de nutrientes. U.S.EPA (2003) cita que foi necessário um longo período de tempo para que o lago Ennel, Irlanda, se recuperasse, devido ao fenômeno de transporte do fósforo do sedimento para o meio aquático, mesmo após o controle do aporte de carga para o lago. Fatores ambientais como a temperatura, pH, condição redox e atividades biológicas influenciam fortemente o ciclo de fósforo entre o sedimento e a coluna d'água. Os organismos vivos exercem influência nos processos do ciclo de nutrientes. Os principais grupos e suas funções são as bactérias, algas bentônicas, macrófitas e invertebrados bentônicos (ESTEVES, 1998). Segundo o mesmo autor as bactérias contribuem para a mineralização de material orgânico dissolvido e particulado nos sedimentos de lagos. Elas conduzem à mineralização de compostos orgânicos biodegradáveis, pela utilização da energia química disponível e desempenham um importante papel ao acelerar a transferência de elétrons nos processos de oxidação e redução, influenciando portanto nos processos de adsorção e dessorção destes elementos no sedimento. As bactérias influem no processo da liberação do fósforo do sedimento atuando tanto como fonte direta de fosfatos, ou como catalisadoras da redução do hidróxido férrico (MONTIGNY et al., 1993).

As formas minerais solúveis, $\text{H}_2\text{PO}_4^{-1}$, HPO_4^{-2} , PO_4^{-3} , são absorvidas com maior frequência e intensidade pelo fitoplâncton (BOLLMANN et al., 2005). A composição mineral do meio influi fortemente na capacidade dos sedimentos de absorver e reter o fosfato. A presença de íons ferro, alumínio, sulfeto, compostos orgânicos, carbonatos, além do pH e das condições de oxi-redução no meio, interferem na precipitação e imobilização dos fosfatos no ambiente aquático (POMPÊO et al., 2003).

As principais formas inorgânicas estão relacionadas com o pH da solução (Figura 1). Segundo BOLLMANN et al. (2005), o pH da maioria dos reservatórios brasileiros subtropicais permanece entre 6 e 8. Nesta amplitude, predominam as formas $\text{H}_2\text{PO}_4^{-1}$, HPO_4^{-2} e para valores de pH superiores a 12, ocorre a forma PO_4^{-3} .

FIGURA 1 - DISTRIBUIÇÃO DAS ESPÉCIES DE FÓSFORO NA ÁGUA A 25°C DE ACORDO COM O pH (FREEZE¹ apud LAUTENSCHLAGER 2001).



¹FREEZE, R.A.; CHERRY, J. A. **Groundwater**. Englewood Cliffs, NJ: Prentice-Hall. 1979.

Segundo ESTEVES (1988), a concentração dos ortofosfatos é influenciada também pela densidade e atividade de organismos aquáticos, especialmente fitoplâncton e macrófitas aquáticas, que podem assimilar grandes quantidades desses íons.

Os íons do elemento ferro exercem o papel mais importante. A ação dos íons de ferro depende do seu estado de oxidação, que por sua vez depende da concentração de oxigênio e do pH do meio (BITTENCOURT, 2003).

Assim, para lagos em que predominam condições de oxidação e pH neutro, grande parte dos íons ferro presentes estão na forma oxidada e insolúvel, Fe^{3+} , portanto encontra-se precipitado ou complexado na forma de hidróxido de ferro hidratado, podendo absorver espécies fosfatadas em sua superfície, precipitando-o no sedimento (ESTEVES, 1998).

A liberação do íon fosfato para a coluna d'água ocorre mais facilmente em condições de baixas concentrações de oxigênio e, sobretudo em anaerobiose, condição esta, observada freqüentemente em valores de potencial de oxiredução muito negativos. Estas características são freqüentemente encontradas na parte inferior da coluna d'água, especialmente quando esta se encontra estratificada termicamente e o íon ferro encontra-se na forma reduzida. Nestas condições não ocorre precipitação de fosfato pelo ferro permanecendo, portanto, solúvel (ESTEVES, 1998).

Segundo ESTEVES (1998) a concentração de oxigênio da água de contato (água sobre o sedimento) influencia diretamente o ciclo do fósforo no sedimento. Desta forma, em hipolímnio aeróbio, zona mais fria na região inferior do lago, o fosfato seria precipitado, enquanto que em hipolímnio anaeróbio este seria liberado para a coluna d'água. FILIPPELLI et al. (1996) estudou a variação sazonal do fósforo no sedimento e verificou que a concentração de fósforo liberada do sedimento foi maior no verão. A intensificação da atividade fotossintética dos microrganismos eleva o pH da coluna d'água,

fazendo com que libere o fósforo do sedimento em lagos de baixa profundidade. JACOBY et al. (1982) estudaram o efeito do pH no equilíbrio entre água e sedimento com relação à dessorção do fósforo e verificaram que a valores mais altos de pH (em torno de 10) havia maior liberação do elemento do sedimento. CERCO (1989) estudou o efeito da concentração de oxigênio e da temperatura no intercâmbio de fósforo entre água e sedimento e comparou com modelos empíricos. O autor concluiu que a variável que mais influenciou na dessorção do elemento para o sedimento fora a concentração do mesmo na coluna d'água. Sob condições anaeróbias, o íon PO_4^{3-} se deslocava para a coluna d'água até que um equilíbrio era estabelecido, portanto, o sedimento atuava como uma fonte de fósforo, até no momento de equilíbrio.

2.3.2 Nitrogênio

O nitrogênio pode ser introduzido nos sistemas aquáticos através de processos naturais ou como consequência de atividades humanas. Deve-se ainda considerar que, quantitativamente, as fontes naturais são freqüentemente aumentadas pelas atividades do homem. Um exemplo é a concentração de nitrogênio presente nas precipitações. É uma fonte natural que pode elevar o teor de nitrogênio devido à combustão de carvão fóssil ou devido à aplicação de fertilizantes de amônia líquida liberados para a atmosfera através da volatilização (U.S. EPA, 2000).

No meio rural os compostos nitrogenados do escoamento superficial provêm de dejetos de animais e plantas em decomposição, da aplicação de fertilizantes e de matéria orgânica do solo. Os animais, através de seus dejetos e decomposição, são igualmente responsáveis pela presença de nitrogênio no escoamento superficial de zonas rurais. A

fixação biológica de nitrogênio gasoso (atmosférico) em nitrogênio amoniacal por determinados organismos fixadores, como é o caso das algas cianofíceas, contribui para a elevação do teor de nitrogênio nos corpos hídricos (U.S. EPA, 2000).

A aplicação de fertilizantes nas plantações é um dos principais fatores que contribuem para o crescimento das concentrações de, principalmente, nitratos e amônia que são a base desses produtos, ao lado do fósforo (VON SPERLING, 1996). A água precipitada que escoar superficialmente nas cidades pode carrear uma grande variedade de materiais e partículas contendo nitrogênio e que se encontram depositados no solo, incluindo o arraste de resíduos sólidos não coletados ou dispostos inadequadamente (MAGALHÃES, 2004). O alto grau de impermeabilização da superfície urbana faz com que os volumes escoados sejam maiores e cheguem mais rápidos aos corpos d'água. As concentrações variam de acordo com o modo e a ocupação do solo. A drenagem superficial de locais de alimentação de animais aumenta significativamente a quantidade de material nitrogenado carreado (ESTEVES, 1988).

O nitrogênio orgânico encontra-se, devido à presença de proteínas, na matéria fecal, em microorganismos e como resíduo de plantas e animais em decomposição (SOUSA, 1997). Já a amônia provém fundamentalmente do processo de amonificação e pela hidrólise de uréia, substância componente da urina, através da ação de enzimas.

Em relação aos efluentes industriais, as concentrações de nitrogênio estão contidas em faixas de valores amplos já que são função do tipo de indústria, do processo industrial empregado e do sistema e graus de tratamento a que os despejos são eventualmente submetidos (ESTEVES, 1988). Os processos industriais de efluentes de maiores concentrações de nitrogênio são: usinas de açúcar e álcool, matadores e frigoríficos,

cervejarias, indústrias de alimento, produção de fertilizantes, refinarias e derivados de petróleo, indústrias têxteis e siderúrgicas (SOUSA et al., 1997).

Além da eutrofização, existe a preocupação com a saúde humana. A Resolução nº 357 de 2005 do CONAMA estabelece o limite máximo de 10 mg L^{-1} de N-NO_3 nas águas doces de classe I, II e III.

2.3.2.1 Formas do nitrogênio

O nitrogênio possui cinco elétrons na última camada eletrônica. Assim, o nitrogênio pode formar compostos com várias valências, que tem estados de oxidação variando de -3 a +5. Estes compostos incluem uma variedade de formas inorgânicas e orgânicas (LAUTENSCHLAGER, 2001). Compostos de nitrogênio são encontrados em alimentos, fertilizantes, venenos, explosivos. Na forma de gás é incolor, inodoro e geralmente considerado inerte. O líquido também é inodoro e incolor, parecido com a água (MCDOWELL, 1989).

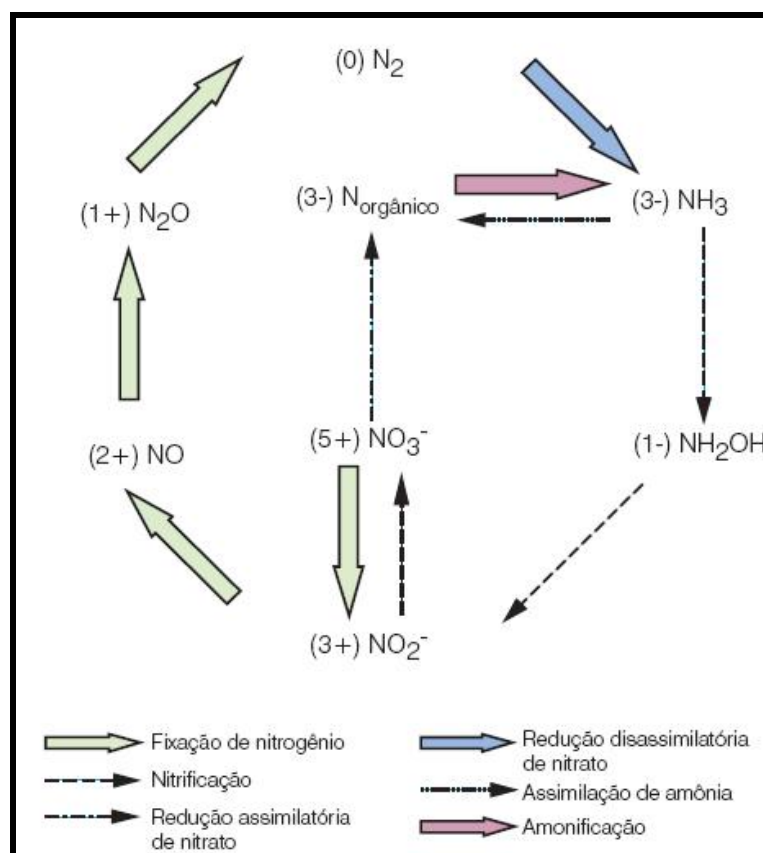
O nitrogênio ocorre na natureza em diversas formas: nitrogênio molecular (N_2), nitrato (NO_3^{-1}), nitrito (NO_2^{-1}), amônia (NH_3), íon amônio (NH_4^{+1}), óxido nitroso (N_2O), nitrogênio orgânico solúvel (peptídeos, purinas, aminas, aminoácidos), nitrogênio orgânico particulado (bactérias, fitoplâncton, zooplâncton e detritos) (GUIMARÃES e NOUR, 2001).

A amônia pode apresentar-se tanto na forma de íon (NH_4^{+1}) como na forma livre não ionizada (NH_3), segundo um equilíbrio dinâmico. O aumento de pH e da temperatura contribuem para a elevação da fração não ionizada (NH_3) e para a redução da fração

ionizada (NH_4^{+1}), o que é muito importante, visto que a amônia livre (NH_3) é extremamente tóxica (VON SPERLING, 1996).

O ciclo do nitrogênio é um dos processos mais importantes para os seres vivos. Embora o gás seja relativamente inerte, bactérias no solo são capazes de fixar o nitrogênio na forma de fertilizantes para as plantas (ZAK et al., 1991). Animais que as comem, incorporam o nitrogênio como componente de proteínas. O ciclo se completa quando outras bactérias convertem os compostos de nitrogênio usados em gás. GUIMARÃES (2001), estabelece as seguintes reações no ciclo do nitrogênio: *fixação*, *assimilação*, *amonificação*, *nitrificação* e *desnitrificação*. A Figura 2 ilustra o ciclo do nitrogênio (GUIMARÃES, 2001).

FIGURA 2 - CICLO DO NITROGÊNIO (GUIMARÃES, 2001).



2.4 FITORREMEDIAÇÃO

A fitorremediação, que pode ser definida como a seleção e utilização de espécies de plantas para assimilar, transformar e também decompor certos contaminantes, é um processo natural que oferece a possibilidade de uma ação eficaz na remediação de solos, sedimentos e sistemas aquíferos contaminados. A fitorremediação é uma técnica de descontaminação que utiliza as plantas para remover poluentes do ambiente ou transformá-los em formas menos perigosas para os seres vivos, sendo que o impacto ambiental e custos de implementação são muito inferiores àqueles alcançados pelos métodos físico-químicos (SALT et al., 1998). A utilização da fitorremediação tem sido estudada e difundida principalmente nos Estados Unidos e na Europa. De acordo com ACCIOLY e SIQUEIRA (2000), as projeções anuais são de que nos Estados Unidos os gastos com fitorremediação, até 2005, serão de 100-200 milhões de dólares. Quando comparada com técnicas tradicionais como bombeamento e tratamento, ou remoção física da camada contaminada, a fitorremediação tem sido considerada vantajosa, principalmente por sua eficiência na descontaminação e pelo baixo custo (PERKOVICH, 1996) e (CUNNINGHAM et al., 1996).

LIMA e VIEGAS (2002) citam que as plantas utilizam alguns mecanismos para remediar solos contaminados. São eles fitoextração, absorção e acumulação dos metais pesados nos tecidos das plantas; fitoadsorção, adsorção dos metais no sistema radicular, imobilizando os contaminantes; fitoestabilização, liberação para o solo de oxigênio e outros compostos, que podem imobilizar os metais pesados e rizorremediação, estimulação da biorremediação por fungos ou outros microrganismos localizados no sistema solo-raiz.

O efeito sinérgico da interação planta-microorganismos para o controle potencial da poluição do meio ambiente tem sido demonstrado de forma crescente nesta última década. Pesquisas têm relatado que poluentes como metais pesados e compostos químicos de origem orgânica podem ser absorvidos e mineralizados nos tecidos vegetais e na rizosfera de espécies de plantas aquáticas, herbáceas, arbustivas e arbóreas (WALTON, 1990) e (ANDERSON e WALTON, 1993).

O princípio da técnica da fitorremediação se baseia nos mecanismos de tolerância à acumulação de metais existentes nas plantas, de forma a manter as funções celulares mesmo na presença de grandes quantidades de metais. Estes mecanismos incluem a compartimentalização dos metais em estruturas sub-celulares; exclusão ou diminuição do transporte através da membrana; e a formação de peptídeos quelantes, ricos em cisteínas, como as fitoquelatinas e as metalotioneínas, que auxiliam direta ou indiretamente, a acumulação de metais pelas plantas, (COBBETT e GOLDSBROUGH, 2002). Uma cultura para ser utilizada com sucesso na recuperação de áreas contaminadas, deve ser eficiente na acumulação de metais, produzir grandes quantidades de biomassa e ser capaz de se adaptar às condições do ambiente impactado (ANDERSON 1993).

Vários autores estão realizando experimentos objetivando a remoção de N e P utilizando-se de plantas aquáticas. TRIPATHI et al. (1991) mostraram que espécies tropicais de macrófitas aquáticas possuem capacidade seletiva para remover da coluna d'água nitrogênio e fósforo. HENRY-SILVA e CAMARGO (2000), ao avaliar experimentalmente as características de crescimento, constataram que *Salvinia molesta* possui altas taxas de crescimento específico, $0,029 \text{ dia}^{-1}$, quando cultivada em água com teor de $21 \mu\text{g L}^{-1}$ de fósforo total.

Eichornia crassipes (aguapé) é uma macrófita aquática altamente produtiva a qual tem sido utilizada, tanto em alagados naturais como em lagos artificiais, para o tratamento de esgoto domiciliar (WOLVERTON, 1979). No Brasil, estudos apontam uma capacidade produtiva de 22,17 g m⁻² M. S., nos meses mais quentes do ano (GRECO², *apud* LIMA, 2005). Na Índia, em ambiente poluído a biomassa de aguapé foi de 40 Kg ha⁻¹ e, em área não poluída, apenas 17 kg ha⁻¹ (SRIWASTAVA³, *apud* LIMA, 2005).

Ao manejar as plantas aquáticas, deve-se ter cuidados ao introduzir ou retirar uma população. Às vezes, essas medidas podem adiar o problema ou induzir novos e posteriores problemas. As decisões referentes ao gerenciamento dessas plantas devem ser tomadas levando-se em consideração análises físico-químicas e estudos envolvendo o ciclo de vida da planta. Esses entendimentos servirão de base para a utilização consciente das espécies na minimização de nutrientes e da conservação dos sistemas naturais.

2.5 MACRÓFITAS AQUÁTICAS

Macrófitas aquáticas ou plantas aquáticas vasculares são aquelas cujas partes da planta que realizam fotossíntese, permanecem submersas em água ou flutuantes na superfície (PEDRALLI, 2003).

As macrófitas aquáticas representam uma importante comunidade em ecossistemas límnicos por contribuírem para a diversidade biológica e por apresentarem elevada biomassa e alta produtividade (HENRY-SILVA e CAMARGO, 2003).

²GRECO, M. K. B.; FREITAS, J. R. Concentração de fósforo e nitrogênio na represa de Pampulha e as taxas de crescimento de *Eichornia crassipes* (aguapé). In ENCONTRO DE PESQUISAS DO ICB. **Livro de resumos**. Belo Horizonte, 1996

³SRIWASTAVA, A. K.; AMBASHT, R. S.; RAJU, K.; KUMAR, R. Enhancing effect of pollution on dry matter, nitrogen and phosphorus accumulation in water hyacinth (*Eichornia crassipes*) in river Ganga at Varansi. **Indian Journal of Forestry**. 17, n, 4, p. 279-283, 1994.

A distribuição das espécies no ambiente aquático é variável e, dependendo do grau da adaptação da espécie, ela habita regiões mais rasas ou mais profundas. As plantas anfíbias constituem aquele grupo de espécies aquáticas que vivem dentro da água, nos períodos de cheia, mas conseguem sobreviver por períodos variáveis no solo livre de inundação durante o período de seca (HENRY-SILVA e CAMARGO, 2003).

O Brasil apresenta a característica de possuir lagos relativamente rasos, possibilitando, assim, a formação de extensas regiões litorâneas, áreas amplamente dominadas por macrófitas (SETTI et al., 2001). Dentre as inúmeras espécies de macrófitas com ocorrência nas águas continentais brasileiras, muitas são excelentes bioindicadoras da qualidade das águas (ESTEVES, 1998).

Diversos estudos sobre macrófitas aquáticas enfatizam sua elevada produtividade e importância na ciclagem de nutrientes (HENRY-SILVA e CAMARGO, 2003).

Estas espécies, por requererem altas concentrações de nutrientes, vêm sendo utilizadas com sucesso na recuperação de rios e lagos poluídos, pois suas raízes formam uma densa rede capaz de reter até as mais finas partículas em suspensão, além de absorverem substâncias tóxicas provenientes do despejo industrial e doméstico (CAMARGO *et al.*, 2003). GRANATO (1995) mostra que muitas espécies de macrófitas aquáticas contribuem para a remoção de nutrientes da água, especialmente em bacias hidrográficas com extensas áreas cultivadas.

