

UNIVERSIDADE FEDERAL DO RIO GRANDE DO SUL
INSTITUTO DE PESQUISAS HIDRÁULICAS

EFICIÊNCIA DE BANHADOS CONSTRUÍDOS NO TRATAMENTO DE ÁGUAS
PROVENIENTES DA DRENAGEM URBANA E NO PÓS-TRATAMENTO DE
EFLUENTES LÍQUIDOS TRATADOS POR PROCESSO ANAERÓBIO (REATOR UASB)

Delma Tânia Bertholdo

Dissertação submetida ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia de Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental da Universidade Federal do Rio Grande do Sul como requisito parcial para a obtenção do título de Mestre em Engenharia.

Porto Alegre, novembro de 1.999.

APRESENTAÇÃO

Este trabalho foi desenvolvido no Programa de Pós-Graduação em Engenharia de Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental do Instituto de Pesquisas Hidráulicas da Universidade Federal do Rio Grande do Sul, sob a orientação do Prof. Dr. David M. L. da Motta Marques.

Trata-se da segunda fase do Projeto FINEP/PROSAB – TEMA 2: “Aplicação de águas residuárias domésticas no solo: avaliação da modalidade banhados construídos como sistema de baixo custo/baixa tecnologia para controle de efluentes líquidos domésticos e pós-tratamento anaeróbico” na ETE de Parque da Matriz, município de Cachoeirinha, RS.

Inclui também o “Projeto piloto de banhados construídos para tratamento da drenagem urbana mista contribuinte à Barragem da Julieta, local de captação de água do município de Farroupilha, RS”, com participação da Prefeitura Municipal de Farroupilha, Instituto de Pesquisas Hidráulicas/UFRGS e Companhia Riograndense de Saneamento (CORSAN).

AGRADECIMENTOS

Um agradecimento especial deve ser feito ao Prof. David da Motta Marques pela confiança depositada, por sua valiosa atenção e pela oportunidade de desvendar o mundo dos banhados.

À Prefeitura Municipal de Farroupilha, especialmente ao Secretário Municipal da Saúde e do Meio Ambiente, sr. Sezinio Luiz Portolan, pelo incentivo e apoio recebido durante este experimento.

À CORSAN, parceira nas análises laboratoriais, possuidora de um quadro de funcionários valorosos e interessados, um agradecimento muito especial.

À FINEP – Financiadora de Estudos e Projetos, pelo apoio financeiro ao trabalho.

À Elisângela Marques Senna, excelente profissional e incentivadora, além dos demais colegas do Laboratório de Saneamento Ambiental do IPH/UFRGS.

À Simone Giovaninni por sua atenção e colaboração.

À equipe de funcionários da Prefeitura Municipal de Farroupilha, principalmente Vitor Pozza, Margarete Chemin, Célio Rosanelli e Arlindo Rosanelli.

À minha família, pelo zelo e pelas preocupações durante tantas madrugadas nas estradas.

Ao Calloni, por tudo.

RESUMO

As atividades humanas têm influência direta sobre a qualidade da água para diversos fins. Os efluentes secundários de tratamento anaeróbio e as águas de drenagem urbana necessitam de tratamento posterior para enquadramento às normas vigentes e evitar danos ambientais. A ecotecnologia tem sido indicada como uma alternativa de baixo custo e fácil manutenção para controle de diversos tipos de efluentes líquidos. Este trabalho tem por objetivo o estudo da eficiência de tratamento por banhados construídos (constructed wetlands) de fluxo horizontal subsuperficial para dois sistemas distintos: como pós-tratamento de efluente de reator anaeróbio (UASB) em escala real na ETE Parque da Matriz em Cachoeirinha e como tratamento de águas provenientes da drenagem urbana mista contribuinte à Barragem da Julieta, local de captação de água (CORSAN) do município de Farroupilha.

Em ambos os casos foram instalados 12 leitos (piscinas plásticas de 1.000 litros) com área superficial de 2,47 m² e substrato de areia. As espécies de macrófitas emergentes utilizadas foram *Typha subulata* e *Zizaniopsis bonariensis*, em diversas combinações e densidades. Em Cachoeirinha utilizou-se duas cargas hidráulicas no pós-tratamento de reator UASB: 3,3 cm/dia e 5 cm/dia. Nesse experimento só houve diferença significativa entre os tratamentos para os parâmetros nitrogênio amoniacal, nitrato e fosfato. Os sistemas vegetados apresentaram eficiência média para a remoção da DQO de 49,9% e 52,2%, nitrogênio amoniacal 46,9% e 38%, fosfato 76,2% e 62,8%, sólidos suspensos 59,8% e 63,7% (para, respectivamente, 3,3 cm/dia e 5 cm/dia). Dentre os metais analisados, a remoção de zinco para as duas cargas foi de 43,6% e 28,8% (respectivamente 3,3 cm/dia e 5 cm/dia). O aumento da carga hidráulica não resultou em uniformidade de observações. Os fatores que podem ter contribuído para esses resultados foram a saturação dos leitos e a maturidade da biomassa, que já estava em operação desde 1997. O experimento revelou ser a alternativa de banhados construídos como sendo eficiente para o pós-tratamento de efluentes de reatores anaeróbio.

Comportamento diferente foi obtido para os banhados construídos tratando águas mistas provenientes da drenagem urbana mista de Farroupilha. Para carga única de 2,76 cm/dia, as eficiências de remoção nos sistemas vegetados foram: 88,4% para a DBO₅, 56,6% para a DQO, 82,9% para o nitrogênio amoniacal, 50% para o nitrato, 90,1% para o fosfato, 55,3% para sólidos suspensos e 91,7% para o zinco. Os parâmetros significativos em

Farroupilha, onde existe uma diferença entre os sistemas vegetados e o controle, foram DBO₅, ferro, nitrato e fosfato. Não houve diferenças significativas entre as espécies trabalhadas, mas a alternativa de banhados construídos para tratamento de drenagem urbana mista revelou ser satisfatória, atingindo os parâmetros de recuperação do recurso hídrico.

ABSTRACT

The human activity have a straight influence on the quality of water for different uses. The secondary wastewater from sewage anaerobic treatment and the urban runoff and the urban waste need post-treatment in order to be inside the regulatory laws and to avoid environmental damage. Ecotechnology has been indicated as a low cost and easy maintenance alternative to control the different kinds of wastewater. The aim of this work is to study the efficiency of constructed wetlands with horizontal subsurface flow in two different process: as a post-treatment of UASB effluent in a real scale at ETE Parque da Matriz in Cachoeirinha city and as treatment of urban runoff that provides water to barragem da Julieta, which is the local source of water in Farroupilha city.

In both cases it was installed 12 beds (plastic pool containing 1,000 liters each) with a superficial area of 2,47 m² and sand substrate. The emergent macrophytes species uses were *Typha latifolia* and *Zizaniopsis bonariensis* in different combinations and density. At Cachoeirinha was used two hydraulic loading rate 3,3 cm/day and 5 cm/day in the UASB reactor post-treatment. In this experiment, just had significant differences between treatment for the N-NH₃, nitrate and phosphate removal. The vegetable systems showed mean efficiency removal for DQO at 49,9% and 52,2%, N-NH₃ at 46,9% and 38%, phosphate 76,2% and 62,8%, SS 59,8% and 63,7% (for, respectively, 3,3 cm/day and 5 cm/day). Among the metals that were analyzed, the zinc removal for both hydraulic loading was 43,6% and 28,8% respectively. The increasing of the hydraulic load not influenced uniformly the observations. Some facts that could have contributed for such results were the substrate saturation and the biomass maturity that has been working since 1997. This experiment revealed to be an interesting option to use constructed wetlands for anaerobic post-treatment.

A different behavior was taken in the constructed wetland treating urban runoff in Farroupilha. In a unique load of 2,76 cm/day, the mean removal efficiency in vegetable systems were: 88,4% for BOD₅, 56,6% for COD, 82,9% for N-NH₃, 50% for nitrate, 90,1% for phosphate, 55,3% for SS and 91,7% for zinc. The most significant parameters were BOD₅, Iron, Nitrate and Phosphate. There was no significant differences between macrophytes species used, but the option for constructed wetlands to treat urban runoff revealed satisfactory, achieving the parameters for source recovery.

SUMÁRIO

Apresentação	ii
Agradecimentos	iii
Resumo	iv
Abstract	vi
Sumário	Vii
Lista de tabelas	x
Lista de figuras	xi
Lista de símbolos e siglas	xiv
1. Introdução	1
2. Objetivos	3
3. Revisão bibliográfica	4
3.1 Abordagem introdutória sobre banhados construídos	4
3.1.1 Importância da ecotecnologia	4
3.1.2 Seleção e investigação de local	11
3.1.3 Vantagens e desvantagens dos banhados construídos	13
3.1.4 Condições de habitat em banhados construídos	13
3.1.5 Aplicações atuais dos banhados construídos	15
3.1.6 Tipos de banhados construídos	18
3.2 Vegetação nos banhados construídos	20
3.2.1 Características das plantas macrófitas	20
3.2.2 Critérios para utilização de macrófitas em banhados	23
3.3 Solos de banhados construídos	26
3.4 Hidrologia dos banhados construídos	30
3.5 Metais em banhados construídos	32
3.6 Variáveis de eficiência em banhados construídos	35
3.6.1 Sólidos suspensos	35
3.6.2 Potencial redox	36
3.6.3 Nutrientes	37
3.6.3.1 Nitrogênio	39

	viii
3.6.3.2 Fósforo	43
3.6.4 Oxigênio	45
3.6.5 Matéria orgânica	46
3.6.5.1 Demanda bioquímica de oxigênio - DBO ₅	46
3.6.5.2 Demanda química de oxigênio - DQO	47
3.6.6 Potencial hidrogeniônico - pH	47
3.6.7 Metais	48
3.7 Drenagem urbana	49
4. Materiais e Métodos	53
4.1 Caracterização do experimento	53
4.1.1 Sistema de pós-Tratamento anaeróbio – Cachoeirinha	53
4.1.2 Sistema de drenagem urbana – Farroupilha	56
4.2 Caracterização das espécies utilizadas nos experimentos	60
4.3 Delineamento experimental	61
4.3.1 Cachoeirinha	61
4.3.2 Farroupilha	61
4.3.3 Fator espécie de macrófita	61
4.3.4 Fator carga hidráulica aplicada	62
4.4 Coleta e organização dos dados	62
4.4.1 Cachoeirinha	62
4.4.2 Farroupilha	62
4.5 Análise estatística	63
5. Resultados e discussão	64
5.1 Demanda química de oxigênio	64
5.2 Demanda bioquímica de oxigênio	66
5.3 Nitrogênio amoniacal	68
5.4 Nitrato	69
5.5 Fosfato	71
5.6 Metais	74
5.6.1 Ferro	74
5.6.2 Outros metais	76
5.7 Outras variáveis analisadas	82
5.7.1 Farroupilha	82
5.7.1.1 Série de sólidos	82
5.7.1.2 Oxigênio dissolvido e condutividade	84

	ix
5.7.1.3 Nitrito e fosfato-orto	86
5.7.2 Cachoeirinha	88
5.7.2.1 Sólidos suspensos totais e sólidos suspensos voláteis	88
5.7.2.2 Ácidos graxos e nitrogênio NTK	90
5.7.2.3 Cálcio, magnésio, potássio e sulfato	92
5.8 Eficiências de remoção	96
6. Conclusões e recomendações	102
6.1 Conclusões	102
6.2 Recomendações	103
7. Bibliografia	105
Anexos	114

LISTA DE TABELAS

TABELA 3.1: Funções naturais dos banhados	9
TABELA 3.2: Vantagens e desvantagens dos sistemas de banhados construídos	13
TABELA 3.3: Aplicações atuais da tecnologia de banhados construídos	17
TABELA 3.4: Resumo das principais funções das macrófitas em banhados construídos	22
TABELA 3.5: Absorção de metais traços em <i>Typha latifolia</i>	49
TABELA 4.1: Metodologia de análises para Cachoeirinha	56
TABELA 4.2: Metodologia utilizada nas análises físico-químicas para Farroupilha	60
TABELA 5.1: Comparativo de banhados construídos relacionando eficiência e carga aplicada	96
TABELA 5.2: Eficiências médias de remoção nos banhados construídos para diferentes sistemas e duas cargas hidráulicas – PROSAB Cachoeirinha, RS, outubro/98 a janeiro/99	97
TABELA 5.3: Eficiências médias de remoção nos banhados construídos para diferentes espécies – Farroupilha, RS	100
TABELA 5.4: Comparação entre os sistemas vegetados de Cachoeirinha e Farroupilha para eficiências médias de remoção e diferentes cargas.	101

LISTA DE FIGURAS

FIGURA 3.1 Representação da <i>Typha latifolia</i>	26
FIGURA 3.2 Diagrama simplificado do ciclo do nitrogênio em banhados construídos	40
FIGURA 4.1 Lay-out geral do experimento em Cachoeirinha	54
FIGURA 4.2 Sistema de bombas peristálticas em Cachoeirinha	55
FIGURA 4.3 Etapa de preparação do projeto piloto: montagem dos acessórios hidráulicos	57
FIGURA 4.4 Etapa de preparação do projeto piloto: estrutura da alimentação gravitacional	58
FIGURA 4.5 Plantio das espécies nos leitos de banhados construídos	59
FIGURA 4.6 Disposição geral dos leitos, Farroupilha	63
FIGURA 5.1 Variação da DQO para Cachoeirinha e Farroupilha	63
FIGURA 5.2 Distribuição dos dados e significância do fator carga/espécie na variável DQO nos sistemas de Cachoeirinha(a) e fator espécie para Farroupilha (b).	66
FIGURA 5.3 Variação da DBO ₅ para sistemas de Farroupilha	67
FIGURA 5.4 Distribuição dos dados e significância do fator espécie na variável DBO ₅ nos sistemas de Farroupilha .	67
FIGURA 5.5 Variação de nitrogênio amoniacal para sistemas de Cachoeirinha(a) e Farroupilha(b)	68
FIGURA 5.6 Distribuição dos dados e significância do fator carga/espécie na variável nitrogênio amoniacal nos sistemas de Cachoeirinha(a) e fator espécie para Farroupilha (b).	69
FIGURA 5.7 Variação de nitrato para sistemas de Cachoeirinha(a) e Farroupilha(b)	70
FIGURA 5.8 Distribuição dos dados e significância do fator carga/espécie na variável nitrato nos sistemas de Cachoeirinha(a) e fator espécie para Farroupilha (b).	71
FIGURA 5.9 Variação de fosfato para sistemas de Cachoeirinha(a) e Farroupilha(b).	72

FIGURA 5.10 Distribuição dos dados e significância do fator carga/espécie na variável fosfato nos sistemas de Cachoeirinha(a) e fator espécie para Farroupilha (b).	73
FIGURA 5.11 Variação de ferro para sistemas de Cachoeirinha(a) e Farroupilha(b).	75
FIGURA 5.12 Distribuição dos dados e significância do fator carga/espécie na variável ferro nos sistemas de Cachoeirinha(a) e fator espécie para Farroupilha (b).	76
FIGURA 5.13 Variação de zinco (a) e níquel(b) para sistemas de Farroupilha e zinco (c) para sistemas de Cachoeirinha.	77
FIGURA 5.14 Distribuição dos dados e significância do fator espécie na variável (a) zinco e (b) níquel nos sistemas de Farroupilha e do fator carga/espécie na variável zinco (c) e manganês(d) nos sistemas de Cachoeirinha.	78
FIGURA 5.15 Variação de manganês (a) e cobre(b) para sistemas de Farroupilha.	79
FIGURA 5.16 Variação de manganês para sistemas de Cachoeirinha	80
FIGURA 5.17 Distribuição dos dados e significância do fator espécie na variável (a) manganês e (b) cobre nos sistemas de Farroupilha.	81
FIGURA 5.18 Variação de sólidos suspensos (a), sólidos totais (b) e sólidos dissolvidos totais (c) para sistemas de Farroupilha.	83
FIGURA 5.19 Distribuição dos dados e significância do fator espécie na variável (a) sólidos suspensos, (b) sólidos totais e (c) sólidos dissolvidos totais nos sistemas de Farroupilha.	84
FIGURA 5.20 Variação de oxigênio dissolvido (a) e condutividade (b) para sistemas de Farroupilha.	85
FIGURA 5.21 Distribuição dos dados e significância do fator espécie na variável (a) oxigênio dissolvido e (b) condutividade nos sistemas de Farroupilha.	86
FIGURA 5.22 Variação de nitrito (a) e fosfato-orto (b) para sistemas de Farroupilha.	87
FIGURA 5.23 Distribuição dos dados e significância do fator espécie na variável (a) nitrito e (b) fosfato-orto nos sistemas de Farroupilha.	88
FIGURA 5.24 Variação de sólidos suspensos totais (a) e sólidos suspensos voláteis (b) para sistemas de Cachoeirinha.	89

FIGURA 5.25	Distribuição dos dados e significância do fator carga/espécie na variável sólidos suspensos totais (a) e sólidos suspensos voláteis (b) nos sistemas de Cachoeirinha.	90
FIGURA 5.26	Variação de ácidos graxos (a) e nitrogênio total NTK (b) para sistemas de Cachoeirinha.	91
FIGURA 5.27	Distribuição dos dados e significância do fator carga/espécie na variável ácidos graxos (a) e nitrogênio total NTK (b) nos sistemas de Cachoeirinha.	92
FIGURA 5.28	Variação de cálcio (a) e potássio (b) para sistemas de Cachoeirinha.	93
FIGURA 5.29	Variação de magnésio (a) e sulfato (b) para sistemas de Cachoeirinha.	94
FIGURA 5.30	Distribuição dos dados e significância do fator carga/espécie na variável cálcio (a), potássio (b), magnésio (c) e sulfato (d) nos sistemas de Cachoeirinha.	95

LISTA DE SÍMBOLOS E SIGLAS

FINEP	Financiadora de Estudos e Projetos
PROSAB	Programa de Saneamento Básico
ETE	Estação de Tratamento de Efluentes
CORSAN	Companhia Riograndense de Saneamento
IPH	Instituto de Pesquisas Hidráulicas
USEPA	United States Environmental Protection Agency
CVRD	Companhia Vale do Rio Doce
DQO	Demanda química de oxigênio
DBO ₅	Demanda bioquímica de oxigênio
N	Nitrogênio
P	Fósforo
K	Potássio
O ₂	Oxigênio
SS	Sólidos suspensos
Ca ⁺²	Íon cálcio
Mg ⁺²	Íon magnésio
Na ⁺	Íon sódio
K ⁺	Íon potássio
CO ₃ ⁻²	Íon carbonato
SO ₄ ⁻²	Íon sulfato
Cl ⁻	Íon cloreto
pH	Potencial hidrogeniônico
SST	Sólidos suspensos totais
SDT	Sólidos dissolvidos totais
OD	Oxigênio dissolvido
NH ₃ -N	Nitrogênio amoniacal
NO ₂ ⁻	Íon nitrito
NO ₃ ⁻	Íon nitrato
NTK	Nitrogênio total Kjeldahl
COT	Carbono orgânico total
SF	Fluxo superficial
SSF	Fluxo subsuperficial

ORP	Potencial de oxi-redução
CO ₂	Dióxido de carbono
CH ₄	Metano
H ₂ S	Ácido sulfídrico
HCO ₃ ⁻	Íon bicarbonato
NH ₄ ⁺	Íon amônia
CTC	Capacidade de troca catiônica
Eh	Potencial redox
ET	Evapotranspiração
EDTA	Etileno diamino tetra acético
MCF	Fator de concentração metálica
TP	Fósforo total
TN	Nitrogênio total
Kg N/ha.ano	Quilos de nitrogênio por hectare e por ano
Kg P/ha.ano	Quilos de fósforo por hectare e por ano
mV	Milivolt
mg/l	Miligrama por litro
Kg/ha	Quilos por hectare
N/P	Relação entre nitrogênio e fósforo
ton/ha.ano	Toneladas por hectare e por ano
g O ₂ /m ² .dia	Gramas de oxigênio por metro quadrado e por dia
g DBO ₅ /m ² .dia	Gramas de DBO ₅ por metro quadrado e por dia
μ g	Micrograma
Ø	Diâmetro
PVC	Polivinilcloro
cm/dia	Vazão
CV	Cavalo vapor
prop/m ²	Propágulos por metro quadrado
DMS	Diferença mínima significativa
P de F	Probabilidade de F

Os banhados construídos estão se tornando uma alternativa de baixo custo e fácil manutenção para tratamento de diversos tipos de águas residuárias. Trata-se de uma reprodução das condições existentes nos banhados naturais e, por isso, envolve processos complexos e ainda não muito claros, que necessitam exaustiva experimentação e discussão, além de grandes áreas superficiais.

A relevância dessa tecnologia está na disponibilidade de terras no Brasil, o que permite pensar nessa alternativa como uma eficiente atenuadora de contaminantes e poluentes hídricos sem envolver grandes investimentos. Por outro lado, é importante estimular e desenvolver pesquisas nessa área a fim de assegurar boas condições de projeto e operação, além de fornecer subsídios para o licenciamento ambiental.

O sistema de tratamento por reator anaeróbio (UASB) foi adotado em Cachoeirinha como solução provisória, pois não foi projetado para isso, mas o efluente necessita um polimento antes de ser descartado no corpo receptor. A FINEP, através do PROSAB – Programa de Saneamento Básico, estimulou atividades nacionais envolvendo alternativas de baixo custo e baixa tecnologia visando, dentre outras, a utilização de banhados construídos como polimento de efluentes secundários. Os resultados dessa avaliação serão úteis para o desenvolvimento de pesquisas em escala real.

Já o município de Farroupilha apresenta um grave problema de poluição na bacia de contribuição da barragem da Julieta, operada pela CORSAN, e que abastece boa parcela da população. Em épocas críticas de poluição, o manancial apresenta elevada eutrofização e presença de metais tóxicos. A bacia de contribuição é formada por seis arroios, sendo que cinco deles apresentam suas nascentes em áreas urbanas e no distrito industrial, enquanto somente um, de baixa vazão, se origina na zona rural. Como o sistema de drenagem urbana é misto, esses arroios formadores da barragem recebem contribuições de esgotos domésticos, efluentes industriais, postos de serviços e drenagem de rodovias. Em épocas de estiagem, a

situação fica insustentável, refletindo na dificuldade em se manter uma boa qualidade da água de abastecimento.

Uma maneira de despoluir essas águas, uma vez que o descarte do manancial é impossível, está justamente na utilização de banhados construídos. O que favorece essa alternativa é que existe um grande banhado natural, a montante da barragem, que perdeu sua função de atenuação da poluição devido ao assoreamento e à má gestão desse recurso hídrico. Não existe nenhum banhado construído na serra gaúcha e um projeto piloto se tornou uma necessidade para avaliar a eficiência desse sistema frente às características do clima local e desse tipo de drenagem.

A grande importância desses resultados está na possibilidade de utilização da ecotecnologia em toda a região, visto que os vizinhos municípios de Garibaldi, Caxias do Sul, Carlos Barbosa e Bento Gonçalves apresentam os mesmos problemas que Farroupilha. E nessa região de muitos banhados naturais, que quase sempre são considerados áreas improdutivas e indesejáveis, este projeto piloto já está despertando a atenção para a valorização e preservação desses ecossistemas naturais em benefício da qualidade de vida humana.

Os objetivos deste trabalho baseiam-se na verificação da viabilidade e da eficiência de banhados construídos para a remoção de poluentes de dois tipos de águas residuárias: (1) os efluentes de reator anaeróbio de fluxo ascendente (UASB) utilizado no tratamento de esgoto domésticos e (2) os efluentes oriundos de águas pluviais da drenagem urbana mista.

As eficiências no primeiro tipo serão úteis para avaliar o impacto causado por cargas orgânicas progressivas em sistemas de banhados construídos, mostrando a assimilação de nutrientes, a degradação da matéria orgânica e a capacidade de retenção de metais. A importância desse comportamento está no auxílio aos parâmetros de projeto e processo de implantação do sistema em escala real.

Já os resultados para o segundo tipo vão refletir a viabilidade e o potencial esperado para a utilização de banhados construídos no tratamento de águas de drenagem urbana, indicando também o comportamento de diferentes arranjos de espécies macrófitas.

3.1 ABORDAGEM INTRODUTÓRIA SOBRE BANHADOS CONSTRUÍDOS

3.1.1 Importância da ecotecnologia

A ecotecnologia significa basicamente a construção de ecossistemas sustentáveis e autoprojeto, enfocando o uso direto de todo ou parte do ecossistema. Os eco-princípios servem como referências e podem ser caracterizados por: diversidade, interdependência, ciclos materiais, fluxo de energia, flexibilidade, coevolução, área, dupla natureza dos sistemas vivos, durabilidade, sustentabilidade e elementos caóticos, que são sempre partes da natureza (Moser, 1996). Esses eco-princípios derivam nos índices de sustentabilidade, que representam a ferramenta estratégica na indústria e na sociedade para a escolha da solução mais sustentável.

A utilização de banhados em benefício da humanidade está dentro desse conceito de ecotecnologia. Normalmente, os banhados são vistos como terras incultas, um impedimento para o progresso e um local para ser drenado, represado, aterrado e utilizado para outros fins. A estabilidade não é comum nem desejável nos sistemas de banhados. Diferentemente dos sistemas aquáticos, os banhados são dinâmicos, de transição e dependentes de perturbações naturais. Segundo Feierabend (1989), a mais visível e significativa perturbação é a inundação periódica e a estiagem. A mudança da profundidade da água, seja diária, sazonal ou anual, tem uma influência dominadora na composição das espécies, suas estruturas e distribuição. Outras influências, tais como zonas complexas de regime de água, gradientes de sal e temperatura, ação de marés e ondas produzem uma vegetação de banhado que é geralmente estratificada, semelhante às florestas. Esses fatores se combinam para criar uma diversidade e uma riqueza de nichos que fazem dos banhados um importante habitat da vida selvagem.

Muitos banhados são sistemas abertos que recebem cargas alóctone de matéria orgânica, nutrientes, metais e compostos orgânicos tóxicos de áreas urbanas, rurais e industriais. Enquanto muitos banhados são sensíveis a esses contaminantes, outros são

capazes de atenuá-los. As diferenças entre os banhados são devidas às condições físicas, químicas e biológicas que afetam os processos de transformações, transporte e a eficiência no sistema solo-água-plantas. Enquanto os processos individuais são conhecidos, pouco se sabe sobre como os processos são influenciados pelas diversas condições dos banhados, e inversamente, como os poluentes influenciam o comportamento dos banhados. Uma avaliação para verificar a eficiência na remoção de poluentes é muito recomendável quando os banhados são usados para redução da poluição (Reddy e D'Angelo, 1997). Entretanto, esses mesmos autores observam que os impactos dos poluentes sobre os banhados são uma séria preocupação devido aos problemas de eutrofização e dos efeitos resultantes adversos sobre o funcionamento global dos banhados.

Os banhados têm um importante número de funções na fixação e contribui para a manutenção da biodiversidade e da sustentabilidade ecológica (Raisin e Mitchell, 1995). Os banhados ocupam cerca de 6% da superfície terrestre, dentre as quais podemos citar como grandes áreas Everglades (Flórida - EUA), Fens (Inglaterra oriental) e Taim (Brasil).

Os banhados também são conhecidos por “Terras Úmidas” e são definidos pelas agências federais americanas como “aquelas áreas que são inundadas ou saturadas pela superfície ou pela água subterrânea em uma frequência e duração suficientes para suportar, ou o que sob circunstâncias normais permitem o suporte, a predominância de uma vegetação tipicamente adaptada para a vida em condições de solo saturado” (USEPA, apud Bastian et al., 1989). Para Hammer e Bastian (1989) os banhados (Wetlands) são “uma zona de transição entre terras secas e águas profundas, um ambiente que não é claramente terrestre nem claramente aquático. Na verdade, são uma transição entre sistemas terrestres e aquáticos, onde a água é fator determinante de desenvolvimento dos solos e das comunidades biológicas associadas e onde, ao menos periodicamente, o nível de água é ou está próximo da superfície.”

Os banhados, tanto os naturais como os construídos pelo homem, são receptores naturais de nutrientes, particularmente durante o período de crescimento. Efluentes e águas residuárias foram aplicados a muitos banhados e o interesse no seu uso para remoção de nutrientes está aumentando, assim como para a remoção de sólidos suspensos e da DBO (Demanda bioquímica de oxigênio). Contudo, existem opiniões contrárias ao uso de banhados para purificação da água devido ao fato de que os nutrientes retidos durante o período de crescimento são liberados quando as plantas morrem. Em média, 1 ha de banhado pode remover aproximadamente 50% do nitrogênio e fósforo oriundos de um esgoto doméstico típico gerado por cerca um equivalente populacional 60, que significa uma carga orgânica de

60 mg DBO₅/l por habitante (Novotny, 1987). Logicamente, para eficiências de remoção maiores estima-se uma área muito maior para o tratar o mesmo esgoto.

Talvez a mais importante e menos compreendida função dos banhados seja a melhoria da qualidade da água. Eles proporcionam um efetivo tratamento para muitos tipos de poluição e também podem remover ou converter grandes quantidades de poluentes de fontes pontuais de poluição (esgotos municipais ou efluentes industriais) e de fontes não-pontuais (minas, agricultura, escoamento pluvial urbano), incluindo matéria orgânica, sólidos suspensos, metais e excesso de nutrientes.

Biologicamente, os sistemas de plantas aquáticas são, de longe, muito mais diversos do que os sistemas mecânicos. Sistemas de lodos ativados e outros tipos de aeração estendida usam a energia intensiva dos aeradores mecânicos para suprir as grandes quantidades de oxigênio necessárias para o crescimento dos microrganismos aeróbios que tratam a água residuária. Wolverton (1987) conseguiu sintetizar todo o processo envolvendo as interações nos banhados de uma maneira facilmente compreensível:

“A base científica para o uso de plantas vasculares aquáticas no tratamento de águas residuárias é o crescimento cooperativo de plantas e microorganismos associados às plantas. Muitos dos processos de tratamento para degradação de orgânicos são atribuídos aos microorganismos vivos sobre ou ao redor dos sistemas de raízes das plantas. Uma vez que os microrganismos se estabelecem nas raízes das plantas aquáticas, eles formam uma relação simbiótica com as plantas maiores. Esse relacionamento normalmente produz um efeito sinérgico, resultando no aumento das taxas de degradação e remoção dos compostos químicos orgânicos da água residuária circundante às raízes. Os produtos da degradação microbiana dos orgânicos são absorvidos e utilizados como fonte alimentar para as plantas, em conjunto com N, P, K e outros minerais. Os microrganismos também usam os metabólitos liberados das raízes das plantas como uma fonte alimentar. Cada componente usando produtos residuais de outros sustenta uma reação favorável para a rápida remoção dos orgânicos da água residuária. Cargas elétricas associadas aos filamentos das raízes das plantas aquáticas também reagem com cargas contrárias sobre as partículas coloidais tais como sólidos suspensos, causando sua aderência à raiz da planta onde eles são removidos da corrente de água residuária e lentamente digeridos e assimilados pelas plantas e microorganismos. As plantas aquáticas têm a capacidade de translocar o O₂ das áreas folhosas superiores até as raízes, produzindo uma zona aeróbia ao redor das raízes, o que é desejável no tratamento de esgoto doméstico.”

A tecnologia que se utiliza de banhados está emergindo como uma alternativa de baixo custo, facilmente operada e eficiente para sistemas convencionais de tratamento de uma larga

variedade de águas residuárias. Embora o uso esteja aumentando, as informações sobre projeto, operação e desempenho é superficial, específica e complexa, motivo de inúmeras pesquisas nessa área. A tendência pelo seu uso em escala real é notadamente acentuada nos países europeus como a Dinamarca, a Alemanha, o Reino Unido, a Áustria, a Suíça, a República Tcheca, com incursões também na França. Já os EUA, Canadá, Austrália e Nova Zelândia possuem muitas aplicações dessa ecotecnologia (Watson e Hobson, 1989). O Brasil avança timidamente, uma grande contradição em face a sua grande extensão territorial, predominando ainda os projetos convencionais para tratamento de águas residuárias. Algumas experiências brasileiras são relatadas por Salati (1998), tais como tratamento preliminar da água de abastecimento em Piracicaba-SP, tratamento de águas residuárias da Cyanamid (Iracemópolis-SP), condomínio Vila Romana (Piracicaba-SP), mineração Tabocas (Pitinga-AM), CVRD (Barcareno-PA), Analândia-SP e Petrópolis -RJ e Motta Marques (1998).

Para Moshiri (1998), o impedimento para o uso de banhados construídos no Brasil pode estar nos aspectos burocráticos e políticos.

Os componentes principais dos banhados foram descritos por Hammer (1989):

- a) substratos com várias taxas de condutividade hidráulica;
- b) plantas adaptadas a substratos anaeróbios saturados;
- c) coluna d'água (fluxo de água sobre ou abaixo da superfície do substrato);
- d) invertebrados e vertebrados;
- e) população microbiana aeróbia e anaeróbia.

Hammer também relaciona ainda as condições para a existência de um banhado:

- a) as áreas devem suportar predominantemente hidrófitas;
- b) as áreas apresentam solo hídrico predominantemente subdrenado (úmido suficiente pelo tempo necessário para produzir condições anaeróbias que limitem o tipo de plantas que podem crescer ali);
- c) áreas com substrato não terroso (tais como rochas ou pedras) que são saturados ou recobertos por água superficiais em algum tempo da fase de crescimento;
- d) modificações deliberadas de profundidade e fluxo podem manter uma desejável mistura de espécies de plantas ou inibir o estabelecimento de outras;
- e) o banhado deve receber, trabalhar e reciclar os nutrientes continuamente lavados das regiões mais altas. Esses nutrientes suportam uma abundante vegetação macro e microscópica, os quais convertem inorgânicos químicos em materiais orgânicos requeridos - direta ou indiretamente - como alimentação para animais, inclusive o homem.

Aproveitando-se dessa ecotecnologia disponível, nem sempre é possível dispor de um banhado natural próximo da fonte poluidora para tratamento e depuração dos contaminantes. Desta forma, os banhados construídos são definidos como complexos projetados e criados pelo homem, compostos de substratos saturados, vegetação emergente e submergente, vida animal e água, que simulam os banhados naturais para uso e benefícios humanos (Hammer, 1989).

Hammer (1989) observou também que alguns sistemas de banhados parecem remover ou modificar alguns complexos tóxicos, mas se torna necessário a colheita e subsequente incineração (ou outros métodos de disposição). A acumulação a longo prazo de metais-traços ou de compostos tóxicos inalterados na vegetação ou no sedimento do banhado pode reduzir o espalhamento no ambiente, mas os depósitos que ficaram concentrados na biomassa podem contribuir para efeitos de bioacumulação e/ou biotransporte na cadeia produtiva, com várias conseqüências prejudiciais.

A EPA (apud Bastian, 1989) encoraja o uso de banhados construídos através de provisão de tecnologias alternativas e inovadoras de seus programas de construção. Os banhados podem ser ambientalmente aceitáveis e uma opção economicamente acessível principalmente para pequenas comunidades. Essa tecnologia pode também ajudar a expandir os habitats típicos de banhados, embora esses sistemas raramente atinjam a complexidade dos banhados naturais, e seus valores ecológicos são correspondentemente menores que os sistemas naturais.

A matéria orgânica nos ecossistemas de banhados forma uma fonte de energia para muitos organismos heterotróficos (aqueles que não podem fixar sua própria energia). Dentre eles incluem-se os detritívoros (animais móveis que atacam materiais mortos) e decompositores (microrganismos, bactérias e fungos). Esses também usam alimentos ricos em energia que consomem para satisfazer suas próprias necessidades energéticas com a perda de calor de respiração.

Dentre os benefícios proporcionados pelos banhados, podemos citar (Wood, 1995 e Denny, 1997):

a) funções físicas/hidrológicas: mitigação de enchentes, proteção costeira, recarga de aquífero, retenção de sedimentos, flutuações climáticas e atmosféricas;

b) funções químicas: retenção da poluição, remoção de resíduos tóxicos, processamento de resíduos;

c) funções biológicas: produtividade, habitats;

d) valores e benefícios socio-econômicos: drenagem de chuvas e enchentes, controle de erosão, qualidade de água, colheita de produtos naturais (alimentos, peixes, fibras e combustível):

d.1) valores destrutivos: redução da área para produção de alimentos básicos;

d.2) benefícios não destrutivos: cênico, recreacional, educacional, estético, arqueológico, científico, herança e benefícios históricos.

Denny (1997) elaborou uma tabela (Tabela 3.1) relacionando as funções naturais dos banhados, complementando, então, os benefícios acima expostos.

TABELA 3.1 - Funções naturais dos banhados

<i>Efeitos climáticos:</i>	<i>Funções de habitat:</i>
Melhoria do aquecimento global	Fornecimento de água
Fixação do carbono e balanço de CO ₂	Refúgio e habitats selvagens
Manutenção da chuva e da umidade	Diversidade ecótono de habitat
Influência sobre microclimas	Conservação da biodiversidade
<i>Funções da biodiversidade:</i>	<i>Funções hidrológicas e hidráulicas:</i>
Diversidade de ecossistemas e paisagens	Proteção contra erosão e defesa de enchentes
Ecosistemas de zonas de transição	Dinâmica de captação de água: efeito esponja, fluxos de correntes, recarga de aquífero.
Centros de endemismo	Hidrodinâmica de áreas de inundação
Diversidade genética e de populações	
Atividades microbiológicas diversas	
<i>Funções de qualidade da água:</i>	
Filtração de particulados	
Remoção de nutrientes	
Biodegradação de compostos tóxicos	
Redução de patógenos humanos	
Remoção e acumulação de metais pesados	
Tratamento de águas residuárias	

Fonte: Denny (1997), p. 28

Alguns benefícios auxiliares foram relatados por Sather (1989) e são manifestados sob os seguintes fatores:

a) composição das espécies e grau de intercolocação das comunidades de plantas (significativo por causa das diversas necessidades de habitat de várias espécies animais e por vários outros tipos de benefícios);

b) locação em relação aos centros de população humanas (significativo devido aos fatores recreacionais, estéticos, educacionais e pesquisa de benefícios);

c) localização em relação a outros banhados (podem servir como fonte de espécies).

Quanto às limitações de uso, Hammer (1989) relatou serem os degraus topográficos, os solos rasos, um alto nível de freático e susceptibilidade de inundações severas.

Os banhados interiores possuem águas diversificadas em substâncias químicas (Ca^{+2} , Mg^{+2} , Na^+ , K^+ , CO_3^{-2} , SO_4^{-2} , Cl^-) e existem independentemente do nível do mar. A relativa importância de diferentes fontes de água varia consideravelmente nos banhados interiores e por sua vez afeta a química da água e a resposta vegetal. A complexa interação entre a água subterrânea e a superficial é acessível por simulação pelo computador, mas difícil de avaliar em campo.

Os banhados construídos incluem substrato, vegetação e organismos biológicos contidos em uma configuração física que pode ser descrita como um filtro biológico de crescimento superficial. Os maiores mecanismos de remoção de poluentes incluem a sedimentação e filtração (físico), precipitação, absorção e adsorção (químico) e metabolismo bacteriano (biológico). Steiner e Freeman (apud Reddy e Smith, 1987) relatam que um banhado construído pode ser projetado para obter vários níveis de tratamento secundário e avançado para DBO_5 , SS, nutrientes, patógenos, metais e outras substâncias. Em muitos casos também criam um ambiente estético para o desenvolvimento de vida selvagem e de objetivos sociais (Wood, 1995).

Hammer (1989) observou que normalmente a operação de sistemas de banhados construídos pode necessitar de 2 ou 3 sessões de crescimento antes que as eficiências ótimas sejam obtidas. A finalização do movimento de terras, instalação de tubulação de concreto e o plantio da vegetação não confere um status de operação completa. Uma vez que as eficiências do tratamento geralmente relacionam o crescimento da densidade superficial e subsuperficial, o status de operação completa será comumente obtido muitos anos após a construção e o plantio.

Os sistemas de tratamento por banhados construídos têm gradualmente ganhado aceitação no mundo assim que as experiências de projeto, construção e operação têm se

acumulado. Embora as pesquisas e projetos de demonstração mostraram que os banhados podem proporcionar um tratamento efetivo, essa opção de tratamento permanece geralmente desconhecida fora da comunidade científica. As informações disponíveis têm sido aplicadas em escala prática somente em poucos casos e têm sido feitas algumas tentativas de efetivação da documentação e comunicação dos detalhes do projeto, construção, operação, manutenção e performance requerida pelos órgãos oficiais, consultorias de engenharia, projetistas e líderes comunitários.

3.1.2 Seleção e investigação de local

Os sistemas de tratamento por banhados construídos podem ser estabelecidos em qualquer lugar (inclusive nas terras com usos alternativos limitados), especialmente onde o tratamento das águas residuárias é a única função procurada. Ele pode ser construído em cenários naturais, podem acarretar um movimento de terras extensivo, a construção de barreiras impermeáveis ou a construção de obras, tais como tanques ou valas. A vegetação de banhados tem sido implantada sobre substratos que variam de areia, brita ou terras residuárias de minas até argila ou turfa. Alguns sistemas reciclam no mínimo uma porção de água residuária tratada pela recarga com o lençol subterrâneo. Outros agem em sistemas de fluxo direcionado, descarregando o efluente final em águas superficiais. (Bastian et al., 1989)

Idealmente, a investigação e seleção do local para um banhado construído, segundo Brodie (1989) inclui:

- a) estudo preliminar de verificação dos dados;
- b) interpretação fotoaérea;
- c) pesquisa inicial aérea e em campo;
- d) exploração subsuperficial limitada, classificação dos solos local, coleta e avaliação dos dados ambientais;
- e) exploração subsuperficial detalhada e coleta de dados ambientais, se necessário;
- f) análise de dados, efeitos ambientais potenciais e necessidades regulamentadoras.

Infelizmente, devido aos custos e demora no programa para avaliação de locais ideais, o processo de seleção de local é geralmente limitada à identificação da fonte de água residuária e projeto do sistema de tratamento. No mínimo, o processo de seleção do local deve: (1) claramente definir os objetivos de gerenciamento do despejo e as considerações das normas, (2) coletar dados suficientes para desenvolver um projeto preliminar de banhado construído, (3) investigar as condições ambientais e sociais, bem como sensibilidade para

prever qualquer efeito adverso e providenciar mitigação e (4) obter um acesso adequado ao local (Brodie, 1989).

A seleção de local, segundo Brodie (1989), pode ser classificada em quatro categorias de igual importância: (1) uso da terra e considerações gerais, (2) hidrologia, (3) geologia e (4) considerações reguladoras e ambientais. As análises e exames mínimos recomendados para as análises da qualidade das águas para esgotos domésticos municipais e águas pluviais são: pH, SST, SDT, OD, DBO₅, NH₃-N, NO₂⁻, NO₃⁻, NT, ortofosfato, alcalinidade, coliformes fecais, óleos e graxas, COT, chumbo, ferro e cloretos. A composição do solo poderá ter importantes efeitos sobre o desempenho dos banhados construídos. Por exemplo, solos com mais alumínio extraível tem maior potencial para remover fósforo do que solos orgânicos, fazendo-os melhor qualificados para um banhado de tratamento residuário; solos altamente orgânicos podem ser mais adequados para um banhado de tratamento de águas de minas porque eleva a redução de sulfato e adsorção iônica; solos com grande atividade microbiana têm maior potencial para transformar compostos de nitrogênio.

Na investigação do local para a implantação de um banhado artificial devem ser considerados (1) o uso de informações disponíveis nos mapas topográficos e geológicos, fotografias aéreas, mapas locais e regionais, cartas aeronáuticas e outros; (2) o uso de fotografia aérea no estágio mais inicial do local; (3) as análises locais e trabalhos de campo; (4) a seleção do local, investigação e elaboração do projeto e construção devem incorporar flexibilidade, isto é, locais alternativos ou áreas adicionais disponíveis, para compensar as condições locais, se necessário.

Entretanto, se bem projetado, instalado e gerenciado, os banhados artificiais podem introduzir um importante elemento funcional e estético na paisagem, devendo ser previsto um esforço para maximizá-los sem comprometer a eficiência do tratamento. Os sistemas artificiais devem ser localizados e projetados de modo a causar mínimo distúrbio e obter vantagens totais das características dos sistemas naturais. Objetivos específicos de projeto podem ser obtidos com diferentes opções de manipulação das formas de solo, vegetação, águas e estruturas do local do banhado. Por exemplo, o tipo de vegetação plantada dentro e ao redor dos banhados pode proporcionar controle de erosão, filtração, definição de espaço, controle de clima, controle de tráfego e habitat selvagem. As espécies de plantas nativas e suas variedades são boas candidatas a novas plantações porque elas são adaptadas às condições do local e combina-se com as vizinhanças intocadas (Wieder et al., apud Hammer, 1989).

3.1.3 Vantagens e desvantagens dos sistemas de banhados construídos

Através de pesquisa bibliográfica, elaborou-se uma tabela cumulativa das vantagens e desvantagens oferecidas pelos sistemas de banhados construídos.

TABELA 3.2 - Vantagens e desvantagens dos sistemas de banhados construídos

VANTAGENS	DESVANTAGENS
<ul style="list-style-type: none">• relativamente baratos para construir e operar e manter^{1,2}• proporcionam um efetivo e seguro tratamento de efluente^{1,2,3}• relativamente tolerante às flutuações hidrológicas e taxas de contaminantes¹• podem proporcionar benefícios indiretos tais como espaços verdes, habitats de vida selvagem e áreas educacionais¹• baixo custo de capital, construção simples, não envolvendo equipamentos elétricos ou mecânicos²• processo robusto capaz de suportar uma larga escala de condições de operação²• flexibilidade de locação³• potencial para tratar mais águas residuárias em áreas menores do que nos banhados naturais³• tratamento preliminar menos rigoroso³	<ul style="list-style-type: none">• necessidade de grandes áreas para tratamentos avançados¹• critérios imprecisos de projeto e operação¹• complexidade biológica e hidrológica e lacuna na compreensão de importantes processos dinâmicos¹• possíveis problemas com pestes (mosquitos e outras pragas podem ser um problema em sistemas de banhados que são mal projetados e gerenciados)^{1,3}• custo e a disponibilidade de terras desejáveis³• o custo de colheita e disposição final, se necessário³• com componentes tóxicos significativos no despejo a ser tratado é necessário pré-tratamento para evitar problemas de bioacumulação na vida selvagem (principalmente aves aquáticas) atraídas ao local³

Fontes : ¹ Hammer (1989)

² Cooper e Hobson (1990)

³ Bastian et al. (1989)

3.1.4 Condições de habitat em banhados construídos

A presença de pássaros é geralmente maior nos tratamentos de banhados construídos do que nos banhados naturais similares e adjacentes devido ao fato do tratamento por banhado construído ser tipicamente mais eutrófico e por isso maior produtor de alimentos e de habitat. Contudo, a diversidade na vegetação e na microflora e fauna são menores no banhado construído. Mesmo com as possíveis ameaças, não foi pesquisado problemas documentados de vida selvagem associados aos metais, patógenos ou vetores nos tratamentos por banhados. Apesar da bibliografia científica e dos relatórios de projetos que documentam processos e resultados, as sínteses compreensivas das informações estão apenas começando a emergir (Kadlec, 1989).

O ambiente de banhado é, segundo Kadlec (1989), hostil a maioria dos patógenos entéricos humanos. Bactérias, vírus e parasitas sofrem grandes reduções na água de passagem pelos banhados de fluxo superficial e os mecanismos mais importantes, mas ainda não bem compreendidos, são a sorção e a predação.

O uso de O_2 como um acceptor de elétron é chamado de *respiração*, medido pela absorção do gás oxigênio pelo organismo respirante. Muitas reações respiratórias são fundamentais para quase todas as formas de vida, incluindo as bactérias. Se oxigênio livre entra na reação, então temos a *respiração aeróbia*. O oxigênio atmosférico funciona como acceptor final de hidrogênio na série de reações de oxidação e reação, liberando energia do alimento para o processo metabólico. Quando o oxigênio capta elétrons, é reduzido à água. Em banhados construídos essa necessidade de respiração é fundamental para significativas mudanças no carbono orgânico introduzido. Como as enzimas são proteínas existentes nas células vivas, certas condições ambientais especificadas por exemplo em Portier e Palmer (apud Hammer, 1989), tais como temperatura ambiente, pH e concentração de sais, devem ser buscadas para a enzima se tornar ativa.

a) Temperatura ambiente

É um dos mais importantes fatores que afetam a taxa de crescimento microbiano nos banhados construídos. A um mínimo de temperatura o crescimento não ocorrerá por causa da desativação do sistema enzima-catalisadora. Em máxima temperatura, poderá ocorrer desnaturação das proteínas. Entre esses limites, uma temperatura ótima para o crescimento bacteriano resulta no rápido aumento nas taxas de ativação dos componentes da célula sensíveis ao calor: enzimas, ribossomos, DNA e membranas. A maioria das enzimas tem uma atividade ótima entre 20 e 30° C. Em geral, um aumento da temperatura produz aumento da mobilidade molecular, promovendo um crescimento bacteriano maior.

b) pH

A concentração hidrogeniônica (acidez ou alcalinidade) de um afluente do banhado afeta apreciavelmente a atividade enzimática. Algumas enzimas são ativas a valores de pH entre 3 e 4, enquanto outras podem ser ativas em pH de 11 e 12. A maioria dos microrganismos preferem um meio neutro, com uma atividade máxima na escala de pH 6-8. Felizmente, a maioria dos banhados são tamponados na escala neutra de pH.

c) Concentração salina

O aumento na concentração de cloreto de sódio aumenta o crescimento bacteriano pelo aumento da pressão osmótica para um ponto ótimo. Contudo, se a concentração de sal é muito alta, a pressão osmótica inibirá o crescimento bacteriano.

Em um banhado construído e sob condições favoráveis, em que generosas áreas superficiais existem para fixação e colonização, quase todas as espécies bacterianas reproduzem-se muito rapidamente e a população aumenta através de patamares bem definidos de uma maneira previsível. O período de adaptação ao novo ambiente é chamado de *fase retardada* e sua duração varia de uma hora a vários dias, dependendo do tipo de bactéria, da idade da cultura, da superfície colonizada (rizosfera, brita ou areia) e da disponibilidade de nutrientes no meio. Este período é caracterizado por um retardo apenas na multiplicação, porque as células são ativas metabolicamente. Seguindo essa fase está o período de rápida reprodução ou de crescimento exponencial, a *fase log*. As células individuais crescem linearmente com o tempo, enquanto que a população das células cresce exponencialmente, dobrando a cada período de divisão celular. Os banhados construídos são projetados para otimizar a performance da célula microbiana neste nível. Quando o rápido crescimento é cessado pela exaustão de nutrientes, pela deficiência de oxigênio, pela acumulação de produtos tóxicos finais ou pela bioacumulação de metais, o crescimento declina e o número de células permanece constante. A extensão da *fase estacionária* depende das condições favoráveis e de microrganismos específicos. A menos que as condições ambientais melhorem, isto é, acréscimo de oxigênio dissolvido ou carbono adicional no efluente, as células irão eventualmente morrer. Essa *fase morte* em velhas culturas freqüentemente se torna exponencial até que nenhuma célula permaneça (Portier e Palmer, apud Hammer, 1989).

As condições de reação em um banhado construído são mediadas não apenas pelos substratos orgânicos introduzidos no sistema mas também pelos químicos inorgânicos. Muitos deles são nativos do habitat do banhado construído, tais como ferro e manganês, e têm um papel fundamental como aceptores de elétrons na respiração anaeróbica. Outros são transitórios e não possuem impactos. Outros ainda, tais como mercúrio, podem passar pela metilação e resultar numa acumulação biológica e magnificação dos problemas. Assim, os metais podem ser os maiores acusados na disfunção de bioprocessos dos banhados construídos e, finalmente, na interdição do banhado pelos órgãos ambientais (Portier e Palmer, apud Hammer, 1989).

3.1.5 Aplicações atuais de banhados construídos

O uso de banhados construídos para tratamento de esgotos domésticos devem prever alguma forma de pré-tratamento, tais como tanques sépticos comunitários, filtros de areia com recirculação, tanques Imhoff, lagoas de estabilização e biodiscos. Independente da forma de

pré-tratamento, o gradeamento efetivo da água residuária é essencial para prevenir situações de má aparência no desenvolvimento dos sistemas (Wieder et al., apud Hammer, 1989). Alguns autores afirmam que o pré-tratamento não é obrigatório em todos os casos (Haberl et al., 1995).

A maioria dos tratamentos para águas residuárias são baseados em mecanismos “naturais” para o abatimento da poluição (filtros, lodo ativado, lagoas de estabilização, etc.). O processo dos banhados construídos é uma combinação de todas as unidades de operação de processos convencionais de tratamento e ainda mais os processos físico-químicos, sedimentação, oxidação biológica, incorporação de nutrientes, adsorção, absorção e precipitação. Os banhados envolvem o crescimento enraizado de plantas emergentes tais como *Typha*, em uma bacia com fluxo de água, onde as raízes são suportadas em brita ou areia (Gearheart, 1992). O desempenho de banhados artificiais tratando águas residuárias, embora geralmente bem sucedido, tem sido muito variável. Tem sido discutido que isso ocorre devido ao sistemas serem projetados e construídos na ausência de compreensão suficiente dos processos (Breen et al., 1994).

Os diversos resíduos industriais têm agravado o problema de poluição de água de forma complexa devido às diferenças qualitativas e quantitativas de poluição segundo a indústria envolvida, e também devido à não-degradabilidade de poluentes inorgânicos como metais pesados, que são perigosos quando descarregados no corpo receptor (Srivastav et al., 1994). Surgem então boas perspectivas para o estudo e a utilização de banhados artificiais nessa questão, levando-se em conta a necessidade de controlar seu emprego.

As pequenas comunidades, ao tratarem suas águas residuárias, devem ter sistemas de tratamento que não sejam apenas eficientes e seguros, mas também simples e barato para construir e operar. Gehling e Bidone (1997) apresentaram um trabalho com custos de pequenas estações de tratamento de água para polimento de ETE usando banhados construídos. O objetivo era o reaproveitamento do efluente como água de abastecimento. Os banhados construídos, que aparentam preencher todos esses critérios, oferecem uma alternativa promissora para estações de tratamento convencionais (Hammer, 1989).

As aplicações atuais dos banhados construídos incluem tratamento de esgoto doméstico primário e secundário, polimento terciário, desinfecção, gerenciamento de drenagens urbanas e rurais, gerenciamento de tóxicos, tratamento de lixiviados de aterros sanitários e de minas, gerenciamento de lodos, tratamento de efluentes industriais, aumento da assimilação de nutrientes, redução de nutrientes via produção de biomassa e recarga de aquíferos. Essas aplicações estão sintetizados na Tabela 3.3 (Bavor et al, 1995).

TABELA 3.3 : Aplicação atual da tecnologia de banhados construídos

APLICAÇÃO	ALGUNS DESAFIOS
Tratamento de efluente doméstico sedimentado primariamente e tratado secundariamente	Provisão de pacotes completos de tratamento de águas, incluindo remoção de nutrientes para pequenas comunidades e residências familiares
Efluente de tratamento terciário	Manutenção a longo prazo da funcionalidade, principalmente em relação à redução de fósforo
Desinfecção	Determinar a apropriabilidade de alguns microrganismos indicadores em relação aos padrões de emissões locais Explorar os BC para limpeza das águas de consumo em bacias degradadas
Aumento da assimilação dos nutrientes de entrada	Estabelecimento de diversidade apropriada das espécies (por exemplo, não utilizar uma monocultura de <i>Typha</i>)
Gerenciamento de drenagem urbana e rural	Identificação de locais apropriados e estratégias de introdução
Gerenciamento de tóxicos	Compreender e modelar o processo pelo qual metais e orgânicos podem ser imobilizados e/ou transformados
Tratamento de lixiviados de aterros sanitários e de minas	IDEM
Efluentes Industriais	IDEM
Gerenciamento de lodos	Disposição a longo prazo de resíduos que podem conter níveis substanciais de metais traços e materiais tóxicos
Produção de biomassa	Identificação e desenvolvimento de usos e mercados viáveis para os produtos dos banhados construídos
Recarga de aquíferos	Compreensão dos impactos sobre a hidrologia do aquífero
Pré-tratamento e Estocagem de água para reuso	Níveis de impactos de tratamento apropriado a diferentes opções de reuso e economia local.

Fonte: BAVOR, p. 15 (1995)

Alguns hidrocarbonetos são passíveis de degradação nos banhados de fluxo superficial, onde também remoções têm sido demonstradas para o fenol, benzeno e tolueno e para amplas categorias, tais como óleo cru (Kadlec, 1989). Organismos microbianos (bactérias, fungos, algas e protozoários) utilizam contaminantes orgânicos como substrato rico em energia a partir de alterações e modificações dos quais eles obtêm nutrientes e energia. (Martin e Johnson, 1989).

Outras substâncias, tais como sulfatos, podem não ser o objetivo de regulamentação, mas entretanto têm um importante papel na precipitação de metais e na geração de odores. (Kadlec, 1989). A concentração de sulfato é potencialmente importante. Quando a sua concentração no efluente é maior que 50 mg/l, o sulfeto pode ser produzido pelas bactérias redutoras de sulfato usando sulfato como aceptor de elétrons na oxidação anaeróbia da matéria orgânica. O sulfeto produzido desta maneira pode formar hidrogenossulfeto, que se combina com outros compostos orgânicos sulfatados tais como mercaptana, podendo causar problemas de odores nos sistemas de banhados.

Os problemas com vetores e outros insetos podem ocorrer quando os sistemas de banhados são sobrecarregados organicamente e as condições anaeróbias se desenvolvem. Os agentes de controle biológico tais como o peixe mosquito (*Gambusia affinis*) morrem tanto por falta de oxigênio como pela toxicidade ao hidrogenossulfeto, permitindo que as larvas dos mosquitos se desenvolvam para a forma adulta (Wieder et al., apud Hammer, 1989).

3.1.6 Tipos de banhados construídos

Existem quatro grupos de sistemas de banhados construídos com macrófitas emergentes (Vymazal, 1996):

- 1) sistemas com fluxo livre superficial (SF);
- 2) sistemas com fluxo subsuperficial (SSF), que podem se desdobrar em:
 - a) fluxo subsuperficial horizontal
 - b) fluxo subsuperficial vertical
- 3) sistemas híbridos (combinação dos sistemas 1 e 2).

Um sistema SF consiste de célula ou células inundadas com águas residuárias correntes em profundidades rasas sobre um substrato suporte para a vegetação emergente. O fluxo é controlado pela profundidade rasa, baixa velocidade de fluxo, caules das plantas e camadas. Um sistema SSF tem célula ou células com fluxo sob a superfície de um substrato permeável suportando a vegetação (Steiner e Freeman, apud Reddy e Smith, 1987).

O presente trabalho foi desenvolvido com banhados construídos de fluxo subsuperficial (SSF), razão pela qual será mais detalhado. Os SSF de fluxo horizontal consistem em canais ou bacias que contenham um meio de brita ou areia que suporta o crescimento da vegetação emergente. O fundo do leito é de material impermeável com inclinação típica entre 0 a 2%. Os efluentes permeiam horizontalmente através da zona de raízes das plantas do banhado a cerca de 100 a 150 mm da superfície do leito. O efluente tratado é coletado em um canal ou tubulação de saída (Crites, 1994). Durante essa passagem, o efluente entrará em contato com uma rede de zonas aeróbias, anóxicas e anaeróbias (Vymazal, 1998)

Os banhados de fluxo subsuperficial (SSF) recebedores de esgoto doméstico geralmente funcionam um pouco mais que uma câmara de contato anaeróbia "in situ" e um filtro de crescimento aderido. O substrato proporciona o suporte e a superfície de ligação para microrganismos capazes de reduzir anaerobiamente (e/ou anoxicamente se o nitrato está presente) poluentes orgânicos em CO_2 , CH_4 , H_2S e novos microrganismos (Wood, 1995).

Sistemas de fluxo horizontais revelaram-se uma tecnologia muito apropriada para prover alta estabilidade na sua eficiência com um baixo nível de operação e demanda de manutenção. A eliminação de DQO e DBO_5 não produz problemas, os valores dos efluentes não excedem os limites padronizados, mesmo nas estações frias (Haberl et al., 1995).

O custo do sistema de tratamento por banhado construído depende das características da água residuária, do tipo de sistema de banhado e do tipo de revestimento necessário. Os sistemas de fluxo subsuperficiais são geralmente mais caros que sistemas de superfície com água livre. Mesmo assim, a construção, operação e custos de manutenção sugerem que os sistemas de banhados são economicamente competitivos com as outras opções de tratamento das águas residuárias (Wieder et al., apud Hammer, 1989).

Dentre as vantagens dos sistemas subsuperficiais horizontais, Cooper (1997) cita que são a remoção de sólidos suspensos e bactérias (devido à capacidade de filtração e assimilação), remoção de DBO_5 e desnitrificação. Esse sistema é desvantajoso para a nitrificação devido à limitada capacidade de transferência de oxigênio.

3.2 VEGETAÇÃO NOS BANHADOS CONSTRUÍDOS

3.2.1 Características das plantas macrófitas

Macrófitas, tais como outros organismos fotoautotróficos, usam a energia solar para assimilar o carbono inorgânico da atmosfera para produzir matéria orgânica, que proporciona subsequente a fonte de energia para os heterotrófos (animais, bactérias e fungos). Como resultado do amplo fornecimento de luz, água e nutrientes nos banhados, a produtividade primária dos ecossistemas dominados pelas plantas de banhados estão entre as maiores registradas no mundo. Associada a esta alta produtividade está geralmente uma grande atividade heterotrófica, isto é, uma grande capacidade de decompor e transformar matéria orgânica e outras substâncias (Brix, 1997).

O processo ecológico básico que ocorre em todos os ecossistemas naturais é o fluxo de energia. O processo pode iniciar nas folhas das plantas, onde a energia dos raios solares se combina com a clorofila para produzir açúcares e carboidratos. Em muitos banhados há dois modelos principais de fluxo de energia:

- a) cadeia alimentar do pasto - envolve o consumo direto de plantas verdes;
- b) cadeia alimentar do detrito - envolve aqueles organismos que dependem principalmente do detrito ou fragmentos orgânicos como fonte alimentar.

As plantas de banhados desenvolveram muitas adaptações estruturais e fisiológicas para sobreviver em ambientes dominados pela água. Um ambiente anaeróbio inundado reduz o oxigênio disponível para a respiração, a penetração da energia luminosa para a fotossíntese e a disponibilidade do dióxido de carbono e nutrientes minerais para o metabolismo. Plantas invasoras de ambientes dominados pela água não desenvolvem estruturas novas ou originais para negociar com esse ambiente. Em vez disso, as estruturas existentes são modificadas na resolução de soluções similares para problemas comuns entre grupos de plantas relacionadas. As emergentes são as menos modificadas das plantas de banhados não lenhosas. Entre as emergentes, as monocotiledôneas tendem a terem folhas lineares eretas que facilitam a penetração da luz. As dicotiledôneas têm um caule folhoso ereto que também maximiza a absorção da luz para a fotossíntese (Guntenspergen et al., 1989).

Diferentes vegetações florescem ou morrem com mudanças nas fontes predominantes de água. A interação entre nível de água, sedimentação e decomposição é bem balanceada e no solo há processos bioquímicos de trabalho, como os fluxos de energia através do ecossistema principal para transformação e captura dos nutrientes.

As plantas de banhados são morfológicamente adaptadas para crescerem em sedimentos saturados de água em virtude dos grandes espaços internos para transporte de oxigênio para as raízes e rizomas. O extensivo sistema interno lacunar, que normalmente contém constrições em intervalos para manter a integridade estrutural e para restringir a invasão da água nos tecidos danificados, pode ocupar até 60% do volume total do tecido dependendo da espécie. O movimento interno descendente de oxigênio nas plantas serve não apenas para a demanda respiratória de tecidos enterrados mas também para suprir a rizosfera com oxigênio por vazamento das raízes. Esse vazamento de oxigênio nas raízes cria condições oxidantes no substrato até então anóxico e estimula tanto a decomposição aeróbia da matéria orgânica como o crescimento de bactérias nitrificantes (Brix, 1994).

As plantas nos sistemas de banhados têm sido vistas como compartimentos de estocagem de nutrientes onde a absorção dos nutrientes está relacionada ao crescimento e produção da planta. As plantas absorvem nutrientes e excretam ou perdem pequenas quantidades durante a estação de crescimento mas liberam uma grande quantidade na senescência. A colheita antes da senescência pode remover nutrientes permanentemente do sistema. Alternativamente, os nutrientes obstruem o leito e, eventualmente, os sedimentos representam uma estocagem semipermanente.

As plantas emergentes, com longas folhas lineares eretas, reduzem a sombra própria enquanto criam uma grande área de folhas pontiagudas e microclimas favoráveis para a fotossíntese. Muitas plantas emergentes têm altos níveis de saturação luminosa (Ex.: *Typha* e *Sparganium*) e uma temperatura ótima para a fotossíntese. Essas plantas também apresentam altas taxas de transpiração, com altas perdas de água estomatal que aumentam com a elevação da temperatura e alta intensidade luminosa durante as paradas fotossintéticas. Algumas espécies possuem o caminho fotossintético metabólico de alta eficiência do tipo C₄ para a fixação de CO₂. As plantas terrestres com esse caminho fotossintético são encontradas em áreas quentes e ensolaradas onde a água é escassa (Guntenspergen et al., 1989).

A presença da vegetação nos banhados distribui e reduz a velocidade da corrente d'água. Isso cria melhores condições para a sedimentação de sólidos suspensos, reduz o risco de erosão e resuspensão e aumenta o tempo de contato entre as águas e as áreas de plantas superficiais. As macrófitas também são importantes para estabilizar a superfície dos solos nos tratamentos por banhados, pois seu denso sistema de raízes impede a formação de canais de erosão. A cobertura da vegetação pode ser vista como um fino biofilme localizado entre a atmosfera e o solo do banhado ou a superfície da água no qual ocorrem significantes gradientes nos diferentes parâmetros ambientais. A velocidade dos ventos são reduzidas

próximas do solo ou da superfície das águas quando comparadas às velocidades da parte superior da vegetação, o que reduz a resuspensão de materiais sedimentados e com isso aumenta a remoção de sólidos suspensos por sedimentação. Um inconveniente da reduzida velocidade dos ventos próximo à superfície da água é a reduzida aeração da coluna d'água (Brix, 1997). Um resumo das principais funções das macrófitas nos banhados construídos foi elaborado por Brix (1997) na Tabela 3.4.

TABELA 3.4 - Resumo das principais funções das macrófitas em banhados construídos

PROPRIEDADE DA MACRÓFITA	FUNÇÃO NO PROCESSO DE TRATAMENTO
Tecido aéreo da planta	<ul style="list-style-type: none"> • atenuação da luz → redução do crescimento do fitoplâncton • Influência sobre o microclima → insolação durante o inverno • Reduz velocidade do vento → reduzido risco de resuspensão • Aparência estética agradável do sistema • Armazenamento de nutrientes
Tecido da planta na água	<ul style="list-style-type: none"> • Efeito filtrante → expelle grandes detritos • Reduz a velocidade de fluxo → aumenta a taxa de sedimentação, reduz o risco de resuspensão • Proporciona grande área superficial para biofilmes aderidos • Excreção do oxigênio fotossintético → aumenta a degradação aeróbica • Absorção de nutrientes
Raízes e rizomas no sedimento	<ul style="list-style-type: none"> • Estabilização do sedimento superficial → menos erosão • Previne o meio contra entupimento nos sistemas verticais • Liberação do oxigênio aumenta a degradação (e nitrificação) • Absorção de nutrientes • Liberação de antibióticos

Fonte: BRIX, p. 15, (1997)

As plantas vasculares emergentes têm adaptações especiais que possibilitam transportar oxigênio para dentro de suas raízes, as quais penetram primariamente nos sedimentos anaeróbios. Essas superfícies das raízes oxigenadas proporcionam uma delgada interface na qual ocorrem numerosos processos químicos e biológicos essenciais (Martin e Johnson, 1989).

3.2.2 Critérios para utilização de macrófitas em banhados construídos

Um critério universal para determinar as espécies de banhados adequadas para tratamento de águas residuárias não é possível porque diferentes meios possuem diferentes objetivos e padrões. O esgoto doméstico requer modificações de orgânicos e nutrientes; o escoamento de águas de chuva carregam metais pesados e substâncias orgânicas persistentes; a drenagem de minas têm metais e baixo pH. Uma espécie ou um conjunto de espécies não serão aplicáveis para todos os casos. Contudo, se apenas algumas espécies são usadas agora, então é racional suspeitar que muitas outras espécies podem ser úteis (Guntenspergen et al., 1989).

As adaptações das vegetações de banhados aos ambientes dominados pela água são a base para o seu uso em tratamento de águas residuárias. Essas espécies são utilizadas por causa de sua ajuda em transformar os constituintes das águas residuárias de tal maneira que as regulamentações ambientais para disposição ou reuso são satisfeitas. É importante então uma compreensão dos efeitos ambientais sobre as macrófitas e o efeito que as plantas de banhado têm sobre o seu ambiente para determinar quais tipos de vegetação serão usadas nos tratamentos. As plantas emergentes crescendo sobre solos orgânicos incorporam apenas uma pequena porcentagem de nutrientes adicionados na biomassa. Entretanto, o crescimento de vegetação sobre substratos de brita tem levado a significantes reduções na concentração de nutrientes no substrato mineral.

Guntenspergen et al. (1989) resumem magnificamente o ciclo geral que os contaminantes podem executar nas macrófitas e seu ambiente.

“O oxigênio transportado para os tecidos inferiores das plantas de banhado pode extravasar das raízes e oxidar o substrato envolvente. A oxidação do substrato suporta populações microbianas aeróbias na rizosfera que modificam os nutrientes, os íons metálicos e traços de orgânicos. O metabolismo microbiano aeróbio também destoxifica substâncias potencialmente perigosas para as plantas. Metais como ferro e manganês são oxidados e mobilizados. Alteração de pH e de potencial redox afeta a solubilidade dos metais traços e tóxicos além da absorção em

pântanos salinos e salobros. O aumento da oxidação do substrato pode resultar no decréscimo da concentração de sulfetos, aumentando a solubilidade metálica. As mudanças nas densidades das plantas e na forma de vida podem afetar a capacidade das macrófitas em retardar o fluxo de água, causando significantes reduções nos sólidos suspensos. As plantas emergentes podem diminuir substancialmente o nível de água devido a sua alta taxa de transpiração.”

Poucas fontes descrevem a característica histórica das espécies dos banhados, o que poderia facilitar a seleção de espécies apropriadas para uso nessa tecnologia. É necessário conhecer os termos referentes ao crescimento das plantas de habitats terrestres para aquáticos: hidrófitas, macrófitas aquáticas, hidrófitas vascular, plantas aquáticas e plantas aquáticas vasculares. Isso demanda um bom trabalho de pesquisa na área da botânica.

Os banhados e suas vegetações características são classificados segundo o regime de inundação, o material substrato e a forma de vida (Guntenspergen et al., 1989).

As raízes, os brotos e a palha das plantas, assim como o solo e outros meios, suportam o biofilme (bactérias aeróbias e associações animais/plantas/fungos) que tratam a água residuária. Novas superfícies de suporte são criadas assim que as plantas crescem e morrem. Uma boa planta de banhado cresce bem em ocorrências locais e proporciona uma densa matriz de desejável material vivo e morto através dos anos. Diversas variedades de *Typha* podem ser usadas para resistir a altas vazões de esgoto subsuperficial, mas seus caules são muito espalhados para uso em fluxo superficial (Hiley, 1995).

Guntenspergen et al. (1989) estabeleceram alguns fatores limitantes do crescimento das plantas de banhado:

a) a profundidade da água influencia a distribuição das espécies, embora fatores secundários ou mudanças correlacionadas possam ser mecanicamente responsáveis. O aumento da profundidade da água está correlacionada com o início das condições anaeróbias e reduzida disponibilidade luminosa;

b) a taxa de escoamento de água pode ter profundo efeito sobre o desenvolvimento da planta assim como a disponibilidade de oxigênio e nutrientes e o substrato do banhado. A variação na forma da folha de espécies de banhado com a profundidade e a velocidade do fluxo é provavelmente uma adaptação ao "stress" mecânico;

c) a disponibilidade de nutrientes está relacionada à hidrologia através da renovação de águas esgotadas de nutrientes, aproveitamento da aeração do substrato e da fonte de água;

d) o aumento nas taxas de escoamento são também implicados no melhoramento do efeito de substâncias tóxicas no substrato;

e) os efeitos do substrato sobre o crescimento estão ligados à disponibilidade de nutrientes, mas a composição do substrato pode ter outras conseqüências. A textura do sedimento pode afetar a profundidade das raízes das plantas. Solos altamente orgânicos podem se tornar rapidamente anaeróbios e os metais podem mudar para formas tóxicas solúveis (por exemplo, ferro e manganês);

f) em águas altamente eutróficas, a produtividade de macrófitas emergentes aumenta mas pode ser limitada pela acumulação de matéria orgânica.

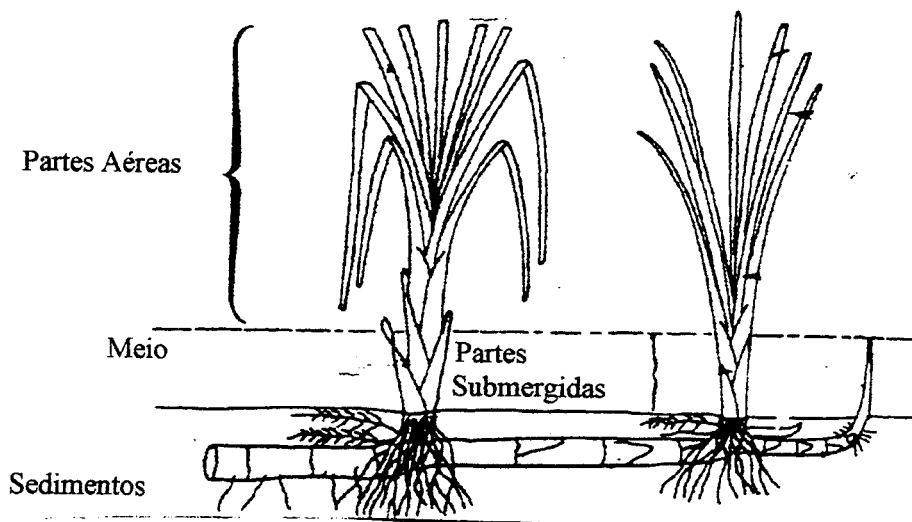
As necessidades gerais desejáveis nas plantas para uso em banhados construídos para tratamento de efluentes incluem: aceitabilidade ecológica; tolerância às condições climáticas locais; tolerância aos poluentes e às condições hipertróficas de inundação; propagação rápida, rápido assentamento, espalhamento e crescimento; alta capacidade de remoção de poluentes.

As necessidades específicas variam dependendo do papel funcional das plantas de banhado no tratamento. Isso pode ser relacionado ao tipo de projeto de banhado utilizado, seu modo de operação, carga de aplicação e características do efluente (Tanner, 1995a).

As espécies de plantas aquáticas para uso em banhados construídos devem ser selecionadas com base nos seguintes critérios (Mitchell, 1995): rápida e relativamente constante taxa de crescimento, facilidade de propagação, capacidade de absorção de poluentes, tolerância às condições hipertróficas e facilidade de colheita e utilidade potencial do material coletado. Dentre algumas plantas emergentes que são usadas nos banhados construídos a *Typha ssp.* (cumbungi ou taboa) é ilustrada na Figura 3.1.

Algumas espécies de plantas indesejáveis podem ser inadequadas pois estão adaptadas ao ambiente do tratamento em que se encontram, podendo escapar e causar sérios problemas ambientais (como o aguapé, por exemplo), além de produzirem mudanças ambientais indesejáveis, como relatado por Gutenspergen et al. (1989).

As plantas macrófitas foram previamente adaptadas para proporcionar oxigênio adequado via seus rizomas para encorajar a degradação oxidativa dos compostos orgânicos e inorgânicos das águas residuárias passantes no seu sistemas (Wood, 1995).



Fonte: Blake et al, 1987, p.492.

FIGURA 3.1 - Representação da *Typha latifolia*.

3.3 SOLOS DE BANHADOS CONSTRUÍDOS

Os solos dos banhados são fisicamente voláteis e estão em escoamento constante com a decomposição e erosão dos sedimentos com o fluxo do rio, inundação e movimento das marés. São dominados pelas condições anaeróbias induzidas pela saturação do solo e inundação. O excesso de água provoca muitas mudanças físicas e químicas no solo e o regime hidrológico dos banhados varia desde a saturação contínua (pântanos) a uma inundação de curta duração e eventual (sistemas ribeirinhos). O mais significativo resultado da inundação é o isolamento do sistema solo do oxigênio atmosférico, o qual ativa vários processos biológicos e químicos que mudam o sistema de aeróbio oxidante para anaeróbio redutor (Faulkner e Richardson, 1988).

Os mecanismos geoquímicos desenvolvidos para a remoção de poluentes são (Wildeman e Laudon, apud Reddy e Smith, 1987):

- a) filtração de material suspenso e coloidal da água;
- b) absorção dos contaminantes nas raízes e folhas das plantas vivas;
- c) adsorção ou troca de poluentes nos materiais do solo, materiais das plantas vivas, materiais das plantas mortas ou materiais das algas;

d) precipitação e neutralização através da geração de NH_3 e HCO_3^- por decaimento bacteriano do material biológico;

e) precipitação de metais nas zonas oxidantes e redutoras catalisadas pela atividade bacteriana.

Embora os processos de remoção tenham sido estudados por anos, apenas recentemente foram registrados os mecanismos da geoquímica de remoção em banhados e os resultados identificam o processo de precipitação de metais em zonas oxidantes e redutoras catalisadas pela atividade bacteriana como a hipótese mais provável (Wildeman e Laudon, apud Reddy e Smith, 1987).

Se um banhado foi encoberto ele eventualmente se tornará, por diagênese, um depósito de pântano, carvão ou xisto negro. As formas minerais de manganês, ferro e outros metais base nesses sedimentos representam as fases mais termodinamicamente estáveis desses elementos. Nos sedimentos formados por precipitação química, os minerais estáveis de ferro são hematita (Fe_2O_3), pirita (FeS) ou siderita (FeCO_3); os minerais estáveis de manganês são pirolusita (MnO_2) e rodocrosita. Elementos traços como cobalto, níquel, cobre, zinco, prata, cádmio, ouro, mercúrio e urânio ocorrem como sulfetos, óxidos e carbonatos. O mesmo é verdadeiro para depósitos de lignita e carvão. Com as possíveis exceções de vanádio e níquel, metais não são retidos pela fração orgânica de sedimentos redutores ricos em orgânicos (Wildeman e Laudon, apud Reddy e Smith, 1987).

O material orgânico em sistema de banhados pode apenas ter um papel menor na estocagem a longo termo. Como os sulfetos, óxidos e carbonatos são as formas mais estáveis dos elementos traços precipitarem, então as formas orgânicas imóveis desses elementos são produtos intermediários que irão, eventualmente, sofrer diagênese para formas inorgânicas. Entretanto, a otimização do sistema de banhados poderá concentrar sob formas de precipitados inorgânicos e usar os componentes orgânicos para promover a sua formação (Wildeman e Laudon, apud Reddy e Smith, 1987).

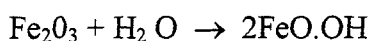
Geralmente os microrganismos sobrevivem na natureza para catalisar reações químicas que liberam energia para o organismo. Nas zonas aeróbias, as bactérias promovem a oxidação do ferro e do manganês para estados mais insolúveis. Nas zonas anaeróbias, as bactérias redutoras de sulfato promovem a formação de H_2S . Através do banhado, a mediação bacteriana do decaimento orgânico irá gerar NH_3 e HCO_3^- , o que irá elevar o pH e causar precipitação hidróxida. O projeto de sistema de banhados deve incluir espécies de plantas que sobrevivam e produzam grande quantidade de biomassa para suportar o crescimento dos

microrganismos. A absorção de metais pelas plantas é menos importante (Wildeman e Laaudon, apud Reddy e Smith, 1987).

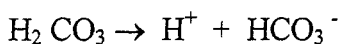
Um substrato orgânico deve: (1) ter uma zona anaeróbia onde o H₂S é produzido, (2) promover o crescimento da planta, (3) promover o crescimento das bactérias que elevam o pH e (4) conduzir águas de drenagem a sítios de atividade bacteriana. Esta lista omite a capacidade do substrato orgânico de adsorver ou complexar metais. Turfas ou outras fontes de ácidos húmicos podem não ser tão importantes para a complexação de metais como para manutenção de ecossistemas desejáveis. Se a complexação orgânica de metais é importante, isso se deve a retenção dos metais em formas lábeis que possam ser usadas diretamente pelas bactérias ou pelos produtos do crescimento bacteriano (Wildeman e Laaudon, apud ibid 1987).

Quanto à densidade de empacotamento do solo, pode-se dizer que os solos orgânicos têm muito mais espaços porosos (geralmente preenchidos com água nos solos de banhados) em um dado volume que nos solos minerais e, além disso, muito menor densidade de empacotamento. A matéria orgânica é a terceira maior fonte de cargas variáveis no solo e totaliza 20 a 100% da CTC (Capacidade de troca catiônica) (Faulkner e Richardson, 1989). Segundo esses autores, o solo pode remover os constituintes dos efluentes por troca iônica/adsorção não específica, adsorção específica/precipitação e complexação. Mostraram também as reações químicas gerais dos sistemas naturais:

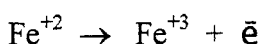
a) sem transferência de prótons ou elétrons:



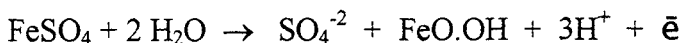
b) apenas prótons:



c) apenas elétrons:



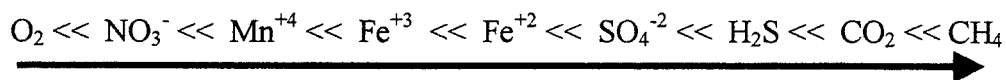
d) transferência de prótons e elétrons:



As equações b, c e d afetam o pH e o potencial redox (Eh). As principais reações dos banhados envolve a transferência de prótons e elétrons. O potencial redox mede quantitativamente a tendência do solo para oxidar ou reduzir substâncias suscetíveis (Faulkner e Richardson, 1989).