Apesar da grande importância ecológica, o crescimento excessivo de plantas aquáticas compromete os usos múltiplos dos ecossistemas aquáticos, (ESTEVES, 1998). Existe, portanto, uma contradição em relação à comunidade de macrófitas aquáticas, pois, apesar de sua importância ecológica, também se admite sua propensão em gerar problemas (CAMARGO et al., 2003). Segundo PEDRALLI (2003), o aumento das macrófitas pode

propiciar o processo de eutrofização devido à elevada produção de biomassa, o aumento da demanda bioquímica de oxigênio (DBO) acarretando na diminuição de oxigênio, a formação de gases (H₂S, CH₄) e a diminuição do pH da água, com efeitos deletérios sobre as comunidades de fitoplâncton, zooplâncton, bentos e peixes. Outros efeitos nocivos advindos da proliferação desenfreada das macrófitas aquáticas são o impedimento à navegação, a irrigação, abastecimento de cidades e indústrias, geração de energia elétrica e o impedimento das atividades recreacionais, como por exemplo, pesca esportiva e natação (BAATTRUP-PEDERSEN, 2003).

Quanto ao papel das macrófitas aquáticas como agentes filtrantes de materiais particulados, sedimentos e nutrientes, trabalhos demonstram que muitas espécies apresentam importante papel na biogeoquímica dos sedimentos (ROMITELLI, 1983).

No Brasil, a classificação comumente aceita refere-se a macrófitas emersas, flutuantes, submersas enraizadas, submersas livres e com folhas flutuantes (POMPÊO, 2003). Quanto ao seu biótipo, as macrófitas aquáticas podem ser reunidas em cinco grandes grupos ecológicos (FARIA, 2002):

- *Macrófitas aquáticas emersas*: enraizadas no sedimento, porém as folhas crescem para fora da água. Ex: *Eleocharis sp.* (junco), *Typha dominguensis* (taboa).

- *Macrófitas aquáticas flutuantes*: Flutuam livremente na superfície da água. Ex: *Pistia stratiotes* (alface d'água), *Eichornia crassipes* (aguapé), *Salvinia sp.* (orelha-de-rato).

- *Macrófitas aquáticas submersas enraizadas*: enraizadas, crescendo totalmente debaixo d'água. Ex: *Egeria densa* (elódea), *Cabomba sp.* (cabomba).

- *Macrófitas aquáticas submersas livres*: Permanecem flutuando debaixo d'água. Podem se prender a pecíolos e caules de outras macrófitas. Ex: *Utricularia sp.* (utriculária).

- *Macrófitas aquáticas com folhas flutuantes*: enraizadas no sedimento e com folhas flutuando na superfície da água. Ex: *Nymphaea elegans* (lírio d'água).

As macrófitas aquáticas são capazes de estabelecer uma forte ligação entre o sistema aquático e o ambiente terrestre que o circunda (HENRY, 2003). Atuam como produtores primários, servindo como fonte de alimento para muitos tipos de peixes e algumas espécies de aves e mamíferos (SOUZA, 2003). Suas raízes também atuam como local de proliferação de microorganismos importantes na alimentação dos mesmos (LORENZI, 2000). Fornecem ainda locais sombreados para abrigo de formas sensíveis às altas intensidades de radiação solar.

Fornecem materiais de importância econômica para a sociedade, pois podem ser utilizadas como alimento para o homem e para o gado, como fertilizante de solo, como fertilizante de tanques de piscicultura ou abrigo para alevinos, como matéria prima para a fabricação de remédios, utensílios domésticos, artesanatos e tijolos para a construção de casas, como recreação e lazer, pois são cultivadas em lagos artificiais como plantas ornamentais (BARKO, 1991). Além disso, algumas macrófitas aquáticas são hospedeiras de algas e bactérias fixadoras de nitrogênio (ROELOFS, 1991).

A ocorrência de macrófitas aquáticas submersas tem sido associada a ambientes oligotróficos. Em ecossistemas lênticos altas concentrações de nutrientes podem favorecer o crescimento de fitoplâncton e de macrófitas aquáticas flutuantes que impedem a penetração de luz na coluna d'água (GRANATO, 1995). A luz é fator importante que influencia o crescimento e a produção, especialmente de macrófitas aquáticas submersas. Altas intensidades de radiação luminosa podem favorecer ou inibir esse crescimento (CAMARGO, 2003).

HENRY-SILVA e CAMARGO (2000), ao avaliar as características de crescimento de três macrófitas aquáticas flutuantes, constatou menores ganhos de peso em *Eichhornia crassipes* e *Pistia stratiotes*, quando cultivadas em água com baixas concentrações de nitrogênio e fósforo. Já *Salvinia molesta*, em comparação com as outras espécies, apresentou ganho de peso semelhante, independentemente das diferentes concentrações de nutrientes em que foi cultivada. BENASSI (2000), também evidenciou em condições experimentais que, em água com baixas concentrações de nutrientes são favoráveis para *Salvinia molesta* e desfavoráveis para *Pistia stratiotes*.

Em ambientes aquáticos com maior disponibilidade de nutrientes observa-se, em geral, uma menor superfície de raízes de macrófitas aquáticas. CAMARGO (2003), ao avaliar o crescimento e produção de *Typha dominguensis* em uma lagoa costeira, constatou maiores taxas de crescimento de indivíduos próximos à entrada de efluentes domésticos ricos em nutrientes. Visando avaliar a capacidade das macrófitas aquáticas no tratamento de efluentes, vários autores têm desenvolvido experimentos com diversas espécies dessas plantas. HENRY-SILVA (2000), ao comparar a composição química de macrófitas aquáticas de diferentes grupos ecológicos, constatou maiores estoques de nitrogênio e fósforo na biomassa total das espécies *Pistia stratiotes*, *Salvinia molesta* (flutuantes) e *Eichhornia azurea* (emersa) do que na biomassa total de *Utricularia foliosa* (submersa livre).

Geralmente, são as plantas aquáticas flutuantes e submersas que respondem mais à eutrofização, já que dependem da água para alguns nutrientes ou todos eles, em especial o nitrogênio (BARKO, 1991). As plantas emergentes com folhas são bem enraizadas e obtêm a maior parte de seus nutrientes dos sedimentos que são ricos em fósforo.

2.5.1 *Polygonum hydropiperoides* Michx.

Polygonum hydropiperoides Michx., comumente conhecida como erva-de-bicho, é uma espécie perene, pertencente à família Polygonaceae, que se desenvolve em ambientes aquáticos ou terrestres. “Hidro-piper” = pimenta d’água, nome dado porque ocorre em lugares com água e suas folhas são muito parecidas com uma planta que apresenta um forte gosto de pimenta (LOPES, 2003). Porém, suas folhas não possuem o forte gosto de pimenta, ou quando tem esse gosto, só de modo suave (KISSMANN, 2000). O gênero *Polygonum* está amplamente distribuído no globo terrestre, desde os trópicos até as regiões polares, sendo frequentemente referido como gênero de distribuição cosmopolita (MELO, 1999) A Figura 3 ilustra a espécie encontrada nos dois ambientes. Propaga-se por sementes e principalmente por meio de secções de caule (LORENZI, 2000).

Pode alcançar até 40 cm de altura. Possui folhas estreito-lanceoladas 5-9 x 0,8-1,2 cm, ápice e base atenuados, margens e nervuras ciliadas, face abaxial frequentemente com glândulas opacas; ócrea 1-1,5 cm, margem ciliada, pecíolo curto, 2-5 mm. Apresenta flor entre 2-3 mm com glândulas nectaríferas pouco desenvolvidas. Planta nativa do Continente Americano, onde ocorre em quase todas as regiões. Espécie bem distribuída nas regiões Sul, Sudeste, Centro-oeste do Brasil (KISSMANN, 2000).

A planta inteira é utilizada na medicina popular, principalmente como antidisentérica, antisséptica, deterativa, estomáquica, diurética, antitérmica, anti-reumática, vermífuga e excelente cicatrizante de feridas e úlceras. Suas propriedades terapêuticas são úteis também no combate do câncer, assim como nos problemas circulatórios, pois estimula a circulação e diminui a fragilidade capilar, tendo efeito hemostático, bastante útil no tratamento de hemorróidas (MELO, 1999).

A característica de *P. hydropiperoides* em poder se desenvolver em ambiente aquático permite, como em muitas hidrófitas, duas fontes nutricionais: o substrato submerso e a água (BAUMEISTER e ERNST, 1978). Estas plantas, segundo o mesmo autor, possuem uma alta taxa de transpiração, que lhes garante uma boa nutrição, em função de nutrientes solúveis numa fase aquosa móvel.

FIGURA 3 – *Polygonum hydropiperoides*.



2.5.2 *Typha dominguensis* Pers.

Typha dominguensis Pers., pertencente à família Typhaceae, comumente conhecida como taboa, é uma planta perene, herbácea, rizomatosa, aquática, com caule cilíndrico, podendo atingir até 3 m. de altura, nativa da América do Sul. Propaga-se por sementes e vegetativamente e forma densos agrupamentos. É bastante vigorosa, chegando a produzir 7.000 kg de rizomas por hectare. Seus rizomas são comestíveis, possuindo valor protéico igual ao do milho e de carboidratos igual ao da batata (BIANCO et al., 2003). É uma espécie emergente cujas folhas são anfiestomáticas e apresentam grupos de fibras

esclerenquimáticas por entre as células do parênquima paliçádico, logo abaixo da epiderme, e associados aos feixes (HENRY, 2003).

É muito freqüente em margens de lagos, reservatórios, canais de drenagem e várzeas. Possui importância comercial, pois serve de matéria prima para confecção de móveis e de celulose (KISSMANN, 2000). Plantas de *T. dominguensis* absorvem metais pesados, inclusive o cobre, podendo contribuir para o saneamento ambiental. Indicada, também, como depuradora natural de ambientes aquáticos (REITZ, 1984). Sob o ponto de vista negativo, quando em povoamentos densos, essas plantas provocam desequilíbrio, tornando-se infestantes em açudes e várzeas úmidas, diminuindo ou impedindo seu aproveitamento adequado. Outro fator negativo é que nos povoamentos de taboas existem excelentes condições para a reprodução de mosquitos (BIANCO et al., 2003). A Figura 4 ilustra a espécie

FIGURA 4 – *Typha dominguensis*.



Fotos: Marcelino Hurmus.

3. MATERIAL E MÉTODOS

3.1 CONSIDERAÇÕES GERAIS

A presente pesquisa envolveu as seguintes atividades:

- * Coleta, implantação e condução do experimento em casa de vegetação na Fazenda Experimental do Canguiri da Universidade Federal do Paraná; e
- * Realização de análises laboratoriais das amostras coletadas durante o período de cultivo das espécies visando a determinação de parâmetros físicos, químicos e biológicos. Tais análises foram realizadas nos laboratórios de Biogeoquímica e Nutrição de Plantas do Departamento de Solos e Engenharia Agrícola da UFPR e no Laboratório de Solos da CNPF/EMBRAPA. As análises de morfologia e anatomia das raízes foram efetuadas no Laboratório de Anatomia Ecológica do Departamento de Botânica - UFPR.

3.2 DESCRIÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO

A área de estudo faz parte da Estação Experimental do Canguiri, do Setor de Ciências Agrárias da UFPR. A Estação está localizada no município de Pinhais, na margem direita da BR-116, sentido São Paulo, distante cerca de 18 km ao norte de Curitiba. As coordenadas geográficas centrais aproximadas são: latitude 25°23'30"S e longitude 49°07'30" W (OLIVEIRA, 1998).

A cobertura vegetal original da região era composta por campos limpos, ou estepe gramíneo-lenhosa, entremeada por capões com elementos da floresta ombrófila mista (DONHA, 2003).

A Estação Experimental do Canguiri situa-se em área de influência dos solos ORGANOSSOLO, CAMBISSOLO (fase rasa), CAMBISSOLO (latossólico), LATOSSOLO (DONHA, 2003), onde foram coletadas as matrizes das plantas e captada a água para o experimento. O clima é do tipo Cfb, mesotérmico, úmido com a temperatura média do mês mais quente, inferior a 22° C, segundo o sistema de Koppen (FASOLO et al., 2002).

3.3. DESCRIÇÃO DO EXPERIMENTO

3.3.1 Implantação

Utilizando-se a água de um tanque de piscicultura da Estação Experimental do Canguiri - UFPR, instalou-se um experimento em casa de vegetação para cultivo da espécie *Polygonum hydropiperoides* Michx. e *Typha dominguensis* Pers., sob diferentes níveis tróficos a partir de diferentes concentrações de nitrogênio e fósforo.

O experimento foi conduzido em casa de vegetação com cinco tratamentos e seis repetições para cada espécie. Os tratamentos são representados por cinco níveis tróficos de nitrogênio e fósforo, arranjados em delineamento inteiramente casualizado. A Tabela 3 apresenta os tratamentos com as respectivas concentrações de N e P, acrescidas à água do tanque de piscicultura para cada nível trófico, em recipientes de 4 litros, com oxigenação diária em sistema fechado. Utilizou-se uréia e fosfato di-amônio como fontes de nitrogênio e fósforo. O potássio foi fornecido na forma de KCl. O pH da solução foi mantido conforme a água do tanque, variando de 7,6 – 8,3.

TABELA 3 – TRATAMENTOS E RESPECTIVAS CONCENTRAÇÕES DE N (NITROGÊNIO) E P (FÓSFORO) ACRESCIDAS À ÁGUA DO TANQUE DE PISCICULTURA PARA CADA NÍVEL TRÓFICO.

NÍVEIS TRÓFICOS	N (mg L ⁻¹)	P (mg L ⁻¹)	N/P
N ₀ P ₀	0	0	0
N ₁ P ₁	105	15	7,0
N ₂ P ₂	155	30	5,17
N ₃ P ₃	185	45	4,11
N ₄ P ₄	205	60	3,42

A coleta de *P. hydropiperoides* e *T. dominguensis* para a implantação do experimento realizou-se na Fazenda Experimental do Canguiri UFPR nas áreas de influência do escoamento do tanque remanescente da piscicultura. As plantas foram aclimatadas em recipientes contendo 4 litros de água da piscicultura acrescidas de concentrações de 15 mg L⁻¹ P e 105 mg L⁻¹ N para todas as plantas. Após o período de aclimação iniciou-se a implantação do experimento com os respectivos tratamentos e repetições (Figura 4). Para fazer o balanço de cultivo das espécies, as concentrações utilizadas foram relacionadas aos vasos (mg vaso⁻¹). Sendo assim, os valores das concentrações (mg L⁻¹) foram multiplicados por quatro, pois cada vaso continha 4 L de água para o cultivo das plantas.

FIGURA 5- VISTA GERAL DO EXPERIMENTO



As espécies testadas tiveram tempo de condução do experimento distintos. Para a espécie *P. hydropiperoides*, o tempo de condução bem como o de permanência foi de 40 dias. Para a espécie *T. dominguensis*, o tempo de condução foi de 160 dias e o de permanência foi de 40 dias. Para esta espécie realizou-se quatro coletas da água de cultivo, seguidas de reposições da água de piscicultura acrescidas dos tratamentos, conforme a Tabela 4. Essas renovações foram feitas para manter o mesmo grau de trofia no acompanhamento da maturidade da *T. dominguensis*.

TABELA 4 – DEMONSTRATIVO DA CONDUÇÃO DO EXPERIMENTO

	<i>P. Hydropiperoides</i>	<i>T. dominguensis</i>
1ª Aplicação Plantio	06 / 08 / 2004	13 / 05 / 2004
2ª aplicação		24 / 06 / 2004
3ª aplicação		04 / 08 / 2004
4ª aplicação		14 / 09 / 2004
Coleta final	14 / 09 / 2004	25 / 10 / 2004
Tempo de Permanência	40 dias	40 a 41 dias

3.3.2 Coleta de dados

3.3.2.1 Água

As coletas de água no experimento em que se utilizou a espécie *P. hydropiperoides* foram realizadas na data da instalação (agosto / 2004) e no encerramento (setembro / 2004) após 40 dias de cultivo (setembro / 2004). Para *T. dominguensis*, as coletas de água foram periódicas, seguindo-se às trocas da água efetuadas a cada 40 dias, conforme a Tabela 4.

Por ocasião da renovação da solução, a cada 40 dias, eram fornecidas as respectivas concentrações de N e P referente aos tratamentos. No início de cada renovação, aplicava-se também, em todos os vasos, 4 mL vaso⁻¹ de solução de micronutrientes e Fe-EDTA (MOORE, 1974).

Visando proporcionar uma condição de ausência de luminosidade, os vasos foram revestidos com saco plástico de cor preta e, na parte superior usou-se papel alumínio em toda a sua superfície (Figura 5). Semanalmente o volume do vaso era reajustado aos 4 litros iniciais. Essas reposições do volume eram realizadas com água do próprio tanque, conforme a evaporação de cada vaso, que ficava em torno de 500 mL.

FIGURA 6 - PROTEÇÃO UTILIZADA NOS VASOS.



O N total das amostras de água foi analisado pelo método Kjeldahl, com a particularidade de deixar evaporar a água até remanescer apenas a mistura ácida para início do procedimento de digestão. Isto foi necessário tendo em visto que a digestão requer temperaturas de até 350 °C. O P solúvel foi analisado por colorimetria com ácido ascórbico em espectrofotômetro ($\lambda = 882$ nm). O P total foi obtido a partir da digestão de Kjeldahl e

determinado de acordo com a metodologia do P solúvel. A metodologia de determinação do N total foi adaptada de APHA (1995) e de P solúvel foi de acordo com MURPHY e RILLEY (1962). A análise da forma solúvel foi feita em amostra filtrada utilizando-se o filtro de 0,45 μm , à vácuo.

As amostras para análise de pH e condutividade elétrica da água foram feitas diretamente no frasco de coleta, quando do início do experimento, utilizando-se pHmetro (INOLAB-WTW) e condutivímetro (SCHOTT), ambos portáteis.

3.3.2.2 Material Vegetal

Para ambas as espécies, o material vegetal foi separado em parte aérea (composta de caules e folhas) e parte radicial e lavados com água deionizada com três enxágües. As amostras das plantas foram secas a 60 °C até peso constante e moídas em moinho Wiley, acondicionadas em frascos herméticos, sendo analisadas em relação ao desenvolvimento vegetativo (biomassa seca) e nutricional: nitrogênio (N), fósforo (P), potássio (K), cálcio (Ca), magnésio (Mg), sódio (Na), ferro (Fe), zinco (Zn), cobre (Cu) e manganês (Mn) da parte aérea, composta por folhas e caules. A metodologia de digestão para determinação de Ca, Mg, Fe, Zn, Cu e Mn foi realizada por via seca a 500 °C, conforme JONES e CASE (1990) e solubilizadas em HCl 3 mol L⁻¹, segundo PERKIN ELMER (1976). As amostras foram lidas por absorção atômica. No mesmo extrato, o P foi lido por colorimetria-amarelo em espectrofotômetro UV/VIS. O K e Na foram lidos por fotometria de chama (DA SILVA, 1999). O N no extrato vegetal foi determinado segundo Kjeldhal (HILDEBRAND, 1976).

A capacidade extratora das plantas foi avaliada através da sua biomassa acumulada e do teor de nutrientes na matéria seca.

3.3.2.2.1. Análises morfométricas das raízes

O comprimento médio das raízes foi obtido com o auxílio de régua graduada a partir de cinco amostras por tratamento, compreendendo estas o segmento desde a região do colo até o ápice radicular. Amostras da região mediana das raízes foram fixadas em FAA 70 (etanol 70 %, formaldeído e ácido acético 18:1:1 v/v) (JOHANSEN, 1940) e conservadas em álcool 70% para a confecção de lâminas permanentes. Secções transversais do terço médio da raiz foram desidratadas em série alcoólica-etílica crescente, emblocadas em glicolmetacrilato (GMA), segundo as técnicas convencionais para glicolmetacrilato (FEDER e O'BRIEN, 1968) e recomendações do fabricante. Posteriormente, as secções foram coradas com azul de toluidina 0,1 mol L⁻¹ em tampão fostato e vedadas em meio de montagem. As mensurações de espessura da raiz e tecidos radiciais foram realizadas em microscópio provido de escala micrometrada. Foram calculadas todas as médias e os respectivos desvios-padrão para todas as variáveis quantitativas.

3.3.3 Análises Estatísticas

Foi aplicada a análise de variância (ANOVA) para verificar possíveis diferenças e teste de Tukey para comparação de médias, com o auxílio do *software* Statistica versão 6.0 (Stat. Soft., Inc., Tulsa, OK, USA 1998). O nível de significância considerado foi o de 0,05 ($p \leq 0,05$). Os testes foram realizados com o uso do PROGRAMA ESTATÍSTICO SANEST (ZONTA, MACHADO e SILVEIRA, 1985) no CNPF/EMBRAPA.

4. RESULTADOS E DISCUSSÃO

4.1. QUALIDADE DA ÁGUA

4.1.1 Condutividade Elétrica e pH

A condutividade fornece informações sobre as condições do sistema desde a disponibilidade de nutrientes, minerais e orgânicos, como também uma medida indireta da concentração de poluentes. Em águas naturais os valores de condutividade apresentam-se na faixa de 10 a 100 $\mu\text{S cm}^{-1}$ e, em ambientes poluídos por esgoto doméstico ou industrial, os valores de condutividade podem chegar a 1000 $\mu\text{S cm}^{-1}$ (BRIGANTE et al., 2003).

Os valores médios obtidos nesse trabalho encontram-se na Tabela 5. Observa-se que o aumento da condutividade foi progressivo e que este acompanhou o incremento de nutrientes dos tratamentos. Os níveis N_3P_3 e N_4P_4 possuem valores expressivos, considerando a proveniência da água do tanque. Para o valor do tratamento testemunha (N_0P_0), este se encontra de acordo com ABDO (1996) para um dos casos de estudo da bacia amazônica.

A influência do pH sobre os ecossistemas aquáticos naturais dá-se diretamente devido a seus efeitos sobre a fisiologia das diversas espécies. Também o efeito indireto é muito importante podendo, determinadas condições de pH, contribuir para a precipitação de elementos químicos tóxicos como metais pesados e efeitos sobre as solubilidades de nutrientes. BRASIL (2005) estabelece valores diferenciados de pH, dependendo da classe do rio.

O pH natural do tanque de piscicultura (Tabela 5) apresenta valores altos devido a

aplicações de calcário, quando em atividade de piscicultura, o que pode estar interferindo no desenvolvimento das plantas testadas, uma vez que, *P. hydropiperoides* vegeta naturalmente em solos ácidos, inclusive nos Campos Gerais, apesar de ser exigente em fertilidade (LORENZI, 1976).

Os valores de temperatura nos níveis tróficos não apresentaram variações entre os níveis tróficos.

TABELA 5 – VALORES DE CONDUTIVIDADE E pH OBTIDOS NOS NÍVEIS TRÓFICOS

Nível Trófico	Condutividade	
	Elétrica $\mu\text{S cm}^{-1}$	pH
N ₀ P ₀	7,0	8,3
N ₁ P ₁	60,0	7,6
N ₂ P ₂	79,6	7,9
N ₃ P ₃	122,5	8,0
N ₄ P ₄	330,2	8,0

4.1.2. Água de Cultivo

O P total (Tabela 6) representa o P solúvel acrescido do P ligado ao sedimento (P particulado). Os níveis de P total nos tratamentos ficaram muito próximos do que foi aplicado, mostrando que todo o P está na forma solúvel. No caso da testemunha, somente água do tanque, verifica-se que 73,6% do P total encontra-se na forma de P particulado, mostrando uma maior contribuição desta forma de P quando comparada aos demais tratamentos (Tabela 6). No entanto, considerando os baixos valores de P particulado existente na água do tanque (testemunha) em relação à quantidade aplicada, e em função da proximidade dos valores de P total e P solúvel observados nos tratamentos com aplicação

de P, optou-se somente pela análise do P solúvel no decorrer do experimento.

Comparando-se as concentrações de P total (Tabela 6), observam-se valores muito menores no nível trófico N_0P_0 e, no entanto, os dados observados na Tabela 6 mostram que, os valores na água do tanque de piscicultura (nível trófico N_0P_0), encontram-se muito acima dos limites preconizados pela Resolução do CONAMA 357/05 cujo máximo permitido é de $0,020 \mu\text{g mL}^{-1}$ na classe de uso II (águas destinadas ao abastecimento para consumo humano, após tratamento convencional). Este teor deve ser resultante das atividades agropecuárias desenvolvidas até sua interrupção, por força do enquadramento da área como APA. Anteriormente, o tanque de piscicultura era influenciado pelo aporte de nutrientes provenientes de uma horta localizada nas margens de um tanque vizinho, como também do próprio cultivo dos peixes (Figura 7). Justifica-se, assim, a importância da utilização da técnica da fitorremediação na minimização dos impactos da eutrofização, nas águas de escoamento.

FIGURA 7 - VISTA DA CASA DE VEGETAÇÃO ENTRE O TANQUE DE PISCICULTURA TESTADO (À ESQUERDA) E DO TANQUE VIZINHO (À DIREITA).



TABELA 6 – RESULTADOS ANALÍTICOS DAS AMOSTRAS DE ÁGUA NO INÍCIO DO EXPERIMENTO.

Nível Trófico	N total mg L⁻¹	P total mg L⁻¹	P sol. mg L⁻¹	K mg L⁻¹	Ca mg L⁻¹	Mg mg L⁻¹
N ₀ P ₀	11,1	0,56	0,148	2,5	62,6	19,8
N ₁ P ₁	105,4	16,47	14,852	42,7	63,3	17,4
N ₂ P ₂	155,3	33,04	28,98	42,8	59,7	14,3
N ₃ P ₃	185,7	46,15	44,98	43,0	61,9	15,1
N ₄ P ₄	207,9	61,94	59,48	42,4	60,9	15,2

PETRUCCIO (2000) relatou a importância da relação N/P na água como fator que interfere na capacidade de absorção de plantas aquáticas, a exemplo de *Eichhornia crassipes*, que apresenta maior produção de biomassa entre razões N/P na água de 2,3 e 5 (REDDY e TUCKER, 1983). Os autores sugerem que razões N/P acima de 5,1 resultariam em menor absorção e produção de biomassa. As concentrações de N e P utilizadas nas soluções do presente estudo condicionaram a razões N:P de 3,42 a 7. Sendo que *P. hydropiperoides* apresenta maior absorção e produtividade em nível superior ao proposto como limite por REDDY e TUCKER (1983), ou seja, na razão N/P de 7,0 observa-se a maior absorção e produtividade do *P. hydropiperoides*, podendo significar maior tolerância ao trofismo aquático. A consequência desse fato pode ser a limitação do crescimento, que não responderá em igual proporção aos incrementos de N. Portanto, *P. hydropiperoides* condicionado a razões N/P na água acima de 5,1 pode resultar na redução da absorção, caso a capacidade de saturação na absorção de nutrientes já tenha ocorrido. Isto, em última análise, vai depender do teor absoluto de N e P na solução.

4.2 *Polygonum hydropiperoides* Michx.

4.2.1 Crescimento Vegetal

A comparação de médias referente à biomassa da parte aérea (Tabela 7), destaca significativamente o nível trófico N₁P₁, sendo que a testemunha representa o pior tratamento e os níveis N₂P₂, N₃P₃ e N₄P₄ representam um grupo intermediário homogêneo entre si, diferenciando-se significativamente dos demais.

O tratamento N₁P₁ teve o crescimento favorecido em função da dosagem, mais adequada, fornecida de nutrientes. O contrário se verificou nos tratamentos seqüentes, N₂P₂, N₃P₃ e N₄P₄, onde a maior concentração dos elementos inibiu o desenvolvimento da espécie.

Com relação à biomassa radicial observa-se também que o nível trófico N₁P₁ diferenciou-se dos demais, apresentado o melhor resultado (Tabela 7).

TABELA 7 – BIOMASSA SECA E COMPRIMENTO DE RAÍZES DE *P. hydropiperoides* NOS DIFERENTES TRATAMENTOS.

Nível trófico	Biomassa aérea	Biomassa radicial	Comp. radicial
	g vaso ⁻¹		cm vaso ⁻¹
N ₀ P ₀	2,010 c	0,39 b	46,70 a
N ₁ P ₁	7,575 a	0,91 a	20,97 b
N ₂ P ₂	3,875 b	0,63 b	15,48 c
N ₃ P ₃	4,236 b	0,60 b	14,27 cd
N ₄ P ₄	3,980 b	0,59 b	12,90 d

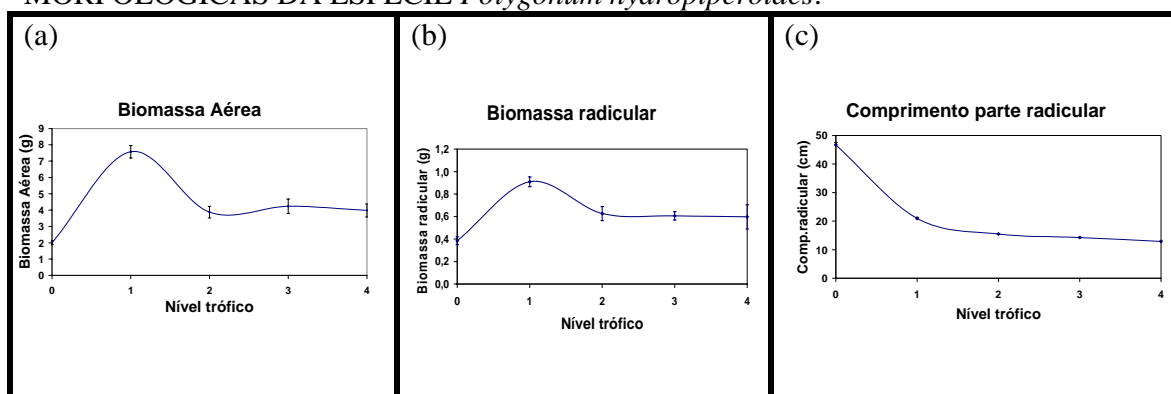
Valores seguidos pelas mesmas letras, na vertical, não diferem pelo Teste de Tukey ao nível de significância de 5%.

Os dados observados na Tabela 7, no que diz respeito ao comprimento radicial, mostram que o valor 46,70 cm, encontrado para o tratamento testemunha, se distingue

significativamente dos demais. Essa observação deve-se provavelmente ao fato do não fornecimento de nutrientes ao tratamento N_0P_0 e de um possível reação da necessidade da raiz em buscá-los para sua nutrição. DOMINGOS (2005), analisando *Heteranthera reniformis*, observou que houve redução na contribuição de biomassa de raízes com o aumento da concentração de N e P. O cultivo em soluções com a ausência de N e P propiciou maiores proporções de biomassa de raízes em relação aos níveis mais concentrados. O mesmo autor cita que os resultados demonstraram que *Heteranthera reniformis*, nas condições testadas, destina grande parte dos fotoassimilados para a produção de raízes quando na ausência dos nutrientes essenciais para o seu desenvolvimento, como N e P. Esse fato permite refletir sobre o potencial agressivo da espécie, que, em condições nutricionais adversas, estaria priorizando a alongação da raiz e não a maior produção de biomassa aérea, visto que em N_0P_0 encontra-se a menor biomassa (Tabela 7). De acordo com alguns autores, o princípio da alocação de biomassa está condicionado aos recursos limitados do meio, os quais resultam em habilidades de competição, como crescimento, sobrevivência e reprodução (BAUMEISTER e ERNST, 1978).

Em apoio a Tabela 7, pode-se ver na Figura 8 os valores médios e os desvios padrão das análises morfológicas. Os gráficos 8a e 8b mostram claramente o máximo crescimento no tratamento N_1P_1 . Interessante é observar que entre o nível N_0P_0 e N_1P_1 existe um ponto que equivale aos tratamentos de maior concentração de N e P, sugerindo o então já mencionado desequilíbrio nutricional. No comprimento radicial este mesmo ponto se situa entre o máximo comprimento (N_0P_0) e o supostamente ótimo N_1P_1 .

FIGURA 8 - VALORES MÉDIOS E OS DESVIOS PADRÃO DAS ANÁLISES MORFOLÓGICAS DA ESPÉCIE *Polygonum hydropiperoides*.



(a) – biomassa aérea; (b) – biomassa radicular; (c) – comprimento radicular.

Observa-se, na Tabela 8 um comparativo em relação à biomassa seca total produzida por dia por área. A produção de biomassa teve um crescimento expressivo no nível trófico N₁P₁, correspondendo a 2,2 g dia⁻¹.m². De acordo com LORENZI⁴ apud citado por LIMA et al. (2005), em condições ideais a *Salvinia auriculata* pode produzir até 650 gramas de biomassa seca por metro quadrado por ano. Fazendo-se uma conversão chega-se a cifra de 1,78 g m².dia. Para as plantas cultivadas nos tratamentos N₂P₂, N₃P₃ e N₄P₄, a produção oscilou pouco, ficando em torno de 1,16 g dia⁻¹. m² a 1,27 g dia⁻¹ m². Esses resultados mostram o elevado potencial da espécie.

TABELA 8 – COMPARATIVO DA PRODUÇÃO (g dia⁻¹. m²) DE *Polygonum hydropiperoides* EM RELAÇÃO AOS TRATAMENTOS.

Nível trófico	Produção g dia ⁻¹ .m ²
N ₀ P ₀	0,63
N ₁ P ₁	2,22
N ₂ P ₂	1,16
N ₃ P ₃	1,27
N ₄ P ₄	1,16

⁴LORENZI, H. **Plantas daninhas do Brasil: terrestres, aquáticas, parasitas, tóxicas e medicinais.** 2 ed. Nova Odessa: Plantarum, 1991.

Considerando o tratamento N_1P_1 , durante um ano, e fazendo-se uma projeção em hectare tem-se uma produção de $888 \text{ kg ano}^{-1} \text{ corte}^{-1}$ de *P. hydropiperoides*. Comparativamente uma pastagem comercial, como por exemplo, o *Andropogum goyanus* produz, em condições ideais, 3 ton ano^{-1} no primeiro corte (SANZONOWICZ, 1986).

Nas macrófitas enraizadas, as raízes representam um órgão de suma importância no processo de absorção, embora, para a maximização da remoção de poluentes, todo o conjunto de órgãos da planta seja importante. Neste sentido, estudou-se além da produção da biomassa, a parte anatômica das raízes em relação aos tratamentos (Tabela 9).

A Figura 9 mostra uma visão geral de um exemplar de cada tratamento das raízes de *Polygonum hydropiperoides*.

FIGURA 9 – RAÍZES DE TRÊS PLANTAS DA ESPÉCIE *Polygonum hydropiperoides* NOS NÍVEIS TRÓFICOS.



A Figura 10 ilustra a parte aérea da espécie testada.

FIGURA 10 – PARTE AÉREA *Polygonum hydropiperoides* NOS NÍVEIS TRÓFICOS TESTADOS.

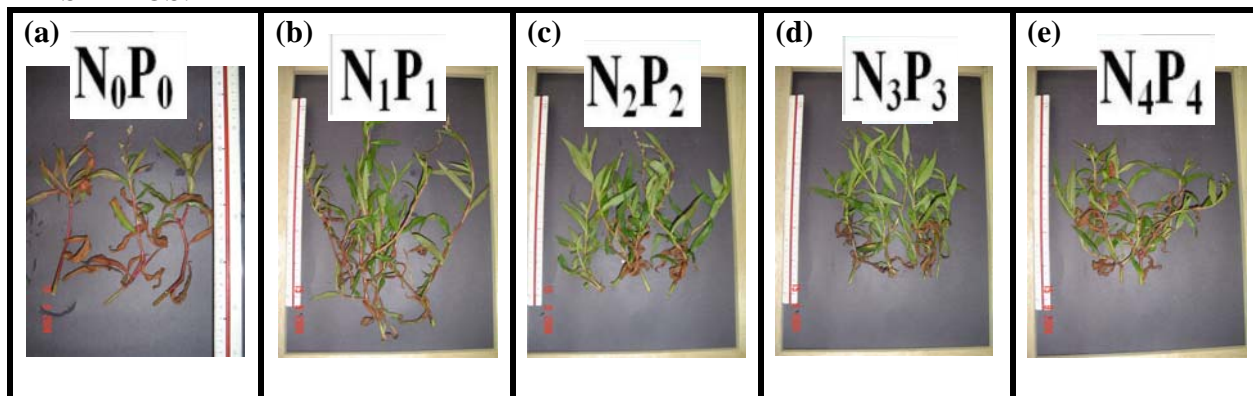


TABELA 9 - VALORES MÉDIOS E RESPECTIVOS DESVIOS PADRÃO DA MORFOMETRIA DAS RAÍZES DE *Polygonum hydropiperoides* EM DIFERENTES NÍVEIS TRÓFICOS (em μm).

Nível trófico	Diâmetro total	Espessura córtex	Diâmetro cilindro central	Comprimento da lacuna 1	Comprimento da lacuna 2
N ₀ P ₀	653,2 ($\pm 19,5$) ab	218,9 ($\pm 6,3$) a	142,8 ($\pm 22,9$)a	95,2 ($\pm 7,14$) bc	57,12 ($\pm 14,5$) b
N ₁ P ₁	682,5 ($\pm 19,5$) a	254,7 ($\pm 24,8$) a	145,2 ($\pm 2,38$) a	126,1 ($\pm 2,4$) ab	83,30 ($\pm 10,9$) a
N ₂ P ₂	555,7 ($\pm 68,2$) b	202,3 ($\pm 11,9$) a	92,8 ($\pm 20,7$) b	126,1 ($\pm 12,6$) ab	69,02 ($\pm 4,1$) ab
N ₃ P ₃	624,0 ($\pm 51,6$) ab	216,6 ($\pm 39,2$) a	152,3 ($\pm 13,2$) a	78,5 ($\pm 14,3$) c	57,12 ($\pm 8,6$) b
N ₄ P ₄	682,5 ($\pm 42,5$) a	245,1 ($\pm 22,7$) a	190,4 ($\pm 21,2$) a	147,6 ($\pm 15,6$) a	61,88 ($\pm 6,3$) ab

Valores seguidos pelas mesmas letras, na vertical, não diferem pelo Teste de Tukey ao nível de significância de 5%.

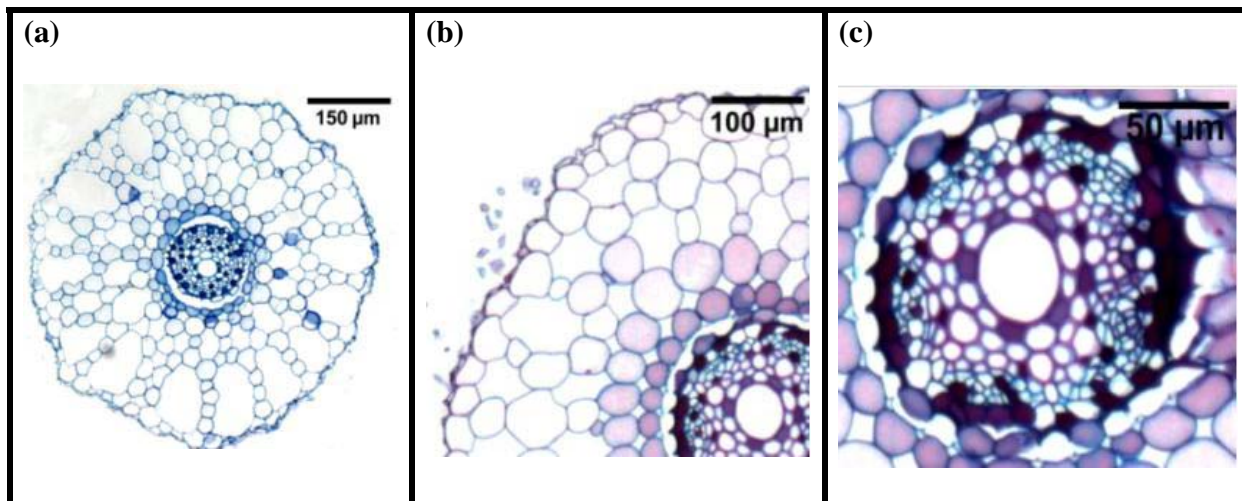
Os maiores valores médios de diâmetro total e espessura do córtex radicular de *P. hydropiperoides* foram obtidos no tratamento N₁P₁. Tanto o comprimento quanto o diâmetro radicular são fatores importantes que alteram a extração de nutrientes do solo (LORENZEN et.al., 2001).