Quando o solo é inundado, o oxigênio presente é rapidamente consumido pela respiração microbiana e oxidação química. Subseqüentemente os microrganismos anaeróbios usam várias substâncias para substituir o oxigênio como terminal acceptor de elétrons durante a

respiração. A redução de um solo saturado é um processo seqüencial regido pelas leis da termodinâmica. O nitrato é o primeiro componente reduzido após o oxigênio, mesmo que esse processo possa acontecer antes do oxigênio ser completamente consumido, conforme a seqüência abaixo.

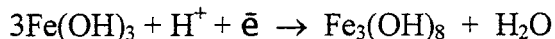


Sentido da redução

Os sistemas de banhados naturais mantêm uma faixa de reações redox maior que os sistemas terrestres e sua principal função pode ser como transformadores químicos. Banhados são, geralmente, o maior ecossistema redutor da terra e, como tal, tem um grande potencial para processar nutrientes e outros materiais. O efeito principal da inundação de solos alcalinos é o decréscimo do pH e aumento de pH nos solos ácidos, até uma convergência entre 6,7 e 7,2. Os solos dos banhados apresentam teores de matéria orgânica entre 17 e 77% , pH entre 3,9 e 6,5 e densidade entre 0,07 e 0,55. Em resumo tem-se que:

Solos alcalinos: acréscimo do CO_2

Solos ácidos: redução de Fe^{+3} oxihidróxidos



Uma importante contribuição aos banhados são os sedimentos. A taxa e o volume de sedimentos de rio trazidos ao banhado dependem em parte da erodibilidade da bacia de captação e também da magnitude e freqüência de precipitação e fluxo de corrente. Em termos de composição, os sedimentos de banhados podem ser geralmente classificados como siliclástico (climas chuvosos e tempestuosos) ou carbonatos (climas tropicais úmido e subtropical). Teoricamente as fontes de sedimentos podem ser do tipo alóctone (externo), materiais finos e granulados trazidos em suspensão pelos rios, marés, correntes induzidas e ventos e autóctone (interno), de origem biogênica ou química, originadas tanto pela acumulação de detritos animais e vegetais como pela precipitação 'in situ' de depósitos evaporados da água salgada.

3.4 HIDROLOGIA DOS BANHADOS CONSTRUÍDOS

A complexidade hidrológica torna difícil o projeto e a interpretação de dados de sistemas de tratamento por banhados. Segundo Kadlec (1989), as chuvas provocam dois efeitos: diluição do efluente, reduzindo as concentrações e aumento da velocidade, reduzindo o tempo de retenção no banhado. Por isso, um sistema de banhado que não leva em conta as condições atmosféricas pode ser mal dimensionado. Os principais parâmetros a serem analisados são: chuvas, evapotranspiração (perdas afetam qualidade porque aumenta a concentração), radiação solar recebida e tipos de leito (efeitos friccionais associados ao fluxo de água).

O balanço hídrico nos canais de banhados é controlado pela entrada e saída do curso d'água. Já o balanço para planícies inundadas adjacentes é mais complexo. Devido aos sedimentos dessas planícies serem comumente permeáveis, uma elevação nessa área faz com que alguma água do rio esco lateralmente. As perdas de água dos banhados planos inundados ocorrem por infiltração no subsolo, por escoamento do efluente para a corrente e também por evapotranspiração.

Os banhados de fluxos superficiais respondem à chuva e à evapotranspiração, portanto estes fatores não poderiam ser ignorados no projeto (Kadlec, 1989). Os tratamentos por banhados proporcionam perdas benéficas de água através de processos evapo-transpiratórios (ET). As estimativas de ET dos banhados variam amplamente devido à variedade de climas e tipos de vegetação. Como exemplo, a taxa de evapotranspiração de sistemas com *Typha* é de 3,6 mm/dia (Abtew, 1996). Já Tanner e Sukias (1995) obtiveram valores entre 7,1 a 11,7 mm/dia nas perdas por evapotranspiração nos banhados.

As duas variáveis mais comuns usadas nos projetos são tempo de detenção e taxa de aplicação superficial e ambos requerem uma compreensão na hidrologia dos banhados. E estes são relacionados à profundidade de água, que é idealmente controlada pela estrutura de saída.

Normalmente utiliza-se a equação de Manning para escoamentos de superfície das águas dos banhados, mas ela está relacionada com escoamentos turbulentos. Já os banhados de escoamento superficial estão mais próximos dos regime laminar ou de transição baseado nos critérios de escoamento em canal aberto. Os efeitos friccionais que retardam o escoamento em canais abertos são primariamente associados ao arraste exercido pelo fundo do canal e pelas laterais. A fricção no banhado de densas macrófitas é dominado pelo arraste exercido pelos caules e pelas palhas, com o fundo do canal atuando em menor intensidade (Kadlec, 1989). Para White (1989), antes de projetar o sistema, as águas residuárias devem ser

cuidadosamente caracterizadas e avaliadas em escala piloto para determinar os efetivos critérios de projeto, isto é, cargas hidráulicas e orgânicas, que podem ser usados no projeto final.

Três tipos de ineficiências hidráulicas podem ocorrer nos tratamentos por banhados superficiais:

- a) causado por ilhas internas e outras características topográficas;
- b) canais preferenciais de escoamento em grande escala de distância;
- c) efeitos de misturas, tais como atraso das águas em camadas de palhas e mistura transversa.

É importante notar que virtualmente o projeto total e a literatura de modelização assumem o fluxo pistão. Este irá conduzir a projetos conservativos, assumindo que o fluxo padrão no novo banhado não é pior que os banhados padrões (Kadlec, 1989). A solução mais viável para favorecer um fluxo contínuo através do sistema pode ser a entrada e saída intermitente, seguida de mistura completa entre períodos de carga, para simular essas condições de fluxo pistão.

Para proporcionar um gradiente hidráulico suficiente e evitar escoamentos superficiais, um valor de 3:1 (comprimento:largura) ou menos nas dimensões de cada célula tem sido recomendado (Reed e Brown, 1989). Nos sistemas de banhados de fluxo subsuperficial, o nível de líquido é mantido abaixo da superfície do meio, ocasionando menos problemas de odores, vetores, insetos e exposição pública (Thomas et al., 1995).

O sistema de tratamento por banhados construídos pode reduzir altos níveis de DBO₅, DQO, SS, nitrogênio, fósforo, metais e patógenos com uma melhor taxa de remoção quando a taxa de aplicação superficial for de 3-4 cm/dia (Rivera et al., 1989). Já a taxa de aplicação superficial média utilizada para tratamento secundário por banhados construídos na República Tcheca é de 4,4 cm/dia (Vymazal, 1995b). No projeto PROSAB (Motta Marques, 1998) foi realizado uma seleção na bibliografia e obteve-se o valor médio de projeto como sendo 6,6 cm/dia. Watson et al., (1989) propõem taxas hidráulicas de 62 a 0,8 cm/dia, sendo que para projetos iniciais utiliza-se 4,7 cm/dia para sistemas subsuperficiais e 1,9 cm/dia para sistemas superficiais para tratar efluentes no mínimo primário e secundário. Também elaboraram uma relação de fatores a serem considerados na escolha de uma taxa hidráulica:

- a) objetivos do tratamento: de acordo com os padrões de emissão do órgão ambiental;
- b) uso do sistema: a taxa é aumentada progressivamente do tratamento básico para o polimento;

c) tipo do sistema: a quantidade de microrganismos vinculados é uma função da área superficial proporcionada pelo sistema. Fluxos subsuperficiais proporcionam mais superfície de vinculação que os sistemas de fluxos superficiais, permitindo maiores taxas de cargas;

d) configuração do sistema: o uso de células múltiplas em série, paralelo ou combinações aumentam o potencial para otimização dos processos de tratamento, minimizando a área de tratamento e maximizando as taxas;

e) fatores de segurança: esta tecnologia está ainda em desenvolvimento, mas uma vantagem dela é a facilidade de expansão caso necessário incorporar uma opção ao projeto original.

3.5 METAIS EM BANHADOS CONSTRUÍDOS

Informações limitadas e específicas estão disponíveis sobre a remoção de metais em banhados construídos. Sistemas com substratos húmicos são potencialmente efetivos devido à sua capacidade de troca iônica. Solos turfosos naturais (pântanos) removeram 80% de níquel e cerca de 100% de cobre e a absorção das plantas contou com menos de 1% da remoção dos metais (Watson et al., 1989). Mas a capacidade de troca iônica desses solos é limitada. Os solos de banhados são inicialmente substratos mais eficientes que os outros, mas as diferenças são mínimas ao final da primeira estação de crescimento e nas seguintes. As incrustações metálicas ocorrem nos caules, folhas e raízes e o conhecimento da oxidação bacteriana de ferro e manganês desde 1988 sugerem um importante papel para os processos microbianos. Embora metais removidos por outros processos possam ser liberados, substituídos nos locais de adesão ou redissolvidos, os estados microbiologicamente oxidados são termodinamicamente as formas estáveis comumente encontradas nos depósitos sedimentares de pedras (Watson et al., 1989).

Esses mesmos autores apontam que, comparados aos sistemas para tratamento de águas residuárias municipais, os banhados para remoção de metais sofrem por:

- a) lacuna nos dados a longo prazo;
- b) muitos trabalhos derivam de sistemas experimentais;
- c) dados de operação dos sistemas na amostragem de descarga para permitir concordância (poucos do efluente-afluente, e muito menos no sistema de amostragem por longos períodos);
- d) os projetos reais não observam o fluxo, concentração de poluentes ou taxas de aplicação;

e) processos de construção desconhecidos e de baixa qualidade.

Os metais são capturados nos banhados por uma série de mecanismos, incluindo absorção pelas plantas, troca catiônica com o solo e sedimentação particulada. As remoções são significantes: médias de 50% para zinco e 60% para o chumbo (Strecker, apud Watson et al., 1989). Cobre e outros cátions bivalentes são conhecidos por se ligarem fortemente a turfas e húmus. As implicações da acumulação de metais na cadeia de alimentos não têm sido bem verdadeiramente retratada, mas há um claro risco de ingestão, principalmente pelos organismos alimentadores de sedimentos. A remoção por escavação pode ser empregada para controle desses materiais, se a imobilização for localizada na zona de entrada global do sistema de banhado (Kadlec, 1989).

A precipitação de metais em sedimentos oxidados é o principal mecanismo para remoção do metal da massa líquida. Os processos podem incluir também a sedimentação, filtração, adsorção, complexação, absorção pelas plantas e reações mediadas microbiologicamente, especialmente a oxidação. Outro caminho potencial para remoção de metais dentro de sedimentos oxidados inclui a absorção/troca iônica com argila, óxidos e matéria orgânica (Watson et al., 1989 e Martin e Johnson, 1989). Os processos de absorção e precipitação são importantes para remoção inicial de metal, pois a retenção metálica a longo prazo pode depender da conversão do ferro oxidado nos sedimentos superficiais para reduzir as fases minerais no diagênese. O ferro pode ser oxidado de ferroso para a forma férrica insolúvel por bactérias quimiosintéticas na presença de oxigênio. Essas reações podem ocorrer não biologicamente em pH neutro ou alcalino ou biologicamente em ambientes acidificados. Devido a natureza alcalina do afluente, essas reações mais provavelmente ocorrem por processos físicos dentro do sistema de tratamento (Martin e Johnson, 1989).

Concentrações muito baixas de certos metais são necessárias por todos os microrganismos para o funcionamento normal da célula. Dentre eles incluem-se potássio, magnésio, manganês, cálcio, ferro, cobalto, cobre, zinco e molibdênio. Cobre, zinco e molibdênio são constituintes de enzimas especializadas, e o cobalto é encontrado na vitamina B12 e suas coenzimas. Magnésio, ferro, manganês, cálcio e potássio são também cofatores das enzimas (Portier e Palmer, apud Hammer, 1989).

Em geral, a toxicidade metálica é determinada pelo nível de atração aos sítios naturais de ligação metálica sobre e na célula. A similaridade na química de alguns metais pesados com outros elementos requeridos para o funcionamento celular pode resultar em alguns deles sendo ativamente acumulados na célula. A capacidade do metal de entrar no citoplasma celular é uma significativa medida de seu potencial de toxicidade. Contudo, a toxicidade

metálica também é afetada pelos fatores nutricionais e ambientais. O estado nutricional do organismo pode alterar a toxicidade porque as células em um ambiente esgotado de nutrientes são freqüentemente mais suscetíveis. Os fatores ambientais podem influenciar de várias maneiras. Os microrganismos nos banhados construídos competem com a celulose e a quitina como superfícies quelantes para a absorção metálica. E nos materiais metálico-quelantes, tais como argilas, outros ions e o pH afetam a toxicidade dos metais pesados aos microorganismos. Agentes quelantes afetam a toxicidade pela ligação do metal. Por exemplo: as argilas caolinita e montmorilonitas, os ácidos húmicos e fúlvicos e as proteínas reduzem a toxicidade metálica pela ligação com o metal. Agentes quelantes sintéticos como o EDTA também reduzem a toxicidade metálica nos microrganismos. Outros cátions, particularmente aqueles similares aos radicais iônicos, podem diminuir a toxicidade pela competição com os sítios de ligação. Baixo pH reduz a toxicidade metálica pela competição iônica entre íons hidrogênio e íons metálicos. Alto pH pode intensificar a toxicidade devido a perda da competição iônica. Mas para alguns metais, um aumento do pH pode diminuir a toxicidade por causa da precipitação, que remove os metais da solução. Essas variáveis devem ser lembradas na locação considerada. Esse longo trecho representa a síntese dos trabalhos de Portier e Palmier (apud Hammer, 1989).

Esses autores também identificaram que a resistência aos metais tóxicos pode ser obtida por aumento da impermeabilidade da célula e pela transformação bioquímica do metal. O primeiro processo protege a célula dos elementos tóxicos no seu ambiente. O segundo detoxifica o ambiente imediato da célula pela eliminação dos metais ou pela alteração em formas não tóxicas. O aumento da impermeabilidade pode ser obtida não especificamente pela produção de uma camada protetora externa ao redor da célula, mas permitindo a atração metálica a uma certa distância da célula e causando pequenos danos. Uma camada ou matriz de polímero extracelular intensifica a tolerância celular pelos metais tóxicos pela imobilização deles fora da parede celular, prevenindo os metais da ligação a grupos funcionais sobre ou na célula. Isso também minimiza a fagocitose pelas amebas e fagócitos, protege contra a bacteriofagia e pode atuar como reserva alimentar. A cápsula polimérica protetora pode não ter se desenvolvido em algumas bactérias.

A transformação de metais tóxicos em formas não tóxicas pode ser obtida intracelularmente, mas é mais comum extracelularmente. Alternativamente, um metal tóxico pode ser modificado para uma forma não assimilável pelo microrganismos. Os metais tóxicos podem ser oxidados, reduzidos ou metilados para produzir compostos menos tóxicos (Portier e Palmier, apud Hammer, 1989).

Alguns íons metálicos divalentes potencialmente tóxicos são micronutrientes quando em baixas concentrações, e os micróbios têm sistemas de absorção ativa para se ligarem com estes íons. Esses sistemas de absorção de cátions divalentes tendem a serem específicos mas, em alguns casos, transportam outros metais para dentro das células (Portier e Palmier, apud Hammer, 1989).

Investigações realizadas indicaram que a maior parte do cobre retido nos banhados está no sedimento e não nas plantas. Os processos de imobilização do cobre no sedimento são sensíveis ao pH. Srivastav (1994) definiu um fator MCF (fator de concentração metálica) como a razão entre a concentração do metal na planta e a concentração inicial de metal na solução de alimentação. Segundo o autor, o MCF é um parâmetro satisfatório para avaliar o potencial de acumulação metálica e esse valor foi calculado com peso em base seca nos seus experimentos.

3.6 VARIÁVEIS DE EFICIÊNCIA EM BANHADOS CONSTRUÍDOS

3.6.1 Sólidos suspensos

Os mecanismos de remoção para sólidos suspensos nos sistemas de tratamento por banhados ficam essencialmente sujeitos a dois processos (Martin e Johnson, 1989):

- a) sedimentação, onde os sólidos suspensos (SS) simplesmente sedimentam na base e o tempo de retenção e contato com o material das plantas intensifica esse processo;
- b) adsorção, onde muitos constituintes tendem a fixar ou sorver sobre os sólidos; a adsorção combinada com a sedimentação de sólidos resulta na remoção da coluna d'água dos constituintes que de outra maneira poderiam permanecer recalcitrantes.

Os banhados são excelentes para reter sedimentos e podem remover sólidos entrantes pela sedimentação e captura, geralmente em dezenas de metros. Esses materiais finamente divididos são capazes de resuspensão por uma série de mecanismos: bioturvação, flotação gasosa pelo oxigênio ou metano, ou corte de água. Então, os sólidos de saída do banhado não são contemporâneos dos que entram e são comuns serem de caráter inteiramente diferente (Kadlec, 1989).

Substâncias orgânicas decantáveis são removidas dentro dos sistemas de banhados por condições lentas, deposição e filtração. Reduções adicionais dessas substâncias dentro dos banhados é resultado do projeto de fluxo superficial e do tempo de retenção que permite a fixação microbiana e as transformações subsequentes. Banhados naturais não podem ser

usados para reduzir poluentes de origem antropogênicos; entretanto, banhados construídos podem ser usado para este propósito em muitos casos (Martin e Johnson, 1989).

O substrato de brita, além de prover suporte físico para o crescimento das plantas e superfície para a sorção e crescimento do biofilme, promove a sedimentação e filtração de sólidos suspensos. A acumulação de sólidos dentro do substrato dos banhados construídos de fluxo subsuperficial tem importantes implicações para a manutenção da condutividade hidráulica e os tempos de retenção requeridos pela água residuária. O enchimento e oclusão dos espaços intersticiais irá reduzir o volume efetivo disponível dentro do substrato, aumentando a velocidade de escoamento, reduzindo o tempo de retenção hidráulico e promovendo um escoamento superficial e curto-circuito (Tanner e Sukias, 1995).

A longo prazo, fatores tais como fração biodegradável de suspensóides e suas taxas de degradação microbiana e química sob condições ambientais predominantes nos banhados (temperatura, disponibilidade de nutrientes, níveis de oxigênio e potencial redox) irão determinar sua taxa de acumulação. O modelo de acumulação de sólidos refletirá sua fonte (água residuária ou plantas) e as características de sedimentação, além dos gradientes de processos biológicos (decomposição) e químico (reações de precipitação sensíveis ao potencial redox) dentro do banhado. Modelos compreensíveis têm sido desenvolvidos para prever mudanças de permeabilidade devido ao crescimento de biofilmes no meio poroso, mas pouco é sabido sobre mudanças a longo prazo resultantes da acumulação gradual de sólidos orgânicos e inorgânicos em tais meios (Tanner e Sukias, 1995).

Os sólidos suspensos (resíduos não filtráveis) contido na água residuária é de significância direta na qualidade da água em termos de turbidez nas águas receptoras e indireta na relação ao transporte associado a outros constituintes do resíduo, tais como N, P, DBO e metais. Dos mecanismos anteriormente especificados para a sua remoção, observou-se que a impactação e a filtração removem os sólidos nas primeiras instâncias do banhado. Autofloculação e sedimentação removem sólidos nos espaços abertos entre as plantas. Predação da fitoplâncton e zooplâncton ocorre nas regiões calmas. O teor de sólidos varia ao longo do comprimento da célula, com progressiva acumulação (Gearheart, 1992).

3.6.2 Potencial redox

Uma das principais características que distinguem os banhados é a presença de interfaces aeróbias e anaeróbias, que cria gradientes de potencial redox entre + 700 a - 300 mV. Esses gradientes são afetados por, no mínimo, três condições: flutuações hidrológicas,

presença de aceptores de elétrons (tais como O₂, nitrato e sulfato) e transporte de O₂ pelas plantas para a zona de raízes. Sob condições drenadas, os microlocais anaeróbios do solo agregado podem resultar em saltos de potencial redox. Sob condições inundadas, a difusão de O₂ através do escoamento de água mantém as condições aeróbias na interface solo-água, variando sua espessura de alguns milímetros para 2 cm.

Em banhados com grande atividade de algas, a produção fotossintética de O₂ pode resultar em uma fina zona de solo aeróbio durante o dia, com consumo de O₂ à noite. O potencial redox também pode ser observado como um resultado de tamponamento pela alternância dos aceptores de elétrons usados durante a respiração anaeróbica. Então, o potencial redox pode ser usado como um indicador do potencial das reações de nitrificação-desnitrificação, precipitação de fósforo regulada pelo óxido de ferro, oxidação de amônia e sulfetos e a quebra de compostos tóxicos orgânicos (Reddy e D'Angelo, 1997).

3.6.3 Nutrientes

As plantas emergentes utilizam suas raízes para obter nutrientes suficientes da água intersticial. As plantas aquáticas podem acumular nutrientes contra um gradiente de concentração, servindo como um indicador da disponibilidade de nutrientes nos ambientes aquáticos, e também de metais traços e outros elementos terrosos raros. Altas razões entre potássio e cálcio ocorrem em vários capins de banhado e plantas graminóides (incluindo *Typha angustifolia*), que suportam micróbios fixadores de nitrogênio em suas rizosfera. Sem limitação de nitrogênio, essas plantas crescem rapidamente e são capazes de assimilar grandes quantidades de fósforo. Algumas espécies de banhados também estão associadas à micorriza implicada na absorção de nutrientes. O rápido crescimento também resulta em rápida mudança da folha e raiz com substancial perda de nutrientes dos tecidos senescentes (Guntenspergen et al., 1989).

Para banhados construídos, a eficiência de absorção de nitrogênio e fósforo tende a diminuir com o aumento da entrada de nutrientes disponíveis. Isso significa que, exceto em muito baixa taxas de cargas ou durante o estabelecimento inicial (quando os compartimentos de estocagem de nutrientes ainda está expandindo), a absorção de nutrientes pelas plantas não será um significativo mecanismo de remoção. Isso também sugere que o potencial de alta absorção de nutrientes, que é normalmente citado como a característica chave das plantas adequadas para banhados construídos, é improvável nele próprio para ser importante. Os

níveis de nutrientes nos tecidos obtidos sob condições de fornecimento abundante são, contudo, provavelmente para refletir as características ecológicas chaves das espécies (Tanner, 1995b).

A remoção da massa líquida de TP (fósforo total) e TN (nitrogênio total) é grandemente subestimada no cálculo das concentrações de vários estudos. Isso ocorre devido ao desconhecimento das entradas de nutrientes através das chuvas e cálculo da remoção de nutrientes sobre diferenças entre concentrações de entrada e de saída, ao invés do balanço de massa. Baixas taxas de retenção de nutrientes foram atribuídas a baixas taxas de cargas de nutrientes e não a um decréscimo na capacidade de assimilação do sistema de banhado (Moustafa, 1996). A chuva como fonte de nutrientes dos banhados tem recebido atenção inadequada nos estudos de retenção de nutrientes nos banhados. O autor estimou a quantidade média de fósforo e nitrogênio na chuva pode ser de 0,03 a 0,80 g/m² x ano, respectivamente e calculou que a chuva contribui entre 26 e 59% no fósforo total fornecido a alguns lagos da Florida.

No trabalho de Adcock et al. (1995) foi verificado que o conteúdo de nitrogênio e fósforo nas plantas foi maior na entrada do banhado e declinou com a distância. Os níveis de nutrientes no sedimento e na coluna d'água não variou significativamente com a distância no banhado. A concentração de fósforo nos sedimentos eram altas, mas as plantas mostraram ser responsáveis pela maioria da acumulação de nutrientes desse sistema. As plantas fracassaram para penetrar no substrato argiloso e o emaranhado sólido de raízes adventícias se desenvolveram na superfície da água. O maior componente da biomassa foi o material do caule (58-69% da biomassa total). Raízes e palhas contaram respectivamente com 15-24% e 11-23% da biomassa total. A biomassa das plantas e sedimentos são os maiores componentes de estocagem de nutrientes no banhado. A remoção de nutrientes dos banhados para os primeiros três anos podem amplamente ser atribuídos à fixação da planta. Não houve diferenças significativas nas concentrações de fósforo e nitrogênio nos sedimentos em função da distância dentro do banhado. As plantas dominantes eram *Typha* e *Phragmites*.

As principais plantas de banhados da Nova Zelândia - 37° S - foram estudadas (*Schoenoplectus validus*, *Phragmites australis*, *Glyceria maxima*, *Baumea articulata*, *Bolboschoenus fluviatilis*, *Cyperus involucratus*, *Juncus effusus* e *Zizania latifolia*). O máximo de acumulação nas plantas foi de 135 gN/m² e 18,5 g P/m² alcançado por cerca de 30% dos níveis supridos em águas residuárias (Tanner, 1996). Wood (1995) encontrou que a capacidade máxima de absorção para a *Typha latifolia* foi de 1.164 kg N/ha.ano e 179 kg P/ha.ano.

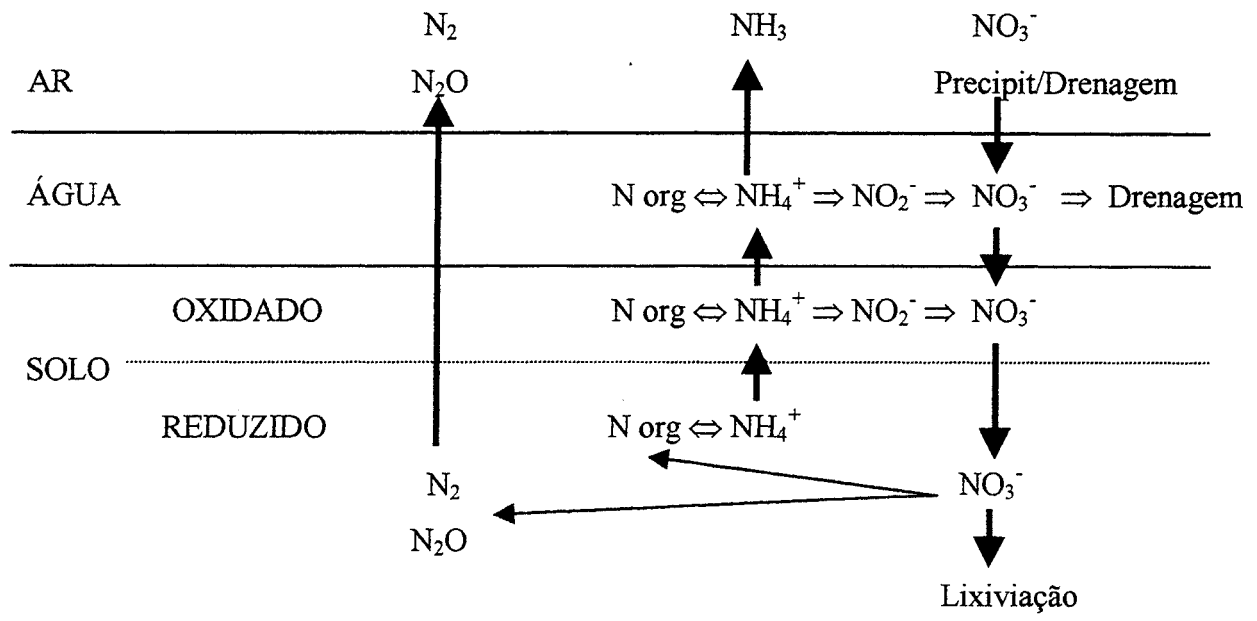
3.6.3.1 Nitrogênio

Explosões periódicas de algas e a deficiência de oxigênio em lagos, reservatórios e sedimentos tem levado ao aumento da atenção para a eutrofização. A carga de nitrogênio tem sido identificada como o componente chave nesses processos de eutrofização. Geralmente o objetivo principal do tratamento por banhados tem sido a remoção de sólidos suspensos totais e a matéria orgânica (DBO), com a oxidação da amônia apenas como um objetivo secundário (Knight, 1997). Por isso, pode ser argumentado que as cargas de projeto em muitos casos têm sido elevadas para liberar oxigênio suficiente para que a nitrificação substancial tenha lugar. O enchimento e esvaziamento intermitente poderia ser o regime mais eficiente a fim de otimizar tanto a nitrificação como a denitrificação (Wittgren e Tobiasson, apud Hammer, 1989).

O nitrogênio aflúente aos banhados está presente nas formas orgânicas particulada e dissolvida e na forma inorgânica (amônia, nitrito e nitrato). A proporção relativa de cada um depende do tipo de efluente e de seu pré-tratamento. As formas particuladas são removidas através de sedimentação e deposição, enquanto que a remoção das formas dissolvidas é regulada pela várias reações biogeoquímicas atuantes no solo e na coluna d'água. As reações de nitrogênio nos banhados efetivamente processa nitrogênio inorgânico através da nitrificação e desnitrificação, volatilização da amônia e absorção pela planta e pela flora microbiana.

O nitrogênio entra no processo biológico através da assimilação de NH_4^+ e NO_3^- , além da fixação biológica do gás nitrogênio N_2 da atmosfera em formas orgânicas (proteínas e aminoácidos). A proteólise aeróbia das proteínas e ácido nucleicos produzem NH_4^+ , CO_2 , sulfato e água. A proteólise anaeróbia também produz uma variedade de outros compostos, incluindo aminas, ácidos orgânicos, indol, escatol, mercaptanas e sulfeto de hidrogênio. A proteólise é executada por muitas bactérias e fungos, com as bactérias dominantes em ambientes neutros ou alcalinos e os fungos dominantes em ambientes ácidos. As bactérias anaeróbias dominam quando o oxigênio é deficiente e a amonificação ocorre mesmo quando o oxigênio é mantido baixo. A nitrificação declina marcadamente em $\text{pH} < 6,0$ e é negligível em $\text{pH} < 5,0$. Em solos alcalinos com altos teores de sais, a produção de nitrato é retardada porque os nitrificadores são intolerantes à salinidade. Assim que a NH_4^+ é oxidada, o ácido nítrico é formado e o pH decresce, a menos que o ácido nítrico seja rapidamente transformado a nitrito e/ou nitrato (Faulkner e Richardson, 1989). O diagrama do nitrogênio elaborado por Hammer e Knight (1994) e apresentado na Figura 3.2 ilustra bem esses processos.

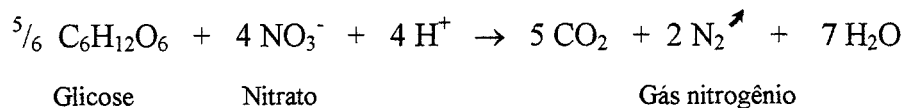
PROCESSAMENTO DE NITROGÊNIO



Fonte: Hammer e Knight, 1994, adaptado de Faulkner e Richardson, 1989.

FIGURA 3.2 - Diagrama simplificado do ciclo de nitrogênio em banhados construídos.

A desnitrificação é a maior etapa de remoção de nitrogênio dos sistemas de banhados e é um mecanismo de remoção terminal de nitrogênio. O processo de desnitrificação é ilustrado pela equação abaixo, onde a glicose é a fonte de energia, o nitrato é o aceptor de elétrons e o gás nitrogênio é o produto final liberado para a atmosfera.



A desnitrificação ocorre rapidamente nos banhados construídos quando suficiente carbono dissolvido está presente. Uma eficiência de remoção de nitrato superior a 95% é possível. Esse processo ocorre nas zonas reduzidas de substrato e na camada senescente (Watson et al., 1989).

A nitrificação e desnitrificação biológica é, em suma, o mais significativo mecanismo de remoção de nitrogênio dos sistemas de banhados construídos. Embora os processos cíclicos

de nitrogênio tenham sido bem documentados por muitos sistemas de banhados, sua importância na remoção geral de nitrogênio é parcamente compreendida, especialmente em banhados para tratamento de águas residuárias (Gale et al., 1993). A nitrificação e a desnitrificação são observadas quando o potencial redox varia de +200 a -400 mV (Reddy e Patrick, 1989).

A profundidade do leito e o tipo de planta pode ter importante influência, pois a nitrificação não ocorrerá em nenhum fluxo abaixo da zona de raízes. A nitrificação pode não ser completada sem alcalinidade adequada. Aproximadamente 7 mg de alcalinidade é requerida para oxidar 1 mg de nitrogênio amoniacal (Watson et al., 1989). As perdas de alcalinidade devida à nitrificação são parcialmente compensadas pela alcalinidade produzida na redução de sulfato e nitrato. Se alcalinidade é necessária, esta pode ser complementada com um substrato calcário. Outros fatores importantes ao processo de nitrificação são:

- a) diminuindo a demanda carbonácea de oxigênio, então a redução no crescimento das nitrificantes pode competir com organismos heterotróficos;
- b) mantendo o pH numa faixa ótima de 7 e 8;
- c) estabelecendo um adequado tempo de retenção (no mínimo 5 dias baseado nos dados disponíveis);
- d) limitando os tóxicos (certos metais pesados e compostos orgânicos inibem os nitrificantes).

Os sistemas que exibem uma alta taxa de remoção de amônia (80 a 94%) são descritos como tendo suficiente tempo de retenção hidráulico (3,9 a 7 dias), disponibilidade suficiente de oxigênio e uma lacuna de biomassa de algas no influente (White, 1989).

Quando a DBO for removida num primeiro estágio de tratamento, as bactérias nitrificantes podem ser mais competitivas, especialmente nas zonas aeróbias insaturadas de entrada. A desnitrificação pode ocorrer na porção saturada de cada célula de tratamento, onde as condições anóxicas predominam. White (1989) propôs uma seqüência para a remoção de nitrogênio:

- a) remoção de DBO carbonácea no primeiro estágio;
- b) remoção primária de nitrogênio amoniacal num segundo estágio, em zona aeróbia e insaturada;
- c) nitrato (e conseqüentemente o nitrogênio total) é removido do sistema (como gás nitrogênio via desnitrificação) na porção saturada (e parcialmente anóxica, ou seja, com deficiência de oxigênio) do segundo estágio do processo.

Como as águas residuárias passam longitudinalmente pelo banhado, a redução da carga orgânica converge a um ponto onde a redução de amônia pode ser iniciada. Quando o carbono orgânico permanece disponível, o nitrato pode ser simultaneamente removido; a alcalinidade total da água residuária e o ambiente local interno do banhado são mantidos nominalmente neutros (Wood, 1995). A remoção de nitrato depende da ausência de oxigênio e de um bom contato entre a água residuária e o solo. Se todo o nitrato é removido, sulfetos indesejáveis serão formados.

A atividade da nitrificação pode ser limitada por várias circunstâncias, tais como a toxicidade do efluente, a deficiência de oxigênio, a programação ineficiente de enchimento e esvaziamento, a ausência de superfícies adequadas para troca iônica de NH_4^+ e para os nitrificantes e a deficiência de fósforo. As bactérias nitrificantes necessitam de superfícies para fixação. A *Typha* domina os banhados e pode ser um dos menos propícios ambientes para as nitrificadoras, devido ao seu matagal e seus caules não ramificados (Witgren e Tobiasson, apud Hammer 1989). É importante, então, pensar em associação com outras espécies, se o principal objetivo do banhado construído for a remoção de nitrogênio

O nível de nitrogênio amoniacal da oxidação varia significativamente em função das algas e bactérias. Como a população fitoplâncton cresce, a amônia é absorvida pelas plantas. Como a zooplâncton reduz a população e excreta amônia como subproduto, os níveis aumentam novamente. Conclui-se que a remoção de nitrogênio em banhados de fluxo subsuperficial é relativamente consistente como função da temperatura, densidade da planta e carga de nitrogênio (Gearheart, 1992).

Os banhados projetados para remoção de DBO de esgoto doméstico sedimentado raramente oxidam amônia a nitrato (Findlater, 1990 e Hiley, 1990, apud Hiley, 1995). Há evidência de que o processo acontece quando a DBO é baixa talvez devido a melhor disponibilidade de oxigênio. As bactérias que oxidam amônia não competem bem com as bactérias oxidantes de matéria orgânica em tratamentos convencionais, necessitando mais tempo, espaço e oxigênio para desenvolver populações competitivas. É necessário 4,3 g de oxigênio para transformar 1 g de amônia em nitrato, comparado com cerca de 1g de oxigênio para oxidar 1 g de DBO. Portanto, um esgoto doméstico normal com 40 mg/l de amônia e 150 mg/l de DBO irá necessitar duas vezes mais área de terra para proporcionar oxigênio suficiente para tratar ambas as substâncias. Em alguns sistemas subsuperficiais (Brix e Schierup, 1988, apud Hiley, 1995) a taxa de nitrificação observada aumentou após 3 - 4 estações de crescimentos.

Kadlec (1998) observou, também, que a nitrificação como pré-tratamento é frequentemente mais eficiente no verão do que no inverno, sendo que o mínimo de amônia é coincidente com o máximo de nitrato. Vymazal (1996) mostrou que, na análise da biomassa de *Typha latifolia*, a planta contém entre 0,51% a 2,94% de nitrogênio, o que corresponde a um máximo de 294 kg de N/ha absorvido pela planta (considerando-se uma produção média de biomassa seca de 1000 kg/ha), o que ocorre nos grandes períodos de crescimento da planta (primavera/verão).

3.6.3.2 Fósforo

A principal fonte de fosfato nas águas é a erosão do solo enquanto que a principal fonte de nitrogênio são as águas pluviais, o que explica que águas em regiões secas tendem a possuir menor razão N/P do que as de clima úmido (Horne, 1995).

Tanto os processos bióticos como abióticos regulam a remoção de fósforo nos banhados. Os processos bióticos incluem: a) absorção pela vegetação (macrófitas), perifiton e micróbios; b) mineralização das folhas mortas das plantas e do fósforo orgânico do solo. Os processos abióticos incluem: a) sedimentação e deposição; b) adsorção e precipitação de uma variedade de sais de fosfato inorgânicos em alto pH; c) processos de troca entre o solo e a camada inferior da coluna d'água. (Faulkner e Richardson, 1989; Thomas et al., 1989; Guardo e Tomasello, 1995; Horne, 1995; Drizo, 1997).

Essas reações são intensificadas pela natureza alcalina da água residuária, condições aeróbias e bacia de argila sobre a qual os banhados são construídos. A absorção pelas plantas é mais lenta e ocorre apenas se o fósforo está na forma solúvel e se ele está prontamente disponível para absorção a partir da água intersticial do solo (Martin e Johnson, 1989). O fósforo que é utilizado pelas algas ou macrófitas será liberado durante as mortes sazonais.

O fósforo inorgânico descarregado nos banhados ou resultantes da mineralização do fósforo orgânico, pode ser retido pelos oxihidróxidos de ferro e alumínio em solos ácidos e pelos minerais de cálcio em solos alcalinos. Em solos dominados pelos óxidos de ferro, o fósforo pode ser prontamente imobilizado através da sorção e precipitação pelo oxihidróxido férrico e também pela formação de fosfato férrico nas zonas oxidadas da interface solo-água. Em sistemas calcáreos, o fósforo pode ser precipitado como um mineral ligado ao cálcio, especialmente quando o pH do efluente é alterado diurnamente pelas atividades fotossintéticas das algas. A taxa de adsorção é controlada pelo pH do solo, pelo potencial redox, pela área da superfície adsortiva (ferro ativo e carbonato de alumínio ou cálcio) e pela temperatura. Esses

parâmetros podem ser usados como indicadores para avaliar a capacidade de retenção de fósforo nos solos de banhados (Reddy e D'Angelo, 1997).

A dinâmica do fósforo nos esgotos e nos sistemas de tratamento de esgotos são complexas e pouco compreendidas. Mas os ciclos de fósforo são muito mais simples que os do nitrogênio pois não apresenta fase gasosa ou conversão microbiana entre as formas inorgânicas. Em geral, o fósforo está presente em solução como ortofosfato, como polifosfatos e compostos organofosforados. A precipitação de compostos de fósforo insolúveis (fosfatos de cálcio, alumínio e ferro) é dependente do pH e dos níveis de oxigênio , entre outros fatores.

Moustafa (1996) encontrou que a maior captura para o fósforo no seu sítio foi o sedimento, e uma absorção continuada de fósforo foi dependente da produção de turfa e absorção do solo. Tanner et al. (1995b) relataram que o elevado potencial redox e os níveis de substâncias húmicas derivadas das plantas no sistema de raízes podem ter aumentado os sedimentos de fósforo por sorção e co-precipitação com elementos eletro-reativos tais como o ferro ou aumentado a quantidade de fósforo ligado à colônia microbiana.

O fósforo interage fortemente com o solo do banhado construído e sua biota, o que proporciona tanto sua estocagem a curto como a longo prazo. A absorção do solo pode propiciar uma remoção inicial, mas se torna reversível quando saturado. Por algumas condições antecedentes do solo, pode eventualmente haver uma liberação inicial de fósforo. Macrófitas como *Typha* e outras seguem um fluxo de ciclagem entre crescimento, morte e decomposição, retornando a maioria da absorção microbiana via lixiviação, mas em uma escala de tempo mais lenta de meses ou anos. Os resíduos detritais do ciclo das macrófitas também contribuem para a estocagem a longo prazo em solos aderidos (Kadlec, 1997).

Altas concentrações de fósforo em águas residuárias resulta em mais biomassa, mas há um limite óbvio para a quantidade de biomassa que pode fisicamente ocupar um metro quadrado da superfície do banhado. O valor de 8.800 g/m² dá uma boa medida (Kadlec, 1997). Nos banhados, o fósforo é acumulado nas plantas e nos sedimentos, até que ambos estejam saturados. A quantidade máxima de fósforo que as plantas podem remover de um efluente doméstico é 0,3 ton/ha.ano, mas a maior quantidade está nas raízes e no material morto. Então, cerca de 7% do fósforo (0,025 – 0,012 ton/ha.ano) é removível pela colheita da biomassa (Howard-Williams, 1985 apud Hiley, 1995).