Assim como a maior largura das lacunas, a maior biomassa radicial ocorreu no tratamento N₁P₁ para *P. hydropiperoides* e não variou nos demais tratamentos (Tabela 7). A biomassa do sistema radicular não é necessariamente um indicativo da área total de absorção, pois modificações na arquitetura do sistema podem ocorrer sem provocar alterações para esta característica (HODGE, 2004). O aumento nos valores de biomassa em estudos com *Eichhornia azurea* foram atribuídos ao pulso de inundação, em decorrência do aporte de fosfato nos locais mais distantes do rio utilizado como local de estudo (COSTA e HENRY, 2002).

A raiz de *P. hydropiperoides* em secção transversal apresenta-se delimitada por uma epiderme uniestratificada, a qual reveste um córtex formado por várias camadas contínuas de células isodiamétricas (Figura 11). Grandes lacunas dispõem-se radialmente na área mais externa do córtex. A endoderme é unisseriada, com estrias de Caspary não visíveis. O periciclo também é unisseriado e bem evidente, compondo o cilindro central que se caracteriza pela presença de um elemento de vaso grande central de onde partem os pólos de protoxilema. O floema alterna-se com os pólos de protoxilema e destaca-se pelo conteúdo denso de suas células.

A Figura 11 mostra secções transversais da raiz de *P. hydropiperoides*, uma vista geral da raiz, detalhe do córtex radicular e cilindro central.

FIGURA 11 - SECCÕES TRANSVERSAIS DE RAIZ. 1. (a) VISTA GERAL DA RAIZ DE *P. hydropiperoides*. (b) DETALHE DO CÓRTEX RADICULAR DE *P. hydropiperoides*. (c) CILINDRO CENTRAL DE *P. hydropiperoides*.



4.2.2 Estado Nutricional

Na Tabela 10, pode-se constatar o estado nutricional da parte aérea do *P. hydropiperoides* em macronutrientes, micronutrientes e Na. Considerando que N e P, foram os elementos adicionados em diferentes níveis tróficos, são estes, que mostram maior acréscimo correspondente a partir da testemunha (N_0P_0).

O N tem seu máximo de concentração no nível trófico N_3P_3 sem o correspondente na produção de biomassa. Enquanto o P no nível trófico N_1P_1 , onde também o K tem seu máximo refletindo a maior biomassa, embora o K não tenha sido fornecido em níveis crescentes, mas sim, em dose única, evidenciando assim, seu melhor aproveitamento neste tratamento.

TABELA 10 – TEORES DE MACRONUTRIENTES, MICRONUTRIENTES E SÓDIO EM *P. hydropiperoides*.

Nível trófico	Variáveis analisadas									
	N	P	K	Ca	Mg	Na	Fe	Mn	Cu	Zn
	g kg ⁻¹					mg kg ⁻¹				
N ₀ P ₀	14,1	1,26	10,9	5,6	3,2	3,3	197	632	9,4	59,6
N ₁ P ₁	31,2	6,61	25,8	3,6	1,9	4,5	233	711	8,4	50,4
N ₂ P ₂	34,3	5,90	23,8	3,8	2,1	4,5	156	702	5,0	45,7
N ₃ P ₃	39,0	4,95	18,9	4,3	2,0	2,9	125	677	5,5	32,9
N ₄ P ₄	33,7	5,57	20,8	4,0	2,3	3,3	140	872	5,5	27,5

Considerando o nível trófico testemunha, os elementos N, P e Na são comparáveis aos observados em *Brachiaria arrecta* crescendo em reservatório artificial, apresentando respectivamente 13,2 e 1,3 g kg⁻¹ e 3,2 mg kg⁻¹ (MARTINS et al., 2003). Para com esta mesma referência, o nível de K desse estudo (Tabela 9) representa aproximadamente 50% do teor de 21,2 g kg⁻¹ daquele estudo, o que possivelmente se deve ao nível trófico atual destes dois substratos em análise, bem como das características das plantas. Comparativamente a outra espécie, *Polygonum auriculata* (BAUMEISTER e ERNST, 1978), observa-se a mesma tendência para P e K no presente estudo, apresentando respectivamente 1,4 e 10,4 g kg⁻¹ da massa seca.

Os teores de Ca (5,6 g kg⁻¹) e Mg (3,2 g kg⁻¹) quando comparados com a *B. arrecta* (MARTINS, 2003), são bastante elevados, possivelmente refletindo os tratamentos de calagem efetuados quando do cultivo intensivo dos peixes. No entanto, existem plantas aquáticas que apresentam teores de Ca mais elevados, chegando a 27 g kg⁻¹ M.S., o mesmo acontecendo para o Mg (CORRÊA, 2003). Esta é uma questão bastante pertinente à espécie, uma vez que existe uma divisão ecofisiológica de acordo com a exigência de Ca

(MENGEL, 1987). Considerando que a espécie *P. hydropiperoides*, aqui investigada, vegeta predominantemente em ambiente ácido, sua demanda por Ca seria mais baixa, uma característica de plantas calcífugas. No entanto, considerando que a mesma é também considerada bastante exigente em fertilidade, conforme LORENZI (1976), isto sugere uma alta plasticidade ecológica, principalmente por não apresentar sintomas de clorose induzida em elevado pH, como observado em outras plantas (HUTCHINSON, 1967). Isto, aparentemente, por não se ressentir do elevado pH do meio (7,5 – 8,2). Reflexo disso é a sua alta tolerância ao manganês (Mn), cujos teores variam de 631 mg kg⁻¹ a 872 mg kg⁻¹, resultando em uma relação Fe/Mn < 1,0, conforme pode ser constatado na Tabela 10. Por outro lado, as condições redutoras do ambiente aquático propiciam altos teores destes dois elementos (BAUMEISTER e ERNST, 1978) e (CAMARGO, 2001). Estudos realizados em ambientes aquáticos eutrofizados reportam teores de Mn bem mais elevados como, por exemplo, para *Salvinia auriculata* (1491 mg kg⁻¹), *Pistia stratiotes* (1319 mg kg⁻¹) e *Eichhornia crassipes* (1254 mg kg⁻¹) (MARTINS et al., 2003). Embora para Fe, predominem as características genéticas das plantas determinando o montante absorvido (MASS et al., 1988). Por ocasião das leituras do Fe em água, através de absorção atômica de chama, observou-se apenas traços, assim como dos demais micronutrientes, apesar destes terem sido fornecidos complementarmente em solução. Além disso, a baixa relação Fe/Mn dos tecidos pode ser atribuída a uma baixa eficiência de absorção do ferro ao alto pH do meio, artificialmente aerado, onde possivelmente o Mn teria sido favorecido (HUTCHINSON, 1967).

A comparação dos níveis foliares revela não somente o estado nutricional. Como se pode ver na Tabela 11, os teores nas folhas refletem também os tratamentos. Em geral, o ambiente aquático mantém muitos nutrientes em solução e as variações do substrato

manifestam-se muito rapidamente na parte aérea. O aumento dos níveis tróficos foi planejado no sentido de observar o potencial desta espécie na fitodepuração de N e P, geralmente os grandes promotores do desenvolvimento de algas (ESTEVES, 1988). Esta eficiência pode ser medida em termos de absorção e incorporação dos elementos eutrofizantes em sua biomassa. Biomassa esta, que precisa ser manejada adequadamente no sentido de exportar os nutrientes para fora do ambiente do lago. Conforme CÔRREA et al. (2003) o destino destas plantas pode ser múltiplo. Havendo sucesso na seleção das plantas, pode-se, em tese, planejar um corredor de depuração dos diferentes dejetos nos ambientes circundantes usando espécies nativas.

Os teores de Cu e Zn situam-se na normalidade de teores encontrado nas diferentes plantas. O Zn, cuja amplitude de variação abrange teores de 27 mg kg⁻¹ a 59 mg kg⁻¹, corresponde aos níveis tróficos estabelecidos. Aparentemente os tratamentos refletiram na absorção. Isto pode ser constatado na Tabela 12, onde se observa o maior conteúdo, compatível com a maior biomassa, tanto radicial quanto aérea. Estas concentrações não representam necessariamente uma contaminação, estando na amplitude das plantas cultivadas, 10 mg kg⁻¹ a 100 mg kg⁻¹ (AMBERGER, 1988) e 10 mg kg⁻¹ a 135 mg kg⁻¹ (PAULETTI, 2004). Por outro lado há registros de plantas com teores de Zn, variando de 35 mg kg⁻¹ a 470 mg kg⁻¹ em hortaliças folhosas cultivadas em ambientes contaminados (KABATA e PENDIAS, 1992) e em várias aquáticas de ambientes eutrofizados variando de 172 mg kg⁻¹ a 256 mg kg⁻¹ (MARTINS et al., 2003).

Os níveis de Cu variam de 5 mg kg⁻¹ a 9 mg kg⁻¹, estando dentro dos limites de plantas com crescimento normal (KABATA e PENDIAS, 1992), podendo os níveis tóxicos situarem-se entre 20 mg kg⁻¹ a 100 mg kg⁻¹. No entanto, observa-se um decréscimo de seu teor com o aumento do fornecimento de N e estabilização a partir do nível trófico N₂P₂.

Pode-se atribuir este fato à forte tendência do Cu formar complexos com proteínas e aminoácidos (MARSCHNER, 1995), podendo esta retenção estar confinada no sistema radicial (AMBERGER, 1988), sítio comum de imobilização de Cu em plantas. Este fato permanece como hipótese em vista da ausência de resultados analíticos para as raízes.

As Tabelas 11 e 12 mostram a comparação de médias para os macronutrientes, sódio e micronutrientes contidos na parte aérea das plantas, em vasos de 4 litros contendo três plantas em uma superfície de 945,14 cm² (0,094514 m²). Da mesma forma que constatado na Tabela 11, os maiores valores se concentram no tratamento N₁P₁, como resultado da maior biomassa produzida (Tabela 7). Essa maior biomassa produzida nesse tratamento, deve-se possivelmente, às melhores condições nutricionais condicionada pela respectiva combinação de nutrientes. A Figura 12 ilustra os valores médios com os respectivos desvios padrão para cada nível trófico, tanto para macronutrientes, micronutrientes e sódio.

Considerando que N₁P₁, representa o melhor tratamento em termos de remoção de elementos eutrofizantes ainda não é possível afirmar que este representa o ótimo para a planta em termos de máxima eficiência. Esta lacuna deverá permanecer, uma vez que, não foram testadas outras combinações. Por outro lado, esta pertinência não requer prioridade no momento, tendo em vista que, a eutrofização ocorre aleatoriamente exigindo a adaptação da planta fitorremediadora.

No sentido de obter uma melhor visualização da eficiência relativa, construiu-se a Tabela 13, baseado no melhor desempenho mostrado pelo tratamento N₁P₁, onde é possível constatar produção em biomassa e remoção de macro, micronutrientes e sódio por m² e L durante o ciclo de 40 dias.

TABELA 11– CONTEÚDO DE MACRONUTRIENTES E SÓDIO NA PARTE AÉREA DE *P. hydropiperoides*, POR VASO, POR TRÊS PLANTAS.

Nível trófico	N	P	K	Ca	Mg	Na
	mg vaso ⁻¹					
N ₀ P ₀	28,79 c	2,54 c	21,95 c	1,12 c	0,65 b	0,33 ab
N ₁ P ₁	236,82 a	49,73 a	194,75 a	2,74 a	1,46 a	0,45 a
N ₂ P ₂	132,43 b	22,60 b	91,56 bc	1,45 bc	0,82 b	0,44 a
N ₃ P ₃	163,25 b	20,78 b	79,94 b	1,79 b	0,84 b	0,29 b
N ₄ P ₄	137,67 b	22,08 b	81,53 bc	1,59 bc	0,89 b	0,33 ab

Valores seguidos pelas mesmas letras, na vertical, não diferem pelo Teste de Tukey ao nível de significância de 5%.

TABELA 12 – QUANTIDADE DE MICRONUTRIENTES NA PARTE AÉREA DAS PLANTAS, POR VASO.

Nível Trófico	Fe	Mn	Cu	Zn	Na
	mg vaso ⁻¹				
N ₀ P ₀	0,40 b	1,27 c	0,019 b	0,122 b	0,331 ab
N ₁ P ₁	1,76 a	5,34 a	0,063 a	0,381 a	0,447 a
N ₂ P ₂	0,60 b	2,70 b	0,019 b	0,172 b	0,440a
N ₃ P ₃	0,51 b	2,81 b	0,023 b	0,134 b	0,290 b
N ₄ P ₄	0,54 b	3,40 b	0,021 b	0,110 b	0,330 ab

Valores seguidos pelas mesmas letras, na vertical, não diferem pelo Teste de Tukey ao nível de significância de 5%

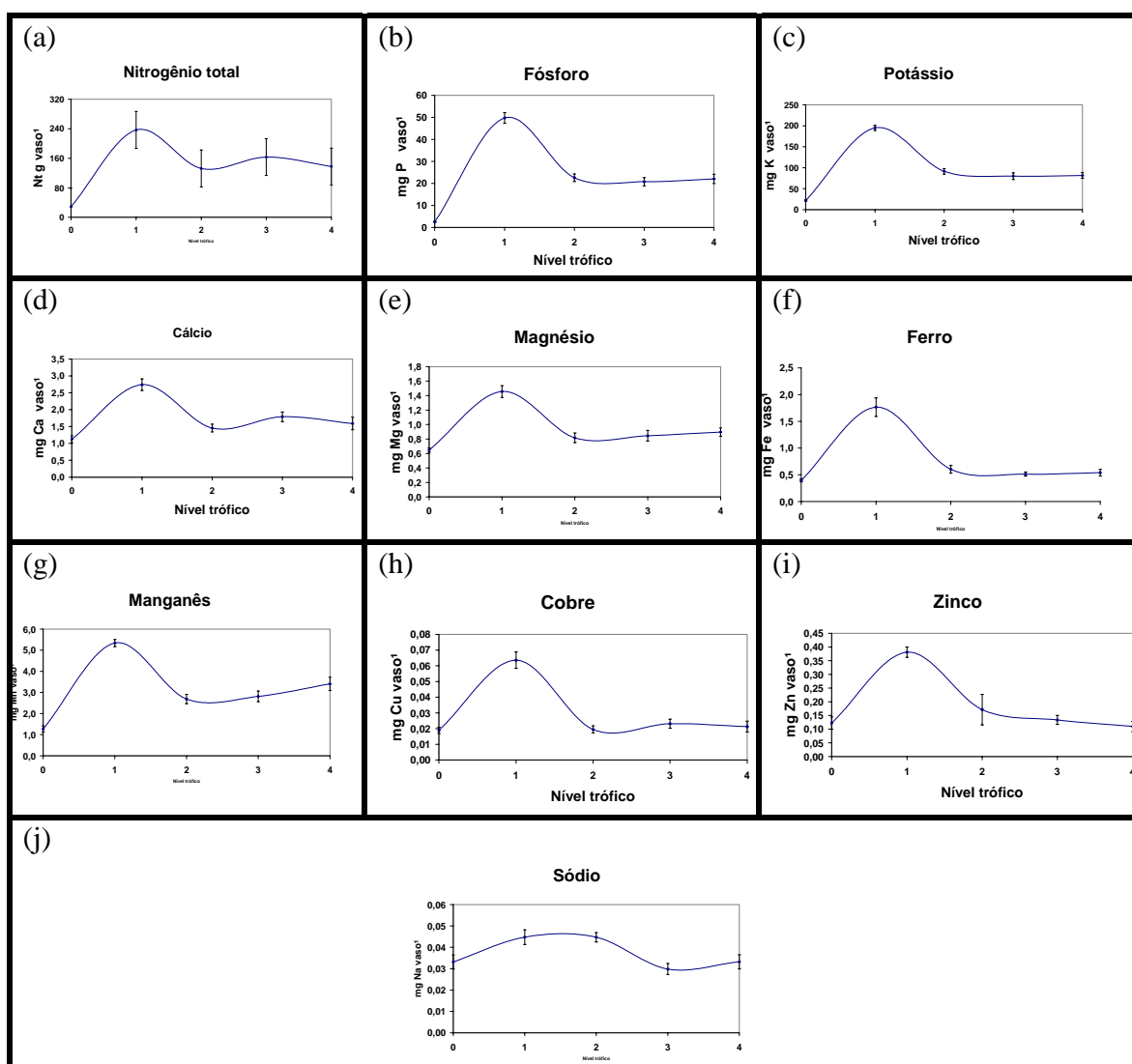
TABELA 13 - MACRO, MICRONUTRIENTES E SÓDIO ENCONTRADOS NO TRATAMENTO N₁P₁, EXPRESSOS EM g m⁻² (mg m⁻²) e g L⁻¹ (mg L⁻¹).

Biomassa	N	P	K	Ca	Mg	Fe	Mn	Cu	Zn	Na
g m ⁻²						mg m ⁻²				
2,22	2505,66	526,16	2060,5	28,99	15,45	18,62	56,50	0,67	4,03	4,76
g L ⁻¹						mg L ⁻¹				
0,55	59,20	12,43	48,69	0,69	0,36	0,44	1,33	0,016	0,09	0,11

Na Figura 12 são mostrados os valores médios e os desvios padrão das análises de composição química da *P. hydropiperoides*, em relação aos níveis tróficos. Os gráficos

mostram o tratamento N₁P₁ como sendo o nível em que ocorreu maior absorção dos elementos, como por exemplo, para o K, o conteúdo alcançou 194,7 mg vaso⁻¹. Para o Fe, 1,76 mg vaso⁻¹ e Zn obteve 0,381 mg vaso⁻¹. Para o Na não foi tão expressivo o tratamento N₁P₁, embora nesse tratamento encontra-se o maior valor do conteúdo, 0,447 mg vaso⁻¹.

FIGURA 12 - VALORES MÉDIOS E OS DESVIOS PADRÃO DAS ANÁLISES FÍSICAS E COMPOSIÇÃO QUÍMICA DE *P. hydropiperoides*.



(a) – nitrogênio; (b) – fósforo; (c) – potássio; (d) – cálcio; (e) – magnésio; (f) – ferro; (g) – manganês; (h) – cobre; (i) – zinco; (j) – sódio.

4.2.3 Remoção de Nutrientes na Água dos Vasos

Os valores encontrados na água de cultivo da espécie *Polygonum hydropiperoides*, nas análises de P solúvel e N total, encontram-se na Tabela 14 e 15. Nas colunas (concentração – mg vaso⁻¹) das Tabelas 14 e 15, os valores ali registrados são as concentrações, em mg L⁻¹, multiplicadas por quatro, em função dos quatro litros de água existentes em cada vaso.

TABELA 14 – VALORES DE FÓSFORO SOLÚVEL NOS DIFERENTES NÍVEIS TRÓFICOS, NO INÍCIO DO EXPERIMENTO.

Data plantio	Nível trófico	Concentração (mg L ⁻¹)	Concentração (mg vaso ⁻¹)
06/08/2004	P N ₀ P ₀ nova	0,148	0,592
	P N ₁ P ₁ nova	14,86	59,424
	P N ₂ P ₂ nova	28,98	115,92
	P N ₃ P ₃ nova	44,98	179,94
	P N ₄ P ₄ nova	59,48	237,92

TABELA 15 – VALORES DE NITROGÊNIO TOTAL NOS DIFERENTES NÍVEIS TRÓFICOS, NO INÍCIO DO EXPERIMENTO.

Data plantio	Nível trófico	Concentração (mg L ⁻¹)	Concentração (mg vaso ⁻¹)
06 /08/2004	N N ₀ P ₀	11,09	44,36
	N N ₁ P ₁	105,35	421,40
	N N ₂ P ₂	155,25	621,00
	N N ₃ P ₃	185,74	742,96
	N N ₄ P ₄	207,92	831,68

Após 40 dias de cultivo, coletou-se a água dos vasos e os valores para P solúvel e N total encontram-se na Tabela 16.

TABELA 16 – CONCENTRAÇÕES DE N E P NA ÁGUA APÓS CULTIVO POR 40 DIAS.

Data coleta	Nível trófico	P sol.	N total
		mg L ⁻¹	
14 / 09 / 1004	N ₀ P ₀	0,133	5,54
	N ₁ P ₁	2,82	27,72
	N ₂ P ₂	22,40	127,52
	N ₃ P ₃	32,24	169,11
	N ₄ P ₄	51,81	185,74

Comparando-se os dados das Tabelas 14, 15 e 16 observa-se uma diminuição na concentração, após o período de cultivo, do N total e P solúvel em todos os tratamentos. Para o melhor tratamento, N₁P₁, o valor inicial de P solúvel 14,86 mg L⁻¹ reduziu-se a 2,82 mg L⁻¹ e o valor inicial de N total 105,35 mg L⁻¹ abaixou para 27,72 mg L⁻¹. Essas reduções refletem em um percentual de remoção de 80,98% P solúvel e 73,68 % N total, como vistos na Tabela 17.

TABELA 17 – PORCENTUAL DE REMOÇÃO NA ÁGUA DE CULTIVO PARA Psol. e Nt.

Nível trófico	% remoção	% remoção
	P solúvel	N total
N ₀ P ₀	10,14	50,00
N ₁ P ₁	80,98	73,68
N ₂ P ₂	22,71	17,86
N ₃ P ₃	28,33	8,96
N ₄ P ₄	12,89	10,67

A Tabela 18 mostra o balanço da *P. hydropiperoides* e da água em que foi cultivada durante todo o experimento.

TABELA 18 - BALANÇO DO CULTIVO DA ESPÉCIE *P. hydropiperoides* NOS DIFERENTES NÍVEIS TRÓFICOS.

Nível trófico		Quantidade inicial ^a mg vaso ⁻¹	Após cultivo ^b mg vaso ⁻¹	Remediado água do vaso ^c mg vaso ⁻¹	Vaso (3 plantas) ^d mg vaso ⁻¹	“Saldo” ^e mg vaso ⁻¹
N ₀ P ₀	P*	0,592	0,532	0,060	2,54	2,48
	N**	44,36	22,16	22,20	28,79	6,59
N ₁ P ₁	P	59,424	11,28	48,144	49,73	1,59
	N	421,40	110,88	310,52	236,82	73,70
N ₂ P ₂	P	115,92	89,60	26,32	22,60	- 3,72
	N	621,00	510,08	110,92	132,43	21,51
N ₃ P ₃	P	179,94	128,96	50,98	20,78	-30,20
	N	742,96	676,44	66,52	163,25	96,73
N ₄ P ₄	P	237,92	207,24	30,68	22,08	- 8,6
	N	831,68	742,96	88,72	137,67	48,95

^a - quantidade de nutrientes por vaso no início do experimento (concentração mg L⁻¹ * 4 litros).

^b - quantidade de nutrientes por vaso após cultivo de 40 dias (concentração mg L⁻¹ * 4 litros).

^c - diferença entre a quantidade de nutrientes no início e após cultivo ^(a-b).

^d - quantidade de nutrientes encontrados em três plantas, por vaso, após cultivo.

^e - diferença entre os nutrientes encontrados na biomassa aérea e o conteúdo removido da água do vaso ^(d-c).

P* - Fósforo Solúvel

N** - Nitrogênio total

Na Tabela 18, a interpretação para a coluna do saldo, que expressa a diferença entre os nutrientes encontrados na biomassa aérea e o conteúdo removido da água do vaso é de difícil explicação. Isto se deve ao fato destes saldos, quando positivos, estarem representando reservas já encerradas nos explantes. Quando negativos, representam teores que podem estar nas raízes. Por sua vez, a análise das raízes não forneceria valores confiáveis uma vez que a lavagem pode remover de forma irregular teores adsorvidos à superfície da mesma ou, até mesmo, de espaços intercelulares do ELA (espaço livre aparente). Relacionado a coluna de saldos, para a justificativa de serem positivos ou

negativos, têm-se algumas possibilidades que podem ter interferido nos resultados. Como citado no item 3.3.2.1 do capítulo Material e Métodos, semanalmente o volume do vaso era reajustado aos 4 litros iniciais. Esses reajustes podem estar subestimando os valores da coluna da Tabela 18, no que diz respeito aos valores remediados na água do vaso. Somado a esse fator, durante o experimento, foram encontradas vários anfíbios (pererecas), aleatoriamente pelos vasos, podendo seus excrementos refletirem nos resultados. Outro fator de interferência seria a retenção de nutrientes no papel de filtro, uma vez que as amostras foram filtradas previamente às leituras.

Observa-se, na Tabela 18, no tratamento N_0P_0 , uma remoção de $0,060 \text{ mg P vaso}^{-1}$ e $22,2 \text{ mg N vaso}^{-1}$, representando 10,14% e 50,00% de eficácia. Na análise para as plantas estudadas nesse tratamento, encontram-se teores de $2,54 \text{ mg P vaso}^{-1}$ e $28,79 \text{ mg N vaso}^{-1}$. Supõe-se que todo o P e N retirado da água tenha sido absorvido pela planta. Sendo assim, constata-se que o vaso, composto por três plantas, já possuía uma reserva de $2,48 \text{ mg P vaso}^{-1}$ ($0,83 \text{ mg P planta}^{-1}$) e $6,59 \text{ mg N vaso}^{-1}$ ($2,20 \text{ mg N planta}^{-1}$). Como apenas a parte aérea foi analisada, admite-se, ainda, além dos fatores interferentes acima mencionados, que frações desses nutrientes possam estar armazenados nas raízes. Constata-se também que, após o cultivo de 40 dias, a água dos vasos ficou com $0,532 \text{ mg P vaso}^{-1}$ ($0,133 \text{ mg P L}^{-1}$) e $22,16 \text{ mg N vaso}^{-1}$ ($5,54 \text{ mg N L}^{-1}$).

As análises realizadas para o tratamento N_1P_1 mostram que $48,144 \text{ mg P vaso}^{-1}$ e $310,52 \text{ mg N vaso}^{-1}$ foram retirados da água de cultivo. Na parte aérea analisada, encontra-se $49,73 \text{ mg P vaso}^{-1}$ e $310,52 \text{ mg N vaso}^{-1}$, permanecendo, na água de cultivo $11,28 \text{ mg P vaso}^{-1}$ ($2,82 \text{ mg P L}^{-1}$) e $11,088 \text{ mg N vaso}^{-1}$ ($27,72 \text{ mg N L}^{-1}$).

Para os tratamentos N_2P_2 , N_3P_3 e N_4P_4 observa-se que os teores encontrados na planta são próximos, variando de $20,78 \text{ mg vaso}^{-1}$ para o N_3P_3 a $22,60 \text{ mg vaso}^{-1}$ no

tratamento N₂P₂. Isto mostra que a planta apresenta um possível limite de absorção, em torno de 6,7 mg planta⁻¹ P, em ambientes enriquecidos com alta carga de nutrientes. O mesmo observa-se para o N, onde valores encontrados no vaso ficam em torno de 130 mg vaso⁻¹ N. Ainda referente aos tratamentos N₂P₂, N₃P₃ e N₄P₄, observa-se um saldo negativo de absorção para o P. Para o tratamento N₂P₂, por exemplo, observa-se que, após o cultivo, 26,32 mg vaso⁻¹ P foram encontrados nas plantas. Evidenciando, assim, que 3,72 mg vaso⁻¹ P possam estar presentes na parte radicial, no papel de filtro, ou eventualmente diluído nos complementos semanais do volume de água. Para o N, isto não se observa. Todo o N removido da água encontra-se na parte aérea da planta, ou seja, em todos os tratamentos o teor de N, nas plantas, excede o remediado na água. Para o N₄P₄, por exemplo, um teor de 137,67 mg vaso⁻¹ N após o experimento e um teor de 88,72 mg vaso⁻¹ N retirado da água de cultivo. Assim sendo, pode se atribuir esse valor de 16,32 mg N a uma reserva inicial da planta.

Baseando-se nos resultados de algumas variáveis físico-químicas, como condutividade elétrica e teor de fósforo total e solúvel, o tanque de piscicultura da Fazenda Experimental Canguiri vem apresentando características que podem ser indicativas de alto grau de trofia. Sendo assim, recomenda-se acompanhamento da qualidade da água do tanque, mesmo após encerradas as atividades anteriormente eutrofizantes.

4.3 *Typha dominguensis* Pers.

4.3.1 Crescimento vegetal

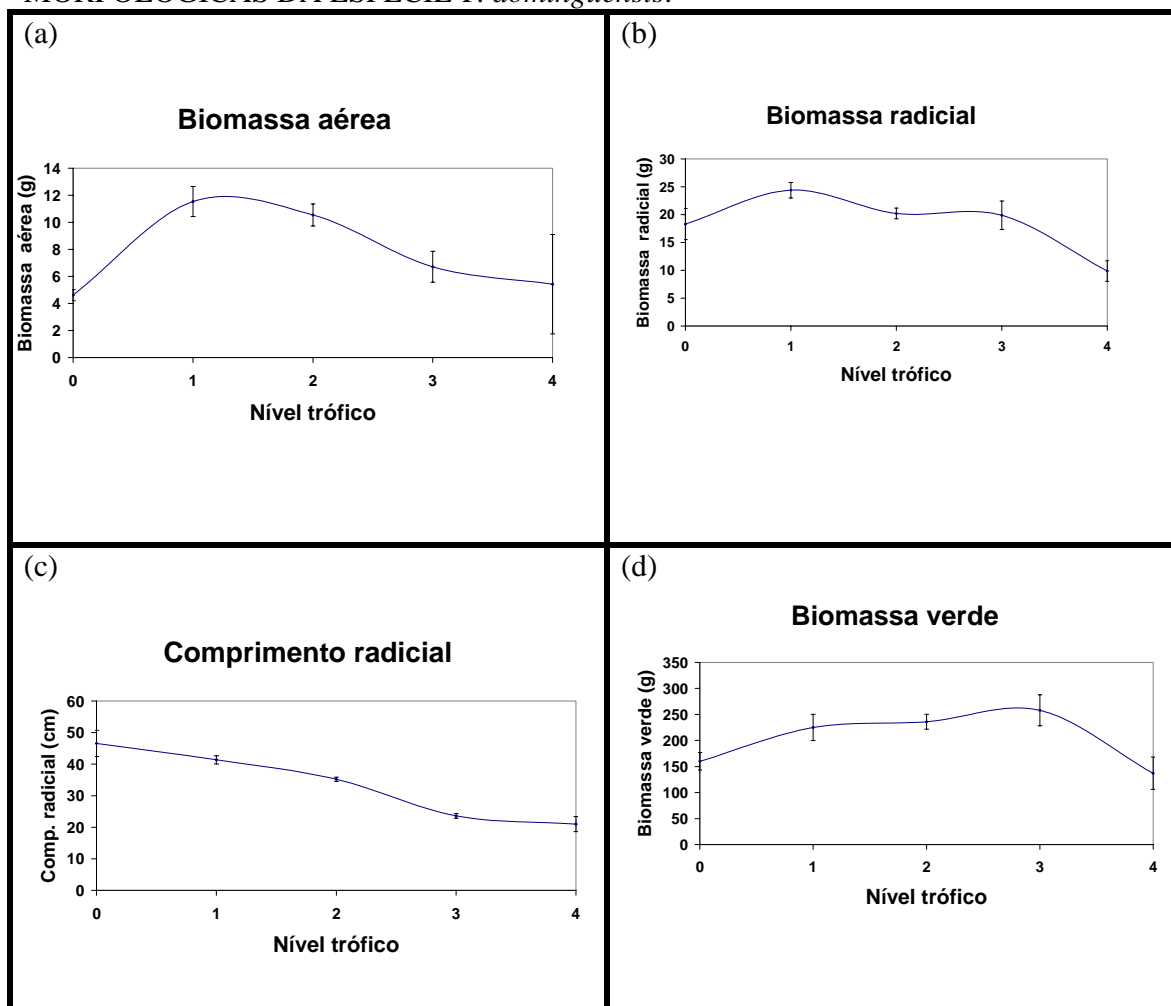
A comparação de médias referente à biomassa aérea (Tabela 19) mostra o tratamento testemunha (N_0P_0) como sendo o pior tratamento. Isto se deve ao fato da ausência de aplicação de nutrientes ao tratamento. Em relação à biomassa radicial, o tratamento que se diferencia dos demais é o N_4P_4 , apresentando uma média de 8,88 g. Quanto ao comprimento radicial, os tratamentos N_0P_0 e N_1P_1 não se distinguem entre si e apresentam médias superiores a 40 cm. Na Figura 13, pode-se ter uma melhor visualização da Tabela 19.

TABELA 19 - BIOMASSA SECA, BIOMASSA VERDE E COMPRIMENTO DE RAÍZES DE *T. dominguensis* NOS DIFERENTES TRATAMENTOS.

Nível trófico	Biomassa aérea	Biomassa radicial	Biomassa Verde	Comprimento radicial
	g			cm
N_0P_0	4,60 c	18,30 a	160 bc	46,6 a
N_1P_1	11,54 a	24,37 a	225 ab	41,4 ab
N_2P_2	10,54 ab	20,19 a	236 a	35,2 b
N_3P_3	6,72 abc	19,87 a	258 a	23,6 c
N_4P_4	5,42 bc	9,88 b	137 c	21,0 c

Valores seguidos pelas mesmas letras, na vertical, não diferem pelo Teste de Tukey ao nível de significância de 5%.

FIGURA 13 - VALORES MÉDIOS E OS DESVIOS PADRÃO DAS ANÁLISES MORFOLÓGICAS DA ESPÉCIE *T. dominguensis*.



(a) – biomassa aérea; (b) – biomassa radicial; (c) – comprimento radicial; (d) biomassa verde.

A Tabela 20 mostra a produção em gramas por dia por área da biomassa total da *T. dominguensis*. O tratamento N_4P_4 apresentou menor produção, provavelmente em função do nível trófico ser muito elevado e ter inibido seu crescimento. Os tratamentos N_1P_1 , N_2P_2 e N_3P_3 variaram pouco em termos de produção de biomassa, apresentando $2,96 \text{ g dia}^{-1} \cdot \text{m}^2$, $2,64 \text{ g dia}^{-1} \cdot \text{m}^2$ e $2,43 \text{ g dia}^{-1} \cdot \text{m}^2$ respectivamente. A produção ($\text{g dia}^{-1} \cdot \text{m}^2$) da *T. dominguensis* (Tabela 20) superou os valores encontrados para *P. hydropiperoides*

(Tabela 8) em todos os tratamentos. No tratamento N₀P₀, o valor obtido para *T. dominguensis* (1,69 g dia⁻¹. m²) é quase o triplo do encontrado no *P. hydropiperoides* (0,63 g dia⁻¹. m²). Para o tratamento N₂P₂ a produção de *T. dominguensis* foi mais que o dobro em relação a *P. hydropiperoides*. Ambas as espécies tiveram sua produção favorecida no tratamento N₁P₁.

TABELA 20 – COMPARATIVO DA PRODUÇÃO (g dia⁻¹. m²) DE *T. dominguensis* EM RELAÇÃO AOS TRATAMENTOS.

Nível trófico	Produção g dia ⁻¹ .m ²
N ₀ P ₀	1,69
N ₁ P ₁	2,96
N ₂ P ₂	2,64
N ₃ P ₃	2,43
N ₄ P ₄	1,27

TABELA 21 - VALORES MÉDIOS E RESPECTIVOS DESVIOS PADRÃO DA MORFOMETRIA DAS RAÍZES DE *T. dominguensis* EM DIFERENTES NÍVEIS TRÓFICOS (em µm).

Nível trófico	Diâmetro total	Espessura córtex	Diâmetro cilindro central	Comprimento da lacuna	Espessura epiderme
N ₀ P ₀	878,0 (24,4) e	468 (16,9) c	149,9 (4,8) e	360,7 (9,75) d	30,9 (2,4) b
N ₁ P ₁	2414,6 (48,8) b	1082,2 (19,5) a	297,5 (4,1) b	926,2 (25,8) a	35,7 (4,1) b
N ₂ P ₂	2804,8 (48,8) a	1072,5 (19,5) a	414,12 (29,8) a	555,7 (25,8) b	35,7 (2,4) b
N ₃ P ₃	1341,4 (48,8) d	477,7 (44,7) c	218,96 (4,1) d	351 (0,0) d	71,4 (2,4) a
N ₄ P ₄	1536,6 (42,2) c	633,7 (25,8) b	261,8 (6,3) c	438,7 (9,75) c	35,7 (1,4) b

Valores seguidos pelas mesmas letras, na vertical, não diferem pelo Teste de Tukey ao nível de significância de 5%.

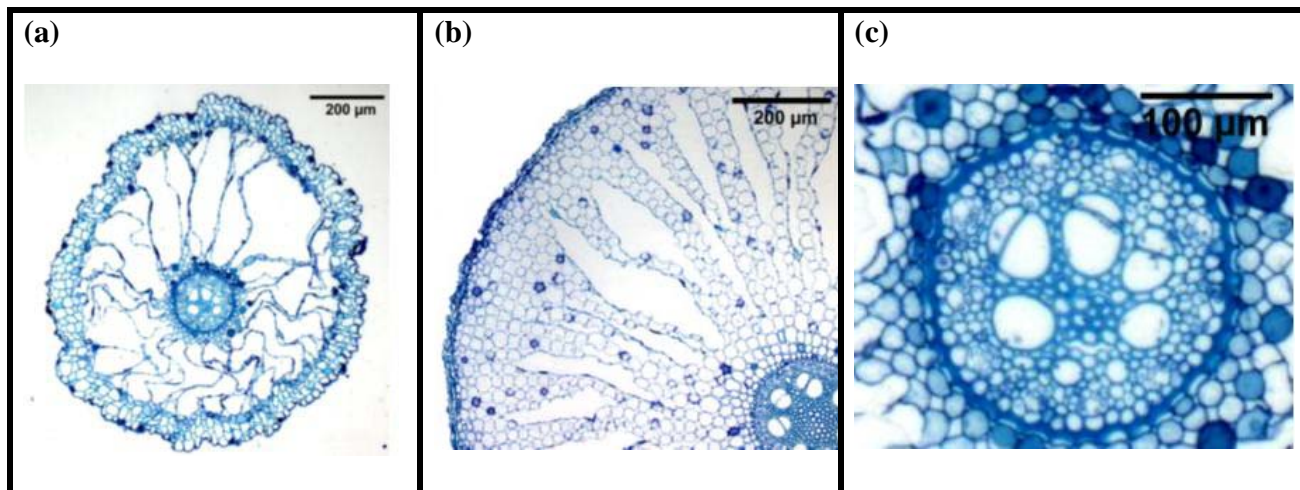
A epiderme da raiz em *T. domingensis*, em secção transversal, é uniestratificada. Internamente a esta se observam de 5 a 7 camadas contínuas de células corticais, assim como lacunas alongadas dispostas radialmente e com provável origem lisígena. No córtex podem ocorrer ainda células isoladas de conteúdo diferenciado. A endoderme apresenta espessamento em U bem definido, envolvendo o cilindro central densamente preenchido por elementos de vaso.

A organização anatômica das raízes, para ambas as espécies, não variou entre os tratamentos, mas ocorreram variações quantitativas significativas, como já mencionado ($p < 0,05$), em relação ao diâmetro total das raízes, a espessura do córtex, diâmetro do cilindro central e comprimento das lacunas corticais em secção transversal.

As variações na estrutura anatômica foram mais expressivas em *T. domingensis* do que em *P. hidropiperoides*. As diferenças quantitativas encontradas se devem, provavelmente, a organização e tamanho das lacunas, uma vez que o número de estratos celulares do córtex permaneceu constante e estas apresentam importante papel fisiológico em ambientes aquáticos, com contribuição fundamental na rota de condução dos gases para muitas espécies (BRAENDLE e CRAWFORD, 1999).