3.6.4 OXIGÊNIO

As plantas de banhado geralmente crescem em substratos pobres em oxigênio. Apesar de sua capacidade de respiração anaeróbia a curto prazo, elas crescem melhor quando o oxigênio é disponível para a respiração. Muitas plantas de banhado possuem um extensivo sistema interno lacunar que pode ocupar até 70% do volume total da planta. Isso levou alguns pesquisadores a teorizarem que as plantas de banhado podem satisfazer suas necessidades de oxigênio através do transporte do oxigênio dentro do sistema lacunar (Guntenspergen et al., 1989).

As plantas vasculares emergentes tem adaptações especiais que possibilitam o transporte de oxigênio para dentro de suas raízes, as quais penetram primariamente nos sedimentos anaeróbios. Essas superfícies das raízes oxigenadas proporcionam uma delgada interface na qual ocorrem numerosos processos químicos e biológicos essenciais (Martin e Johnson, 1989).

A capacidade das plantas de banhados de manterem um fornecimento de oxigênio às raízes para criar um ambiente localmente aeróbio e para lidar com os produtos da respiração anaeróbica das raízes, capacita-as a viverem em sedimentos anóxicos/anaeróbios. De acordo com Kickuth (1984, apud Hiley, 1995), os processos das zonas de raízes dependiam do oxigênio liberado dos rizomas na rizofera mas Armstrong et al. (1988, apud Hiley, 1995) descobriram que verdadeiramente pouco oxigênio é liberado. A pequena quantidade de oxigênio excedente varia com as espécies e podem influenciar a profundidade no qual as raízes podem crescer em solos anaeróbios (Brix et al., 1992, apud Hiley, 1995).

O transporte interno de oxigênio nas plantas de banhados pode ocorrer pela difusão molecular passiva seguida de gradiente de concentração nos sistemas lacunais e pelo fluxo convectivo (bulk flow) do ar através dos espaços gasosos internos das plantas. Em muitas espécies de banhados a convecção tem um importante papel na aeração dos tecidos abaixo do solo. A convecção pode ser dirigida pelas diferenças de temperatura e de pressão de vapor da água entre a parte interna do tecido da planta e o ar circundante, baseando-se em dois processos puramente físicos conhecidos como transpiração térmica e pressurização umidade-induzida. O ar obtido da atmosfera em uma parte da planta é ventilado aos rizomas e devolvidos para a atmosfera através de outra parte da planta. Um exemplo desse transporte pode ser visto em Brix (1994:72).

Os 3,8 g O₂/m².dia que o banhado obtém diretamente da atmosfera (Brix e Schierup, 1990, apud Hiley, 1995) é suficiente para permitir a oxidação biológica de cerca de 2 a 4 g de DBO₅ /m².d, dependendo da quantidade de lodo acumulado que também respira. Então a remoção de DBO₅ observada nos banhados pode aproximadamente ser avaliada pelo oxigênio obtido através da superfície da água. Existem outras e menores fontes de oxigênio, tais como nitrato e gás dissolvido no esgoto alimentado ao sistema.

3.6.5 MATÉRIA ORGÂNICA

3.6.5.1 Demanda bioquímica de oxigênio - DBO₅

A DBO₅ é a medida do consumo de oxigênio em um dado sistema aquático principalmente como resultado de processos biogeoquímicos dos microrganismos nesse sistema. Altos valores de DBO₅ na água residuária podem resultar na depleção de oxigênio nas águas do corpo receptor nas quais o efluente é lançado (Gearheart, 1992). Os banhados construídos têm a capacidade de processar cargas orgânicas de choque com pouco ou nenhum efeito sobre a qualidade do efluente. Essa capacidade, aliada à recuperação sem qualquer processo externo de controle, é uma importante característica desses sistemas.

Os processos de degradação anaeróbia são relativamente lentos nas temperaturas baixas como o inverno inglês e a matéria orgânica então acumula no sistema, colmatando os poros da matriz de brita conduzindo ao extravasamento do fluxo de efluente e provocando um curto circuito na zona de tratamento. A estabilização e mineralização da matéria orgânica é mais eficiente em altas temperaturas de efluente (William et al., apud Hammer, 1989). Portanto, como o Brasil é um país de temperatura ambiente média superior à Inglaterra, a remoção de matéria orgânica por processos de banhados construídos tem grande possibilidade de ser muito eficiente.

Mas Vymazal (1998) relata que tanto as bactérias aeróbias como as anaeróbias degradam compostos orgânicos na rizosfera de leitos vegetados e suas experiências na República Tcheca indicam que a remoção de DBO₅ não é dependente da diferença entre as temperaturas do meio externo e interno ao banhado e se mantém ao longo do ano, contradizendo assim a experiência de William (apud Hammer, 1989).

Na experiência de Thomas et al. (1995) foi encontrado que como a remoção da DBO é realizada sob condições aeróbias, é razoável admitir que a eficiência superior obtida na célula

de controle foi devida à presença de oxigênio nos vazios que compõem o meio cascalhoso. Os autores também obtiveram resultados em que as taxas de remoção de sólidos suspensos teve melhor desempenho com as macrófitas crescidas (maduras).

Já Hiley (1995) afirma que a remoção de DBO não se dá pelas plantas mas principalmente pela quebra aeróbia da matéria orgânica. Os banhados construídos são limitados em oxigênio e o crescimento bacteriano no solo usa oxigênio da atmosfera e do nitrato do efluente.

Na experiência de Tanner e Sukias (1995) os níveis elevados de matéria orgânica nos banhados construídos ocorreram principalmente na superfície (a 100 mm de profundidade do substrato) e próximos à entrada, onde a densa massa de raízes promoveu o aumento da filtração de sólidos e sua retenção, quando comparados aos meios não plantados. A acumulação média de matéria orgânica nos banhados plantados representaram entre 58 e 82% do total entrante de águas residuárias e plantas, sugerindo um decaimento de 20 a 40% da entrada de orgânicos. A acumulação de sólidos orgânicos e inorgânicos durante o primeiro ano de operação pode ter um significativo impacto sobre o tempo de retenção hidráulico dos banhados com leitos de brita .

3.6.5.2 Demanda química de oxigênio - DQO

A estequiometria da reação de desnitrificação (ver item 3.6.3.1, p. 40) fornece que 2,86 g de DQO é consumida para cada grama de $\text{NO}_3\text{-N}$ reduzido a N_2 . A DQO adicional é assimilada dentro das células da biomassa pelos organismos desnitrificantes, mas a quantidade líquida assimilada no banhado é provavelmente negligenciada devido à respiração endógena das células e um alto tempo de residência médio da célula no banhado.

A matéria orgânica da planta contribui no mínimo com 25% da DQO consumida pela denitrificação (van Oostrom, 1994).

3.6.6 POTENCIAL HIDROGENIÔNICO - pH

Nos experimentos de Gearheart et al. (1992), a média mensal de pH nas células foi de 5,8 a 6,8. Caracteristicamente, o pH baixo e constante está relacionado à decomposição dos detritos, produzindo metabólicos ácidos orgânicos. Mantendo-se vegetada a última porção da célula, haverá um efluente de saída com menores valores de DBO_5 e SS.

Sistemas com *Typha* e espécies mistas tendem a aumentar o pH da entrada para a saída. A média do pH afluente de 20 sistemas identificados para águas de minas é de 4,9 e o

pH efluente é de 6,0 (Watson et al., 1989). A mudança de pH dentro de um banhado pode ser causado por vários mecanismos. Alguns deles abaixam, outros elevam. Ambos os tipos podem ocorrer dentro do banhado. Um importante mecanismo de geração de acidez é a produção de ácidos húmicos, muitos deles ácidos orgânicos. A formação de CO₂ e de suas formas solúveis (carbonatos e bicarbonatos) irá aumentar a acidez. Essas espécies carbônicas são geradas pela oxidação de substâncias orgânicas. Por outro lado, os banhados construídos são ecossistemas largamente redutores. A redução de nitrato e sulfato resulta na produção de alcalinidade. A remoção de CO₂ aumenta o pH e altera as formas de alcalinidade, mas não seus valores. Isso é comum em sistemas dominados por algas, tais como lagoas ricas em nutrientes, mas uma reversão ocorre à noite (Watson et al., 1989).

3.6.7 METAIS

Mungur et al. (1997) realizaram uma experiência piloto para verificar a eficiência na remoção dos metais chumbo, cobre e zinco para várias plantas de banhados, dentre elas a *Typha latifolia*. O trabalho registrou eficiência entre 81,7% a 91,8% para o cobre, 75,8% a 95,3% para o chumbo e 82,8% a 90,4% para o zinco, à diferentes concentrações de entrada (1,5 mg/l a 10 mg/l). Interessante foi observar que, ao aplicar uma carga de choque (20 mg/l), o sistema conseguiu reter esses metais, indicando que a eficiência de remoção aumenta com o aumento da concentração de entrada. É necessário, então, descobrir qual o limite de carga permissível sem saturar o sistema. Nas observações dos autores, eles apresentam que a quantidade de absorção dos metais não é uniforme dentro do banhado e afirmam que essa absorção é dependente das características de escoamento da célula.

Segundo Crowder e St.-Cyr (1991, apud Mungur et al., 1997), a *Typha latifolia* é conhecida por formar uma placa de óxidos férricos sobre suas raízes. Isso pode explicar a grande concentração de zinco sobre suas raízes, pois essa placa diminui o transporte de zinco para os tecidos aéreos mas não reduz a sua absorção na raiz, concentrando-o ali. Esse comportamento também é válido para o cobre e o zinco, mostrando a importância da rede de raízes da *Typha* para estocar metais-traços. A Tabela 3.5 foi sintetizada para as informações da *Typha latifolia* a partir dos experimentos de Mungur et al. (1997), mostrando a acumulação dos três metais estudados. Esses autores também apresentam sugestões de que as macrófitas plantadas em áreas de menor fluxo acumulam maiores níveis de metais devido ao aumento do tempo de contato entre a macrófita e a água residuária.

TABELA 3.5 - Absorção de metais traços em *Typha latifolia*.

	Cobre total	Chumbo total	Zinco total
Acumulação total de metais nos tecidos subsuperficiais (μg)	14.168,7	4.908,8	18.329,3
Maior carga de metais acumulada no tecido subsuperficial (μg)	8.739	3.491	11.084

(Adaptado de Mungur et al., 1997)

3.7 DRENAGEM URBANA

Os banhados são uma parte essencial da natureza do sistema de gerenciamento das águas pluviais. Dentre as importantes funções dos banhados incluem-se transporte e estocagem da água de chuva, o que amortece os efeitos da inundação, redução do fluxo de cheia e velocidade das águas pluviais, reduzindo a erosão e aumentando a sedimentação, além de modificar os poluentes tipicamente carregados pelas águas. Dessa maneira, há um grande interesse pela incorporação de banhados naturais (especialmente banhados que tenham sido previamente drenado) ou banhados construídos nos sistemas de gerenciamento de águas de chuvas. Esse conceito proporciona uma oportunidade para usar - e não abusar - um sistema natural para mitigar os efeitos de escoamento associado à urbanização. Além disso, com o uso de banhados para gerenciamento de águas pluviais, os banhados drenados podem ser revitalizados, e proprietários de terras e fomentadores têm um incentivo para preservar ou recuperar banhados (Livingston, 1989).

Os banhados podem remover grande quantidade de nutrientes e sólidos suspensos da água superficial fluindo por eles. Devido a concentrações de poluentes e as taxas de cargas serem razoavelmente constantes e previsíveis para águas residuárias, os critérios de projetos e a eficiência de tratamento para esses tipos de banhados são razoavelmente bem estabelecidos. Entretanto, poucos dados são disponíveis para determinar a eficiência de tratamento de banhados sujeitos a baixos níveis e águas de drenagem pluvial.

A retenção de nutrientes pode ser apenas temporária e, ao longo do tempo, algumas dessas funções podem quebrar e o sistema se tornará uma fonte de contaminantes pela

liberação dos materiais armazenados. Muito da dificuldade no cálculo do balanço de nutrientes dos banhados advém da sua complexa hidrologia. A chuva, por exemplo, pode se tornar uma fonte de nutrientes e outras substâncias quase sempre não consideradas nos projetos.

Tanto as vazões de esgotos como as águas de chuva de redes pluviais são significativas fontes de poluição. As concentrações médias de DBO₅ nos esgotos combinados de cidades americanas são aproximadamente a metade da concentração do esgoto sanitário bruto. A água de chuva da rede pluvial tem uma concentração média de sólidos que excede as de esgoto não tratado e a DBO₅ é similar a de efluentes que recebem tratamento secundário. Águas de chuva urbanas também contêm alguns materiais tóxicos (chumbo, óleo e outros hidrocarbonetos) em concentrações iguais ou superiores às encontradas em esgoto sanitário. As leis alemãs exigem que 90% de toda a carga de poluição das áreas urbanas devam receber tratamento (Novotny et al., 1987).

A poluição das águas de chuva urbana e a maioria da poluição em fluxos combinados originam as chamadas fontes não-pontuais ou difusas. Em contraste à poluição pontual, essas fontes são difíceis de localizar e quantificar. Além disso, a poluição difusa é um processo hidrológico que segue o caráter estatístico das chuvas e deve ser avaliado de maneira similar (Novotny et al., 1987). Esses autores relacionaram as numerosas fontes de poluição urbana difusa, classificando-as em:

- deposição atmosférica úmida (chuvas urbanas);
- deposição atmosférica: fontes distantes (poeira fugitiva) ou locais (tráfego sobre estradas não pavimentadas, construções, indústrias);
- deposição em camadas (latas, vidros quebrados, resíduos de vegetação, depósitos fecais e resíduos de pequenos animais);
- depósitos de tamanho médio (sujeira de rua);
- emissões de tráfego são responsáveis por alguns poluentes potencialmente tóxicos encontrados no escoamento das rodovias, incluindo chumbo, níquel, cromo, asbestos, cobre, hidrocarbonetos, fósforo e zinco;
- sais de degelo de estradas (aplicados no inverno em taxas de 100-300 kg/km de estrada): contêm bases de cloreto de sódio e de cálcio e aditivos anticorrosivos (cianetos, cromatos e fosfatos).
- erosão de áreas urbanas abertas: as áreas de construção representam a maior fonte de sólidos no escoamento de rodovias, com cargas de sólidos suspensos que variam de 12 a 500 ton/ha x ano.

Os banhados construídos têm tido uma importância considerável como solução viável para tratamento de escoamento de rodovias e drenagem urbana. Para remoção de metais traços (cádmio, cobre, chumbo e zinco) vários trabalhos evidenciaram a proposta de construir um banhado plantado com espécies selecionadas de macrófitas para tratar esses efluentes (Mungur et al., 1997; Scholes et al., 1998a; Scholes et al., 1998 b).

No Reino Unido, por exemplo, as rodovias são projetadas para promover uma rápida remoção hidráulica da superfície de escoamento, normalmente pela descarga direta para cursos d'água próximos. Tais sistemas ignoram as cargas potenciais de poluição geradas pelo escoamento pluvial e seus impactos no corpo receptor. Essas águas estão associadas a níveis de poluentes aos quais são comparáveis aos encontrados no escoamento urbano. É estimado que as águas de drenagem das rodovias podem contribuir com 50% do total de sólidos suspensos, 16% do total de hidrocarbonetos e entre 35 e 75% do total de entrada dos metais nos cursos d'água. Os principais poluentes são sólidos suspensos, metais pesados, hidrocarbonetos e sais de degelo. Os metais traços tais como chumbo, zinco, cobre e cádmio são poluentes particularmente danosos quando das curtas tempestades de verão seguidas de longo período de seca, durante os quais esses poluentes se acumulam sobre a superfície da estrada, nas margens e no sistema de drenagem em si. Chuvas de longa duração têm menos impacto devido a grande diluição de poluentes da drenagem.

As porções solúveis de chumbo, cobre e zinco no escoamento de rodovias têm sido encontradas em valores compreendidos entre 1 e 10%, 20 e 40%, 30 e 50%, respectivamente, do total da composição de metal no afluente. A biodisponibilidade de chumbo é geralmente reduzida devido a alta associação desse metal com formas particuladas, mas um estudo recente nas raízes das plantas mostraram que grandes quantidades de chumbo acumula nas paredes das células das raízes (Mungur et al., 1997). Esse armazenamento de chumbo nas plantas pode passar para a cadeia alimentar de outros organismos. A distribuição das cargas de metais no tecido mostra que as maiores áreas de bioacumulação metálica são as raízes e os rizomas com 57 a 100% do total da carga de metal estocada no tecido durante a estação de crescimento no verão, quando a absorção atinge o ótimo.

Raisin e Mitchell (1995) mostraram que os nutrientes nitrogênio e fósforo dos escoamentos são mobilizados sobre as partículas de solo durante grandes eventos de chuva que ocorrem irregularmente durante o ano. Por isso, o programa de amostragem que não considera esses eventos poderá subestimar as cargas de nutrientes e interpretar erroneamente o efeito de qualquer banhado quanto esses nutrientes. Os autores observaram que a grande

proporção de chuvas e escoamento ocorre no inverno, período em que as macrófitas estão senescentes e liberam nitrogênio e fósforo.

A maior parte dos efeitos da qualidade da água resulta da “primeira descarga”. Nos primeiros estágios de uma chuva, os poluentes acumulados na bacia hidrográfica, principalmente em superfícies impermeáveis tais como ruas ou parques de estacionamento, são descarregados pela chuva e resultam em escoamento. Na Florida, a primeira descarga equivale a 2,5 cm de escoamento, que carrega 90% da carga de poluição daquele evento. O tratamento desse escoamento irá minimizar os efeitos da qualidade da água de chuva e da drenagem urbana (Livingston, 1989). Em seus estudos, o autor encontrou que (1) a remoção de nutrientes varia largamente nos banhados para tratamento de águas pluviais; (2) os fluxos e fatores sazonais influenciam a capacidade de remoção dos poluentes; (3) a remoção é consistentemente melhor para DBO₅, sólidos suspensos e metais pesados.

Os banhados para tratamento de drenagem urbana têm sido desenvolvido apenas recentemente no Reino Unido (Shutes et al., 1997). Se seu desempenho satisfaz os critérios estabelecidos, há um considerável potencial para seu crescimento. A influência de fluxos intermitentes, descargas pluviais e períodos de estiagem sobre o projeto e desempenho dos banhados necessita ser cuidadosamente monitorado e revisto. Estruturas de pré-tratamento são críticas para um desempenho satisfatório e, se a terra é disponível, a inclusão de uma lagoa de pós-tratamento é recomendável. Para a equipe de Shutes, linhas claras necessitam ser estabelecidas sobre o projeto e operação de banhado para tratamento de drenagem urbana a fim de assegurar que seja atingido seu potencial para tratamento da poluição.

Nas experiências de Scholes et al. (1998 a) verificou-se que a carga máxima de zinco, chumbo, cobre, níquel, cádmio e cromo provenientes da drenagem urbana foi registrada na entrada do banhado construído a 22 minutos do evento (chuva) e a correspondente carga máxima de saída, para a maioria dos metais, ocorreu após 73 minutos do evento. Isso sugere que o tempo de retenção para sistemas semelhantes ao testado deve ser aproximadamente 50 minutos, o que resultou nas eficiências de 55% para o zinco, 62% para o chumbo, 85% para o cobre, 77% para o níquel e 63% para o cromo.

4.1 CARACTERIZAÇÃO DO EXPERIMENTO

4.1.1 Sistema de pós-tratamento anaeróbio - Cachoeirinha

O loteamento Parque da Matriz localiza-se no município de Cachoeirinha, pertencente à grande Porto Alegre, e ocupa uma área de 1.370 m² adjacente à rodovia BR 290 (free-way). Os seus efluentes são tratados em uma Estação de Tratamento de Efluentes mantida e operada pela CORSAN - Companhia Riograndense de Saneamento. O esgoto doméstico é ali tratado por um reator anaeróbio de fluxo ascendente (UASB) havendo dois leitos de secagens para descarte periódico dos lodos.

O sistema experimental de banhados construídos foi implantado em 1997 na ETE Parque da Matriz com o intuito de testar essa tecnologia como pós-tratamento de efluentes líquidos tratados por processo anaeróbio. A área reservada para essa experiência foi de 161 m² (Figura 4.1), onde se instalou 12 tanques de lona (piscinas plásticas) de 1.000 litros cada com área nominal de 2,47 m², para simular um banhado construído de fluxo subsuperficial. Cada tanque foi revestido com lona preta e completados com substrato de areia grossa ($\varnothing \geq 1$ mm) suficientes para completar uma camada de 25 cm (1,23 m³), cujos vazios equivalem a 40% (Motta Marques et al., 1998).

A água residuária utilizada no experimento foi o efluente do reator anaeróbico, que era bombeado para uma caixa d'água de 500 litros a partir da canaleta de descarga do reator, permitindo a distribuição contínua aos banhados por um sistema de três bombas peristálticas com tubulação de silicone Masterflex. Tanto a alimentação das três bombas como a de bombeamento para os banhados foram realizadas com mangueiras do tipo cristal de diâmetro de 5 mm.

A entrada do afluente no banhado foi por meio de tubulação de PVC 20mm perfurada e disposta transversalmente no início do banhado. Dessa maneira, a entrada se processou de forma contínua e distribuída ao longo da largura do leito.

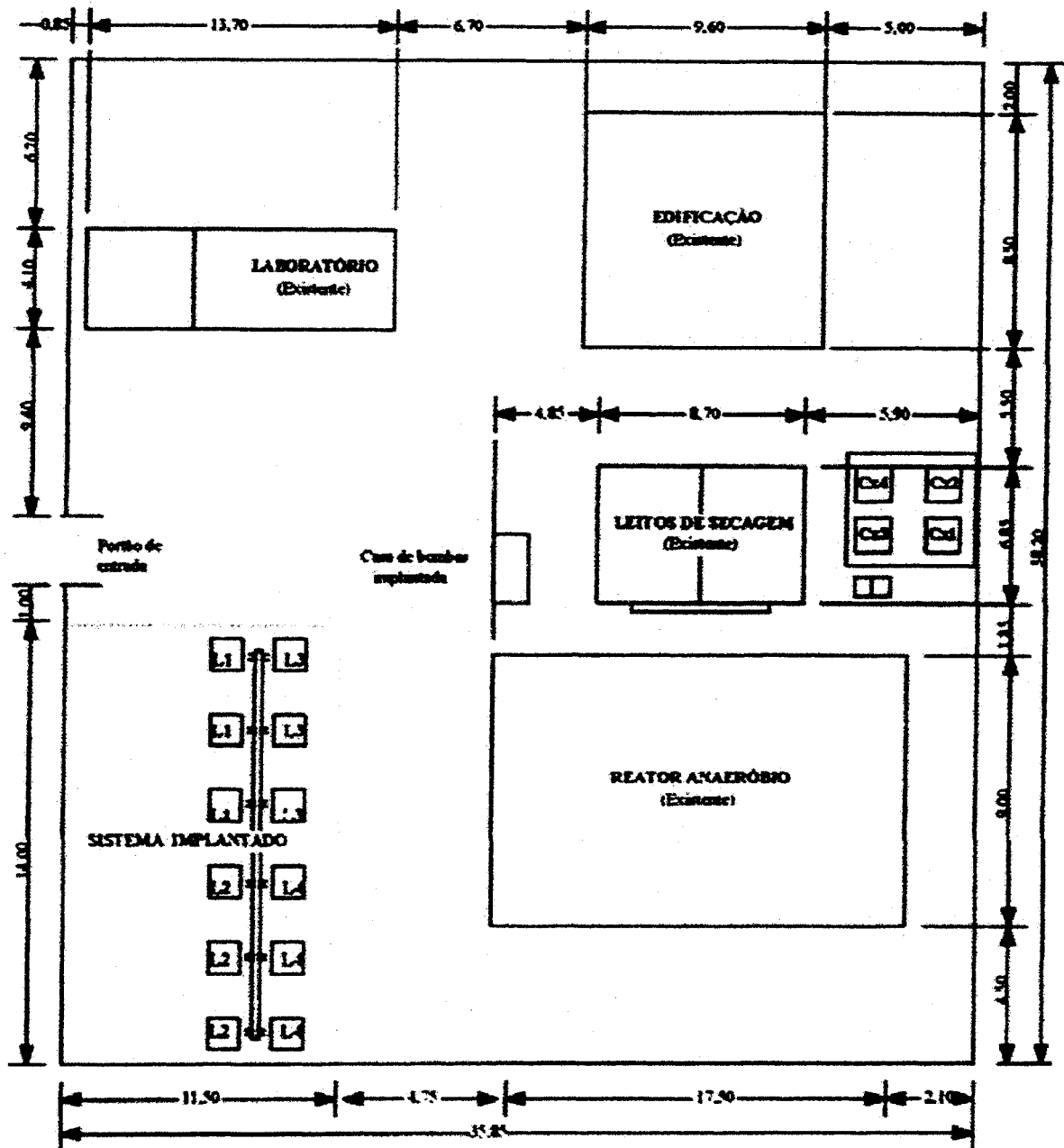


FIGURA 4.1 Lay-out geral do experimento em Cachoeirinha (Motta Marques, 1998).

Os banhados operavam isoladamente, possuindo uma entrada superior e uma saída oposta inferior independentes. A coleta de amostras foi feita em um sistema drenante com peças de PVC 20 mm e regulador do nível.

Os banhados foram instalados em 1997 e as coletas de amostras deram-se a partir de setembro de 1997 e cujos resultados preliminares foram relatados por Motta Marques et al. (1998). Durante o primeiro semestre de 1998 o experimento foi alimentado com baixíssima carga de forma suficiente a manter o sistema funcionando.

Para a execução da segunda fase de experimentos, que se constitui o presente trabalho, ocorrido no segundo semestre de 1998, foi alterada a forma de alimentação, passando a se constituir uma variável resposta.

Em julho de 1998 os indivíduos existentes nos 12 banhados sofreram uma poda geral para remover o excesso de macrófitas mortas, efetuando-se o corte a uma altura de 10 cm do leito. Foram deixados intactos (sem poda) 12 indivíduos por tanque. Em seguida foi implantado o novo sistema contínuo de alimentação através de três bombas peristálticas (Figura 4.2). Esse sistema de alimentação foi implantado progressivamente para evitar cargas de choque iniciais. Inicialmente partiu-se de uma taxa de 2 cm/dia. Em outubro/98 e após os devidos ajustes, a taxa de aplicação superficial estabilizou-se em 3,3 cm/dia e iniciou-se a coleta quinzenal de amostras. Em dezembro/98, a taxa foi aumentada em 50%, passando para 5 cm/dia, valor máximo possível do sistema de bombeamento suportar sem agravar ainda mais os problemas de entupimento. Neste experimento não foi possível atingir o valor esperado de 6,6 cm/dia utilizado no experimento anterior.

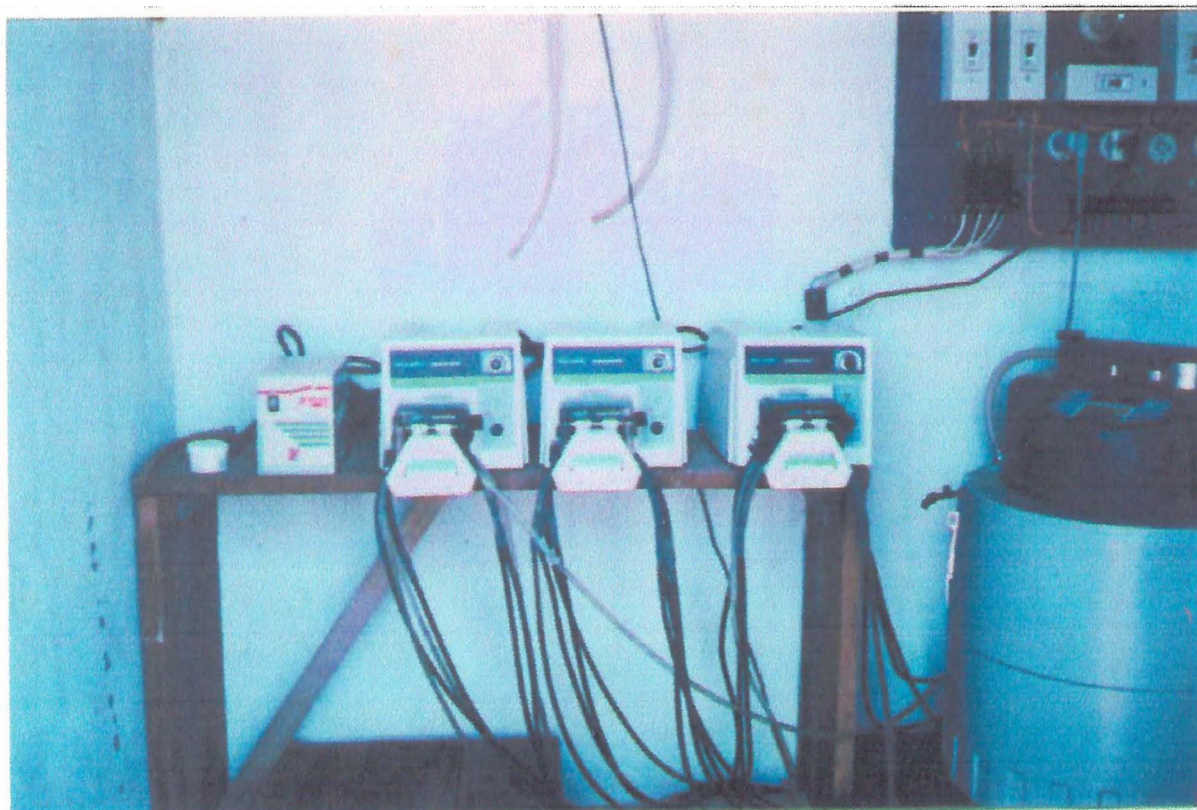


FIGURA 4.2 Sistema de bombas peristálticas em Cachoeirinha.

As coletas quinzenais foram realizadas sempre no período da manhã, com prévio descarte de volume inicial de 300 ml, seguido de acondicionamento das amostras (conservante e refrigeração).

As variáveis analisadas no Laboratório de Saneamento de Instituto de Pesquisas Hidráulicas foram: pH, ORP, turbidez, DQO, sólidos suspensos totais, sólidos suspensos voláteis, ácidos graxos, NTK, amônia, nitrato, nitrito, fósforo total, fosfato, sulfato, metais-traços (cromo, cádmio, chumbo, ferro, manganês, níquel, zinco), potássio, sódio, cálcio e magnésio. As amostras seguiram as recomendações do *Standard Methods for Examination of Water and Wastewater* (1996) e são descritas na Tabela 4.1 a seguir.

TABELA 4.1 Metodologia de análises para Cachoeirinha

PARÂMETRO	METODOLOGIA
pH	Potenciométrico
Potencial oxido redução (μ mhos/	Potenciométrico
Turbidez (NTU)	Turbidimétrico
Ácidos graxos (mg/l)	Cromatografia gasosa
DQO (mg/l)	Oxidação por dicromato com refluxo
SST (mg/l)	Gravimétrico
SSV (mg/l)	Gravimétrico
NTK (mg N/l)	Digestão ácida - macro Kjeldahl
Nitrogênio Amoniacal (mg N/l)	Cromatografia iônica
Nitrato (mg N/l)	Cromatografia iônica
Nitrito (mg N/l)	Cromatografia iônica
Fosfato total (mg P/l)	Método do cloreto estanoso
Fosfato orto (mg P/l)	Cromatografia iônica
Sulfato (mg S/l)	Cromatografia Iônica
Metais (mg/l)	Absorção Atômica

4.1.2 Sistema de drenagem urbana mista – Farroupilha

A barragem da Julieta é responsável pelo abastecimento de parte da água de consumo do município de Farroupilha e apresenta sinais de eutroficação e contaminação por metais.

O sistema piloto de banhados construídos encontra-se no horto municipal, em área próxima à barragem, nos limites urbanos do município e foi totalmente implantado e operado pela Prefeitura Municipal de Farroupilha.

O sistema é composto de 11 piscinas plásticas de 1.000 litros (a 12ª piscina foi inutilizada por atos de vandalismo), com área superficial de 2,47 m², com montagem e preenchimento conforme Motta Marques (1998) adotou em Cachoeirinha (item 4.1.1) e cujas etapas podem ser observadas nas Figuras 4.3 e 4.4 a seguir. O preenchimento foi com areia grossa, com brita nº 3 nos dispositivos de saída para evitar entupimentos. O sistema de alimentação é o gravitacional, com três tanques auxiliares de 1.000 litros que abastecem uma caixa de 250 litros por uma bomba de ½ CV. Esta caixa possui três saídas livres para as piscinas, distribuindo assim o afluente em todo o sistema.

O afluente é obtido através de coleta nos dois arroios principais contribuintes à barragem, sendo que um é caracteristicamente urbano e o outro uma mistura de urbano e industrial. Dois mil litros são carregados três vezes por semana e descarregados nos três reservatórios. A alimentação da caixa de 250 litros é feita três vezes ao dia, inclusive sábados e domingos, com o acionamento manual da bomba de alimentação, perfazendo um total de 750 litros por dia para o sistema. Obtém-se assim uma taxa de aplicação superficial de 2,76 cm/dia para as piscinas.



FIGURA 4.3 Etapa de preparação do projeto piloto: montagem dos acessórios hidráulicos.



FIGURA 4.4 Etapa de preparação do projeto piloto: estrutura de alimentação gravitacional.

A entrada das piscinas foi por tubulação com diâmetro externo de 20 mm perfurada disposta transversalmente, com uma pequena abertura (2 mm) para a entrada do afluente.

Os propágulos de *Typha subulata* foram obtidos adultos na Barragem da CORSAN em Garibaldi, sendo coletados, lavados e seccionados a 50 cm de altura. A coleta, preparação e plantio foram realizados em dois dias do mês de julho/98 (Figura 4.5). Os propágulos de *Zizaniopsis bonariensis* foram obtidos na Estação Recuperadora de Qualidade Ambiental (ERQA) do campus da Agronomia da UFRGS, sendo igualmente coletados e preparados em dois dias do mês de julho/98.

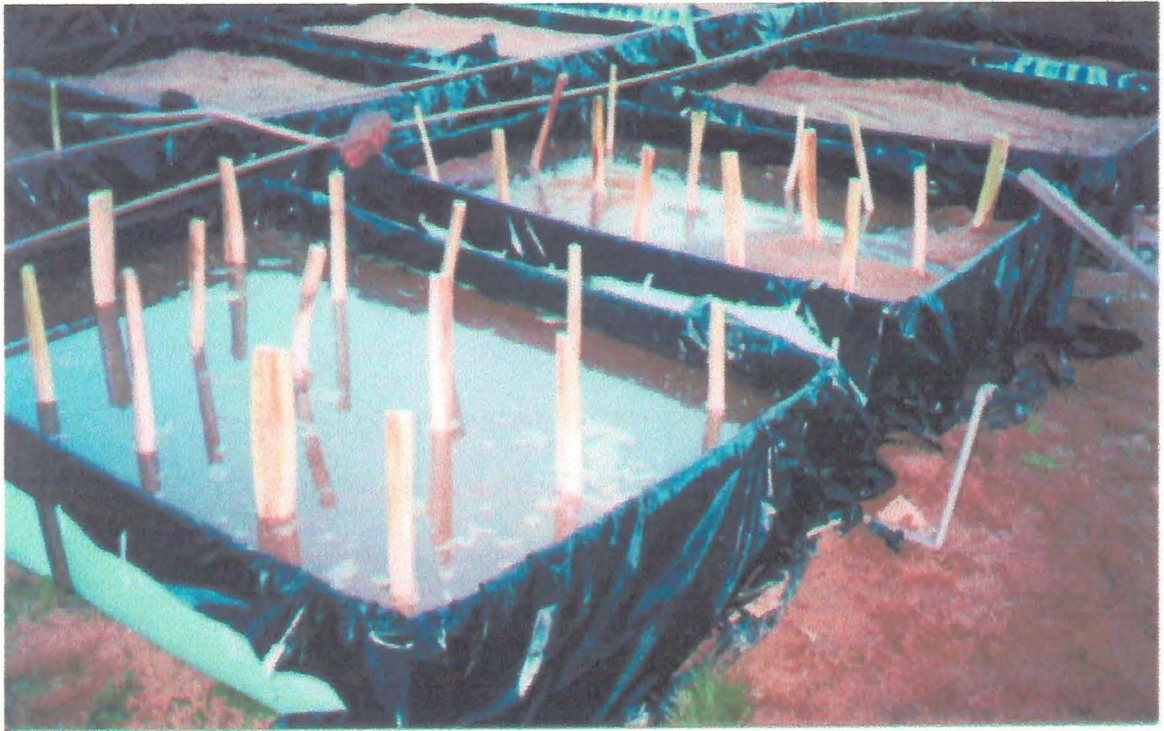


FIGURA 4.5 Plantio das espécies macrófitas nos leitos de banhados construídos.

Inicialmente a alimentação foi através de água de um açude local para verificar a adaptação e a necessidade de substituição de alguns indivíduos. O sistema passou por várias sessões de vandalismo, e somente começou a receber o efluente da drenagem urbana mista no início de outubro/98. A primeira coleta foi em 21/outubro/98 e o projeto teve a duração de 8 meses (até maio/99). As coletas quinzenais foram realizadas sempre às quartas-feiras no período da manhã, com prévio descarte de volume inicial de 300 ml, seguido de acondicionamento das amostras (conservante e refrigeração).

As variáveis analisadas no Laboratório Central da CORSAN – Porto Alegre foram: pH, condutividade, oxigênio dissolvido, DBO₅, DQO, sólidos suspensos totais, sólidos suspensos, sólidos totais, sólidos dissolvidos totais, amônia, nitrato, nitrito, fósforo total, fosfato-orto, sulfato, metais-traços (cromo, cádmio, chumbo, ferro, manganês, níquel, zinco e cobre). A digestão de metais foi realizada no Laboratório de saneamento do IPH. As análises e amostras seguiram as recomendações do *Standard Methods for Water and Wastewater Examination* (1996) e foram apresentadas através de laudos emitidos pela CORSAN. A metodologia adotada está na Tabela 4.2.

TABELA 4.2 Metodologia utilizada nas análises físico-químicas para Farroupilha

PARÂMETRO	METODOLOGIA
pH	Potenciométrico
Condutividade ($\mu\text{mhos/cm}$)	Condutivimétrico
Oxigênio Dissolvido (mgO_2/l)	Colorimétrico de Winkler modificado
DBO ₅ (mgO_2/l)	Colorimétrico de Winkler
DQO (mgO_2/l)	Refluxo aberto de dicromato de potássio
SST (mg/l)	Gravimétrico
SS (mg/l)	Gravimétrico
SDT (mg/l)	Gravimétrico
Nitrogênio Amoniacal (mg N/l)	Colorimétrico de Nessler
Nitrato (mg N/l)	Colorimétrico do salicilato de sódio
Nitrito (mg N/l)	Colorimétrico do ácido sulfanilâmico
Fosfato total (mg P/l)	Colorimétrico do ácido ascórbico
Fosfato orto (mg P/l)	Colorimétrico do ácido ascórbico
Metais (Pb,Cu,Cr,Ni,Zn,Cd,Fe) (mg/l)	Espectrofotometria de absorção atômica
Manganês (mg Mn/l)	Colorimétrico do persulfato

Fonte: Laboratório Central - CORSAN

4.2 Caracterização das espécies utilizadas nos experimentos

Os experimentos utilizaram macrófitas aquáticas emergentes com raiz e com as principais superfícies fotossintéticas projetando-se acima da água permanentemente ou a maior parte do tempo (Odum 1959, apud Giovannini, 1997). As espécies macrófitas aquáticas utilizadas foram *Typha ssp* e *Zizaniopsis bonariensis*.

Dentre as espécies de *Typha*, a *Typha subulata* pertence à família Typhaceae, com nome vulgar taboa. Ocorre no sul do Brasil, sendo facilmente encontrada em Porto Alegre, Rio Grande (Giovannini, 1997) e Serra do Nordeste (observação pessoal).

Trata-se de planta perene, com crescimento de até dois metros de altura, apresenta reprodução vegetativa, com os rizomas formando uma complexa rede subterrânea que originam brotos. Estes têm sua emergência de forma contínua mas ocorre com maior intensidade no início de outono, final de outono e início de primavera (Giovannini, 1997).

A espécie *Zizaniopsis bonariensis* é possível de ser encontrada em banhados do sul do Brasil, além do Uruguai e Argentina. Pertence à família Poaceae, subfamília Bambusoidea, com nome vulgar de palha ou espadana. Trata-se de planta perene e rizomatosa, atinge até 3,5 metros de altura, com rede de raízes subterrâneas e brotos muito pontiagudos.

No experimento inicial de Cachoeirinha foram utilizados 16 propágulos por m² de leito, em espaçamentos de 20 cm, cujo processo de coleta dos indivíduos e implantação dos mesmos no experimento foram descritos por Motta Marques et al. (1998). Na ocasião de retomada do experimento, não foi realizada nenhuma modificação no sistema radicular, apenas realizando-se a poda descrita no item 4.1.1.

No experimento de Farroupilha, foram utilizadas densidades diferentes de propágulos: 16 prop/m² e 10 prop/m², com espaçamentos de 15 a 20 cm entre eles. Todos os propágulos sofreram a limpeza e a poda descrita no item 4.1.1.

4.3 Delineamento experimental

4.3.1 Cachoeirinha

O delineamento experimental aplicado foi o de blocos completamente casualizados, tendo como fatores a espécie de macrófita em quatro níveis (1) mistura *Typha subulata* e *Zizaniopsis bonariensis*, (2) *Zizaniopsis bonariensis*, (3) Controle, (4) *Typha subulata* e a Carga Hidráulica Aplicada (3,3 cm/dia e 5 cm/dia). Cada bloco foi repetido três vezes. Os blocos receberam a denominação de SP1 para sistemas com *Zizaniopsis bonariensis*, SP2 para a mistura das espécies, SP3 para sistemas com *Typha* somente e SP4 para o controle.

4.3.2 Farroupilha

Também foi utilizado o delineamento casualizado, sendo que os fatores considerados foram a espécie e a densidade de macrófitas: (1) TT para *Typha subulata* com 16 prop/m², (2) T para *Typha subulata* com 10 prop/m², (3) TZ para a mistura *Typha* e *Zizaniopsis* com 10 prop/m² e (4) V para o controle. Cada sistema foi repetido três vezes, sendo que houve o abandono de um controle.

4.3.3 Fator espécie de macrófita

As espécies já estavam em senescência com a retomada do experimento em Cachoeirinha. Foi necessário, então, uma poda a 10 cm da base com o intuito de remover a biomassa morta que estava sobre o leito e também para uniformizar o novo procedimento

experimental. Em Farroupilha, as espécies foram podadas a 50 cm da base e cerca de 10 cm de rizoma original foi mantido, sendo todas implantadas em mesmas condições estruturais.

4.3.4 Fator Carga Hidráulica Aplicada

A carga hidráulica é um fator importante em Cachoeirinha, sendo utilizado uma carga de partida de 2 cm/dia, que foi alterada para 3,3 cm/dia logo no primeiro mês de operação e iniciada as coletas. Após 45 dias de operação, nova alteração na carga, passando para 5 cm/dia, que foi monitorada por mais 45 dias.

Em Farroupilha, foi utilizada a carga hidráulica única de 2,76 cm/dia, uma vez que este parâmetro não será avaliado como fator.

4.4 Coleta e organização dos Dados

4.4.1 Cachoeirinha

As variáveis respostas foram lidas no período de outubro de 1998 a janeiro de 1999, com intervalos de quinze dias.

Os dados foram armazenados em planilhas identificadas pela data de coleta, carga aplicada e identificação dos leitos (L1A, LIB, LIC, L2A, L2B, L2C, L3A, L3B, L3C, L4A, L4B, L4C), além da identificação do afluente ao sistema com a letra E (Ver a disposição dos leitos na Figura 4.1).

4.4.2 Farroupilha

As variáveis respostas que serão apresentadas estatisticamente neste trabalho foram lidas no período de outubro de 1998 a janeiro de 1999, com intervalos de quinze dias. Já a análise qualitativa envolve todo o período de execução do trabalho, desde sua fase inicial (outubro 98 a maio 99).

Os dados foram armazenados em planilhas identificadas pela data de coleta, carga aplicada e identificação dos leitos (2, 3, 4, 5, 6, 7, 8, 9, 10, 11, 12) além da identificação do afluente ao sistema com o número 13. Os sistemas TT são representados pelos leitos 2, 8 e 10. Os sistemas T , pelos leitos 3, 6 e 12 . Os sistemas TZ , pelos leitos 5, 7 e 11. Já os leitos controles são identificados pelos números 4 e 9 (o leito controle 1 foi abandonado). A disposição geral dos leitos é mostrada na Figura 4.6 a seguir.

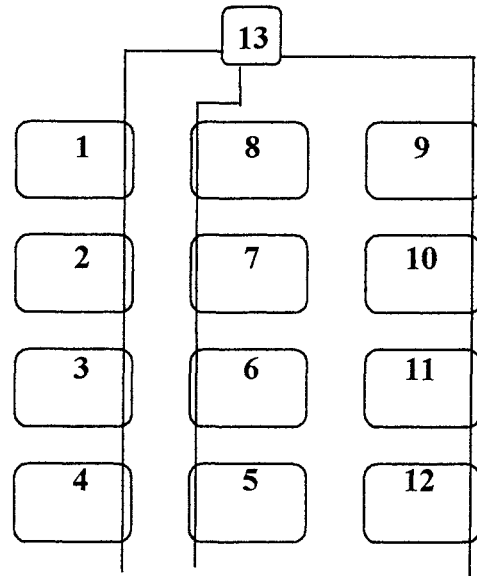


FIGURA 4.6 Disposição geral dos leitos.

Legenda: TT: 2, 8 e 10; T: 3, 6 e 12; TZ: 5, 7 e 11; V: 4 e 9; Entrada: 13.

4.5 Análise Estatística

A análise dos dados das variáveis respostas foi através da Análise da Variância (ANOVA) e teste F ($P < 0,05$). Esse método foi desenvolvido por Ronald A. Fisher (1880-1962), estatístico inglês, e trata-se do teste da hipótese de que vários grupos diferentes têm todos a mesma média, revelando se existe diferença significativa entre médias de diferentes tratamentos ou se a dispersão observada é devida unicamente ao acaso. F é chamado de "razão de variância", indicado pela razão entre médias (tratamento) e dentro das amostras (erro). P indica o nível de significância. Para este trabalho utilizou-se $P < 0,05$, o que significa que há 5 chances em 100 da hipótese ser rejeitada. Ou seja, há uma confiança de cerca de 95% de que se tome uma decisão acertada. O software Genstat-5 for Windows foi utilizado neste experimento, que fornece a probabilidade (P-valor) do valor t da distribuição teórica ser maior que o valor obtido. Então, toda vez que esse valor P for menor do que o nível de significância estabelecido, rejeita-se a hipótese de que as médias são iguais e elas terão, então, diferenças significativas (Vieira, 1999). Para a comparação das espécies individualmente foi utilizado a diferença mínima significativa (DMS) de médias (Cohcran & Cox, 1974, apud Giovannini, 1997), onde toda vez que o valor absoluto da diferenças entre duas médias é igual ou maior que a DMS, as médias são consideradas estatisticamente diferentes, ao nível de significância estabelecido.

Para cada variável resposta foi calculado o percentual de remoção, bem como as relações significativas entre os fatores considerados para cada experimento.

Em função da complexidade dos sistemas de banhados construídos torna-se inviável esgotar todas as interrelações possíveis entre as mais de duas dezenas de variáveis analisadas, tanto em Cachoeirinha, como em Farroupilha. Portanto, os resultados gerais de eficiência para os dois sistemas serão apresentados em tabelas únicas, enquanto que algumas variáveis consideradas significativas serão apresentadas mais detalhadamente.

Outra observação a ser feita é que o sistema de Cachoeirinha está sendo analisado na sua segunda fase de projeto, sendo que a sua fase de implantação, considerada por muitos autores como sendo a mais crítica, já foi descrita por Motta Marques et al. (1998). Já Farroupilha encontra-se em fase de implantação, sujeita a resultados discrepantes e fenômenos ainda não totalmente esclarecidos, o que é característico desses sistemas.

5.1 Demanda química de oxigênio

Esta variável é muito representativa, pois indica as necessidades de oxigênio para a oxidação de substâncias químicas diversas. A diferença principal em relação aos dois sistemas (Figura 5.1) está na carga de DQO presente na entrada do sistema, muito maior quando se trata de efluentes de origem secundária: para sistemas SP adotados em Cachoeirinha a DQO média de entrada está acima de 200 mg/l, enquanto que o sistema de drenagem urbana raramente atinge valores superiores a 100 mg/l.

O fator carga pode ser observado no gráfico de Cachoeirinha como sendo de 3,3 cm/dia para as três primeiras amostragens e 5 cm/dia para as três subsequentes, o que não provocou variações bruscas. Desta maneira comprova-se a capacidade desses sistemas de amortizarem cargas de choques. Importante notar que o controle apresentou o melhor desempenho em termos de remoção de DQO, explicado em função dos espaços entre os grãos de areia que facilitam a sedimentação.

Já em Farroupilha, os sistemas apresentaram desempenho semelhante e absorveram variações de entrada sem alterar a tendência de remoção, com valores de DQO abaixo de 40 mg/l.

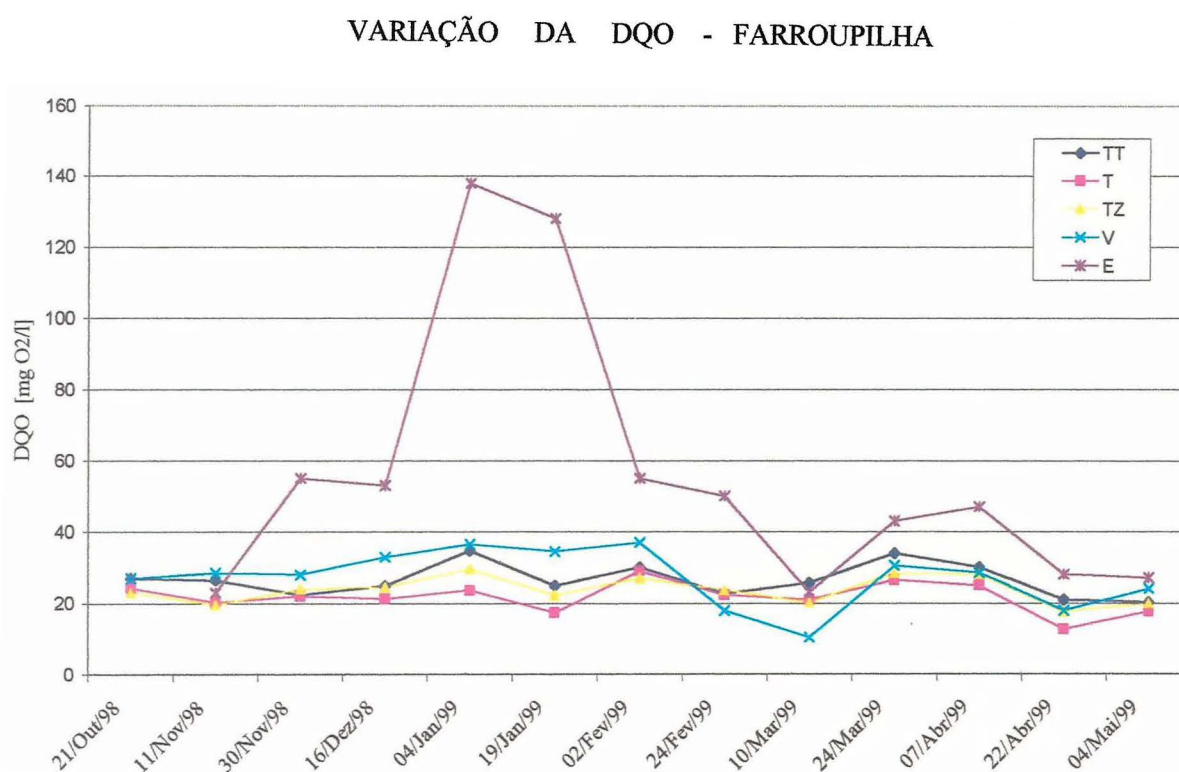
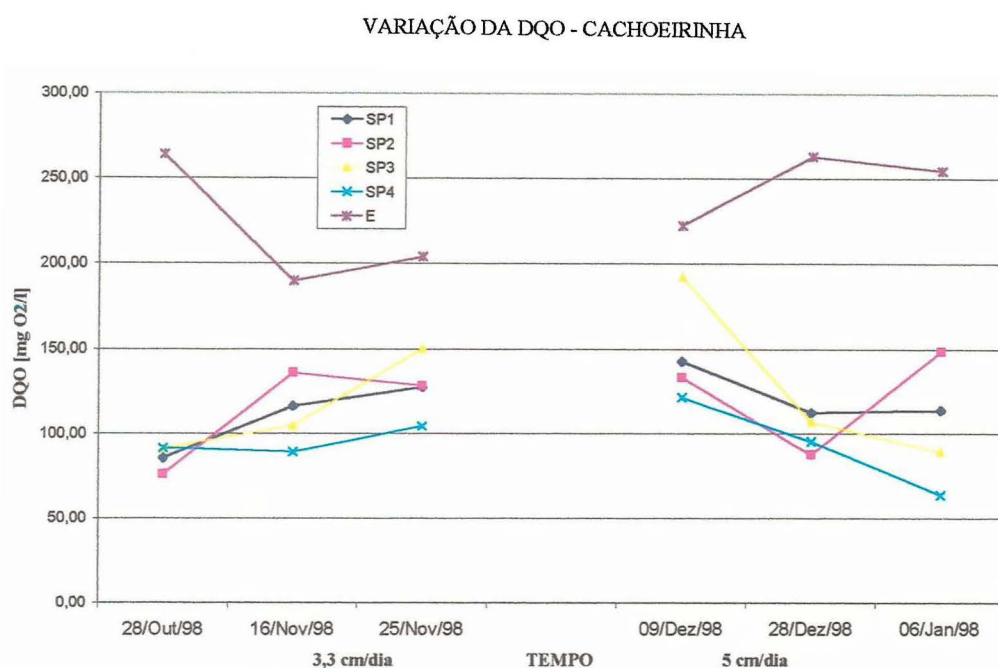


FIGURA 5.1 Variação da DQO para sistemas de Cachoeirinha (acima) e sistemas de Farroupilha (abaixo). (E: Entrada)

(SP1: *Zizaniopsis bonariensis*; SP2: Mistura *Typha* + *Zizaniopsis*; SP3: *Typha*; SP4: controle)

(TT: *Typha* 16 prop/m²; T: *Typha* 10 prop/m²; TZ: Mistura *Typha* + *Zizaniopsis* 10 prop/m²; V: controle)

a) P de F: 0,961

b) P de F: 0,357

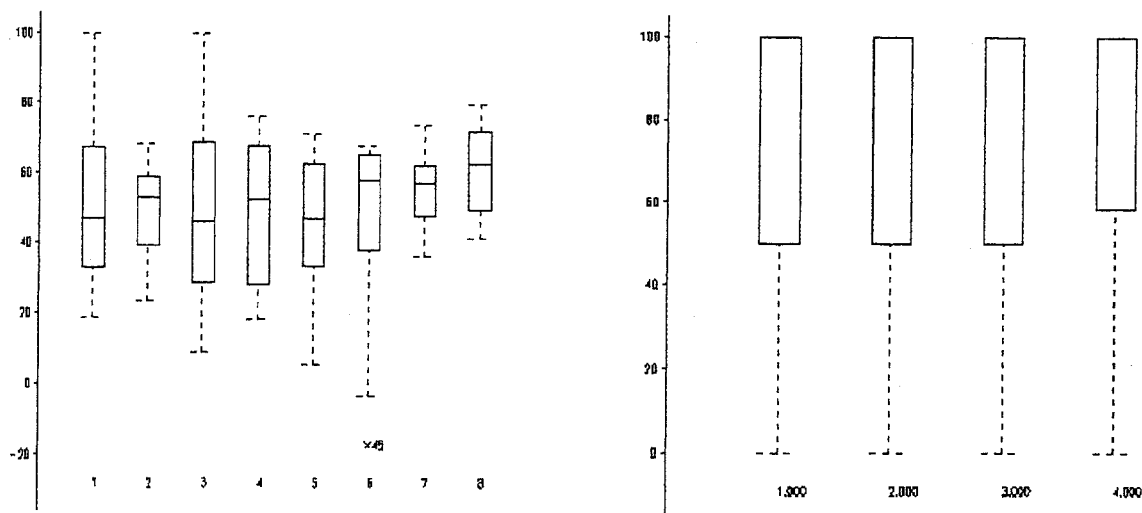


FIGURA 5.2 Distribuição dos dados e significância do fator carga/espécie na variável DQO nos sistemas de Cachoeirinha (a) e fator espécie para Farroupilha (b).

(a) (1) *Typha+zizaniopsis*, 3,3 cm/dia; (2) *Typha+zizaniopsis*, 5 cm/dia; (3) *Zizaniopsis*, 3,3 cm/dia; (4) *Zizaniopsis*, 5 cm/dia; (5) Controle, 3,3 cm/dia; (6) Controle, 5 cm/dia; (7) *Typha*, 3,3 cm/dia; (8) *Typha*, 5cm/dia
(b) (1) *Typha* 16 prop/m², (2) *Typha* 10 prop/m², (3) *Typha + Zizaniopsis* 10 prop/m², (4) controle
P de F: probabilidade de F da análise de variância (ANOVA)

O primeiro quartil está acima de 25% dos dados, o segundo é a mediana, o terceiro quartil está acima de 75% dos dados. Letras sob as distribuições diferenciam as médias (DMS: P = 0,05); a é atribuída à menor média.

5.2 Demanda bioquímica de oxigênio (DBO₅)

A entrada de matéria orgânica oriunda de drenagem urbana de Farroupilha apresentou valores diferenciados ao longo do experimento, variando entre 5 mg/l e 25 mg/l. As saídas, por sua vez, mantiveram-se quase sempre abaixo de 5 mg/l. mesmo com a inconstância das cargas de entrada, os sistemas vegetados mostraram-se constante na assimilação de picos de carga.

Esse parâmetro apresentou significância (P de F = 0,031), sendo que o sistema plantado com as espécies se mostrou mais eficiente que o sistema controle (não vegetado), conforme Figura 4.4 a seguir.

Não foi analisada a DBO₅ para o experimento em Cachoeirinha.

VARIAÇÃO DA DBO₅ - FARROUPILHA

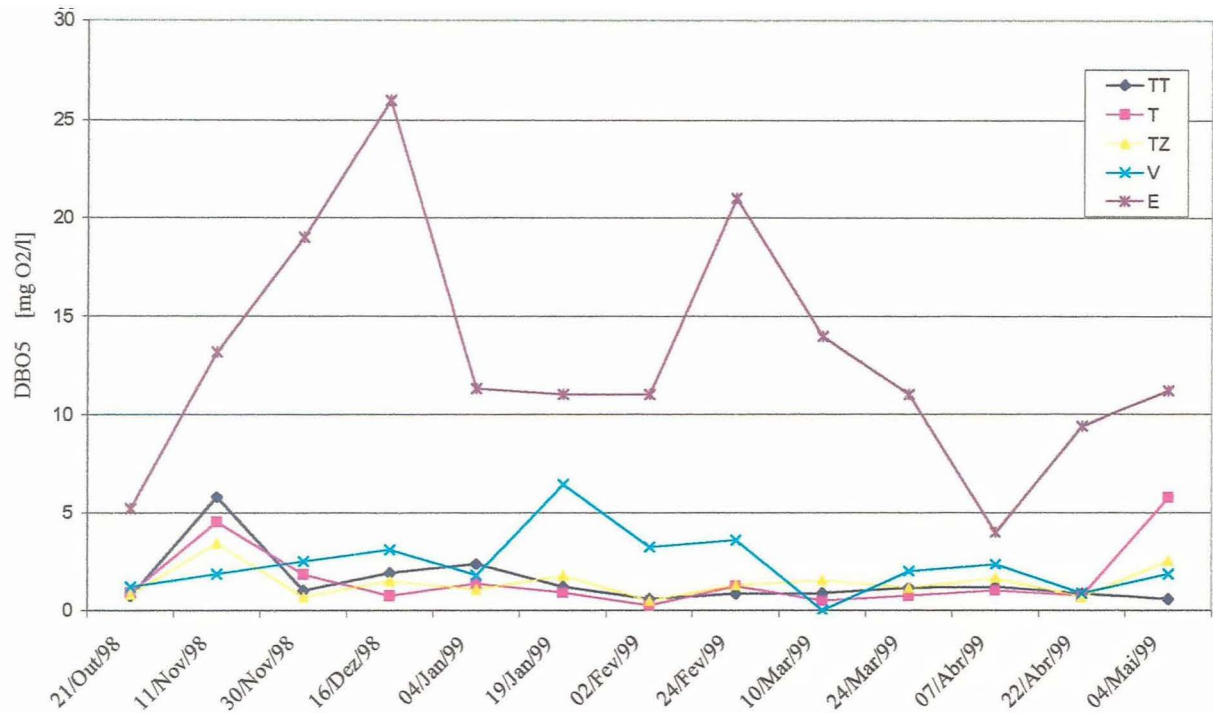
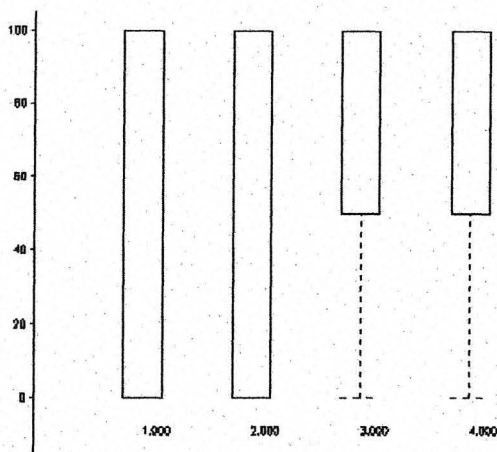


FIGURA 5.3 Variação da DBO para sistemas de Farroupilha. (E: Entrada)

(1)TT: *Typha* 16 prop/m²; (2)T: *Typha* 10 prop/m²; (3)TZ: Mistura *Typha* + *Zizaniopsis* 10 prop/m²; (4) V: controle



(P de F 0,031) b b b a

P de F: probabilidade de F da análise de variância. Letras sob as distribuições diferenciam as médias (DMS: P = 0,05); a é atribuída à menor média. O primeiro quartil está acima de 25% dos dados, o segundo é a mediana, o terceiro quartil está acima de 75% dos dados.

FIGURA 5.4 Distribuição dos dados e significância do fator espécie na variável DBO₅ nos sistemas de Farroupilha.

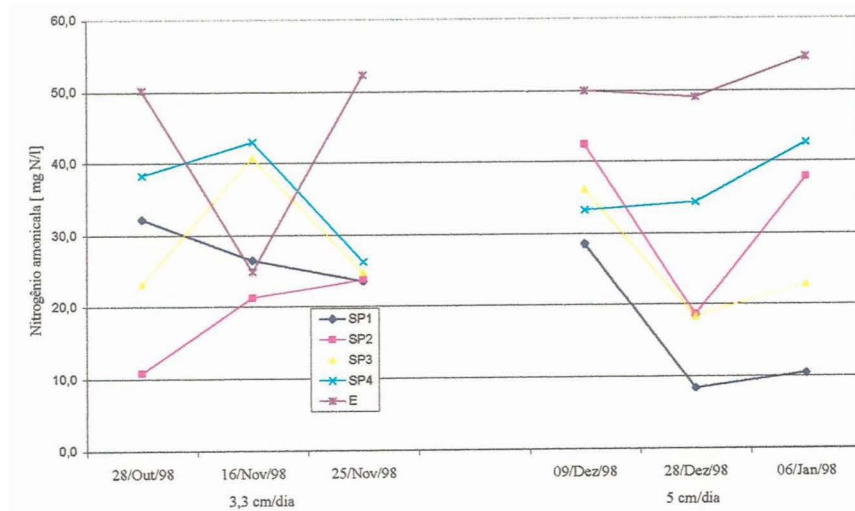
(1) *Typha* 16 prop/m², (2) *Typha* 10 prop/m², (3) *Typha* + *Zizaniopsis* 10 prop/m², (4) controle

5.3 Nitrogênio Amoniacal

Pouca informação segura pode ser obtida pelo gráfico qualitativo de Cachoeirinha (Figura 5.5 a). Não há variação significativa em relação à carga aplicada, e os valores de Nitrogênio amoniacal para a entrada permaneceram próximos a 50 mg/l, enquanto que no aumento de carga, todas as eficiências se tornaram positivas.

Quanto a Farroupilha, todos os sistemas responderam muito bem a este parâmetro, mesmo com variações de entrada (Figura 5.5 b). É importante ressaltar que a drenagem urbana apresentou valores até 13 mg N/l, menores que os encontrados para Cachoeirinha.

VARIAÇÃO DE NITROGÊNIO AMONICAL - CACHOEIRINHA



VARIAÇÃO DE NITROGÊNIO AMONICAL - FARROUPILHA

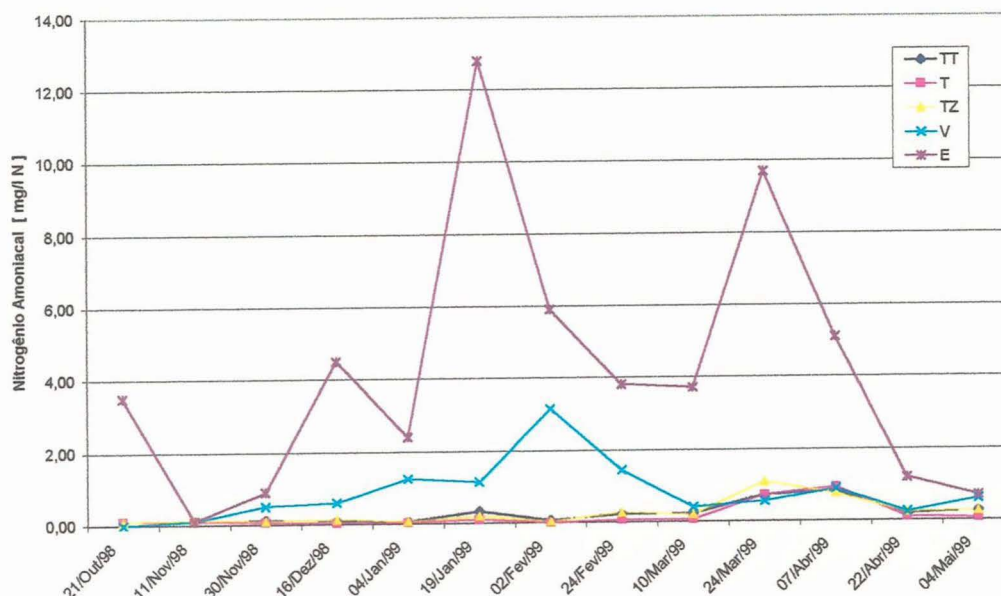


FIGURA 5.5 Variação de nitrogênio amoniacal para sistemas de (a) Cachoeirinha e (b) Farroupilha. (E: entrada)

(SP1: *Zizaniopsis bonariensis*; SP2: Mistura *Typha* + *Zizaniopsis*; SP3: *Typha*; SP4: controle)

(TT: *Typha* 16 prop/m²; T: *Typha* 10 prop/m²; TZ: Mistura *Typha* + *Zizaniopsis* 10 prop/m²; V: controle)

Este parâmetro apresentou diferenças significativas entre cargas e espécies para o experimento de Cachoeirinha, mas não apresentou comportamento semelhante o experimento de Farroupilha (Figura 5.6).

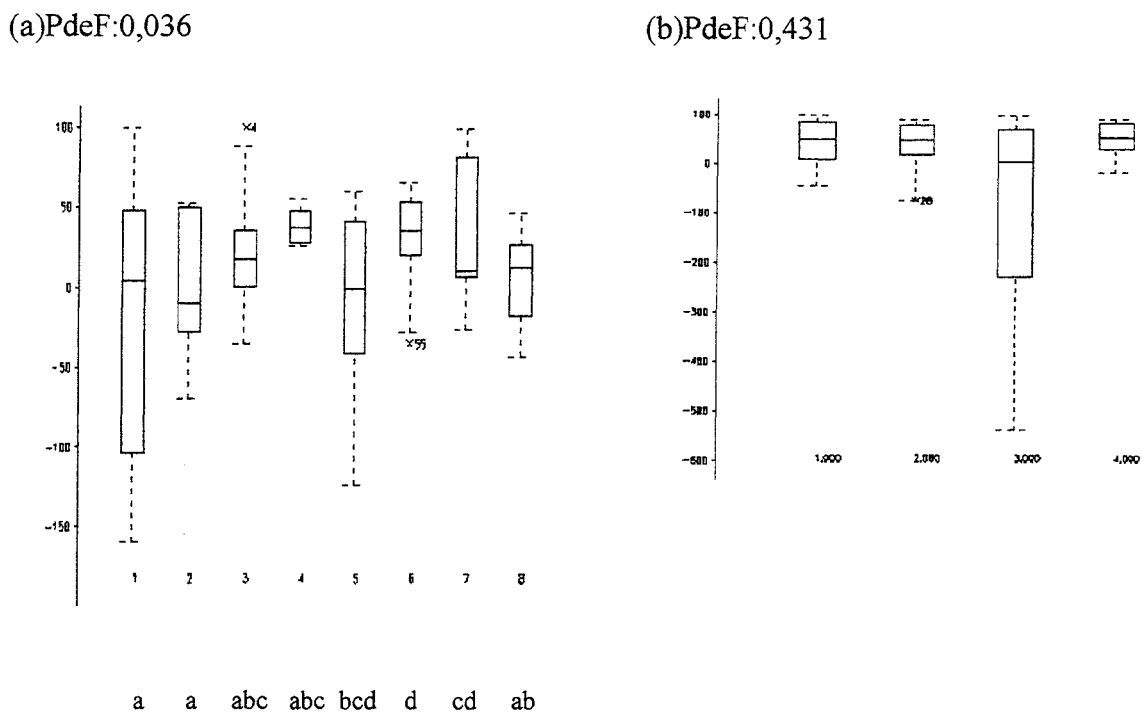


FIGURA 5.6 Distribuição dos dados e significância do fator carga/espécie na variável nitrogênio amoniacal nos sistemas de Cachoeirinha (a) e fator espécie para Farroupilha(b).

(a) (1) *Typha+zizaniopsis*, 3,3 cm/dia; (2) *Typha+zizaniopsis*, 5 cm/dia; (3) *Zizaniopsis*, 3,3 cm/dia; (4) *Zizaniopsis*, 5 cm/dia; (5) Controle, 3,3 cm/dia; (6) Controle, 5 cm/dia; (7) *Typha*, 3,3 cm/dia; (8) *Typha*, 5cm/dia

(b) (1) *Typha* 16 prop/m², (2) *Typha* 10 prop/m², (3) *Typha + Zizaniopsis* 10 prop/m², (4) controle

P de F: probabilidade de F da análise de variância (ANOVA)

O primeiro quartil está acima de 25% dos dados, o segundo é a mediana, o terceiro quartil está acima de 75% dos dados. Letras sob as distribuições diferenciam as médias (DMS: P = 0,05); a é atribuída à menor média.

5.4 Nitrato

O nitrato apresentou algumas discrepâncias em ambos os sistemas (Figura 5.7 a e b). Em Cachoeirinha, os valores de nitrato do afluente quase sempre estiveram abaixo dos valores apresentados pelos sistemas vegetados. Isso mostra que os maiores valores de nitrato (até 8 mg/l) obtido nas duas primeiras amostragens do sistema mistura correspondem aos menores

valores de nitrogênio amoniacal para o mesmo período ($< 20 \text{ mg/l}$). Nesse sistema predominou a nitrificação. Os outros sistemas vegetados mantiveram-se sempre próximos aos valores de entrada, com mínimas eficiências de remoção (Figura 5.7 a).

Em Farroupilha os valores de nitrato de entrada inicialmente estiveram abaixo de 1 mg/l , sendo que após a terceira amostragem tanto os valores de entrada como os valores do sistema situaram-se entre 7 e 1 mg/l (Figura 5.7 b). Observa-se aqui o comportamento constante do sistema T, que manteve-se sempre abaixo de 1 mg/l e também um pico de entrada que corresponde à época de chuvas.

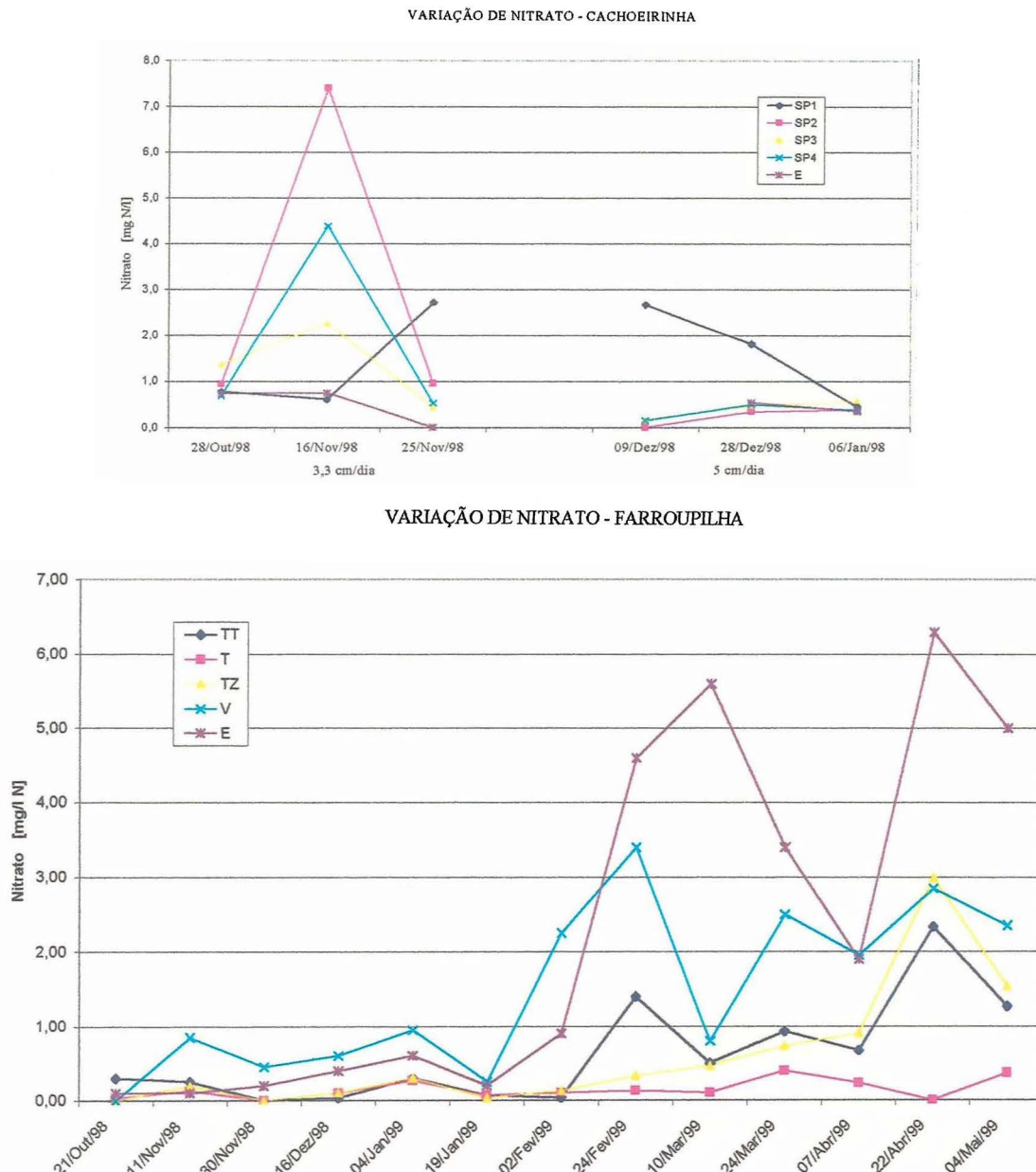


FIGURA 5.7 Variação de nitrato para sistemas de (a) Cachoeirinha e (b) Farroupilha. (E: entrada)

(SP1: *Zizaniopsis bonariensis*; SP2: Mistura *Typha* + *Zizaniopsis*; SP3: *Typha*; SP4: controle)

(TT: *Typha* 16 prop/m²; T: *Typha* 10 prop/m²; TZ: Mistura *Typha* + *Zizaniopsis* 10 prop/m²; V: controle)

Houve uma diferença significativa (P de $F < 0,001$) na eficiência de remoção para o sistema de Cachoeirinha em relação ao parâmetro nitrato no fator espécie e carga, destacando-se que o controle apresentou eficiências negativas de remoção para as duas cargas adotadas (Figura 5.8 a). Já em Farroupilha, esse parâmetro também é significativo para a remoção no fator espécie, onde o sistema vegetado apresentou maior eficiência de remoção que o sistema controle não vegetado (Figura 5.8 b).

(a) P de $F: 0,019$

(b) P de $F: < 0,001$

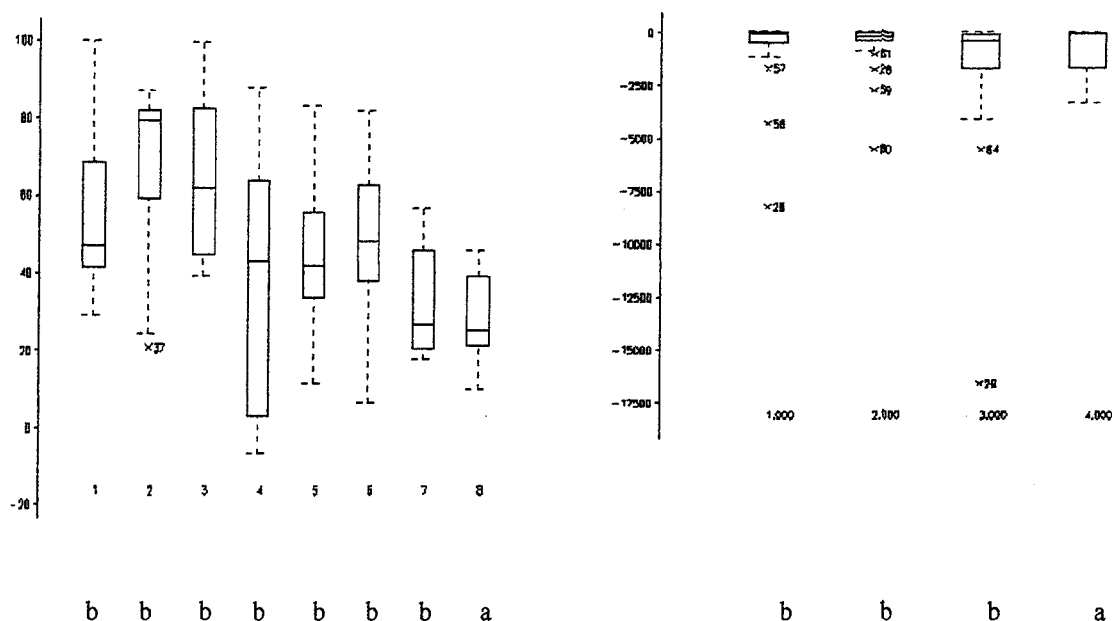


FIGURA 5.8 Distribuição dos dados e significância do fator carga/espécie na variável nitrato nos sistemas de Cachoeirinha (a) e fator espécie para Farroupilha (b).

(a) (1) *Typha+zizaniopsis*, 3,3 cm/dia; (2) *Typha+zizaniopsis*, 5 cm/dia; (3) *Zizaniopsis*, 3,3 cm/dia; (4) *Zizaniopsis*, 5 cm/dia; (5) Controle, 3,3 cm/dia; (6) Controle, 5 cm/dia; (7) *Typha*, 3,3 cm/dia; (8) *Typha*, 5cm/dia

(b) (1) *Typha* 16 prop/m², (2) *Typha* 10 prop/m², (3) *Typha + Zizaniopsis* 10 prop/m², (4) controle

P de F : probabilidade de F da análise de variância (ANOVA)

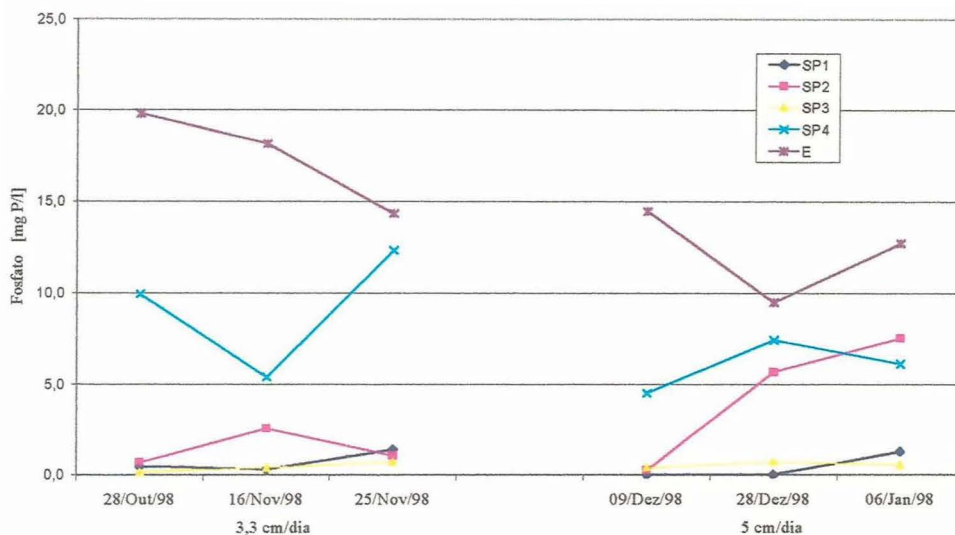
O primeiro quartil está acima de 25% dos dados, o segundo é a mediana, o terceiro quartil está acima de 75% dos dados. Letras sob as distribuições diferenciam as médias (DMS: $P = 0,05$); **a** é atribuída à menor média.

5.5 Fósforo

O sistema de Cachoeirinha comportou-se de maneira previsível quanto à remoção de fósforo total (Figura 5.9 a). O efeito de aumento da carga não refletiu no teor de entrada, ao contrário, até reduziu. O controle apresentou menor eficiência de remoção, e os sistemas

vegetados apresentaram eficiência positiva de remoção, com alternância entre eles quanto ao melhor desempenho. A conclusão desse parâmetro indica que as plantas desempenham importante papel na remoção de fosfato, independente da carga e da espécie. Os valores médios de entrada foram entre 10 e 20 mg P/l enquanto que os leitos vegetados apresentaram, quase totalmente, abaixo de 5 mg/l.