A Figura 14 mostra uma vista geral da raiz da *T. dominguensis*, detalhes do córtex radicular e o cilindro central da espécie.

FIGURA 14 - SECÇÕES TRANSVERSAIS DE RAIZ. 1. (a) VISTA GERAL DA RAIZ DE *T. dominguensis*. (b) DETALHE DO CÓRTEX RADICULAR DE *T. dominguensis*. (c) CILINDRO CENTRAL DE *T. dominguensis*.



4.3.2 Estado Nutricional

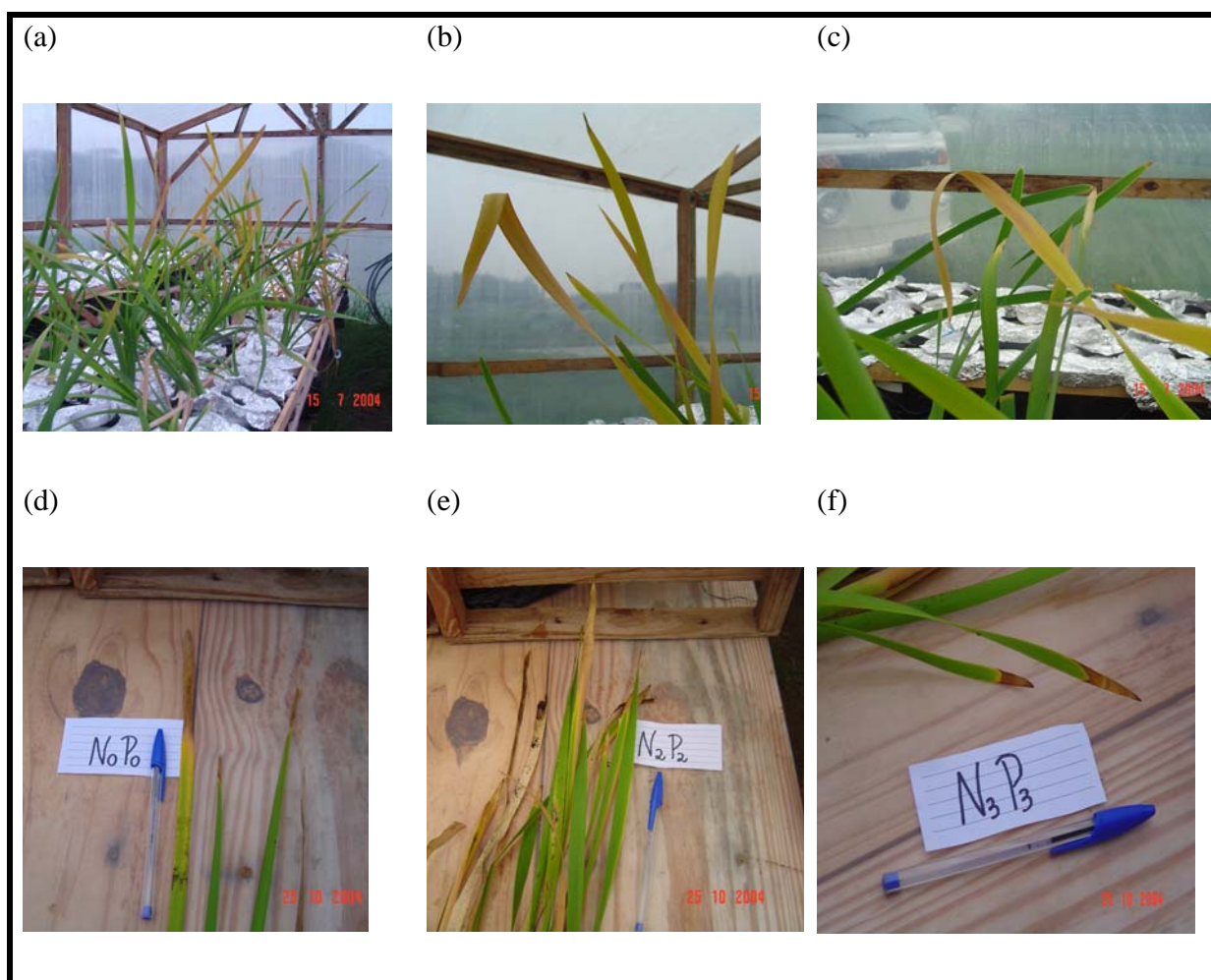
Na Tabela 22 são apresentados os dados químico-foliares da *T. dominguensis*. Comparativamente em relação à *P. hydropiperoides* a mesma apresenta algumas características marcantes, como por exemplo, no tratamento N₀P₀, os teores de N e P representam aproximadamente 50% a mais dos observados na *P. hydropiperoides*.

TABELA 22 – TEORES DE MACRONUTRIENTES, MICRONUTRIENTES E SÓDIO EM *T. dominguensis*.

Nível trófico	Variáveis analisadas									
	N	P	K	Ca	Mg	Fe	Mn	Cu	Zn	Na
	g kg ⁻¹					mg kg ⁻¹				
N ₀ P ₀	6,24	0,77	13,53	3,540	2,606	42,06	1068,70	6,15	53,00	28,0
N ₁ P ₁	27,92	3,88	33,61	1,512	1,253	50,36	518,56	5,13	41,62	14,0
N ₂ P ₂	32,94	4,48	35,29	1,515	1,455	34,43	401,58	4,59	27,92	14,0
N ₃ P ₃	34,80	4,69	40,48	1,536	1,516	33,85	457,35	4,63	38,05	13,0
N ₄ P ₄	31,72	5,06	38,74	1,745	1,707	35,65	482,58	7,0	45,01	14,0

É interessante notar que apesar da forte alteração do nível trófico N-P no substrato a concentração no tecido manteve uma relação N/P relativamente estável, compreendida entre 8,1 no N_0P_0 , decrescendo até 6,2 no N_4P_4 (Tabela 22). Apresenta também uma relação mais elevada para K/Ca, devido a uma aparente exigência em K. Durante a condução do experimento, observou-se alguns sintomas das folhas da *T. domingensis*, os quais lembram deficiência de Fe (Figura 15a, 15b e 15c). Esta deficiência foi corrigida aplicando-se solução de micronutrientes e Fe-EDTA. A *T. domingensis* apresentou, nas últimas semanas antes da coleta final, sintomas de deficiência similares ao potássio, que morfologicamente são descritos em folhas de gramíneas (Figura 15d, 15e e 15f).

FIGURA 15 – SINTOMA DE DEFICIÊNCIA NAS FOLHAS DE *T. domingensis*.



(a), (b) e (c) – Folhas jovens, sugerindo deficiência de Fe; (d), (e) e (f) – Folhas velhas, sugerindo deficiência de K em folhas de gramíneas.

Os teores de Na, variando de 28,0 mg kg⁻¹ no tratamento testemunha a uma média de 14,0 mg kg⁻¹ nos tratamentos, superam em muito aos observados no *P. hydropiperoides* em todos os tratamentos. Para o nível trófico N₀P₀ este nível decai à metade provavelmente em função da aplicação do K. De acordo com AMBERGER (1988) os teores de Na nas plantas não natrofilicas situam-se entre 10 mg kg⁻¹ a 100 mg kg⁻¹. MARSCHNER (1995) informa que as plantas diferem grandemente entre espécies e inclusive genótipos quanto a capacidade de absorver e translocar o Na. Isto se observa no presente estudo uma vez que na *P. hydropiperoides* (Tabela 10) os teores de Na variam de 2,9 mg kg⁻¹ a 4,5 mg kg⁻¹ sem demonstrar uma relação com os tratamentos, conforme observado no caso da *T. dominguensis*.

Quanto aos micronutrientes, o elemento Fe é o que mais se distingue de *P. hydropiperoides*. Seus teores, variando de 34 mg kg⁻¹ a 50 mg kg⁻¹, sendo este limite superior já relatado como o nível crítico de deficiência (AMBERGER, 1988) ou do limite inferior do bom suprimento para a maioria das plantas (RIBEIRO et al., 1999) e (BORKERT et al., 2001). O Mn difere substancialmente apenas no tratamento N₀P₀, atingindo um teor de 1069 mg kg⁻¹ contra 632 mg kg⁻¹ na *P. hydropiperoides*. Nos demais tratamentos a relação se inverte e os teores na *P. hydropiperoides* superam os encontrados na *T. dominguensis*. Apesar disso, a relação Fe/Mn mantém-se baixa em ambas espécies. Os teores encontrados nas espécies aqui investigadas correspondem a níveis tóxicos na maioria das plantas cultivadas (BORKERT et al., 2001) e aproximando-se de arbóreas nativas (REISSMANN et al., 1999; BOEGER et al., 2005).

Na Tabela 22 os teores de Zn variam de 28,9 a 53,0 mg kg⁻¹. Estes valores se encontram na faixa de bom suprimento para a maioria das plantas cultivadas que apresentam um considerável diferencial de exigência (MENGEL, 1984; ERENOGLU et al.,

1999). Os teores decaem sensivelmente no tratamento N₂P₂ (29,0 mg kg⁻¹), a partir do que existe uma recuperação até 45,0 mg kg⁻¹ no tratamento N₄P₄. Provavelmente esta depressão nos teores de zinco se deva, em parte, ao acréscimo do fósforo havendo correlatos na literatura (TENG e TIMMER, 1990). Outra causa de variação nos teores de zinco encontrada na literatura diz respeito à época de análise. Assim, macrófitas emersas, analisadas no verão, apresentam teores de zinco na ordem de 100 mg kg⁻¹ a 150 mg kg⁻¹. No inverno os teores decaem para aproximadamente 20 mg kg⁻¹. Em ambiente aquático, altamente eutrofizado, é possível encontrar macrófitas aquáticas apresentando teores elevados de até 1400 mg kg⁻¹ (FARIA, 2000).

Conforme pode ser visto na Tabela 22, os teores de cobre variam de forma semelhante ao Zn, sendo o maior valor encontrado no tratamento N₀P₀ (6,1 mg kg⁻¹). De acordo com MARSCHNER (1995), a deficiência de Cu situa-se abaixo de 5,0 mg kg⁻¹, o que corresponde aos tratamentos N₂P₂ e N₃P₃. Segundo este mesmo autor, altos níveis de N podem induzir deficiência de Cu, conforme já discutido ao item referente ao estado nutricional da *P. hydropiperoides*. Adicionalmente, de acordo com KRÄHMER e SATTELMACHER (1997), ficou demonstrado que quanto mais elevadas as doses de N, maior deve ser o suprimento de Cu. Plantas aquáticas crescendo em reservatórios naturais, apresentam teores compreendidos entre 5,0 mg kg⁻¹ e 11,0 mg kg⁻¹ (MARTINS et al., 2003). Em ambientes aquáticos altamente poluídos pode ser encontrado teores de até 280 mg kg⁻¹ (FARIA, 2000). Em plantas terrestres de áreas de mineração de cobre foram encontrados teores em plantas de até 1100 mg kg⁻¹ (TANG, et al., 1999).

Comparativamente a outras plantas enraizadas, crescendo em reservatórios naturalmente eutrofizados, são por demais baixos para N, P e K (Tabela 22), como por exemplo, *Brachiaria arrecta* que apresenta 13,21 g kg⁻¹, 1,32 g kg⁻¹ e 21,16 g kg⁻¹,

respectivamente (MARTINS et al., 2003). No entanto, superam em muito os teores de cálcio e magnésio para essa mesma espécie (1,89 g kg⁻¹ Ca e 0,97 g kg⁻¹ Mg) conforme pode ser constatado na Tabela 22. Outras espécies, como *Eichornia crassipes* e *Pistia stratiotes* apresentam valores elevados de Ca, superando e muito os do presente estudo (Tabela 22), com teores de 96,0 g kg⁻¹ e 113,0 g kg⁻¹, respectivamente. No Mg observa-se o mesmo comportamento, apresentando 27,0 g kg⁻¹ e 30 g kg⁻¹, respectivamente. Isto significa que os teores de cálcio e magnésio são também dependentes da exigência da espécie e do nível trófico. Plantas cultivadas com suprimento adequado de Ca apresentam níveis compreendidos entre 2,0 a 25,0 g kg⁻¹ e Mg entre 2,0 e 8,0 g kg⁻¹ (BERGMAN, 1992). Quando da aplicação dos tratamentos de N e P complementou-se com uma adubação de potássio em dose única na forma de KCl, que possivelmente reduziu os teores de Ca e Mg. Assim sendo, a relação K/Ca do tratamento N₀P₀ igual a 3,8, passou para 22,0 e mais nos tratamentos. O mesmo sendo observado em relação ao Mg. Estas integrações recíprocas entre K, Ca e Mg estão bem referenciadas na literatura (MENGEL e KIRKBY, 1987) e (BERGMANN, 1992). As Tabelas 23 e 24 mostram a comparação de médias para os macronutrientes, micronutrientes e sódio contidos na parte aérea das plantas da *T. dominguensis*.

TABELA 23– CONTEÚDO DE MACRONUTRIENTES NA PARTE AÉREA DE *T. dominguensis*, POR VASO.

Nível trófico	N	P	K	Ca	Mg
	g				
N ₀ P ₀	28,44 c	3,39 c	62,05 c	1,57 a	1,16 a
N ₁ P ₁	322,96 ab	44,89 a	387,35 a	1,72 a	1,44 a
N ₂ P ₂	344,05 a	46,91 a	375,09 a	1,60 a	1,53 a
N ₃ P ₃	237,74 b	31,97 b	260,98 b	1,04 b	1,04 a
N ₄ P ₄	59,67 c	8,77 c	70,99 c	0,35 c	0,34 b

Valores seguidos pelas mesmas letras, na vertical, não diferem pelo Teste de Tukey ao nível de significância de 5%.

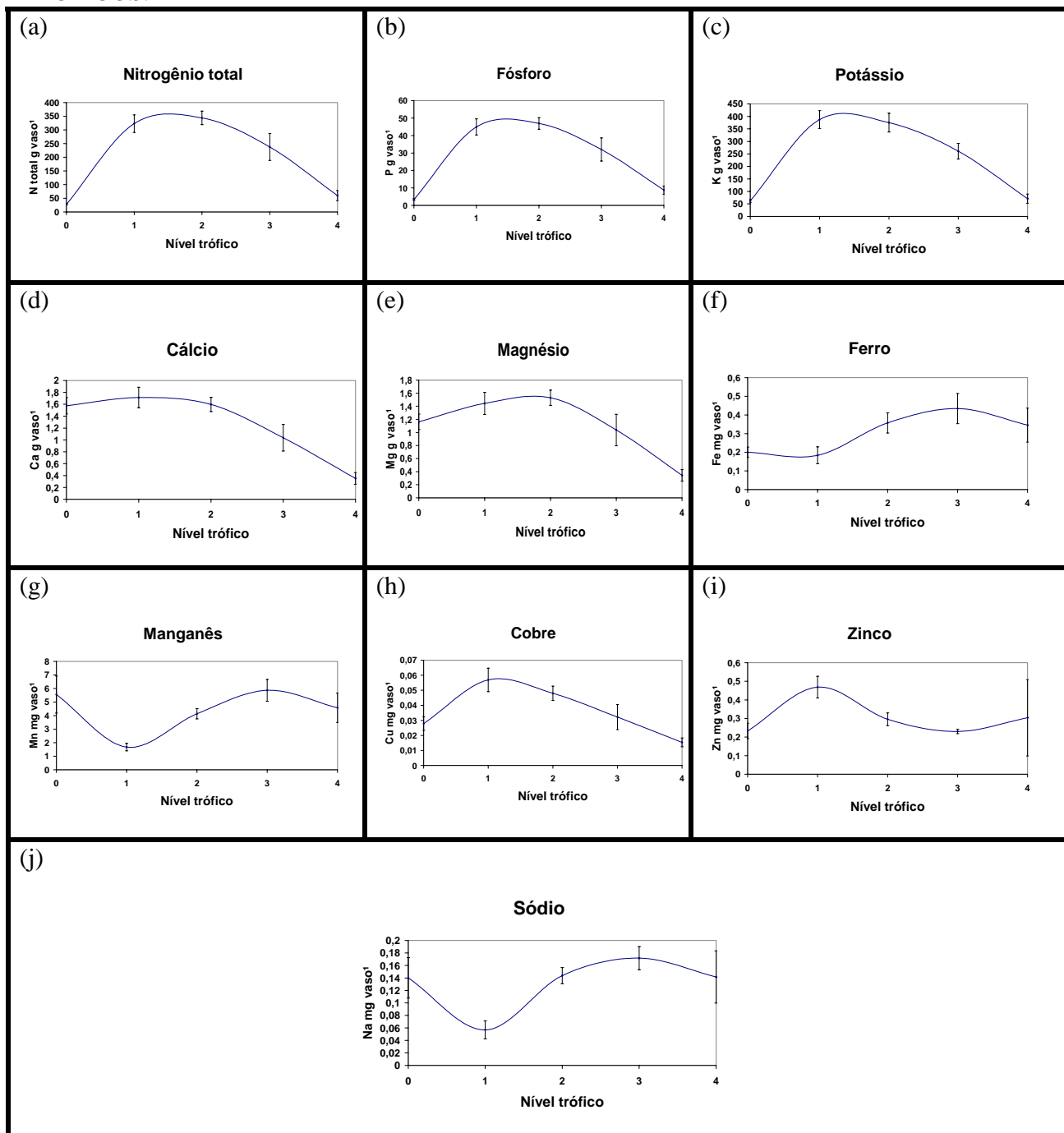
TABELA 24– CONTEÚDO DE MICRONUTRIENTES E SÓDIO NA PARTE AÉREA DE *T. dominguensis*, POR VASO.

Nível Trófico	Fe	Mn	Cu	Zn	Na
	mg				
N ₀ P ₀	0,20 b	5,55 a	0,027 c	0,233 a	0,140 a
N ₁ P ₁	0,18 b	1,67 b	0,056 a	0,468 a	0,056 b
N ₂ P ₂	0,36 ab	4,14 ab	0,048 ab	0,295 a	0,144 a
N ₃ P ₃	0,43 a	5,87 a	0,032 bc	0,230 a	0,171 a
N ₄ P ₄	0,34 ab	4,57 a	0,015 c	0,304 a	0,142 a

Valores seguidos pelas mesmas letras, na vertical, não diferem pelo Teste de Tukey ao nível de significância de 5%.

Analisando a Figura 16, constata-se um comportamento similar dos macronutrientes de acordo com o aumento da dosagem de N e P. Diversificações surgem no caso de micronutrientes e Na. No caso de Fe e Mn, no nível trófico N₀P₀, os dados sugerem o conhecido antagonismo entre esses dois elementos (AMBERGER, 1988), onde a diferença chega a 25 vezes em favor do manganês. A partir do nível N₁P₁, segue-se um comportamento relativamente harmonioso. No entanto, de acordo com REISENAUER (1994), as interações Fe e Mn não podem ser interpretadas como simples antagonismos, mas como produto final de uma série de combinações do ambiente. Nesse sentido, é difícil explicar a depressão dos valores de Fe e Mn no nível N₁P₁. No entanto, no mesmo ponto observa-se uma ascensão se Cu e Zn. É também conhecido o antagonismo de elementos como Fe e Mn sobre Cu e Zn (AMBERGER, 1988). No que concerne a interação Cu e Mn a mesma foi descrita como sendo recíproca (GYSI et al., 1974). O Na apresenta uma curva de acúmulo muito similar a de Fe e Mn, tendo seu mínimo no tratamento N₁P₁ e oferece a mesma dificuldade de explicação.

FIGURA 16 - VALORES MÉDIOS E OS DESVIOS PADRÃO DAS ANÁLISES DE COMPOSIÇÃO QUÍMICA DE *T. dominguensis* EM RELAÇÃO AOS NÍVEIS TRÓFICOS.