VARIAÇÃO DE FOSFATO - CACHOEIRINHA



VARIAÇÃO DO FOSFATO TOTAL - FARROUPILHA

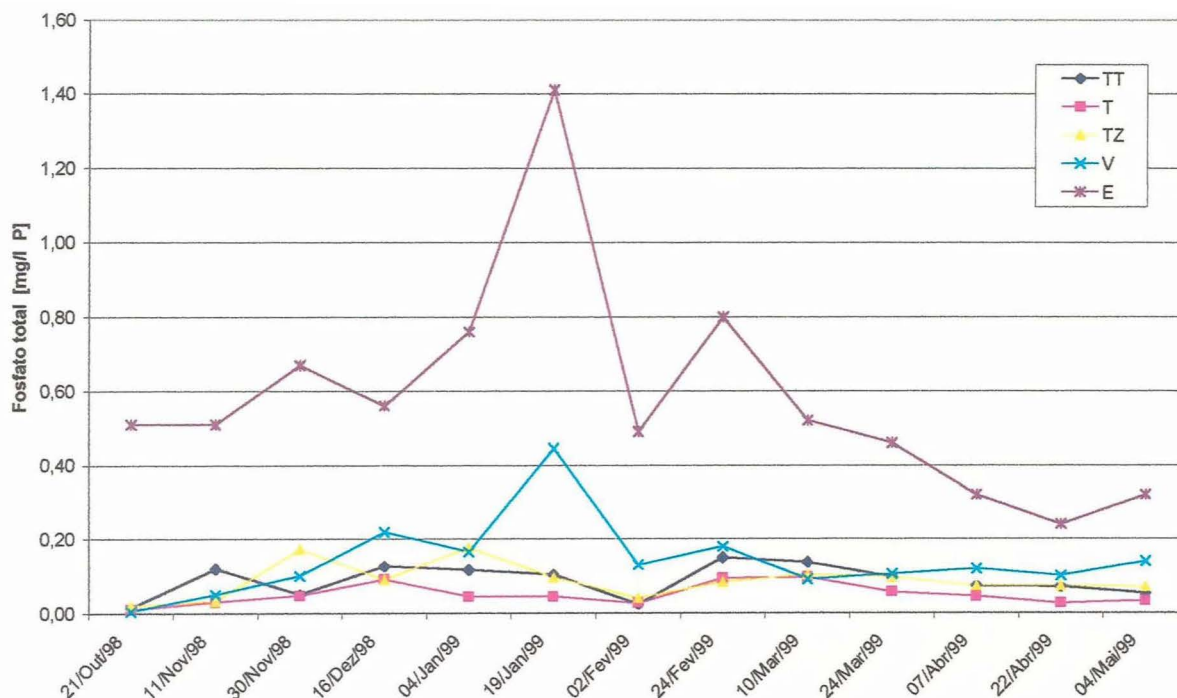


FIGURA 5.9 Variação de fosfato para sistemas de (a) Cachoeirinha e (b) Farroupilha.

(E: entrada)

(SP1: *Zizaniopsis bonariensis*; SP2: Mistura *Typha* + *Zizaniopsis*; SP3: *Typha*; SP4: controle)

(TT: *Typha* 16 prop/m²; T: *Typha* 10 prop/m²; TZ: Mistura *Typha* + *Zizaniopsis* 10 prop/m²; V: controle)

Farroupilha apresentou desempenho semelhante, com eficiência positiva para a remoção em todos os sistemas. Os valores de entrada se situaram entre 0,20 a 1,40 mg P/l, enquanto que os leitos apresentaram valores menores que 0,2 mg P/l (Figura 5.9 b).

Em Cachoeirinha houve uma diferença significativa (P de $F = 0,009$) na variável fósforo para o fator espécie, sendo que o sistema mistura de espécie apresentou a menor eficiência de remoção em comparação com outros sistemas (Figura 5.10 a). Já em Farroupilha, a diferença significativa também se confirmou para o parâmetro fósforo (P de $F = 0,002$) e fator espécie, sendo que os sistemas vegetados apresentaram melhor desempenho (Figura 5.10 b) na remoção do que sistemas não vegetados (controle).

(a) P de $F: 0,009$

(b) P de $F: 0,002$

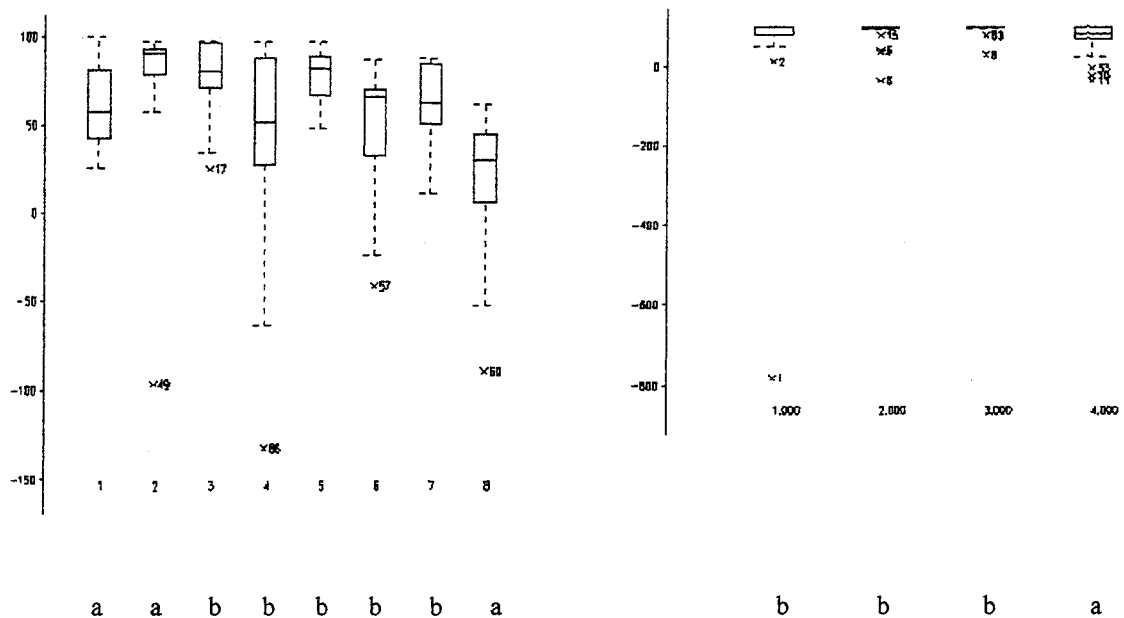


FIGURA 5.10 Distribuição dos dados e significância do fator carga/espécie na variável fósforo nos sistemas de Cachoeirinha (a) e fator espécie para Farroupilha (b).

(a) (1) *Typha+zizaniopsis*, 3,3 cm/dia; (2) *Typha+zizaniopsis*, 5 cm/dia; (3) *Zizaniopsis*, 3,3 cm/dia; (4) *Zizaniopsis*, 5 cm/dia; (5) Controle, 3,3 cm/dia; (6) Controle, 5 cm/dia; (7) *Typha*, 3,3 cm/dia; (8) *Typha*, 5cm/dia

(b) (1) *Typha* 16 prop/m², (2) *Typha* 10 prop/m², (3) *Typha + Zizaniopsis* 10 prop/m², (4) controle

P de F : probabilidade de F da análise de variância (ANOVA)

O primeiro quartil está acima de 25% dos dados, o segundo é a mediana, o terceiro quartil está acima de 75% dos dados. Letras sob as distribuições diferenciam as médias (DMS: $P = 0,05$); a é atribuída à menor média.

5.6 Metais

Vários foram os metais analisados nos dois sistemas de banhados construídos. Alguns deles não foram detectados em Cachoeirinha (cádmio, cromo e níquel), enquanto que o mesmo aconteceu a Farroupilha (chumbo). O único elemento que apresentou alguma diferença significativa entre os tratamentos foi o elemento ferro em Farroupilha. Este elemento, portanto, será apresentado em destaque e com seu comparativo em relação à Cachoeirinha. Os demais elementos serão apresentados de forma sucinta.

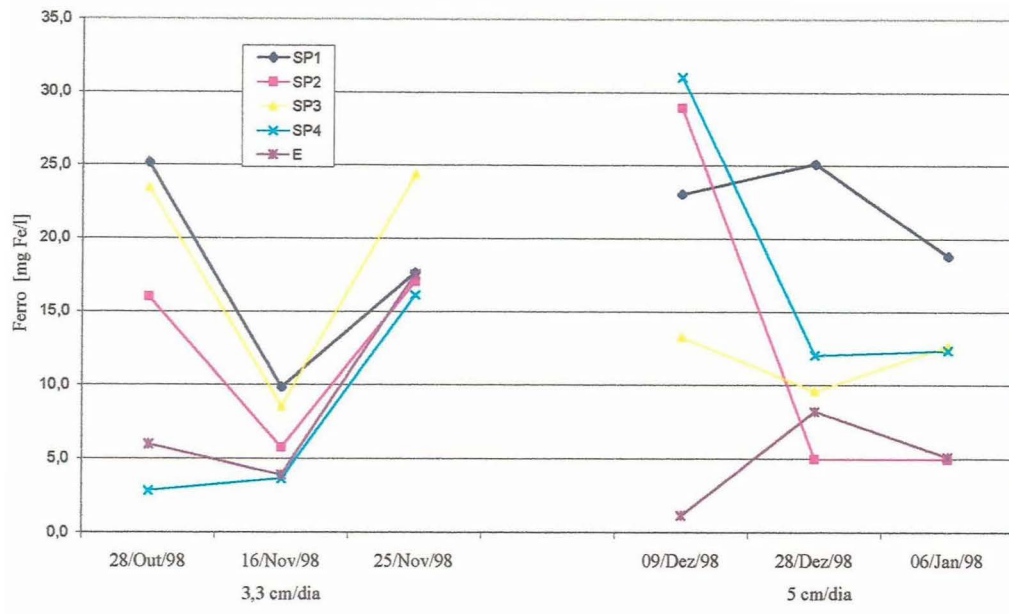
5.6.1 Ferro

Em Cachoeirinha esse parâmetro não apresentou diferenças significativas e seu comportamento é extremamente anômalo (Figura 5.11 a).

Verifica-se que em Farroupilha este metal apresenta um comportamento anômalo para o sistema TZ, com valores inclusive superiores aos de entrada em algumas amostragens (Figura 5.11 b).

O ferro apresentou diferença significativa (P de $F = 0,001$) para os sistemas testados em Farroupilha, verificando-se que o sistema TZ (mistura *Typha* + *Zizaniopsis*) apresentou a menor eficiência dentre todos (Figura 5.12).

VARIAÇÃO DE FERRO - CACHOEIRINHA



VARIAÇÃO DE FERRO - FARROUPILHA

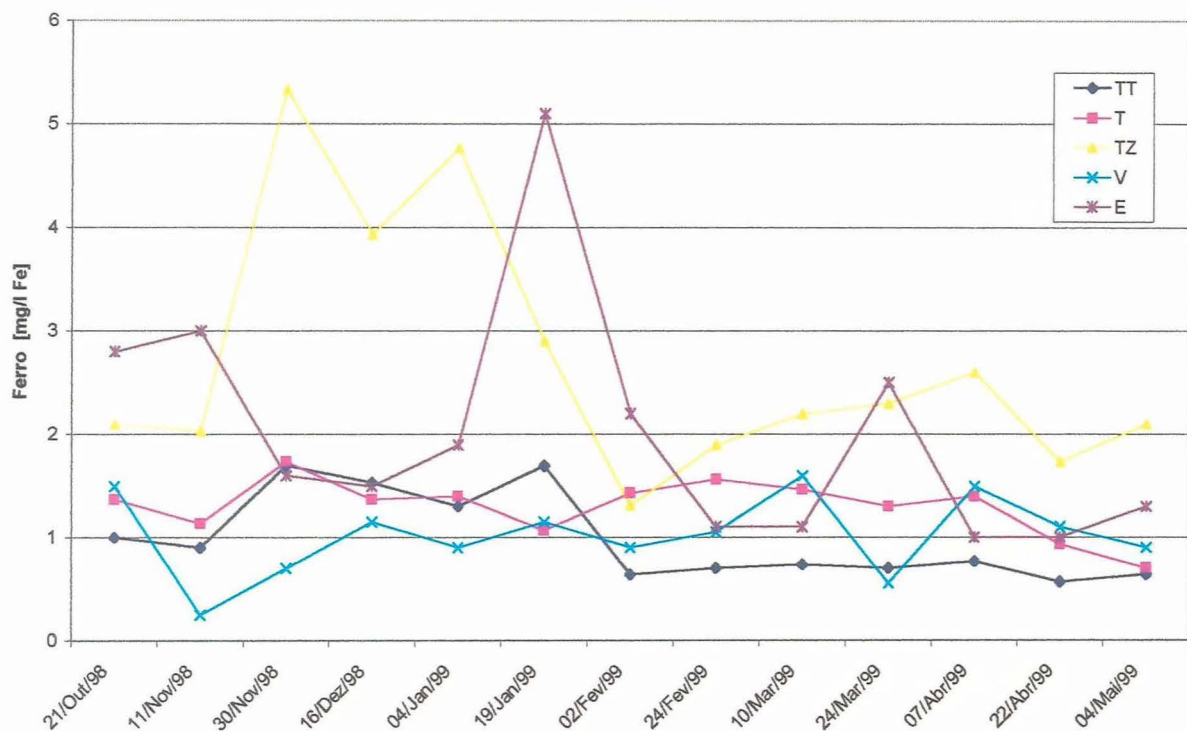


FIGURA 5.11 Variação de ferro para sistemas de (a) Cachoeirinha e (b) Farroupilha. (E: entrada)

(SP1: *Zizaniopsis bonariensis*; SP2: Mistura *Typha* + *Zizaniopsis*; SP3: *Typha*; SP4: controle)

(TT: *Typha* 16 prop/m²; T: *Typha* 10 prop/m²; TZ: Mistura *Typha* + *Zizaniopsis* 10 prop/m²; V: controle)

(a) P de F: 0,650

(b) P de F: 0,001

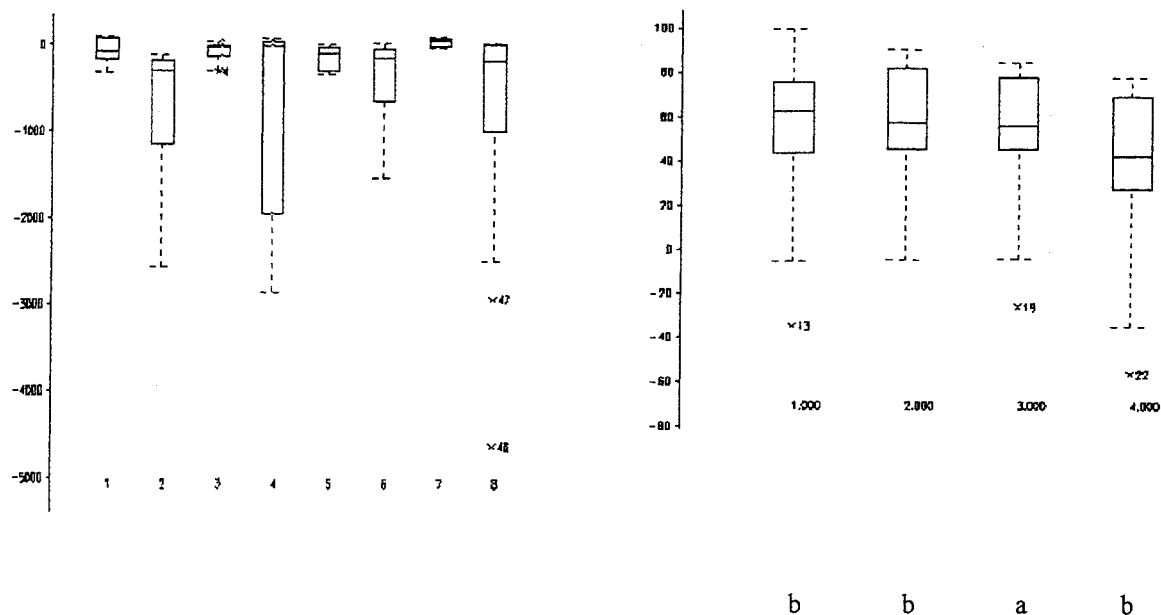


FIGURA 5.12 Distribuição dos dados e significância do fator carga/espécie na variável ferro nos sistemas de Cachoeirinha (a) e fator espécie para Farroupilha (b).

(a) (1) *Typha+zizaniopsis*, 3,3 cm/dia; (2) *Typha+zizaniopsis*, 5 cm/dia; (3) *Zizaniopsis*, 3,3 cm/dia; (4) *Zizaniopsis*, 5 cm/dia; (5) Controle, 3,3 cm/dia; (6) Controle, 5 cm/dia; (7) *Typha*, 3,3 cm/dia; (8) *Typha*, 5cm/dia
(b) (1) *Typha* 16 prop/m², (2) *Typha* 10 prop/m², (3) *Typha + Zizaniopsis* 10 prop/m², (4) controle

P de F: probabilidade de F da análise de variância (ANOVA)

O primeiro quartil está acima de 25% dos dados, o segundo é a mediana, o terceiro quartil está acima de 75% dos dados. Letras sob as distribuições diferenciam as médias (DMS: P = 0,05); a é atribuída à menor média.

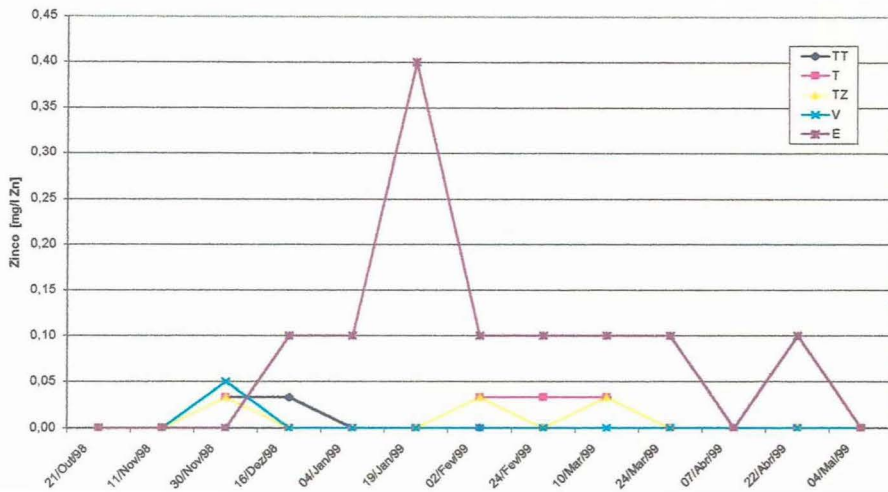
5.6.2 Outros Metais

ZINCO E NÍQUEL

Em função do tipo de afluente que compõem a drenagem urbana de Farroupilha, é absolutamente previsível a presença de zinco e níquel oriundos de algumas indústrias que fazem parte do distrito industrial. Os valores de zinco no afluente atingem até 0,40 mg Zn/l e de níquel atingem 0,20 mg/l (Figura 5.13 a e b), com valores médios de saída dos sistemas quase sempre abaixo de 0,10 mg/l tanto para o zinco como para o níquel. Os sistemas vegetados absorveram grande quantidade desses metais de entrada, mas não há diferença significativa quanto à remoção em sistemas vegetados ou não (Figura 5.14 a e b).

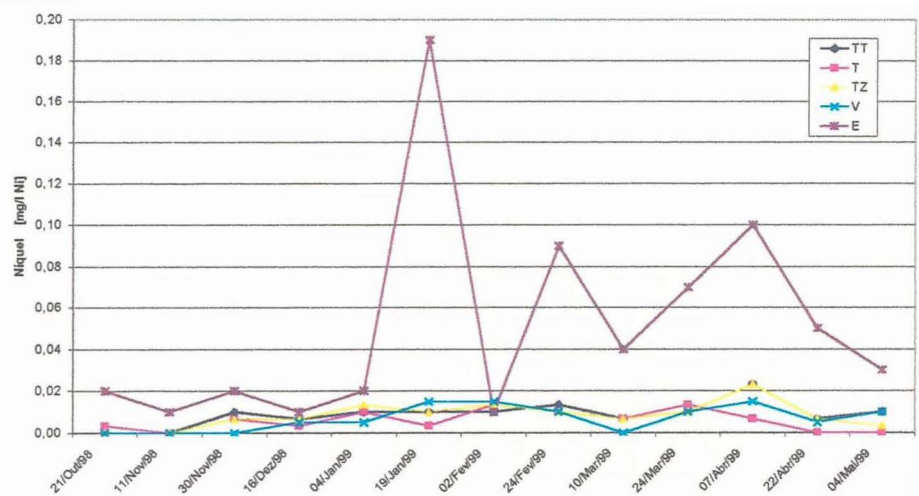
Não houve distinção significativa entre as espécies quanto à absorção de zinco, razão pela qual o trabalho de Blake et al. (1987) não pode ser confirmado, pois dentre as espécies que apresentaram boa absorção de zinco também havia a espécie *Zizaniopsis bonariensis*.

VARIAÇÃO DE ZINCO - FARROUPILHA



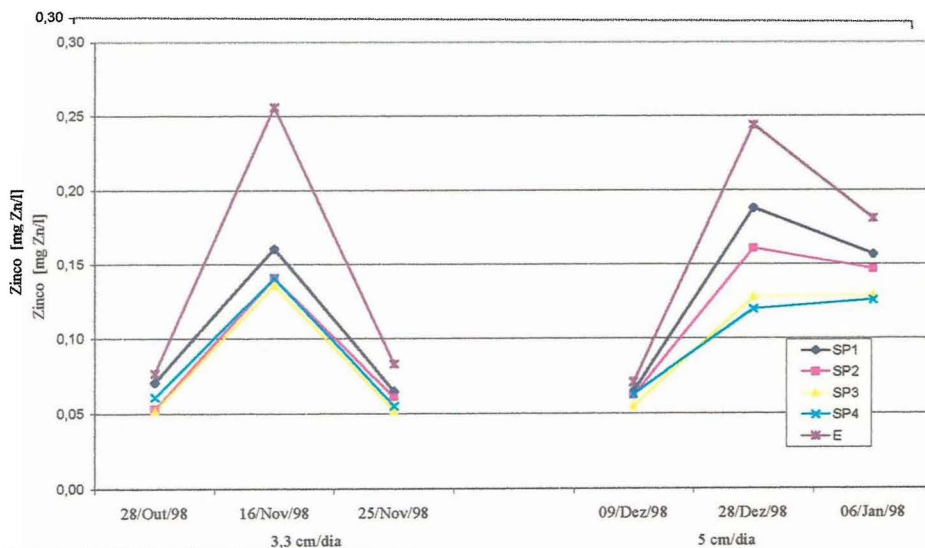
(a)

VARIAÇÃO DE NÍQUEL - FARROUPILHA



(b)

VARIAÇÃO DE ZINCO - CACHOEIRINHA



(c)

FIGURA 5.13 Variação de zinco (a) e níquel (b) para sistemas de Farroupilha e zinco (c) para sistemas de Cachoeirinha. (E: entrada)

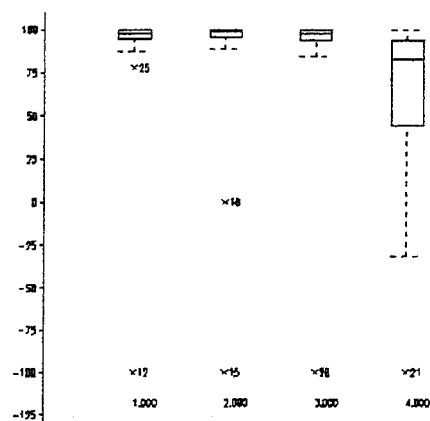
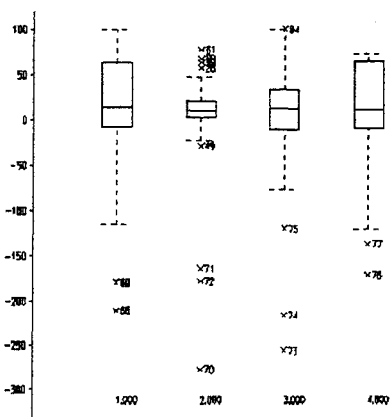
(TT: *Typha* 16 prop/m²; T: *Typha* 10 prop/m²; TZ: Mistura *Typha* + *Zizaniopsis* 10 prop/m²; V: controle)

(SP1: *Zizaniopsis bonariensis*; SP2: Mistura *Typha* + *Zizaniopsis*; SP3: *Typha*; SP4: controle)

O comportamento do metal zinco em Cachoeirinha foi extremamente regular em função da eficiência de remoção – todas positivas. As cargas hidráulicas não produziram nenhum efeito passível de análise. Os valores de afluentes variaram de 0,075 a 0,250 mg Zn/l, enquanto que os sistemas vegetados variaram entre 0,075 e 0,180 mg Zn/l. O melhor sistema de absorção de zinco foi aquele que se utilizava somente de *Typha*, confirmando o trabalho de Blake et al. (1987).

a) PdeF:0,766

b) PdeF:0,951



(c) PdeF:0,530

(d) PdeF:0,257

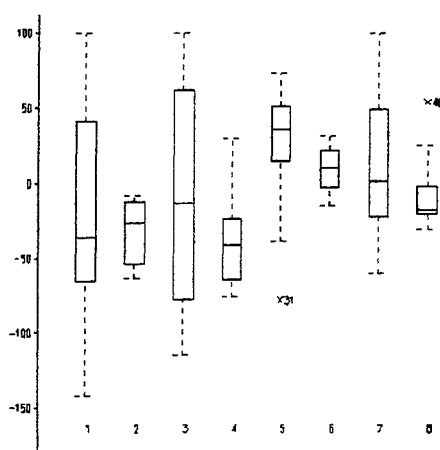
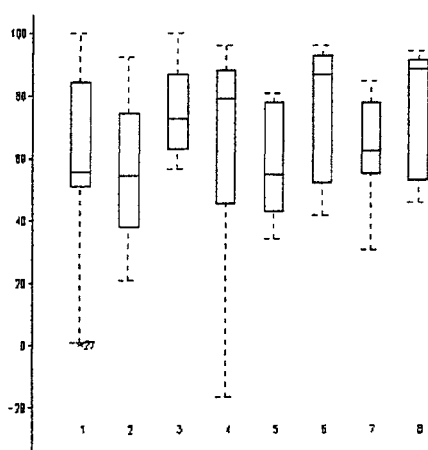


FIGURA 5.14 Distribuição dos dados e significância do fator espécie na variável (a) zinco e (b) níquel nos sistemas de Farroupilha e do fator espécie/carga na variável zinco(c) e manganês (d) nos sistemas de Cachoeirinha.

(a) e (b) (1) *Typha* 16 prop/m², (2) *Typha* 10 prop/m², (3) *Typha* + *Zizaniopsis* 10 prop/m², (4) controle

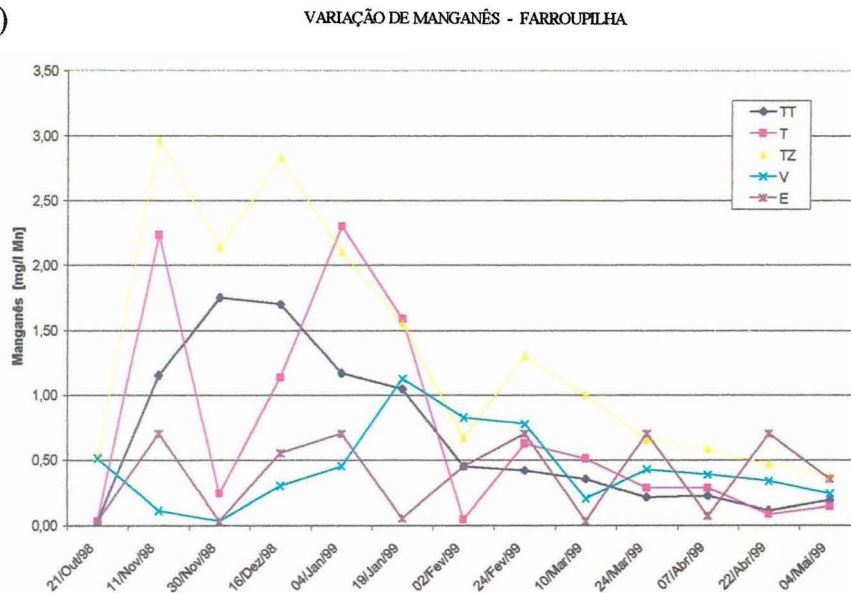
(c) e (d) (1) *Typha*+*zizaniopsis*, 3,3 cm/dia; (2) *Typha*+*zizaniopsis*, 5 cm/dia; (3) *Zizaniopsis*, 3,3 cm/dia; (4) *Zizaniopsis*, 5 cm/dia; (5) Controle, 3,3 cm/dia; (6) Controle, 5 cm/dia; (7) *Typha*, 3,3 cm/dia; (8) *Typha*, 5cm/dia

P de F: probabilidade de F da análise de variância (ANOVA). O primeiro quartil está acima de 25% dos dados, o segundo é a mediana, o terceiro quartil está acima de 75% dos dados. Letras sob as distribuições diferenciam as médias (DMS: P = 0,05)

MANGANÊS E COBRE

Dentre os metais analisados em Farroupilha, o manganês é o mais difícil de ser interpretado, pois a eficiência média de remoção foi negativa nos sistemas, cujos valores de saída foram superiores aos valores de entrada, com picos de 3 mg/l Mn (Figura 5.15 a). Supõe-se, então, que esse metal ainda não se aclimatou com o sistema vegetado. Existem duas outras hipóteses a serem consideradas: erro na análise e o solo (substrato arenoso) apresentava valores consideráveis de manganês.

(a)



(b)

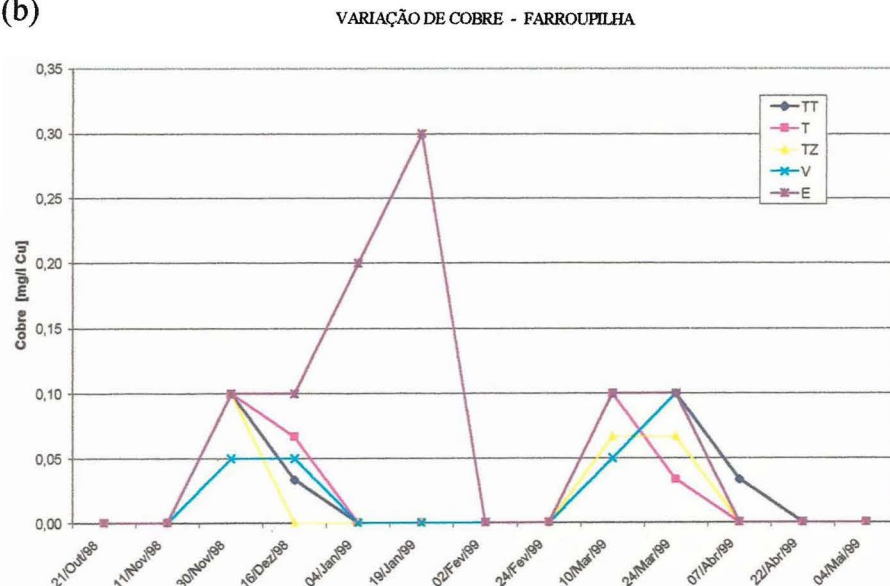


FIGURA 5.15 Variação de manganês(a) e cobre (b) para sistemas de Farroupilha. (E: entrada)

(TT: *Typha* 16 prop/m²; T: *Typha* 10 prop/m²; TZ: Mistura *Typha* + *Zizaniopsis* 10 prop/m²; V: controle)

Já o cobre apresentou um comportamento semelhante ao cromo e ao zinco, com valores de entrada quase sempre superiores aos valores de saída, mantendo-se estes abaixo de 0,10 mg Cu/l (Figura 5.15 b). Em Cachoeirinha, apenas a *Zizaniopsis* apresentou comportamento anômalo na variável manganês (Figura 5.16).

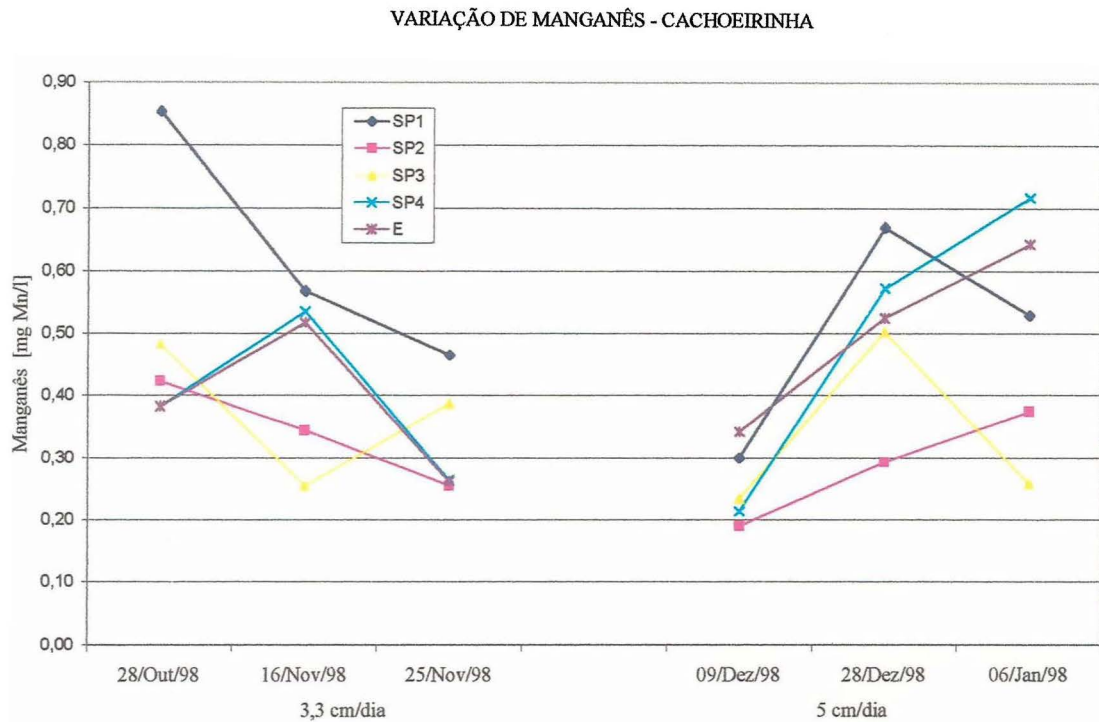


FIGURA 5.16 Variação de manganês para sistemas de Cachoeirinha. (E: entrada)
(SP1: *Zizaniopsis bonariensis*; SP2: Mistura *Typha* + *Zizaniopsis*; SP3: *Typha*; SP4: controle)

Não houve diferenças significativas entre os sistemas, tanto para o manganês como para o cobre, tanto em Farroupilha como em Cachoeirinha (Figuras 5.14 d, 5.17a e 5.17 b).

a) P de F: 0,541

b) P de F: 0,667

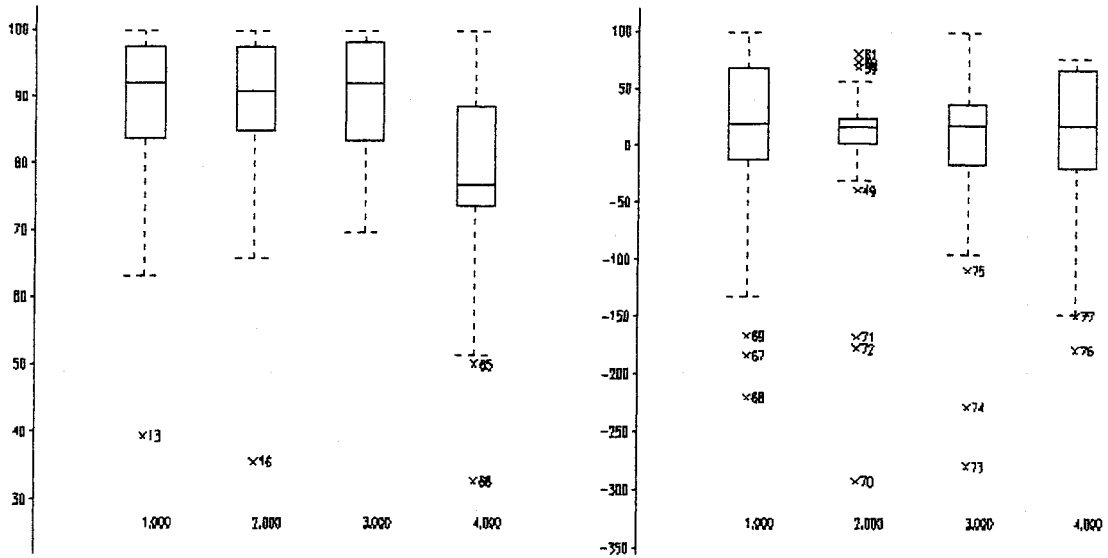


FIGURA 5.17 Distribuição dos dados e significância do fator espécie na variável (a) manganês e (b) cobre nos sistemas de Farroupilha.

(1) *Typha* 16 prop/m², (2) *Typha* 10 prop/m², (3) *Typha* + *Zizaniopsis* 10 prop/m², (4) controle

P de F: probabilidade de F da análise de variância (ANOVA)

Letras sob as distribuições diferenciam as médias (DMS: P = 0,05); a é atribuída à menor média.

O primeiro quartil está acima de 25% dos dados, o segundo é a mediana, o terceiro quartil está acima de 75% dos dados.

5.7 Outras variáveis analisadas

Outras variáveis foram analisadas para os sistemas de macrófitas em Farroupilha e Cachoeirinha, mas não apresentaram diferenças significativas entre os tratamentos. Mesmo assim serão apresentados sucintamente para futuras análises e interpretações.

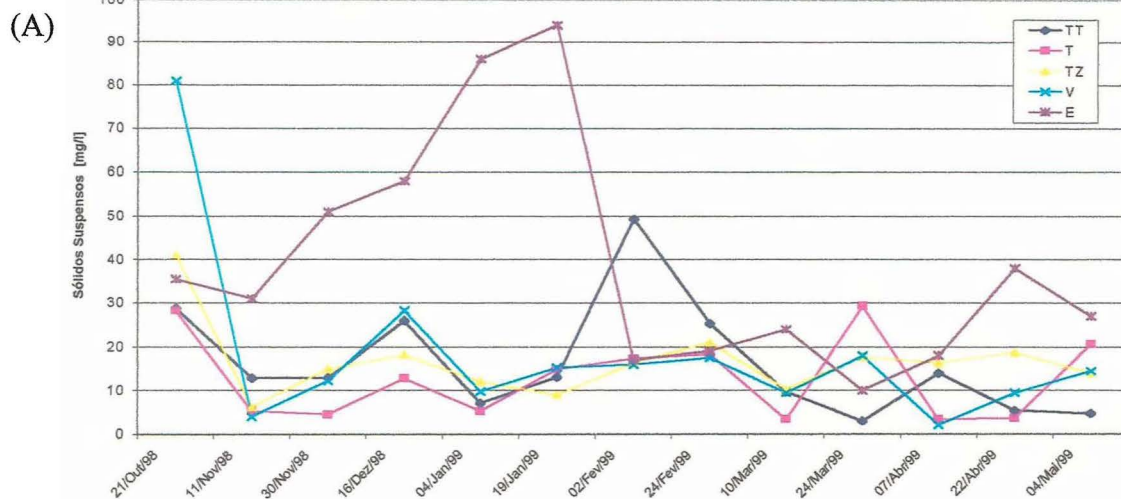
5.7.1 Farroupilha

As variáveis que também foram analisadas em Farroupilha mas não pertencem ao objetivo principal do trabalho são: ST, SDT, SS, condutividade, OD, nitrito e fosfato orto. Nenhuma delas foi significativa em relação ao tratamento proposto, mas necessitam ser melhor estudadas para compreender as complexas interrelações de um banhado construído.

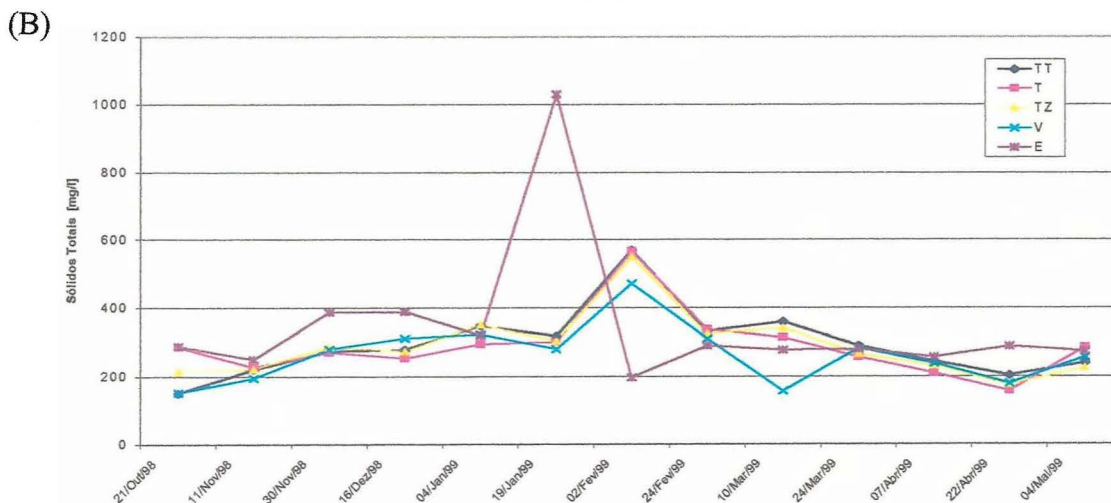
5.7.1.1 Série de sólidos

Para os sólidos suspensos, os valores de entrada estiveram na faixa de 10 a 100 mg/l, com valores de saída abaixo de 50 mg/l. Para os sólidos totais, o afluente apresentou valores entre 200 e 1000 mg/l, sendo que o efluente esteve abaixo de 600 mg/l. Para os sólidos dissolvidos totais, os valores de entrada apresentou um pico próximo a 1000 mg/l, mas em sua maior parte, esteve abaixo de 300 mg/l (Figura 5.18). Somente os sólidos suspensos apresentou uma eficiência esperada nos sistemas vegetados e no controle. Para os SDT e ST, o sistema não-vegetado (controle) mostrou-se o mais eficiente, porém não significativo (Figura 5.19).

VARIAÇÃO DE SÓLIDOS SUSPENSOS - FARROUPILHA



VARIAÇÃO DE SÓLIDOS TOTAIS - FARROUPILHA



VARIAÇÃO DE SÓLIDOS DISSOLVIDOS TOTAIS - FARROUPILHA

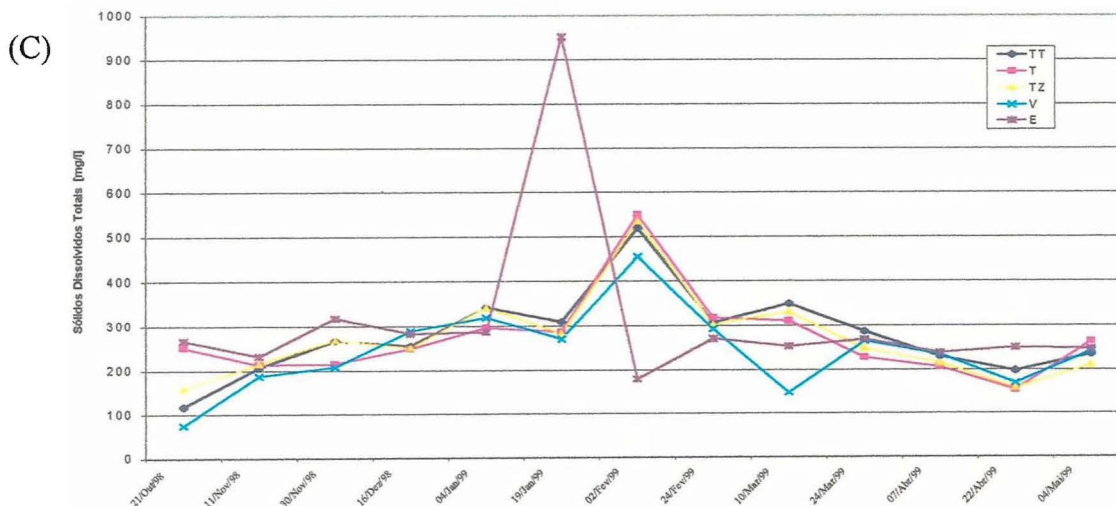
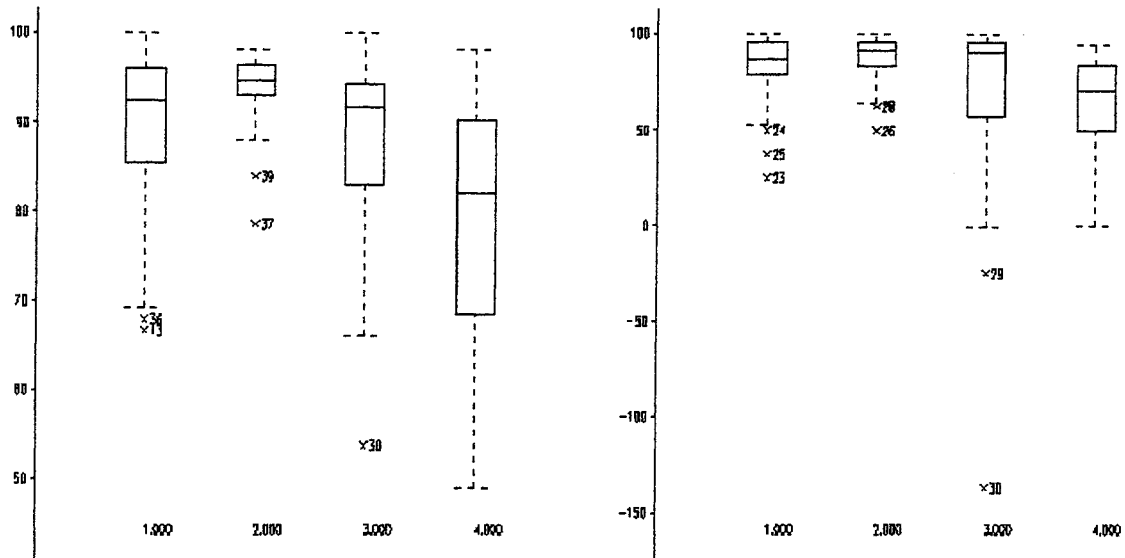


FIGURA 5.18 Variação de sólidos suspensos (A), sólidos totais (B) e sólidos dissolvidos totais (C) para sistemas de Farroupilha. (E: entrada)

(TT: *Typha* 16 prop/m²; T: *Typha* 10 prop/m²; TZ: Mistura *Typha* + *Zizaniopsis* 10 prop/m²; V: controle)

SDT - Farroupilha. P de F: 0,958

SS - Farroupilha. P de F: 0,457



ST - Farroupilha. P de F: 9,994

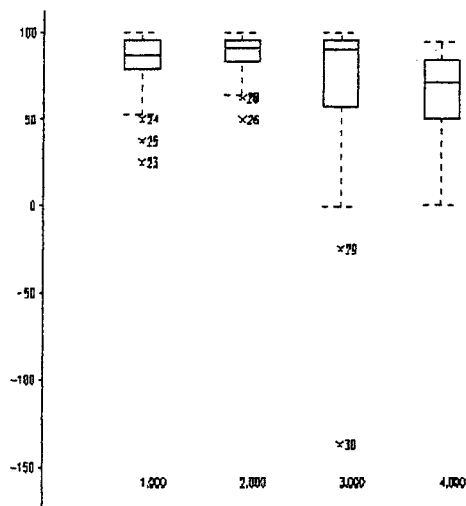


FIGURA 5.19 Distribuição dos dados e significância do fator espécie nas variáveis SS, ST e SDT para Farroupilha .

(1) *Typha* 16 pro/m² , (2) *Typha* 10 prop/m² , (3) *Typha* + *Zizaniopsis* 10 pro/m² , (4) controle

P de F: probabilidade de F da Análise de Variância (ANOVA)

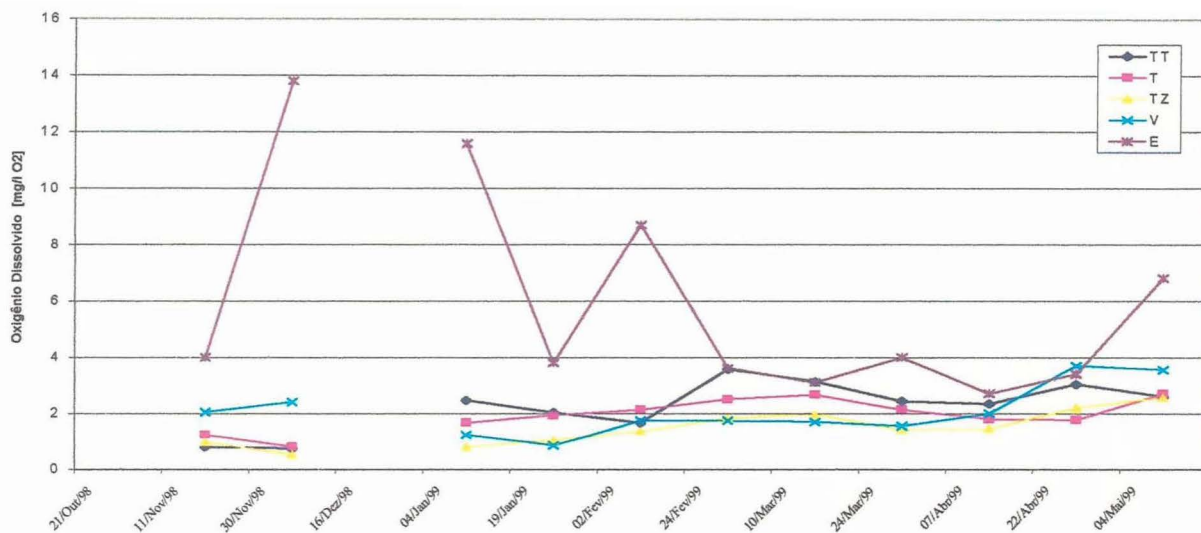
O primeiro quartil está acima de 25% dos dados, o segundo é a mediana, o terceiro quartil está acima de 75% dos dados. Letras sob as distribuições diferenciam as médias (DMS: P = 0,05); a é atribuída à menor média.

5.7.1.2 Oxigênio dissolvido e condutividade

Os valores de oxigênio dissolvido para a entrada foram prejudicados em Farroupilha em função da grande quantidade de algas presentes. Isso se deve principalmente à eutrofização dos locais de coleta das águas de drenagem urbana e por ser época de verão, ficando os reservatórios expostos à luz solar. Em consequência, os afluentes possuem valor de entrada muito maior que os efluentes, o que não representa o verdadeiro balanço de oxigênio dissolvido no processo. O que pode ser aproveitado nessa observação é que os valores de

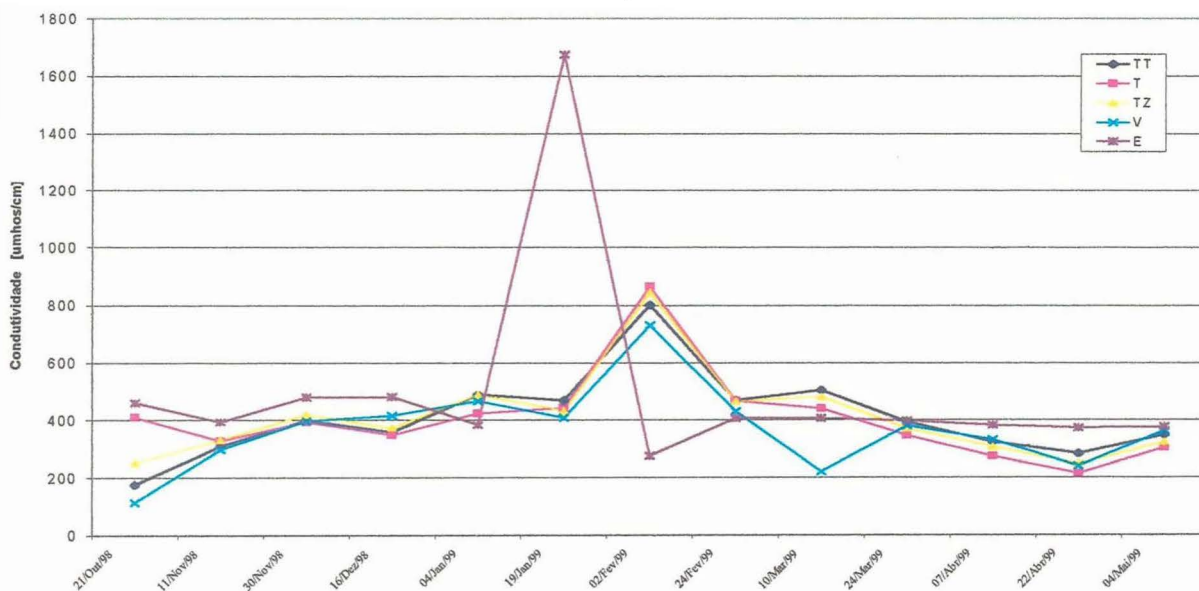
saída dos sistemas vegetados estão compreendidos entre 1 e 4 mg O₂/l, indicando a oxigenação adequada das zonas de raízes (Figura 5.20). Problemas de amostragem impediram a análise dessa variável em outubro e novembro/98. Os valores médios de entrada e saída para a condutividade estiveram entre 400 e 800 μmhos/cm.

VARIAÇÃO DE OXIGÊNIO DISSOLVIDO - FARROUPILHA



(A)

VARIAÇÃO DA CONDUTIVIDADE - FARROUPILHA



(B)

FIGURA 5.20 Variação de oxigênio dissolvido (A) e condutividade (B) para sistemas de Farroupilha. (E: Entrada)

(TT: *Typha* 16 prop/m²; T: *Typha* 10 prop/m²; TZ: Mistura *Typha* + *Zizaniopsis* 10 prop/m²; V: controle)

Essas duas variáveis não foram significativas em relação aos tratamentos propostos e suas eficiências de remoção não podem ser interpretadas tal como os outros parâmetros (Figura 5.21).

Condutividade. P de F: 0,961

OD. P de F: 0,446

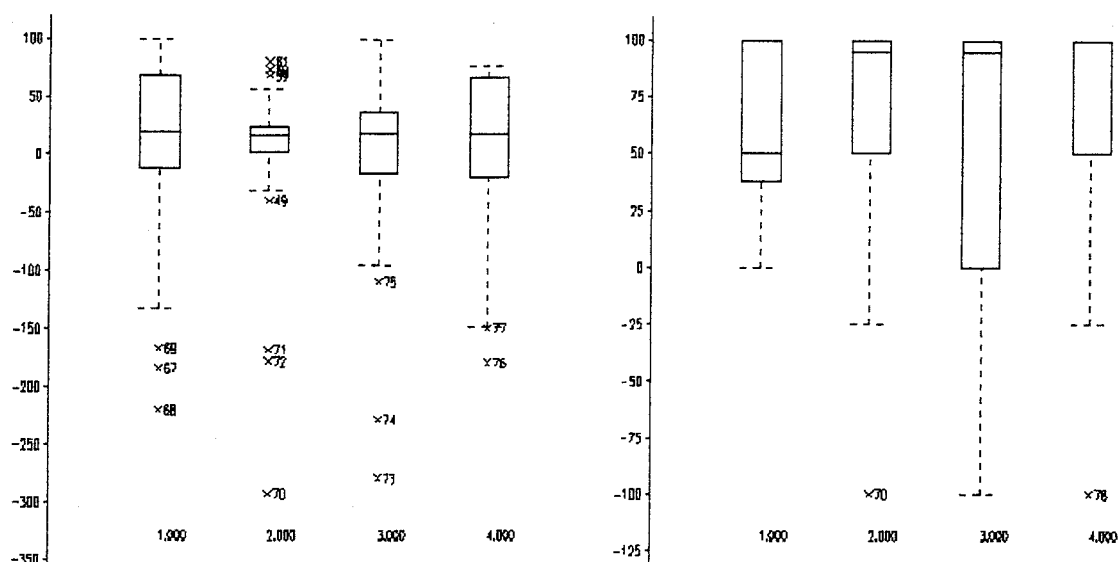


FIGURA 5.21 Distribuição dos dados e significância do fator espécie nas variáveis condutividade e oxigênio dissolvido para Farroupilha .

(1) *Typha* 16 prop/m² , (2) *Typha* 10 prop/m² , (3) *Typha* + *Zizaniopsis* 10 prop/m² , (4) controle

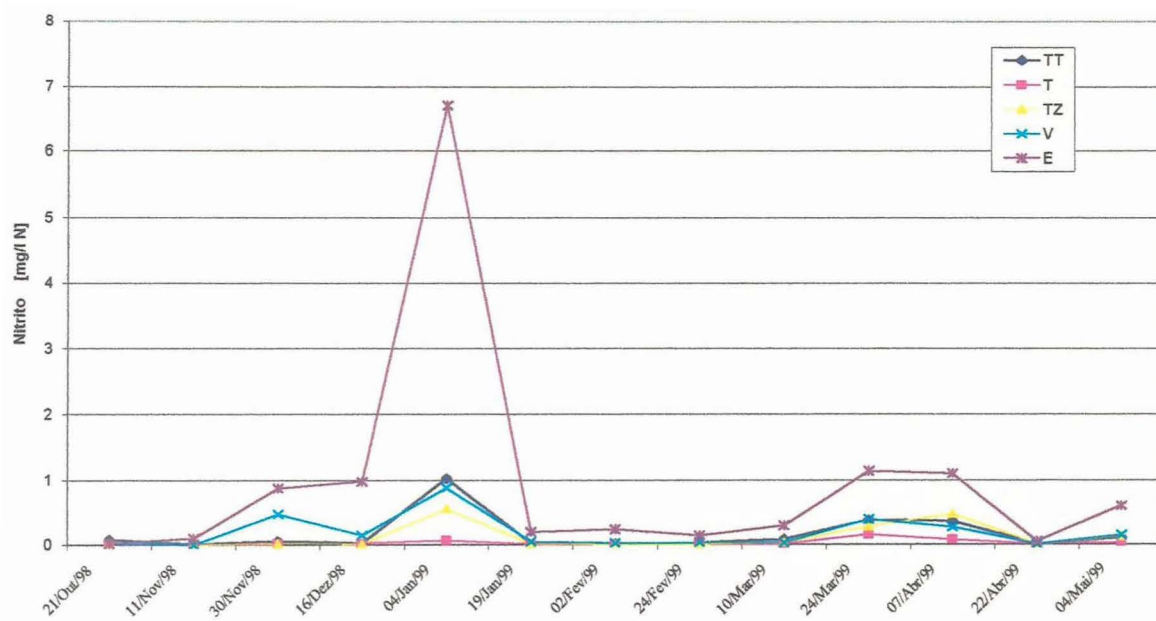
P de F: probabilidade de F da análise de variância (ANOVA)

O primeiro quartil está acima de 25% dos dados, o segundo é a mediana, o terceiro quartil está acima de 75% dos dados. Letras sob as distribuições diferenciam as médias (DMS: P = 0,05); a é atribuída à menor média.

5.7.1.3 Nitrito e fosfato-orto

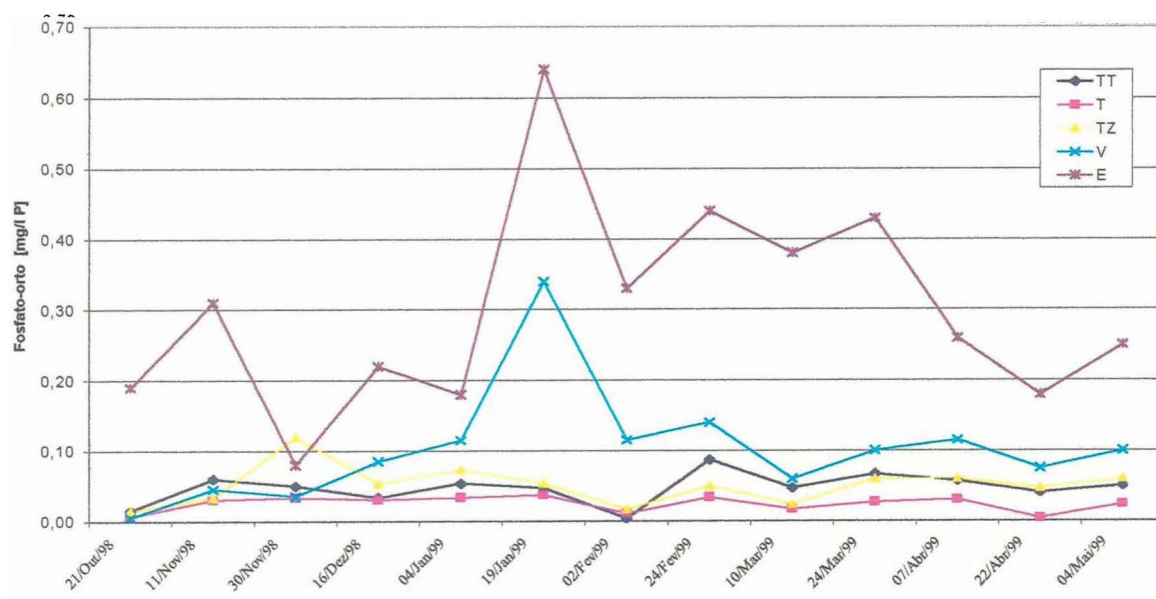
O nitrito é componente natural do esgotamento sanitário, além de ser intermediário no ciclo do nitrogênio. Os valores médios de nitrito na entrada e saída (Figura 5.22) estiveram abaixo de 1 mg/l (exceto um pico de entrada no início de 99). A espécie *Zizaniopsis* pode contribuir para uma melhor eficiência de remoção, embora essa afirmação não seja significativa estatisticamente (Figura 5.23). Já o fosfato-orto apresentou nos sistemas vegetados valores de saída inferiores a 0,10 mg/l para valores de entrada entre 0,10 e 0,70 mg/l. essa variável também não apresentou diferença significativa entre os tratamentos.

VARIAÇÃO DE NITRITO - FARROUPILHA



(A)

VARIAÇÃO DO FOSFATO ORTO - FARROUPILHA



(B)

FIGURA 5.22 Variação de nitrito (A) e fosfato-orto (B) para sistemas de Farroupilha.
(E: Entrada)

(TT: *Typha* 16 prop/m²; T: *Typha* 10 prop/m²; TZ: Mistura *Typha* + *Zizaniopsis* 10 prop/m²; V: controle)

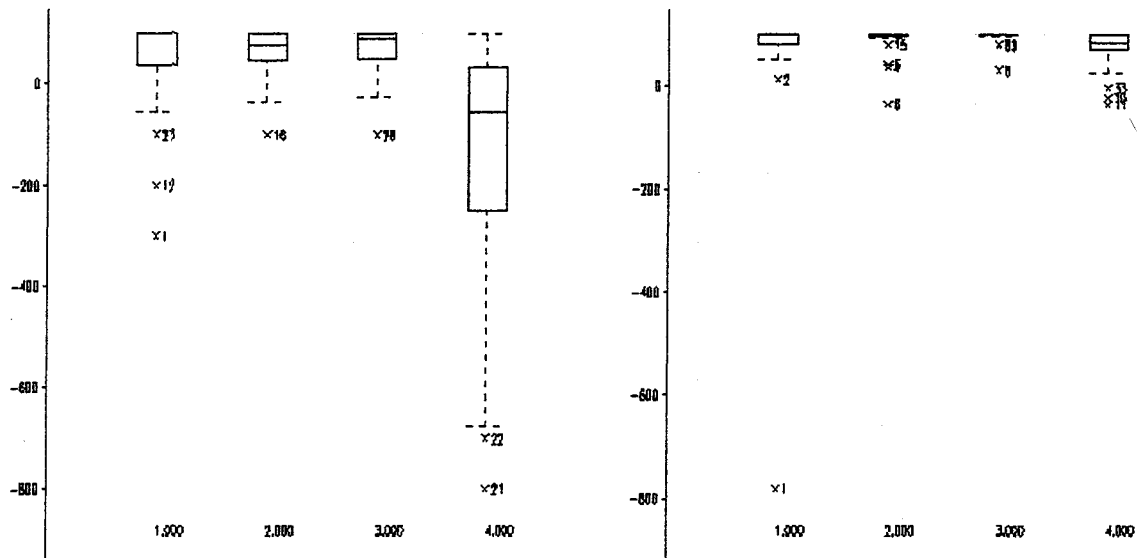


FIGURA 5.23 Distribuição dos dados e significância do fator espécie nas variáveis nitrito e fosfato-orto para Farroupilha .

(1) *Typha* 16 prop/m², (2) *Typha* 10 prop/m², (3) *Typha* + *Zizaniopsis* 10 prop/m², (4) controle
P de F: probabilidade de F da análise de variância (ANOVA)

O primeiro quartil está acima de 25% dos dados, o segundo é a mediana, o terceiro quartil está acima de 75% dos dados. Letras sob as distribuições diferenciam as médias (DMS: P = 0,05); a é atribuída à menor média.

5.7.2 Cachoeirinha

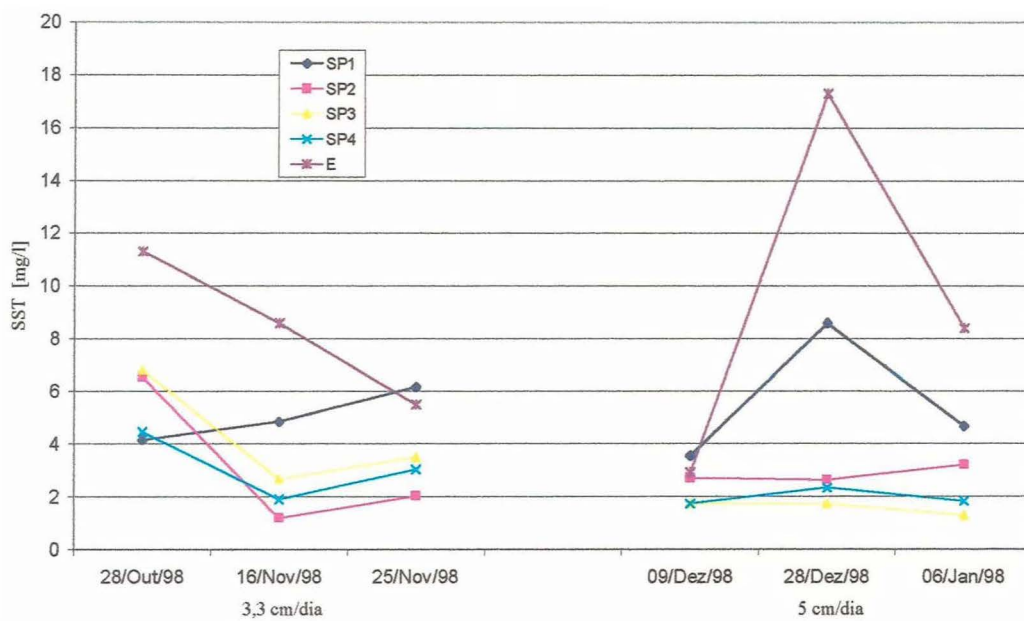
As variáveis que também foram analisadas em Cachoeirinha mas não estão detalhadas neste trabalho são: SST, SSV, ácidos graxos, NTK, cálcio, potássio, magnésio e sulfato. Nenhuma delas foi significativa em relação ao tratamento proposto, mas necessitam ser melhor estudadas para compreender as complexas interrelações de um banhado construído.

5.7.2.1 Sólidos suspensos totais e sólidos suspensos voláteis

Os valores médios de saída estiveram na faixa de 3 a 8 mg/l para SST e entre 0 e 4 mg/l para SSV. Os valores de entrada foram entre 3 e 18 mg/l para SST e entre 2 e 11 mg/l para SSV (Figura 5.24). Em Cachoeirinha verificou-se que os sistemas vegetados são mais eficientes que o controle não vegetado para a remoção de SST e SSV, mas não há diferenças significativas entre eles (Figura 5.25).

(A)

VARIAÇÃO DE SÓLIDOS SUSPENSOS TOTAIS - CACHOEIRINHA



(B)

VARIAÇÃO DE SÓLIDOS SUSPENSOS VOLÁTEIS - CACHOEIRINHA

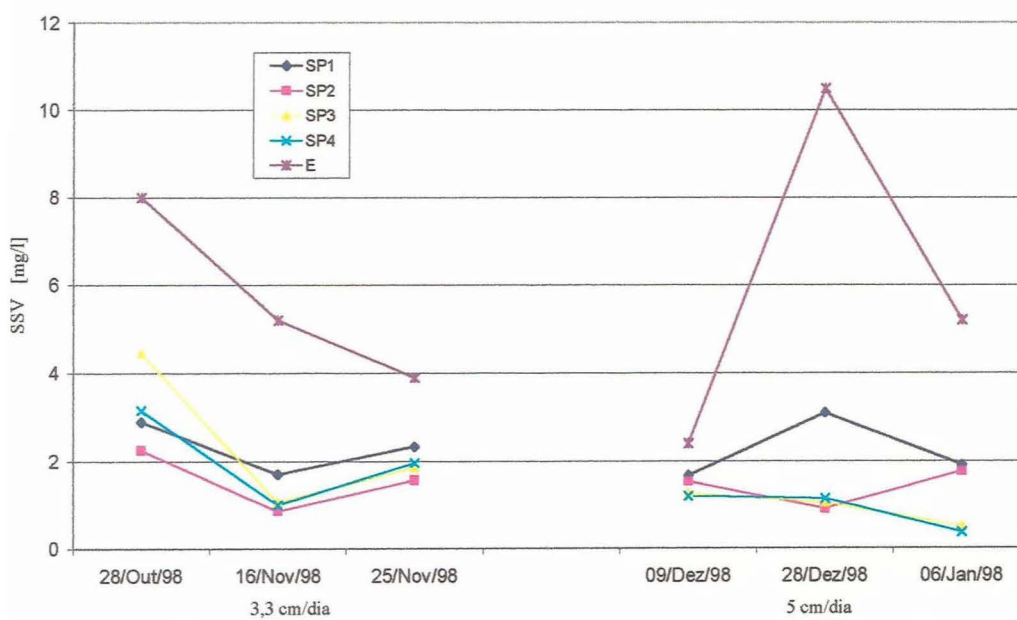


FIGURA 5.24 Variação de sólidos suspensos totais (A) e sólidos suspensos voláteis (B) para sistemas de Cachoeirinha. (E: entrada)

(SP1: *Zizaniopsis bonariensis*; SP2: Mistura *Typha* + *Zizaniopsis*; SP3: *Typha*; SP4: controle)

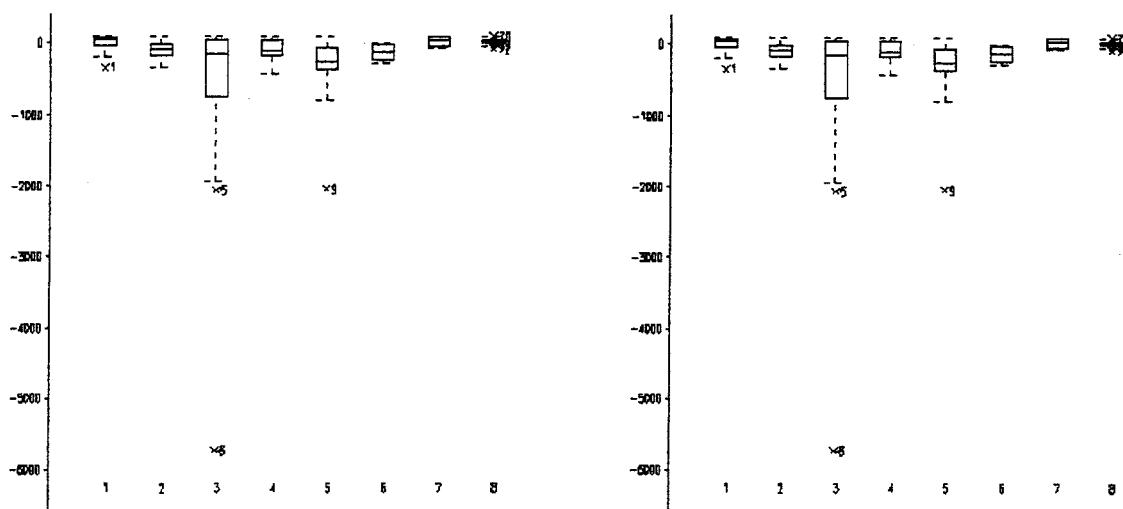


FIGURA 5.25 Distribuição dos dados e significância do fator carga/espécie na variável sólido suspenso total e sólido suspenso volátil nos sistemas de Cachoeirinha.

(1) *Typha+zizaniopsis*, 3,3 cm/dia; (2) *Typha+zizaniopsis*, 5 cm/dia; (3) *Zizaniopsis*, 3,3 cm/dia; (4) *Zizaniopsis*, 5 cm/dia; (5) Controle, 3,3 cm/dia; (6) Controle, 5 cm/dia; (7) *Typha*, 3,3 cm/dia; (8) *Typha*, 5 cm/dia
P de F: probabilidade de F da análise de variância (ANOVA)

O primeiro quartil está acima de 25% dos dados, o segundo é a mediana, o terceiro quartil está acima de 75% dos dados. Letras sob as distribuições diferenciam as médias (DMS: P = 0,05); a é atribuída à menor média.

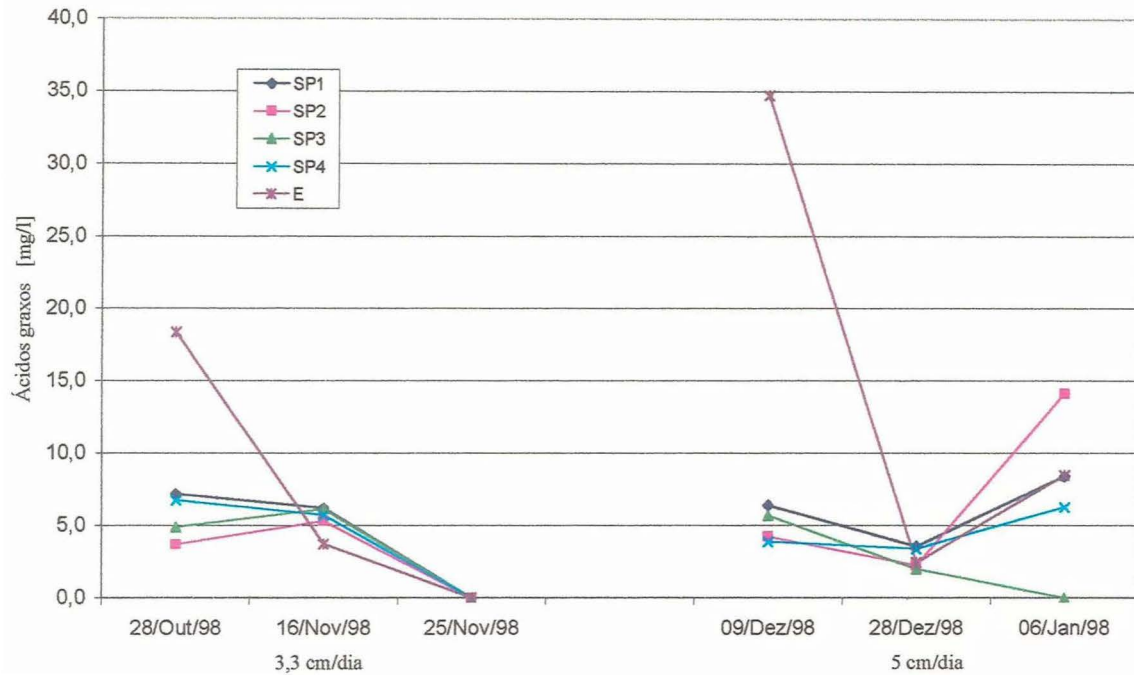
5.7.2.2 Ácidos graxos e nitrogênio NTK

Os valores de ácidos graxos para a entrada do sistema de Cachoeirinha variaram entre 0 e 35 mg/l, sendo que a saída esteve compreendida entre 0 e 15 mg/l (Figura 5.26a). Mesmo não apresentando diferenças significativas entre os tratamentos (Figura 5.27), observou-se que o melhor desempenho ocorreu quando aplicado a maior carga, 5 cm/dia. Isso representa um bom desenvolvimento na produção de energia pelo sistema de macrófitas, pois houve maior entrada de matéria orgânica. Provavelmente existe uma relação entre a carga e a produção de ácidos graxos, necessitando de melhor exploração.

O nitrogênio total (NTK) apresentou valores de entrada entre 55 e 65 mg N/l, mantendo-se razoavelmente constante ao longo do experimento (Figuras 5.26b e 5.27). As concentrações de saída variaram entre 15 e 50 mg N/l. Embora não seja uma variável que nos remeta a uma diferença significativa entre os tratamentos, é possível visualizar que os piores valores de remoção ocorreram nos sistemas híbridos (mistura *Typha* + *Zizaniopsis* - SP2).

(A)

VARIAÇÃO DE ÁCIDOS GRAXOS - CACHOEIRINHA



(B)

VARIAÇÃO DE NITROGÊNIO TOTAL (NTK) - CACHOEIRINHA

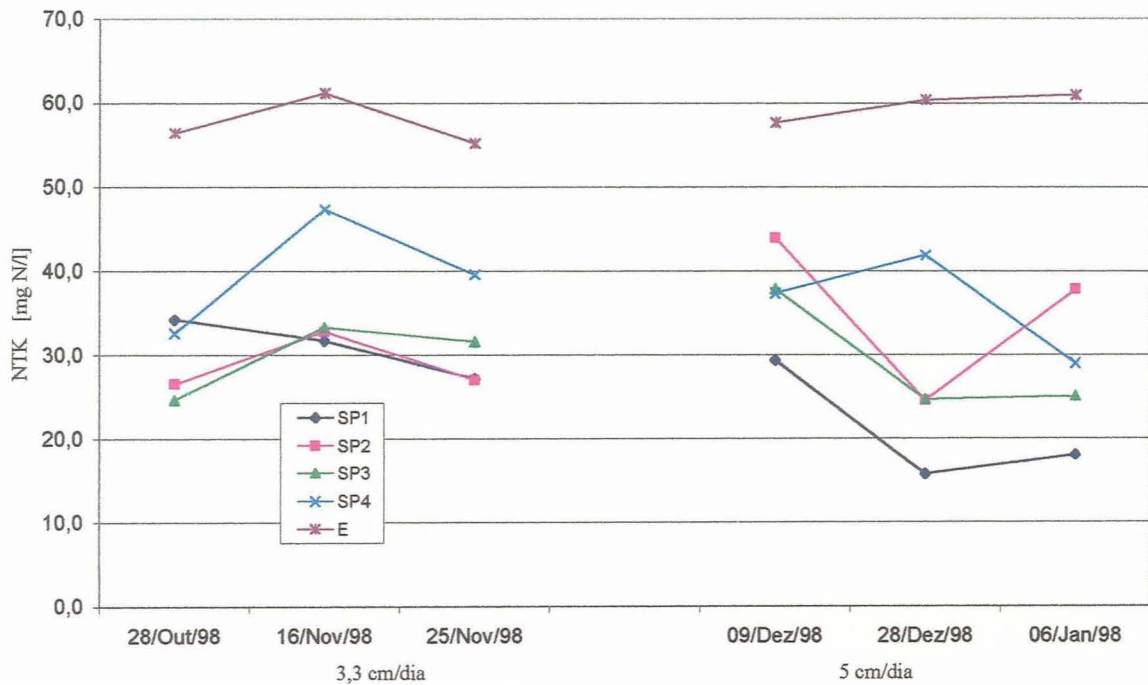


FIGURA 5.26 Variação de ácidos graxos (A) e nitrogênio total NTK (B) para sistemas de Cachoeirinha. (E: entrada)

(SP1: *Zizaniopsis bonariensis*; SP2: Mistura *Typha* + *Zizaniopsis*; SP3: *Typha*; SP4: controle)

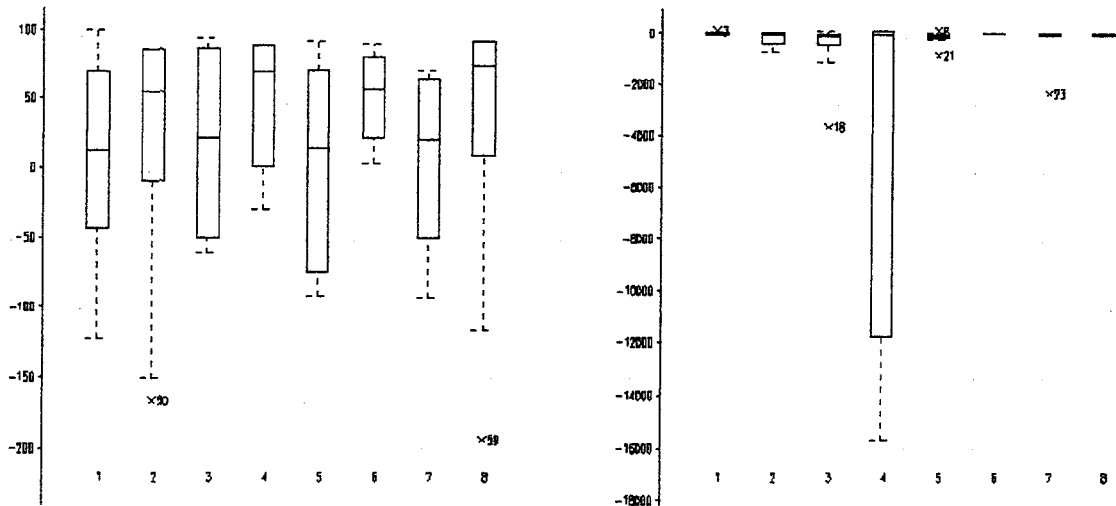


FIGURA 5.27 Distribuição dos dados e significância do fator carga/espécie na variável ácidos graxos e nitrogênio total NTK nos sistemas de Cachoeirinha.