(a) – nitrogênio; (b) – fósforo; (c) – potássio; (d) – cálcio; (e) – magnésio; (f) – ferro; (g) – manganês; (h) – cobre; (i) – zinco; (j) – sódio.

4.3.3 Remoção de Nutrientes na Água dos Vasos

As características da água do tanque de piscicultura, utilizada para o experimento com a *T. dominguensis*, encontram-se nas Tabelas 14 e 15, uma vez que a água tem a mesma procedência para o estudo da *P. hydropiperoides*. Os valores encontrados na água de cultivo para os tratamentos da *T. dominguensis*, nas análises de P solúvel e N total, encontram-se nas Tabelas 25, 26, 27 e 28. A Tabela 25 mostra o decorrer da 1ª aplicação com a *T. dominguensis* e os mg L⁻¹ P e N removidos pelas plantas. Observa-se, na 1ª aplicação, para o tratamento N₁P₁, que os teores aplicados de N e P foram 14,78 mg L⁻¹ P e 110,34 mg L⁻¹ N e que após o período de aclimação, os teores reduziram-se a 5,023 mg L⁻¹ P e 22,07 mg L⁻¹ N, representando em um percentual de remoção de 66,02% P e 80,06% N (Tabela 27), podendo ser em função do suprimento e crescimento das mudas utilizadas nesta fase.

TABELA 25 – VALORES DE FÓSFORO SOLÚVEL E NITROGÊNIO TOTAL NOS DIFERENTES NÍVEIS TRÓFICOS, NA ÁGUA DE CULTIVO – 1ª APLICAÇÃO: 13 / 05 / 2004 – 24 / 06 / 2004 - 41 DIAS DE CULTIVO.

1ª Aplicação	Nível trófico	Concentração o (mg L ⁻¹ P)	Concentração o (mg vaso ⁻¹ P)	Concentração o (mg L ⁻¹ N)	Concentração o (mg vaso ⁻¹ N)
13/05/2004	N ₀ P _{0 nova}	0,164	0,656	16,55	66,2
	N ₁ P _{1 nova}	14,782	59,128	110,34	441,36
	N ₂ P _{2 nova}	30,615	122,46	160,00	640,0
	N ₃ P _{3 nova}	44,325	177,3	190,35	761,4
	N ₄ P _{4 nova}	62,255	249,02	212,41	849,64
24/06 / 2004	N ₀ P ₀	0,155	0,620	8,28	33,12
	N ₁ P ₁	5,023	20,092	22,07	88,28
	N ₂ P ₂	21,28	85,12	96,55	386,2
	N ₃ P ₃	34,47	137,88	146,21	584,84
	N ₄ P ₄	57,29	229,16	165,52	662,08

TABELA 26 – VALORES DE FÓSFORO SOLÚVEL E NITROGÊNIO TOTAL NOS DIFERENTES NÍVEIS TRÓFICOS, NA ÁGUA DE CULTIVO – 2ª APLICAÇÃO: 24 / 06 / 2004 – 04 / 08 / 2004 - 40 DIAS DE CULTIVO.

2ª Aplicação	Nível trófico	Concentração (mg L ⁻¹ P)	Concentração (mg vaso ⁻¹ P)	Concentração (mg L ⁻¹ N)	Concentração (mg vaso ⁻¹ N)
24/06/2004	N ₀ P ₀ nova	0,146	0,584	11,03	44,12
	N ₁ P ₁ nova	14,96	59,85	107,59	430,36
	N ₂ P ₂ nova	28,48	113,94	162,76	651,04
	N ₃ P ₃ nova	44,36	177,44	184,83	739,32
	N ₄ P ₄ nova	58,99	235,98	209,66	838,64
04/08 /2004	N ₀ P ₀	0,133	0,532	2,77	11,08
	N ₁ P ₁	10,32	41,29	11,09	44,36
	N ₂ P ₂	23,97	95,88	41,58	166,32
	N ₃ P ₃	38,40	153,62	113,66	454,64
	N ₄ P ₄	54,21	216,86	141,39	565,56

TABELA 27 – VALORES DE FÓSFORO SOLÚVEL E NITROGÊNIO TOTAL NOS DIFERENTES NÍVEIS TRÓFICOS, NA ÁGUA DE CULTIVO – 3ª APLICAÇÃO: 04 / 08 / 2004 – 14 / 09 / 2004 - 40 DIAS DE CULTIVO.

3ª Aplicação	Nível trófico	Concentração (mg L ⁻¹ P)	Concentração (mg vaso ⁻¹ P)	Concentração (mg L ⁻¹ N)	Concentração (mg vaso ⁻¹ N)
04/08/2004	N ₀ P ₀ nova	0,148	0,592	11,09	44,36
	N ₁ P ₁ nova	14,85	59,42	105,35	421,40
	N ₂ P ₂ nova	28,98	115,92	155,25	621,00
	N ₃ P ₃ nova	44,98	179,94	185,74	742,96
	N ₄ P ₄ nova	59,48	237,92	207,92	831,68
14/09/ 2004	N ₀ P ₀	0,144	0,576	5,57	22,28
	N ₁ P ₁	10,57	42,272	16,72	66,88
	N ₂ P ₂	24,46	97,84	125,37	501,48
	N ₃ P ₃	42,05	168,2	167,16	668,64
	N ₄ P ₄	56,17	224,68	183,88	735,52

TABELA 28 – VALORES DE FÓSFORO SOLÚVEL E NITROGÊNIO TOTAL NOS DIFERENTES NÍVEIS TRÓFICOS, NA ÁGUA DE CULTIVO – 4ª APLICAÇÃO: 14 / 09 / 2004 – 25 / 10 / 2004 - 41 DIAS DE CULTIVO.

4ª Aplicação	Nível trófico	Concentração (mg L ⁻¹ P)	Concentração (mg vaso ⁻¹ P)	Concentração (mg L ⁻¹ N)	Concentração (mg vaso ⁻¹ N)
14/09/2004	N ₀ P ₀ nova	0,172	0,688	13,93	55,72
	N ₁ P ₁ nova	14,32	57,28	108,66	434,64
	N ₂ P ₂ nova	28,09	112,36	158,81	635,24
	N ₃ P ₃ nova	44,21	176,86	189,45	757,80
	N ₄ P ₄ nova	59,31	237,24	208,96	835,84
25/10 / 2004	N ₀ P ₀	0,145	0,580	5,52	22,04
	N ₁ P ₁	6,55	26,216	13,80	55,20
	N ₂ P ₂	21,17	84,70	113,10	452,40
	N ₃ P ₃	41,32	165,28	143,45	573,80
	N ₄ P ₄	56,32	225,30	168,27	673,08

A discussão sobre a remoção de nutrientes pela *T. dominguensis*, restringir-se-á aos 41 últimos dias do cultivo, referente à fase em que a espécie atingiu um bom grau de maturidade. A 1ª aplicação foi um período de aclimatação da espécie, e durante a condução da 2ª e 3ª aplicações houve a necessidade de replantios de algumas plantas. Sendo assim, o balanço sobre o cultivo da *T. dominguensis* será relacionado apenas à 4ª aplicação uma vez que as três primeiras aplicações podem dar margem a interpretações errôneas.

Comparando-se os dados percentuais de remoção das duas espécies testadas (Tabelas 17 e 29), observa-se que a *T. dominguensis* apresentou valores mais elevados, para o N, em todos os níveis tróficos. Em relação aos tratamentos N₀P₀ e N₂P₂, a *T. dominguensis* mostrou-se mais eficiente, em relação à *P. hydropiperoides*, apresentando índices de 15,70% e 24,62% de remoção, contra 10,14% e 22,71% de remoção da *P. hydropiperoides*. Sobre os tratamentos N₁P₁ e N₄P₄, a *P. hydropiperoides* apresentou percentuais para o P, acima dos encontrados na *T. dominguensis*, 80,98% e 12,89%, respectivamente, contra 54,24% e 5,03% da *T. dominguensis*.

TABELA 29 – PORCENTUAL DE REMOÇÃO NA ÁGUA DE CULTIVO PARA P solúvel. e N total.

Nível trófico	1ª aplicação		2ª aplicação		3ª aplicação		4ª aplicação	
	%		%		%		%	
	remoção P sol.	remoção Nt.	remoção P sol.	remoção Nt.	remoção P sol.	remoção Nt.	remoção P sol.	remoção N.
N ₀ P ₀	5,49	50,03	8,90	74,88	2,70	49,77	15,70	60,44
N ₁ P ₁	66,02	80,06	31,01	89,70	28,86	84,13	54,24	87,30
N ₂ P ₂	30,49	39,65	15,85	74,45	15,60	19,24	24,62	28,78
N ₃ P ₃	22,23	23,18	13,42	38,53	6,52	10,00	6,55	24,28
N ₄ P ₄	7,98	22,07	8,10	32,56	5,56	11,56	5,03	19,47

As Figuras 17 e 18 mostram uma visualização da porcentagem de remoção de P e N na 4ª aplicação.

FIGURA 17 – REMOÇÃO P PELA *T. dominguensis* DURANTE A 4ª APLICAÇÃO.

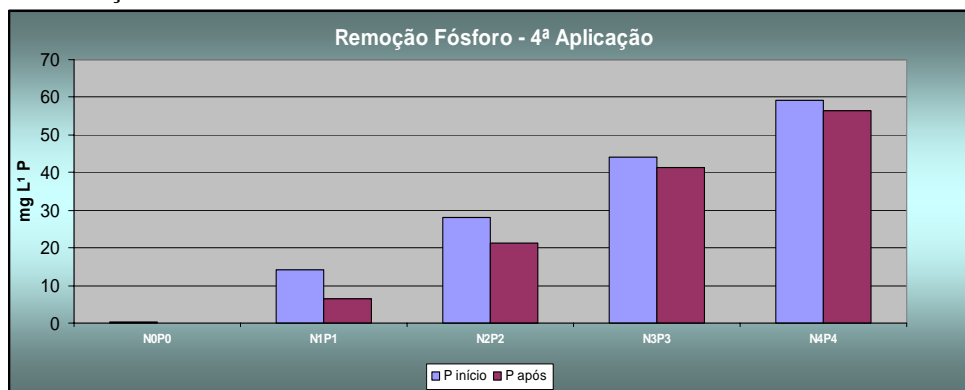
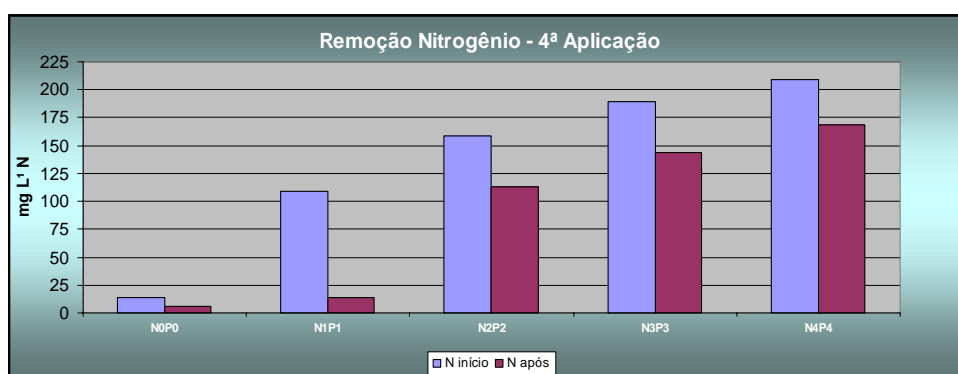


FIGURA 18 – REMOÇÃO N PELA *T. dominguensis* DURANTE A 4ª APLICAÇÃO.



Destaca-se na Tabela 30, referente a 4ª aplicação, o tratamento N₁P₁ como sendo mais remediado pela *T. dominguensis*, possuindo uma remoção de 31,07 mg vaso⁻¹ P e 379,44 mg vaso⁻¹ N. Estas remoções representam um percentual de 54,24% P e 87,30% N (Tabela 26). Na análise das plantas da *T. dominguensis*, incluindo folhas secas e folhas verdes, obteve-se teores de 70,96 mg vaso⁻¹ e 421,86 mg vaso⁻¹ N. Analisando-se estes dados, pode-se sugerir que as plantas já possuíam teores de 39,89 mg planta⁻¹ P e 42,42 mg planta⁻¹ N.

TABELA 30 - BALANÇO DO CULTIVO DA ESPÉCIE *T. dominguensis* NOS DIFERENTES NÍVEIS TRÓFICOS – 4ª APLICAÇÃO.

Nível trófico		início mg vaso ⁻¹	após cultivo mg vaso ⁻¹	Remediado água do vaso mg vaso ⁻¹	Vaso (3 plantas) mg vaso ⁻¹	“Saldo” mg vaso ⁻¹
N₀P₀	P*	0,688	0,58	0,108	4,9	4,792
	N**	55,72	55,2	0,52	41,82	41,3
N₁P₁	P	57,284	26,216	31,068	70,96	39,892
	N	434,64	55,2	379,44	421,86	42,42
N₂P₂	P	112,36	84,7	27,66	74,97	47,31
	N	635,24	452,4	182,84	461,53	278,69
N₃P₃	P	176,86	165,28	11,58	73,37	61,79
	N	757,8	573,8	184	382,21	198,21
N₄P₄	P	237,24	225,3	11,94	28,01	16,07
	N	835,84	673,08	162,76	130,49	-32,27

^a - quantidade de nutrientes por vaso no início do experimento (concentração mg L⁻¹ * 4 litros).

^b - quantidade de nutrientes por vaso após cultivo de 40 dias (concentração mg L⁻¹ * 4 litros).

^c - diferença entre a quantidade de nutrientes no início e após cultivo (^{a-b}).

^d - quantidade de nutrientes encontrados em três plantas, por vaso, após cultivo.

^e - diferença entre os nutrientes encontrados na biomassa aérea e o conteúdo removido da água do vaso (^{d-c}).

P* - Fósforo Solúvel

N** - Nitrogênio total

Para a avaliação da coluna de saldo da Tabela 30, relacionada à espécie *T. dominguensis*, deve-se levar em consideração, além dos interferentes citados para a espécie *P. hydropiperoides*, como reajustes semanais do volume dos vasos, incremento dos excrementos de anfíbios e retenção de nutrientes no papel de filtro, como também as quatro aplicações utilizadas para a espécie.

5. CONCLUSÕES

- Ambas espécies responderam aos tratamentos aplicados;
- O melhor desempenho para a espécie *Polygonum hydropiperoides* ocorreu no tratamento N₁P₁, onde se observa a maior taxa de remoção de N e P, que chegou a 73% e 80%, respectivamente;
- O melhor desempenho para a espécie *Typha dominguensis* ocorreu no tratamento N₁P₁, onde se observa a maior taxa de remoção de N e P, que chegou a 87% e 54%, respectivamente;
- O melhor crescimento e maior remoção se deve à proporção adequada dos nutrientes no tratamento N₁P₁, permitindo um bom estado nutricional das espécies;
- O maior crescimento das raízes se deu no tratamento N₀P₀ que alcançou 46,70 cm para a espécie *Polygonum hydropiperoides* e 46,60 cm para a espécie *Typha dominguensis*;
- As espécies mostraram um bom potencial, requerendo, no entanto, um grau mínimo de fertilidade para sua fixação e eficiência de remoção satisfatória.

6. REFERÊNCIAS

ABDO, J. M. M.; BENEVIDES, V. F. de S.; COIMBRA, R. M. et al. **Sétima campanha de amostragem de água e sedimentos na bacia do Rio Branco**. HiBAm : Hidrologia da Bacia Amazônica. DNAEE - CGRH / CNPq PEGI-GBF / ORSTOM. Relatório. Manaus 1996, 6p.

ACCIOLY, A. M. A.; SIQUEIRA, J. O. Contaminação química e biorremediação do solo. In: NOVAIS, R. F.; ALVAREZ V.; V. H.; SCHAEFER, C. E. G. R. **Tópicos em ciência do solo**. Viçosa: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, v. 1, p. 299-352 , 2000.

ALBERTS, E. E., SCHUMAN, G. E., BURWELL, R. E. Seasonal Runoff Losses of Nitrogen and Phosphorus from Missouri Valley Watersheds. **Journal of Environmental Quality**. n.7, p.203-208, 1978.

AMBERGER, A. **Pflanzenernährung**. Stuttgart: Verlag Eugen Ulmer, 1988, 264 p.

ANDERSON, T.A.; WALTON, B.T. Fate of 14 C trichloroethylene in the root zone of plants from a former solvent disposal site. **Environ.Toxicol.Chem.**, v.14, n.12, p. 2041-2047, 1993.

APHA - American Public Health Association. **Standard Methods for the examination of water and wastewater**, 19th ed. Washington: APHA, 1995.

BAATTRUP-PEDERSEN, A.; LARSEN, S. E.; RISS, T. Composition and richness of macrophyte communities in small Danish streams – influence of environmental factors and weed cutting. **Hidrobiologia**, v. 495, p. 171-179, 2003.

BARKO, J.; GUNNISON,D.; CARPENTER, S.R. Sediment interactions with submersed macrophyte growth and community dynamics. **Aquatic Botany**, v.41, p. 41-65,1991.

BAUMEISTER, W. e ERNST, W. **Mineralstoffe und Pflanzenwachstum**. Stuttgart: Gustav Fischer Verlag, 1978, 416p.

BERGMANN, W. **Nutritional Disorders of Plants – Visual and Analytical Diagnosis**. Stuttgart: Gustav Fischer Verlag, 1992, 105p.

BIANCO, S.; PITELLI, R.A.; PITELLI, A.M.C.M. Leaf area estimation in *Typha latifolia* using leaf blade linear dimensions. **Planta Daninha**, v. 21, n. 2, p. 257-261, 2003.

BITTENCOURT, S. **Carga Máxima de Fósforo Admisível ao Reservatório Piraquara II, Região Metropolitana de Curitiba, Uma Aplicação do Processo TMDL**. Curitiba. 155p. Dissertação (Mestrado em Ciência do Solo). Setor de Ciências Agrárias. Universidade Federal do Paraná, 2003.

BOEGER, M.T.R.; WISNIEWSKI, C.; REISSMANN, C.B. Nutrientes foliares de espécies arbóreas de três estádios sucessionais de floresta ombrófila densa no sul do Brasil. **Acta bot. bras.** v.19, n. 1, p. 167-181, 2005.

BOERS, P. C. M., et al. Phosphorus retention in sediments. Great Britain: **Wat. Sci. Tech.** Elsevier Science Ltda., v.37, p. 31-39, 1998.

BOLLMANN, H.A.; CARNEIRO, C. e PEGORINI, E.S. Qualidade da água e dinâmica de nutrientes. In: ANDREOLI, C.V. e CARNEIRO, C.(eds.). **Gestão Integrada de Mananciais de Abastecimento Eutrofizados**. Curitiba: SANEPAR/FINEP. 2005, 500p.

BORKERT, C. M.; PAVAN, M. A.; BATAGLIA, O.C. Disponibilidade e Avaliação de Elementos Catiônicos: Ferro e Manganês. In: FERREIRA et al. (eds.). **Micronutrientes e Elementos Tóxicos na Agricultura**, 2001, 600p.

BRASIL - Conselho Nacional do Meio Ambiente. Resolução número 375. Diário Oficial da União de Brasília, 2005.

BRANCO, S.M. **Poluição, Proteção e Usos Múltiplos de Represas**. CETESB. São Paulo, 1991, 104p.

BRAENDLE, R.; CRAWFORD, R. M. M. Plants as amphibians. **Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics**, v. 2, n. 1, p. 56-78, 1999.

BRIGANTE, J.; ESPINDOLA, E. L. G. **Limnologia Fluvial – Um estudo no Rio Mogi-Guaçu**. In: São Carlos. Ed. RiMa, 2003, 255p.

CAMARGO, A.F.M.; PEZZATO, M.M.; HENRY-SILVA. Fatores limitantes à produção primária de macrófitas aquáticas In: THOMAZ, S.M.; BINI, L.M. **Ecologia e Manejo de Macrófitas Aquáticas**. Editora da Universidade Estadual, 2003, 341p.

CAMARGO, O. A.; ALLEONI, L. R. F.; CASAGRANDE, J. C. Reações dos Micronutrientes e Elementos Tóxicos no Solo. In: FERREIRA, M. E. et al. (eds.). **Micronutrientes e Elementos Tóxicos na Agricultura**, 2001, 600p.

CERCO, C.F. Measured and Modelled Effects of Temperature, Dissolved Oxygen and Nutrient Concentration on Sediment-Water Nutrient Exchange. **Hydrobiologia**, v. 174, p.185-194, 1989.

COBBETT, C.; GOLDSBROUGH, P. Phytochelatins and Metallothioneins: Roles in Heavy Metal Detoxification and Homeostasis. **Annual Review of Plant Biology**, v. 53, p. 159-182, 2002.

CORRÊA, M. R.; VELINI, E. D.; ARRUDA, D. P. Composição Química e Bromatológica de *Egeria densa*, *Egeria najas* e *Ceratophyllum demersum*. **Planta Daninha**, v. 21, p. 7 – 13. 2003.

CORREL, D.L. The Role of Phosphorus in the Eutrophication of Receiving Waters: A Review. **Journal Environ. Qual.**, v. 27, p. 261-266, 1998.

COSTA, M. L. R.; HENRY, R. Biomassa e composição química de *Eichhornia azurea* de três lagoas laterais ao rio Paranapanema na zona de sua desembocadura na represa de Jurumirim, São Paulo. **Hoehnea**, v. 29, n. 2, p. 65-77, 2002.

CUNNINGHAM, S. D.; ANDERSON, T. A.; SCHWAB, A. P. Phytoremediation of soils contaminated with organic pollutants. **Adv. Agron.**, v. 56, p. 55-114, 1996.

DA SILVA, F.C. **Manual de análises químicas de solos, plantas e fertilizantes**. Brasília: Embrapa Solos: 1999, 370p.

DANIEL, T.C.; SHARPLEY, A.N.; LEMUNYON, J.L. Agricultural phosphorus and eutrophication: a symposium overview. **J. Environ. Qual.** v.27, p.251-257,1998.

DOMINGOS, V.D.; MARTINS, D.; FERNANDES, D.M.; COSTA, N.V.; e PASCHOA, P.L. Allocation of Biomass and Nutrients in *Heteranthera reniformis* under the Effect of N, P and K. **Planta Daninha**. Viçosa-MG, v. 23, n. 1, p. 33-42, 2005.

DONHA, A.G; SOUZA, L.C.; SUGAMOSTO, M.L. e LIMA, V. C. Avaliação da metodologia utilizada na geração dos mapas de fragilidade ambiental em uma área piloto na APA do Irai., In: ANDREOLI, C.V. e CARNEIRO, C. (Eds.) **IV Seminário do projeto interdisciplinar de pesquisa em eutrofização de águas de abastecimento público**. Tema: Eutrofização de Águas, p. 17-21, 2003.

ERENOGLU, B.; CAKMAK, I.; RÖMHELD, V.; DERICI, R.; RENGEL, Z. Uptake of zinc by rye, bread wheat and durum wheat cultivars differing in zinc efficiency. **Plant and Soil.**, v. 209, p. 245-252, 1999.

ESTEVES, F. A. **Fundamentos de Limnologia**. 2ª ed. Rio de Janeiro: Editora Interciência. 1998.

FARIA, Obede Borges. **Utilização de macrófitas aquáticas na produção de adobe: um estudo de caso no reservatório de Salto Grande (Americana - SP)**. São Carlos. 199p. Tese (Doutorado em Ciências da Engenharia Ambiental). Universidade de São Paulo, 2002.

FASOLO, P.J.; BOGNOLA, I.A.; CARVALHO, A.P.; POTTER, R.O.; BHERING, S.B. Levantamento de reconhecimento dos Solos da região Sudeste do Estado do Paraná (área 4,5 e 6). **Boletim de Pesquisa e Desenvolvimento**. EMBRAPA. Rio de Janeiro. 2002. 143p.

FEDER, N.; 'OBRIEN, T. P. Plant microtechnique: some principles and new methods. **American Journal of Botany**, v. 55, n.1, p. 123-142, 1968.

FILIPPELLI, G. M. e DELANEY, M. L.. Phosphorus geochemistry of equatorial Pacific sediments. **Geochimica et Cosmochimica Acta**. v. 60, Elsevier Science Ltd, p. 1479-1495, 1996.

GRANATO, M. **Utilização do aguapé no tratamento de efluentes com cianetos**. Rio de Janeiro: CETEM/CNPq, 1995. (Série Tecnologia Ambiental, 05).

GUIMARÃES, J. R.; NOUR E. A. A. Tratando nossos esgotos: processos que imitam a Natureza. **Cadernos Temáticos de Química Nova na Escola**. 2001, 12p.

HENRY, R. **Ecótonos nas interfaces dos ecossistemas aquáticos**. In: São Carlos, 2003, 349p.

HENRY, R.; TUNDISI, J.G.; CURI, P.R. Fertilidade Potencial em Ecossistemas Aquáticos: Estimativa através de Experimentos de Eutrofização Artificial. **Ciência e Cultura**, v.35, n.6, p.789-800, 1983.

HENRY-SILVA, G.G.; CAMARGO, A.F.M. Composição química de quatro espécies de macrófitas e possibilidade de uso de suas biomassas. **Naturalia**. Rio Claro, v.25, p.111-125, 2000.

HENRY-SILVA, G.G.; CAMARGO, A.F.M. Avaliação sazonal da biomassa da macrófita aquática *Eichhornia azurea* em um rio de águas brancas da bacia hidrográfica do rio Itanhaém (litoral sul do estado de São Paulo, Brasil). **Hoehnea**., v.30, p. 71-77, 2003.

HILDEBRAND, C. **Manual de analyses químicas de solos e plantas**. Curitiba: Universidade Federal do Paraná, 1976, 225p.

HODGE, A. The plastic plant: root responses to heterogeneous supplies of nutrients. **New Phytologist**, n. 162, p. 9-24, 2004.

HUTCHINSON, T. C. Lime-Chlorosis as a Factor in Seedling Establishment on Calcareous Soils. I. A Comparative Study of Species From Acidic and Calcareous Soils in Their Susceptibility to Lime-Chlorosis. **New Phytol.**, v. 66, p. 697-705, 1967.

JACOBY, J.M. et al. International Phosphorus Loading in a Shallow Eutrophic Lake. **Water Research**, v. 16, p. 911-919, 1982.

JOHANSEN, D.A. *Plant Microtechnique*. Mc Graw Hill Book, New York. 1940.

JONES JR, J.B.; CASE, V.W. Sampling, handling and analyzing plant tissue samples. In: WESTERMAN et al. (eds.) **Soil testing and plant analysis**. SSSA Book Series nº 3. Madison, p. 389-427, 1990.

KABATA-PENDIAS, A. e PENDIAS, H. **Trace Elements in Soils and Plants**. Boca Raton: CRC Press, 1992, 365p.

KISSMANN, K.G.; GROTH, D. **Plantas Infestantes e Nocivas**. TOMO III – 2ªed. 2000, 726p.

KRÄHMER, R.; SATTELMACHER, B. Einfluss steigender Stickstoffgaben auf den Kupferernährungszustand von Getreide. **Z. Pflanzenernähr. Bodenk.**, v. 160, p. 385-392, 1997.

LAUTENSCHLAGER, S.R. **Modelagem do Desempenho de Wetlands Construídas**. São Paulo. 106p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Hidráulica e Sanitária). Escola Politécnica da Universidade de São Paulo, 2001.

LIMA, M.R.; REISSMANN, C.B.; TAFFAREL, A.D. Fitorremediação com macrófitas aquáticas flutuantes. In: ANDREOLI, C.V. e CARNEIRO, C. (eds.). **Gestão Integrada de Mananciais de Abastecimento Eutrofizados**. Curitiba: SANEPAR/FINEP, 2005, 500p.

LIMA, M.A. VIEGAS, A. Fitorremediação. **Série Fichas Temáticas 5 'Material Didático Multimídia de Genética e Biotecnologia Vegetal'**, 5p. 2002. (online: <http://www.institutovirtual.pt/edu-agri-biotec/>).

LIMA, E.B.N.R. **Modelação Integrada Para Gestão Da Qualidade Da Água Na Bacia Do Rio Cuiabá**. Rio de Janeiro. 206p. Tese (Doutorado em Ciências em Engenharia Civil). Universidade Federal do Rio de Janeiro, 2001.

LOPES, R. C.; CASALI V. W. D.; BARBOSA, L. C. A.; CECON, Paulo R. Caracterização isoenzimática de oito acessos de Erva-de-bicho. **Horticultura Brasileira**, v.21, n.3, p.433-437, 2003.

LORENZEN, B.; BRIX, H.; MENDELSSOHN, I. A.; McKEE, K. L.; MIAO, S. L. Growth, biomass allocation and nutrient use efficiency in *Cladium jamaicense* and *Typha domingensis* as affected by phosphorus and oxygen availability. **Aquatic Botany**, n. 70, p. 117-133, 2001.

LORENZI, H. **Manual de identificação e de controle de ervas daninhas**. Nova Odessa: Instituto Plantarum, 2000, 339p.

LORENZI, H.J. Principias ervas daninhas do Estado do Paraná. **Boletim técnico nº2**. Londrina: IAPAR, 1976, 204p.

MAAS, F.M.; van de WETERING, D. A. M.; van BRUSICHEN, M.L.; BIENFAIT, H.F. Characterization of Phloem Iron and its Possible Role in the Regulation of Fe – Efficiency Reactions. **Plant Physiol.**, n.87, p. 167-171, 1988.

MAGALHÃES, P.C. O custo da água gratuita. **Ciência Hoje**, v.36, p, 45-49, 2004.

MARSCHNER, H. **Mineral Nutrition of Higher Plants**. London: Academic Press, 1995, 889 p.

MARTINS, D.; COSTA, N. V.; TERRA, M. A.; MARCHI, S. R.; VELINI, E. D. Caracterização Química das Plantas Aquáticas Coletadas no Reservatório de Salto Grande (Americana SP). **Planta Daninha**, v. 21, p. 21 – 25, 2003.

MCDOWELL, L. L. Nitrogen and Phosphorus Yields in Runoff from, Silty Soils in the Mississippi Delta, USA, **Agricultural Ecosystem Environmental**, v. 25, p.119-132, 1989.

MEDEIROS, R. M. L., SABAA, A. S. U. O.; ROQUETTE, C. P. A biomass study of water hyacinth for production of protein concentrate. **Ciênc. Tecnol. Aliment.**, v.19, n.2, p.226-230. 1999.

MENGEL, K. **Ernährung und Stoffwechsel der Pflanze**. Stuttgart: Gustav Fischer Verlag. 1984. 431p.

MENGEL, K. e KIRKBY, E.A. **Principles of Plant Nutrition**. Bern: International Potash Institut. 1987. 687 p.

MELO, E. Levantamento da família Polygonaceae no estado da Bahia, Brasil: espécies do semi-árido. **Rodriguésia**, v.50, p. 19-38, 1999.

MERTEN, G.H.; MINELLA, J.P. Qualidade da água em bacias hidrográficas rurais: um desafio atual para a sobrevivência futura. **Agroecol. E Desenvol. Rur. Sustent.** v.3, n.4, Porto Alegre, 2002.

MONTIGNY, C., PRAIRE, Y.T. The Relative Importance of Biological Processes in the Release of Phosphorus from a Highly Organic Sediment. **Hydrobiologia**. v. 253, p. 141-150, 1993.

MOORE, T.C. **Research Experiences in Plant Physiology – A Laboratory Manual**. Berlin: Springer Verlag. 1974. 462p.

MÜLLER, E. Banning Phosphates in Detergents: Preventing Contamination at the Source. **Eawag News**, 42 E, p.12-14, 1997.

MURPHY, J.; RILEY, H. P. A. A modified single solution method for the determination of phosphate in natural waters. **Anal. Chim. Acta.**, v. 27, p. 31-36, 1962.

OLIVEIRA, P. C.; DISPERATI, A. A., KIRCHNER F. F. Análise de dados digitais multiespectrais de alta resolução obtidos pelo sensor “Compact airborne spectrographic imager” em área rural do estado do Paraná – Brasil. **CERNE**, v.4, n.1, p.01-21, 1998.

PAULETTI, V. **Nutrientes: Teores e Interpretações**. Castro: Fundação ABC, 2004, 86 p.

PEDRALLI, G. Macrófitas aquáticas como bioindicadoras da qualidade da água: alternativas para usos múltiplos de reservatórios. In: THOMAZ, S.M.; BINI, L.M. (Eds.) **Ecologia e manejo de macrófitas aquáticas**. Maringá: Editora da Universidade Estadual de Maringá, 2003, 341p.

PERKIN-ELMER. **Analytical methods for atomic absorption spectrophotometry: Environmental analysis of natural waters.** Norwalk, 1976.

PEGORINI, E. S.; CARNEIRO, C.; ANDREOLI, C. V. Mananciais de Abastecimento Público. In: ANDREOLI, C.V. e CARNEIRO, C.(eds.). **Gestão Integrada de Mananciais de Abastecimento Eutrofizados.** Curitiba: SANEPAR/FINEP, 2005, 500p.

PERKOVICH, B. S. et al. Enhanced mineralization of [14C] atrazine in *K. scoparia* rhizosferic soil from a pesticidecontaminated site. **Pestic. Sci.**, v. 46, p. 391-396, 1996.

PETRUCCIO, M. M.; ESTEVES, F. A. Uptake rates of nitrogen and phosphorus in the water by *Eichhornia crassipes* and *Salvinia auriculata*. **R. Bras. Biol.**, v. 60, n. 2, p. 229-236, 2000.

POMPÊO, M.L.L.; MOSCHINI-CARLOS, V. **Macrófitas aquáticas e perífiton – Aspectos ecológicos e metodológicos.** In: São Paulo. Editora RiMa, 2003, 134p.

Portaria nº 1.469 de 2000, do Ministério da Saúde. Controle e Vigilância da Qualidade para Consumo Humano e Seu Padrão de Potabilidade. FUNASA – Fundação Nacional de Saúde, 2001.

REDDY, K. R.; TUCKER, W. F. Productivity and nutrient uptake of water hyacinth, *Eichhornia crassipes*: I-Effect of nitrogen source. **Econ. Bot.**, v. 37, p. 237-247, 1983.

REISSMANN, C. B.; RADOMSKI, M.I.; de QUADROS, R.M.B. Chemical Composition of *Ilex paraguariensis* St. Hil. Under Different Management Conditions in Seven Localities of Paraná State. **Brazilian Archives of Biology and Technology**, v. 42, n.2, p. 187-194, 1999.

REITZ, R. **Tifáceas.** Flora Ilustrada Catarinense. Itajaí, Herbário Barbosa Rodrigues, 1984.

RIBEIRO, A. C.; GUIMARÃES, P. T. G.; ALVAREZ V, V. H. A. **Recomendações para o uso de corretivos e fertilizantes em Minas Gerais.** In: RIBEIRO, A. C. et al. (eds.) Viçosa: CFSEMG, 1999, 359p.

RICHARDSON, C.J.; MARSHALL, P.E. Processes controlling movement, storage and export of phosphorus in a fen peatland. **Ecology Monographic**, v.56, n.4, p.279-302, 1996.

ROCHA, A. A., BRANCO, S. M., A Eutrofização e suas Implicações na Ciclagem de Nutrientes. **Acta Limnológica Brasileira**, vol., p. 201-242, 1986.

ROELOFS, J.G.M. Inlet of alkaline river water into peaty lowlands: effects on water quality and *Stratiotes aloides* L. stands. **Aquat. Bot.**, 39, 267–293, 1991.

ROMITELLI, M.S. Remoção de fósforo em efluentes secundários com emprego de macrófitas aquáticas do gênero *Eichhornia*. **Revista DAE**, v. 133, p. 66-68, 1983.

SALT, D.E.; SMITH, R.D.; RASKIN I. Phytoremediation. Annual Review of Plant Physiology. **Plant Molecular Biology**, v. 49,p, 643-668, 1998.

SANZONOWICZ, C. Recomendação e prática de adubação e calagem na região Centro-Oeste do Brasil. In: MATOS, H.B. et al. (Eds.) **Calagem e Adubação de Pastagens**. Piracicaba: POTAFOS, 1986, 476p.

SETTI, A. A., WERNECK, J. E. F.L., CHAVES, A. G. M. **Introdução ao Gerenciamento de Recursos Hídricos**, Brasília. Agência Nacional de Energia Elétrica; Agência Nacional de Águas. 2001.

SHARPLEY A. N.; TUNNEY, H. Phosphorus research strategies to meet agricultural and environmental challenges of the 21th century. **Journal of Environmental Quality**, OECD Conference Papers, Madison, v.29, n 1, p.176-181, 2000.

SMITH, V.H., TILMAN, G.D.; NEKOLA, J.C. Eutrophication: Impacts of Excess Nutrient Inputs on Freshwater, Marine, and Terrestrial Ecosystems. **Environmental Pollution**, v.100, p. 179-196, 1999.

SOUZA, D.A. **Bacia do Riberão e Represa do Lobo: Bases Ecológicas para o Planejamento Regional, Manejo e Conservação**. São Carlos. 158 p. Tese (Dissertação de Doutorado em Engenharia Civil) – Escola de Engenharia de São Carlos. Universidade de São Paulo, 1993.

SOUSA, J.T. ; VAZZOLLER, R.F.; FORESTI, E. Phosphate removal in an UASB reator treating synthetic substrate simulating domestic sewage. **Journal of Chemical Engineering**, v. 14, n.4, p. 309-314,1997.

TANG, S.; WILKE, B.-M.; HUANG, C. The uptake of copper by plants dominantly growing on copper mining spoils along the Yangtze River, the Peoples's Republic of China. **Plant and Soil**, v. 209, p. 225-232, 1999.

TENG, Y. e TIMMER, V. Phosphorus-induced micronutrient disorders in hybrid poplar *I*. Preliminary diagnosis. **Plant and Soil**,v. 126. p. 19-29. 1990.

TRIPATHI, B.D.; SRIVASTANA, J.; MISRA, K. Nitrogen and phosphorus removal-capacity of four chosen aquatic macrophytes in tropical freshwater ponds. **Environmental Conservation**, v.18, n.2, p. 143-147, 1991.

TUNDISI, J.G. The Lobo (Broa) Ecosystem. **Ciencia Interamericana**, v.25, p 18-31, 1986.

URBAN, T. **Programa de Educação Ambiental para a Bacia do Iraí - ProLago do Iraí**. Portfólio do Mater Natura, Curitiba, 2002, Resumo.

USEPA – UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. **Eutrophication From Agricultural Sources - Seasonal Patterns & Effects Of Phosphorus Environmental** Ireland: Environmental RTDI Programme 2000–2006, EPA 2000-LS-2.1.7-M2), 2003, 71p.

VON SPERLING, M. Princípios do tratamento biológico de águas residuárias – **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos**, Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental. Universidade Federal de Minas Gerais. v.1,1996, 243p.

WALTON, B.T. AND ANDERSON, T.A. Microbial degradation of trichloroethylene in the rizhosphere: potential application to biological remediation of waste sites. **Applied and Environ.Technol.**, v.4, p.1012-1016, 1990.

WETZEL, R.G. **Limnology**. Philadelphia: W.B. Saunders Company, 1975, 743p.

WOLVERTON, B.C.; MCDONALD, R.C. Water hyacinth (*Eichhornia crassipes*) productivity and harvesting studies. **Economic Botany.**, v. 33, n. 1, p. 1-10,1979.

XAVIER, C da F.; DIAS, L.N.; BRUNKOW, R.F. Eutrofização. In: ANDREOLI, C.V. e CARNEIRO, C. (eds.). **Gestão Integrada de Mananciais de Abastecimento Eutrofizados**. Curitiba: SANEPAR/FINEP, 2005, 500p.

ZAK, D.R.; GRIGAL, D.F. Nitrogen mineralization, nitrification and denitrification in upland and wetland ecosystems. **Oecologia**, v.33, p. 189-196, 1991.