(1) *Typha+zizaniopsis*, 3,3 cm/dia; (2) *Typha+zizaniopsis*, 5 cm/dia; (3) *Zizaniopsis*, 3,3 cm/dia; (4) *Zizaniopsis*, 5 cm/dia; (5) Controle, 3,3 cm/dia; (6) Controle, 5 cm/dia; (7) *Typha*, 3,3 cm/dia; (8) *Typha*, 5cm/dia

P de F: probabilidade de F da análise de variância (ANOVA)

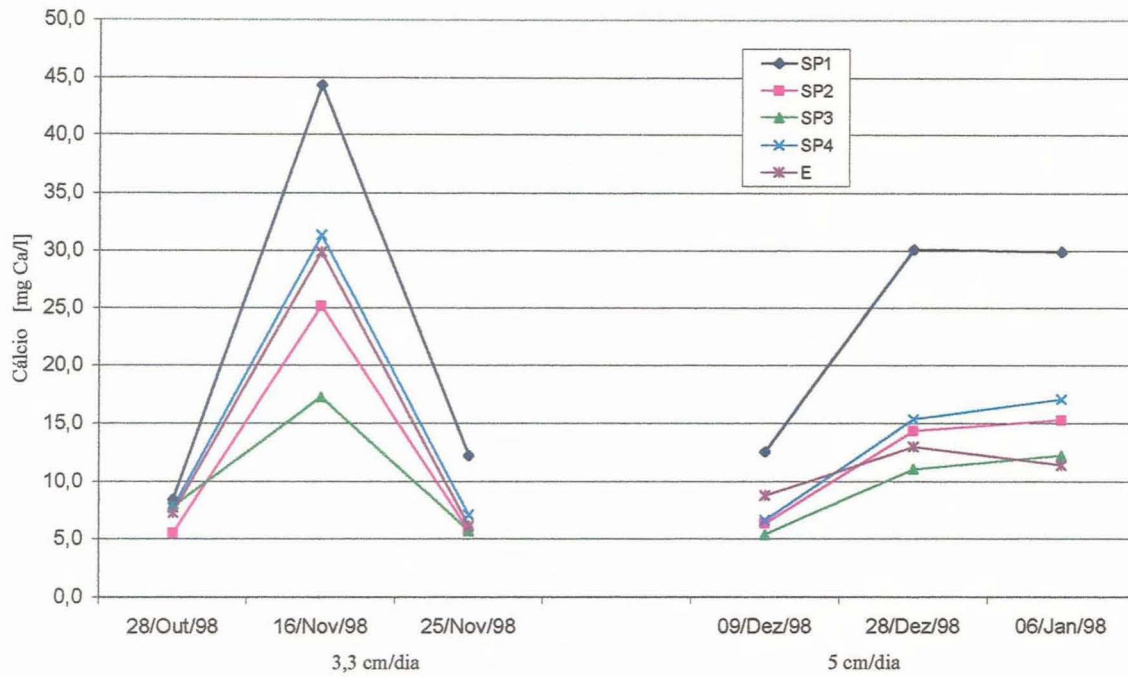
O primeiro quartil está acima de 25% dos dados, o segundo é a mediana, o terceiro quartil está acima de 75% dos dados. Letras sob as distribuições diferenciam as médias (DMS: P = 0,05); a é atribuída à menor média.

5.7.2.3 Cálcio, magnésio, potássio e sulfato

Os valores médios de entrada foram 5-45 mg/l para o cálcio, 10-40 mg/l para o potássio, 4 - 9 mg/l para o magnésio e 0 - 60 mg/l para o sulfato. Já os valores de saída foram, respectivamente, 5 a 30 mg Ca/l, 0 a 30 mg K/l, 3 a 13 mg Mg/l e 0 a 140 mg SO_4^{-2} /l. É importante notar que os leitos vegetados apresentaram maior teor de magnésio do que o quantidade afluyente. Isso se deve ao material componente do leito (areia) (Figuras 5.28 e 5.29).

De um modo geral, as variáveis cálcio, potássio e magnésio apresentaram menores resultados de eficiência quando a carga aumentou para 5 cm/dia (ver tratamentos 2, 4, 6 e 8 na Figuras 5.28 e 5.29), embora não tenha havido nenhuma diferença significativa entre os tratamentos (Figura 5.30).

VARIAÇÃO DE CÁLCIO - CACHOEIRINHA



VARIAÇÃO DE POTÁSSIO - CACHOEIRINHA

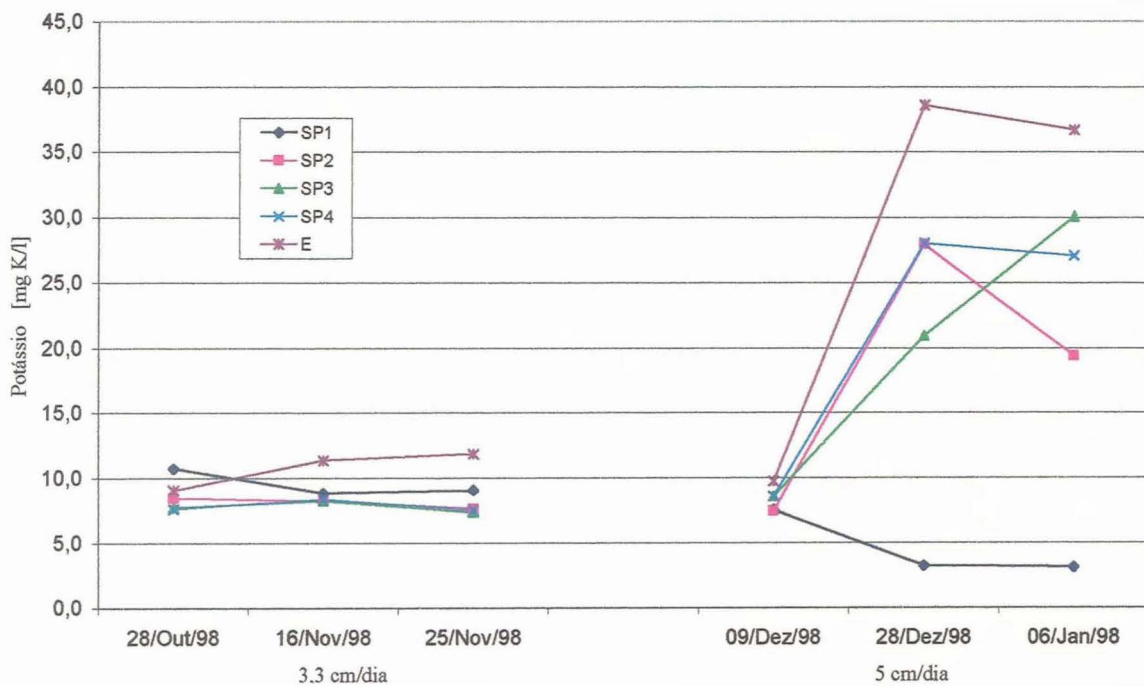
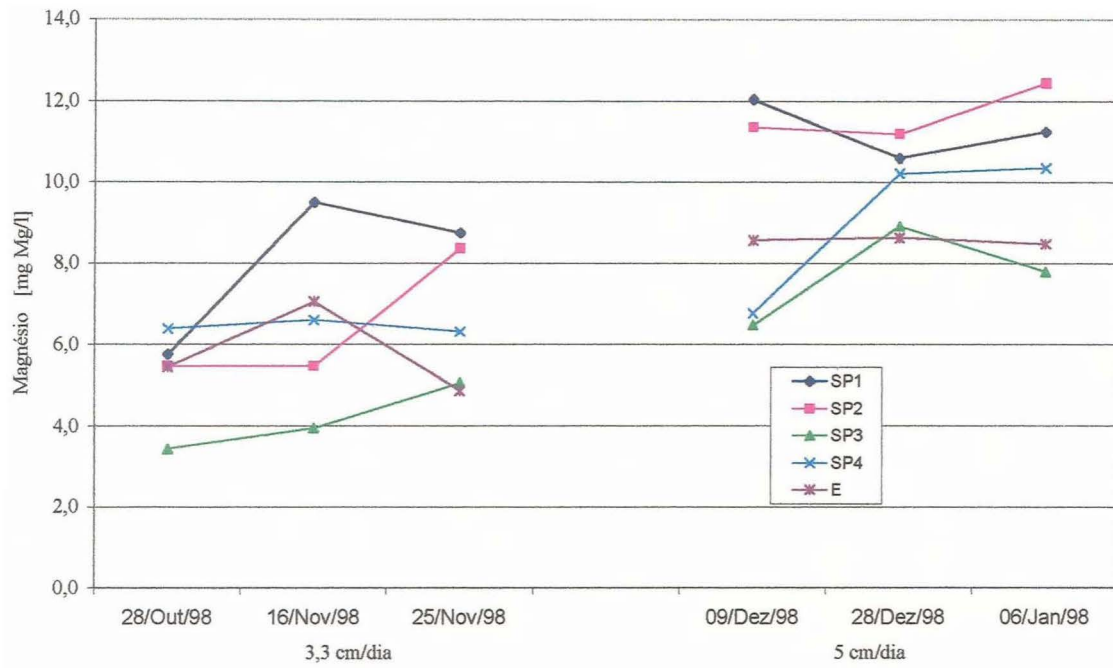


FIGURA 5.28 Variação de cálcio e potássio para sistemas de Cachoeirinha.

(E: entrada)

(SP1: *Zizaniopsis bonariensis*; SP2: Mistura *Typha* + *Zizaniopsis*; SP3: *Typha*; SP4: controle)

VARIAÇÃO DE MAGNÉSIO - CACHOEIRINHA



VARIAÇÃO DE SULFATO - CACHOEIRINHA

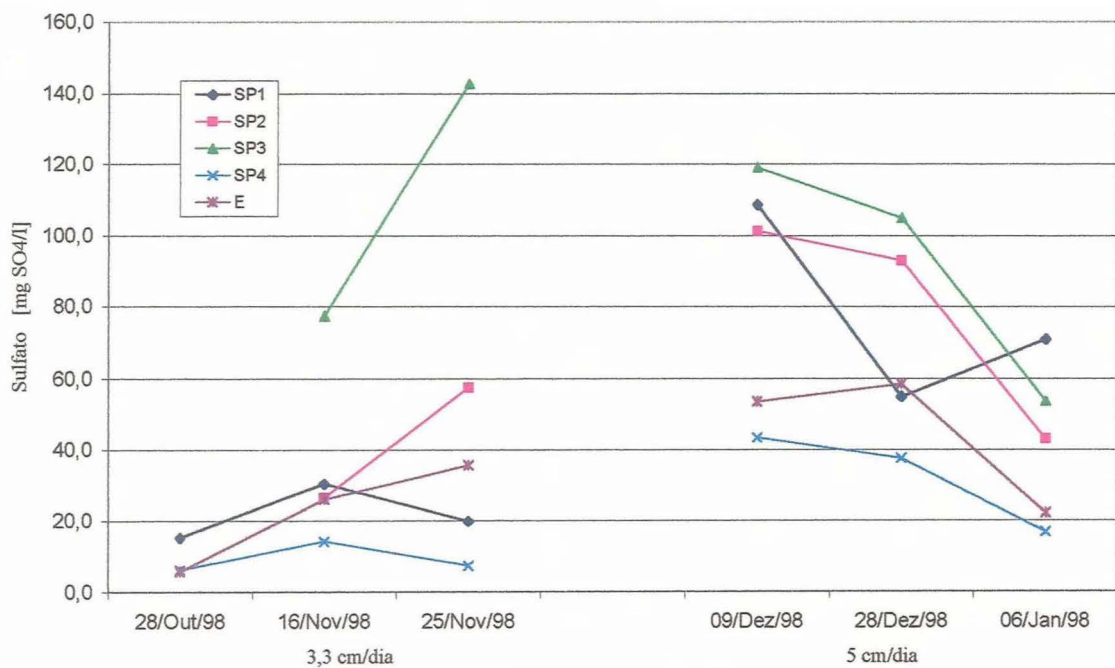
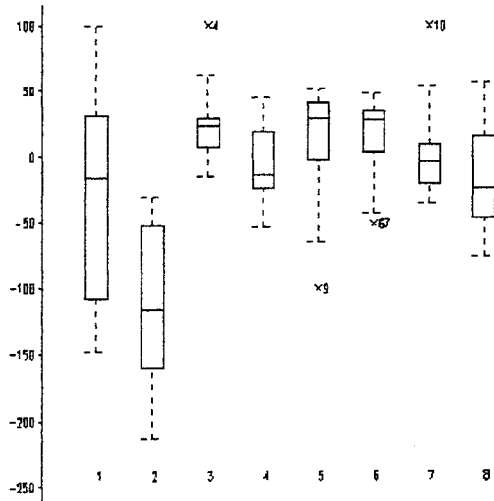


FIGURA 5.29 Variação de magnésio e sulfato para sistemas de Cachoeirinha.

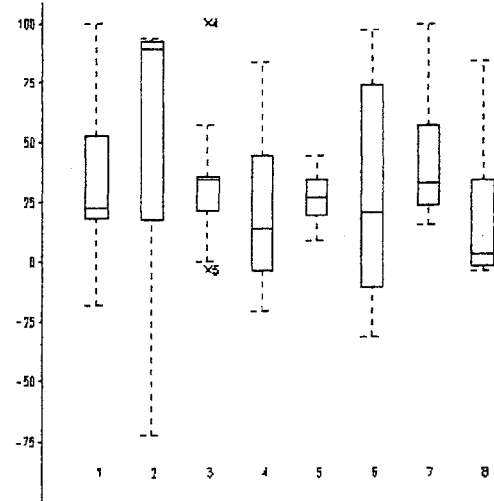
(E: entrada)

(SP1: *Zizaniopsis bonariensis*; SP2: Mistura *Typha* + *Zizaniopsis*; SP3: *Typha*; SP4: controle)

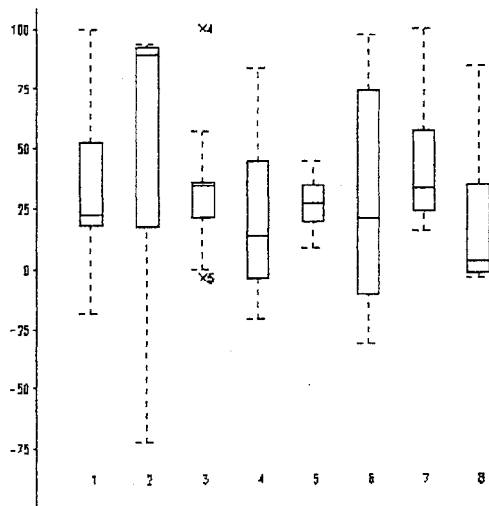
Cálcio. P de F: 0,084



Potássio. P de F: 0,503



Magnésio. P de F: 0,963



Sulfato. P de F: 0,231

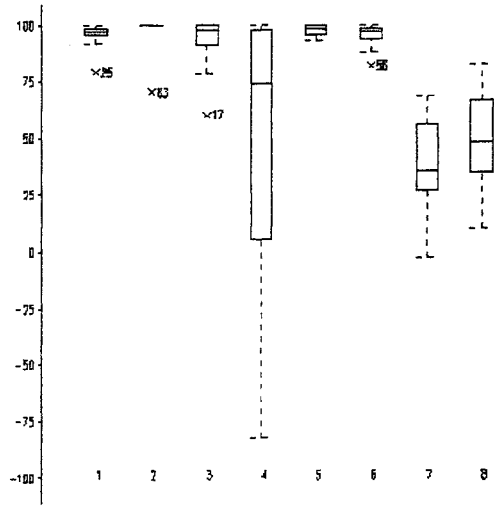


FIGURA 5.30 Distribuição dos dados e significância do fator carga/espécie nas variáveis cálcio, potássio, magnésio e sulfato nos sistemas de Cachoeirinha.

(1) *Typha+zizaniopsis*, 3,3 cm/dia; (2) *Typha+zizaniopsis*, 5 cm/dia; (3) *Zizaniopsis*, 3,3 cm/dia; (4) *Zizaniopsis*, 5 cm/dia; (5) Controle, 3,3 cm/dia; (6) Controle, 5 cm/dia; (7) *Typha*, 3,3 cm/dia; (8) *Typha*, 5 cm/dia
P de F: probabilidade de F da análise de variância (ANOVA)

O primeiro quartil está acima de 25% dos dados, o segundo é a mediana, o terceiro quartil está acima de 75% dos dados. Letras sob as distribuições diferenciam as médias (DMS: P = 0,05); a é atribuída à menor média.

5.8 Eficiências de remoção

A Tabela 5.1 apresenta as características de cargas e eficiências de banhados construídos e sintetizados na bibliografia.

TABELA 5.1 Comparativo de banhados construídos relacionando eficiência e carga aplicada.

Localização	Carga			Nitrogênio	Nitrogênio	Fósforo
	hidráulica (cm/dia)	DBO ₅ (%)	SS (%)	amônia (%)	total (%)	
Santee, California (EUA)	4,68	96	94	94		
Village of Neshaminy Falls, PY (EUA)	1,26	96	94	75		
Iselin, PY (Pensylvania) (EUA)	1,47	95	95	83		80
Benton, Kentucky (EUA)	5,28	88	86	56		69
Marnhull, Inglaterra	4,15	57	75	-23	26	12
Holtby, Inglaterra	7,97	65	88	-81	12	15
Castleroe, Inglaterra	4,46	85	69	9		
Middleton, Inglaterra	6,90	80	73	2		
Ringsted, Dinamarca	4,90	79	85	6		12
	4,43	66	59	24		20
	8,89	73	73	46		30
	5,70	94	98	56	38	36
	1,71	92	91	55	61	60

Fonte: Motta Marques et al., (1998).

Dos valores expostos na Tabela 5.1 pode-se concluir que, em sistemas que trabalharam com cargas diferentes, é esperado uma variação de eficiência para os parâmetros apresentados. Essas variações são relativas às características locais, pois para variações semelhantes de carga houve respostas diametralmente opostas na remoção de DBO₅, sólidos suspensos, nitrogênio em Iselin (EUA) e em Ringsted (Dinamarca), por exemplo.

As eficiências médias de remoção para os diferentes tratamentos propostos para o pós-tratamento anaeróbio de efluentes domésticos no loteamento Parque da Matriz em Cachoeirinha basearam-se em duas cargas diferentes (3,3 cm/dia e 5 cm/dia) (Tabela 5.2). Já a Tabela 5.3 apresenta os dados de eficiência média para Farroupilha em seus diversos arranjos de macrófitas e para carga única de 2,76 cm/dia.

TABELA 5.2 Eficiências médias (%) de remoção nos banhados construídos para diferentes sistemas e duas cargas hidráulicas – PROSAB Cachoeirinha, outubro/98 a janeiro/99.

VARIÁVEIS	TRATAMENTOS								P de F interação	DMS
	<i>Typha subulata + Zizaniopsis bonariensis</i>		<i>Zizaniopsis bonariensis</i>		Controle Sem plantas		<i>Typha subulata</i>			
	C 1	C 2	C 1	C 2	C 1	C 2	C 1	C 2		
Ácidos Graxos	5,4	24,5	4,3	51,4	4,2	17,6	18,7	47,8	0,922	74,41
Cálcio	3	-14,7	13,6	15,4	-29	-112,8	24,1	-5,8	0,084	48,14
DQO	55,7	61,3	45,5	45,9	51,5	49,4	48,7	49,4	0,961	20,55
Ferro	33	-928	-150	-405	-64	-791	-71	-789	0,65	797,7
Potássio	44,9	21,7	26,6	25,2	35,4	50,4	33,6	22,8	0,503	36,11
Magnésio	12,4	-6,6	25,7	9,7	-5,4	-36,4	-16,4	-32,2	0,963	47,18
Manganês	32,5	5,5	-7,8	31,8	-20,6	0,8	20,8	38,9	0,257	48,22
Amônia	31,8a	28,5a	44,1abc	49,5abc	54,7bcd	68,9d	64,8cd	36ab	0,036	21,35
Nitrato	-385b	8b	-187b	10b	12b	-186b	-704b	-5193a	0,019	2408,7
NTK	26,3	37,3	48,1	50,7	53,7	64,5	58,5	40,4	0,106	18,74
Fosfato	38,5a	47,4a	97,7b	95,1b	95,5b	96,7b	92,5b	46,1a	0,009	24,29
Chumbo	43	19,2	45,4	18,5	47,9	19,2	40,7	31,9	0,658	24,62
Fósforo Total	60,6	15	77,6	47,3	60,6	67,8	77,6	37,4	0,286	41,82
Sulfato	39	26	-388	-115	-16	-106	-907	-81	0,231	684,3
SST	61,1	68,3	48,3	71,6	35,7	24,3	70,1	51,2	0,284	33,37
SSV	63,6	77,4	58,6	75,9	61,1	54,8	74,8	64,5	0,214	22,47
Turbidez	49	37	-15	26	-154	-61	3	46	0,48	93,7
Zinco	50,6	30,7	38,5	32,4	42,6	14,8	41,8	23,3	0,53	20,75

P de F: Probabilidade de F obtido por ANOVA (Análise de Variância); DMS: Diferença Mínima Significativa (0,05); C 1: carga de 3,30 cm/dia; C 2: carga de 5 cm/dia.

Da Tabela 5.2 pode ser observado que, dentre os parâmetros citados na Tabela 5.1, o sistema de Cachoeirinha não apresentou grandes surpresas. Algumas discussões podem ser elaboradas em relação a esses parâmetros em comum e os parâmetros significativos. Em comparação com os resultados apresentados na Tabela 5.1, Cachoeirinha apresentou pior desempenho nos parâmetros SS (média geral para sistemas vegetados: 63,7%), nitrogênio amoniacal (média 38%) e fósforo (33,2%), enquanto que o parâmetro nitrogênio total (média 42,8%) obteve melhor resultado, quando considerados em relação à carga aproximada de 5 cm/dia.

Os sólidos suspensos totais (SST) e os sólidos suspensos voláteis (SSV) não apresentaram diferenças significativas entre os tratamentos, mas seus aumentaram a eficiência de remoção com o aumento de carga nos tratamentos 1, 2, 3 e 4, enquanto que tiveram comportamento oposto nos sistemas 5, 6, 7 e 8. Pode-se inferir que a espécie *Zizaniopsis bonariensis* presente nos primeiros possui alguma relação com a melhor eficiência de

remoção para os SST e SSV, com eficiências entre 48,3% e 63,6% para 3,3 cm/dia e 68,3% e 77,4% para 5 cm/dia.

O nitrogênio amoniacal teve sua eficiência reduzida com o aumento de carga nos sistemas 1, 2, 7 e 8 (31,8% para 28,5% em 1 e 2; 64,8% para 36% em 7 e 8). Esse parâmetro apresentou diferença significativa entre os tratamentos, sendo a melhor eficiência (68,9%) observada no tratamento 6 (sistema não vegetado e com carga de 5 cm/dia) e a pior eficiência nos tratamentos 1 e 2 para as cargas de 3,3 cm/dia e 5 cm/dia (31,8% e 28,5%, respectivamente). A nitrificação incompleta é a maior causa da limitada remoção de nitrogênio (Vymazal, 1998a).

O nitrato apresentou baixa eficiência de remoção, muitas vezes negativas, sendo que o pior sistema para esse parâmetro é o 8 (*Typha ssp.* com carga de 5 cm/dia), que apresentou uma diferença significativa (P de F: 0,019) em relação aos outros tratamentos. Por estar o nitrato em forma inorgânica, o banhado processa esse nitrogênio por nitrificação e desnitrificação. A baixa eficiência de remoção para o nitrato indica uma pobre atividade desnitrificante no leito.

O nitrogênio total não apresentou diferenças significativas entre os tratamentos, com eficiência média de remoção (sistemas vegetados, ambas cargas) de 43,5%, superior ao obtido na literatura (Tabela 5.1).

O fósforo é removido primariamente por reações de trocas iônicas, onde o fosfato desloca a água ou as hidroxilas da superfície dos óxidos aquosos de ferro e alumínio, assumindo esse lugar (Vimazal, 1998b). Geralmente os meios (substratos) usados para banhados do tipo horizontal de fluxo subsuperficial não contêm grandes quantidades de ferro, alumínio ou cálcio e, portanto, a remoção de fósforo é normalmente baixa. No caso de Cachoeirinha, o parâmetro fósforo total não apresentou diferença significativa entre os tratamentos e sua variação média para sistemas vegetados foi de 71,9% para 3 cm/dia e 33,2% para 5 cm/dia. Não é possível comparar com a literatura (Tabela 5.1) em função da sua grande variação.

O fosfato apresentou diferença significativa entre os tratamentos, sendo a melhor eficiência apresentada pelos sistemas 3, 4, 5, 6 e 7. É difícil chegar a alguma conclusão a esse respeito, pois dentre os sistemas eficientes está o controle para as duas cargas (5 e 6), a espécie *Zizaniopsis* isoladamente nas duas cargas (3 e 4) e a espécie *Typha* na carga de 3,3 cm/dia. São informações antagônicas, que somente eliminam a combinação de espécies (tratamentos 1 e 2) como eficientes para a remoção de fosfato.

A DQO, embora não tenha se observado redução significativa, apresentou valores consideráveis para a sua remoção nos sistemas vegetados: 49,9% para 3,3 cm/dia e 52,2% para 5 cm/dia. A DQO pode estar representada por pequenas frações solúveis, por isso sua pequena eficiência. O controle também apresentou boa eficiência (51,5% para 3,3 cm/dia e 49,4% para 5 cm/dia), mostrando a função do substrato em proporcionar a degradação química da matéria orgânica. Essa degradação é feita por dissolução da matéria orgânica sintetizada, muito comum em lagoas de estabilização. A DBO₅ não foi analisada em Cachoeirinha.

De uma maneira geral, as eficiências em Cachoeirinha foram boas para a operação de tratamento secundário de águas residuárias provenientes do sistema anaeróbio.

Em relação à Farroupilha (Tabela 5.3) observou-se que, em comparação com os dados de literatura anteriormente citados, não houve grandes diferenças, mesmo levando em consideração que se trata de outro tipo de efluente (drenagem urbana). Em comparação com os resultados apresentados na Tabela 5.1, Farroupilha apresentou pior desempenho nos parâmetros DBO₅ (média geral para sistemas vegetados: 88,4%), SS (média 55,3%), enquanto que o parâmetro nitrogênio amoniacal (média 82,9%) apresentou eficiência superior quando comparados a sistemas com cargas de aproximadamente 4 cm/dia.

A carga hidráulica não foi variada no sistema de banhados de Farroupilha, razão pela qual somente as espécies foram comparadas entre si.

A eficiência média de remoção da DQO para os sistemas vegetados foi maior que o sistema controle (56,6% contra 40,4%), mas essa diferença não foi significativa. Neste caso, pode-se afirmar a importância da zona de raízes como suporte para a degradação da matéria orgânica presente.

A DBO₅ foi um parâmetro significativo para a comparação entre os sistemas (P de F: 0,031), sendo que os sistemas vegetados são mais eficientes que o controle, reforçando a importância dos sistemas de banhados construídos para a remoção da matéria orgânica. A eficiência média dos sistemas vegetados variou de 87,4% a 90,3%, sendo que o controle removeu 76,2% da DBO₅. Ao se comparar com os dados da literatura, os valores obtidos em Farroupilha para este parâmetro foram aproximados aos sistemas com cargas similares.

TABELA 5.3 Eficiências médias (%) de remoção nos banhados construídos para diferentes espécies no projeto piloto de Farroupilha (outubro/98 a janeiro/99).

VARIÁVEIS	TRATAMENTOS				P de F interação	DMS
	<i>Typha subulata</i> (16)	<i>Typha subulata</i> (10)	<i>Typha subulata</i> + <i>Zizaniopsis Bonariensis</i>	Controle Sem plantas		
Condutividade	3	-11	-4	2	0,961	62,1
Cromo	71,3	78,7	75,9	80,6	0,878	25,17
Cobre	66,7	58,4	75	75	0,667	33,68
DQO	56	58	56	40,4	0,357	21,17
DBO	87,4b	87,6b	90,3b	76,2a	0,031	9,53
Ferro	45b	36b	-65a	54b	0,001	69,9
Manganês	-1139	-604	-1628	-650	0,541	1720
Amônia	86,8	83,8	78,2	59,1	0,431	35,23
Nitrato	34b	60b	56b	-151a	<0,001	96,2
Níquel	61,2	61,7	56,4	66,7	0,951	35,52
Nitrito	47	86	93	64	0,477	71,4
Oxig. Dissolvido	77,5	74,7	84,3	75,6	0,446	14,12
Fosfato	89,3b	93,6b	87,6b	78,8a	0,002	7,32
Fosfato orto	80,9	86,5	65,8	63	0,118	23,81
SDT	-0,6	-11,7	-4,3	3,8	0,958	59,7
SS	33,7	64,1	68,1	40,2	0,457	56,07
ST	4,9	-0,2	-0,3	5,6	0,994	57,32
Zinco	91,7	91,7	91,7	100	0,766	18,28

P de F: Probabilidade de F obtido por ANOVA (Análise de Variância); DMS: Diferença Mínima Significativa (0,05); Carga única de 2,76 cm/dia.

O nitrato apresentou diferenças significativas entre os tratamentos, sendo que os sistemas vegetados foram significativamente (P de $F < 0,001$) mais eficientes que o controle não vegetado. A eficiência média de remoção observada para o nitrato nos sistemas vegetados foi de 50%, enquanto que o controle apresentou eficiência negativa.

O nitrogênio amoniacal não apresentou diferenças significativas entre os tratamentos e a eficiência média dos sistemas vegetados foi de 82,9% sendo que o controle obteve 59,1% na remoção.

O nitrito foi analisado em Farroupilha, mas não apresentou diferenças significativas entre os tratamentos. A eficiência média de remoção para os sistemas vegetados foi de 75,3%, contra 64% do controle. Isso mostra que o nitrito foi rapidamente oxidado a nitrato,

O fosfato foi outro parâmetro significativo em Farroupilha (P de F : 0,002), com os sistemas vegetados mais eficientes que o controle. A eficiência média de remoção para os sistemas plantados foi de 90,1%, enquanto que o controle apresentou 78,8% de remoção.

A remoção de sólidos suspensos (SS) e de sólidos dissolvidos totais (SDT) não foi significativa, apresentando eficiência média nos sistemas vegetados de 55,3% para SS e 1,4% para os SDT. Segundo Cooper et al. (1998), os leitos de fluxo horizontal são indicados para a remoção de sólidos suspensos, embora tenha sido encontrado um valor baixo em Farroupilha.

O metal ferro foi outro parâmetro significativo (P de F: 0,001), onde o sistema híbrido *Typha + Zizaniopsis* apresentou a pior eficiência (-65%) em comparação com os outros sistemas vegetados (40,5%) e o controle (54%). É possível que a espécie *Zizaniopsis* presente na mistura tenha alguma interferência negativa na assimilação do ferro do afluente, uma vez que ela não está presente nos outros sistemas. Seria necessário, então, um estudo mais aprofundado sobre a espécie *Zizaniopsis* em relação a esse tipo de efluente e esse metal.

Para melhor comparar os sistemas de Cachoeirinha e Farroupilha foi elaborado a Tabela 5.4 com os principais parâmetros comuns aos dois projetos.

TABELA 5.4 - Comparação entre os sistemas vegetados de Cachoeirinha e Farroupilha para eficiência médias de remoção e a diferentes cargas.

	<i>DBO₅</i>	<i>DQO</i>	<i>N amoniacal</i>	<i>Nitrato</i>	<i>Fosfato</i>	<i>Zinco</i>	<i>SS</i>
Cachoeirinha							
3,3 cm/dia		49,9%	46,9%	-425,3%	76,2%	43,6%	59,8%
5 cm/dia		52,2%	38%	-1725%	62,8%	28,8%	63,7%
Farroupilha							
2,76 cm/dia	88,4%	56,6%	82,9%	50%	90,1%	91,7%	55,3%

De uma maneira geral, os valores de eficiência de remoção para Farroupilha foram superiores aos de Cachoeirinha, mas é preciso lembrar que os efluentes são diferentes. As águas de drenagem urbana possui menor concentração que um efluente oriundo de reator anaeróbio para tratamento de águas residuárias.

Mesmo com a grande quantidade de sólidos no afluente de Cachoeirinha e por já ter passado pela fase de adaptação, os sistemas vegetados reagiram bem na remoção de sólidos suspensos, enquanto que em Farroupilha, um sistema em estabelecimento e com poucos sólidos suspensos, a eficiência de remoção foi menor.

6.1 CONCLUSÕES

A grande complexidade dos sistemas de banhados construídos norteou o presente trabalho e foi possível verificar a viabilidade da implantação desse sistema para tratamento de efluentes oriundos do pós-tratamento anaeróbio e para a drenagem urbana mista.

Muitas são as variáveis que influenciam o ecossistema e não é possível dominá-las completamente. A grande contribuição está na boa eficiência obtida pelos banhados construídos para tratamento de esgoto oriundo de pós-tratamento anaeróbio, que no caso de Cachoeirinha, apresentava muitos sólidos e altas concentrações de DQO, nitrogênio e fósforo. É provável que a eficiência diminua com o tempo em função desse agravante, mas é possível indicar essa ecotecnologia como uma alternativa de baixo custo em pequenas e médias cidades que disponham de espaço físico mas de escassos recursos financeiros. É importante ressaltar que sistemas operando nessas condições podem saturar rapidamente. Esse sistema suportou sem grandes diferenças o aumento da carga hidráulica aplicada, razão que o tornou aplicável em processos com oscilações na composição do efluente de entrada.

Farroupilha está vislumbrando uma alternativa viável e eficiente para manutenção da qualidade da barragem da Julieta, pois os resultados desse trabalho indicam que a ecotecnologia de banhados construídos pode ser aplicada, com expectativa de boa eficiência principalmente na remoção da matéria orgânica, dos nutrientes nitrogênio e fósforo e dos metais que poluem suas águas. Essa alternativa permite questionar a prática de separador absoluto de esgoto e remete à reflexão de reaproveitamento dos grandes canais e galerias pluviais subterrâneas existentes no Brasil como um condutor de águas mistas para tratamento através de banhados construídos.

Cachoeirinha apresentou diferenças significativas entre os tratamentos para as variáveis amônia, nitrato e fosfato, operando em duas cargas; 3,3 cm/dia e 5 cm/dia. O aumento da carga provocou variações na eficiência de remoção desses elementos, sendo que,

no geral, para cargas menores a eficiência de remoção foi maior. Obteve-se uma remoção média de DQO de 49,9% para 3,3 cm/dia e de 52,2% para 5 cm/dia, enquanto que os sólidos suspensos foram removidos 59,8% em 3,3 cm/dia e 63,7% em 5 cm/dia.

As reduções significativas para o sistema de Farroupilha foram nas concentrações referentes às variáveis DBO₅, ferro, nitrato e fosfato, sendo que em sua maioria os sistemas vegetados foram mais eficientes na remoção desses elementos do que os sistemas controle. Por adotar carga única de 2,76 cm/dia e ser alimentado com um efluente de drenagem urbana mista (mais diluída que o efluente de pós-tratamento anaeróbio) observou-se maiores eficiências de remoção. Para fins de projeto em escala real, poderão ser esperadas as seguintes eficiências de remoção nos banhados construídos: 88,4% para a DBO₅, 56,5% para a DQO, 82,9% para o nitrogênio amoniacal, 50% para o nitrato, 90,1% para o fosfato, 91,7% para o zinco e 55,3% para os sólidos suspensos, desde que mantidas as condições do experimento no que concerne as condições climáticas e as concentrações.

6.2 RECOMENDAÇÕES

O sistema de banhados adotado em Cachoeirinha demonstrou que é necessário uma adaptação no dispositivo de entrada a ser implantado em escala real. Há necessidade de se prever uma retenção preliminar de sólidos em uma unidade anterior ao leito para aumentar a sua eficiência e evitar o acúmulo de sólidos no fundo do leito, sem o que o processo se torna predominantemente anaeróbio, mesmo com a presença da zona de raízes.

Quanto a Farroupilha, recomenda-se que a conclusão final desse sistema inclua a análise estatística do período de senescência (outono-inverno) para avaliar a real eficiência dos banhados construídos. Também é importante prever lagoas pulmões para regularização da vazão do arroio, evitando danos aos banhados construídos.

Os custos para a implantação do projeto piloto de Farroupilha baseou-se na compra de alguns materiais que resultaram em cerca de R\$ 3.000,00 (três mil reais), excluindo-se a parte de análise laboratorial realizada pela CORSAN. O futuro desse projeto é inclui-lo no Orçamento Geral da União (Programa PASS/CEF) ou no FNMA (Fundo Nacional do Meio Ambiente), servindo de subsídio para sua instalação em escala real e licenciamento ambiental.

Seria interessante observar o comportamento dos banhados, tanto em Farroupilha como em Cachoeirinha para efluentes mais concentrados e com grande quantidade de metais.

De um modo geral, é necessário aprofundar as interrelações de todas as outras variáveis aqui mencionadas mas não discutidas. Para tanto, uma análise criteriosa de todos os parâmetros poderá esclarecer alguns dos mecanismos ainda não compreendidos no sistema de banhados construídos para tratamento de águas residuárias.

- ABTEW, W. (1996) Evapotranspiration Measurements and modeling for three wetland systems in South Florida. In: **Water Resources Bulletin**. AWRA. v. 32, n. 3, p. 465-473.
- ADCOCK, P.W.; RYAN, G.L.; OSBORNE, P.L. (1995) Nutrient Partitioning in a Clay-based surface flow wetland. In: **Water Science & Technology**. Oxford: Elsevier. v. 32, n. 3, p. 203-209.
- APHA - AWWA - WEF (1992) Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater. 18th. American Public Association, Washington D.C. 979p.
- BASTIAN, R. K.; SHANAGAN, P.E.; THOMPSON, B.P. (1989) Use of wetlands for municipal wastewater treatment and disposal - regulatory issues and E.P.A. policies. In: D.A Hammer (ed.) **Constructed Wetlands for Wastewater Treatment: Municipal, Industrial and Agricultural**. Michigan: Lewis Publishers, USA. p. 265-278.
- BAVOR, H.J.; ROSER, D.J.; ADCOCK, P.W. (1995) Challenges for the development of advanced constructed wetlands technology. In: **Water Science & Technology**. Oxford: Elsevier. v. 32, n. 3, p. 13-20.
- BLAKE, G.; GAGNAIRE-MICHARD, J.; KIRASSIAN, B.; MORAND, P. (1987) Distribution and accumulation of Zinc in *Typha latifolia*. In: REDDY, K.R. e SMITH, W.H. (ed.). **Aquatic Plants for Water Treatment and Resource Recovery**. Florida: Magnolia. p. 487-495.
- BOLLER, M. (1997) Tracking Heavy Metals reveals sustainability deficitis of urban drainage systems. In: **Water Science & Technology**. Oxford: Elsevier. v. 35, n. 9, p. 77-87.

- BREEN, P.F.; MAG, V.; SEYMOUR, B.S. (1994) The combination of a flood-retarding basin and a wetland to manage the impact of urban runoff. In: **Water Science & Technology**. Oxford: Elsevier. v. 29, n. 4, p. 103-109.
- BRIX, H. (1997) Do Macrophytes play a role in constructed treatment wetlands ? In: **Water Science & Technology**. Oxford: Elsevier. v. 35, n. 5, p. 11-17.
- BRIX, H. (1994) Functions of Macrophytes in constructed Wetlands. In: **Water Science & Technology**. Oxford: Elsevier. v. 29, n. 4, p. 71-78.
- BRODIE, G. A. (1989) Selection and Evaluation os sites for Constructed Wastewater Treatment Wetlands. In: D.A Hammer (ed.) **Constructed Wetlands for Wastewater Treatment: Municipal, Industrial and Agricultural**. Michigan: Lewis Publishers, USA. Chapter 26, p. 307-348.
- COMIN, F.; ROMERO, J.A.; ASTORGA, V.; GARCÍA, C. (1997) Nitrogen removal and cycling in restored wetlands used as filters of nutrients for agricultural runoff. In: **Water Science & Technology**. Oxford: Elsevier. v. 35, n. 5, p. 255-261.
- COOPER, P. (1998) A Review of the design and performance of vertical-flow and hybrid reed bed treatment Systems. In: Proceedings - 6th International conference on Wetland Systems for water Pollution Control, Águas de São Pedro, Brasil. p. 229-242.
- COOPER, P.; GRIFFIN, P.; HUMPHRIES, S.; POUND, A. (1998) Design of a Hybrid reed bed system to achieve complete nitrification and denitrification of domestic sewage. In: Proceedings - 6th International conference on Wetland Systems for water Pollution Control, Águas de São Pedro, Brasil. p. 243-252.
- CRITES, R.W. (1994) Design criteria and practice for constructed wetlands. In: **Water Science & Technology**. Oxford: Elsevier. v. 29, n. 4, p. 1-6.
- DENNY, P. (1997) Implementation of constructed wetlands in developing countries. In: **Water Science & Technology**. Oxford: Elsevier. v. 35, n. 5, p. 27-34.
- DRIZO, A.; FROST, C. A. ; SMITH, K.A.; GRACE, J. (1997) Phosphate and ammonium removal by constructed wetlands with horizontal subsurface flow, using shale as a substrate. In: **Water Science & Technology**. Oxford: Elsevier. v. 35, n. 5, p. 95-102.

- FAULKNER, S.P.; RICHARDSON, C.J. (1989) Physical and Chemical characteristics of freshwater wetlands soils. In: D.A Hammer (ed.) **Constructed Wetlands for Wastewater Treatment: Municipal, Industrial and Agricultural**. Michigan: Lewis Publishers, USA. p. 41-72.
- FEIERABEND, (1989) Wetlands: the lifeblood of wildlife. In: D.A Hammer (ed.) **Constructed Wetlands for Wastewater Treatment: Municipal, Industrial and Agricultural**. Michigan: Lewis Publishers, USA. Chapter 7, p. 107-118.
- GALE, P. M.; REDDY, K.R.; GRAETZ, D.A. (1993) Nitrogen removal from reclaimed water applied to constructed and natural wetland microcosms. In: **Water Environment Research**. v. 65, n. 2, p. 162 – 168.
- GEARHEART, R.A. (1992) Use of constructed wetlands to Treat Domestic Wastewater, city of Arcata, California. In: **Water Sciences & Technology**. Oxford: Elsevier. v.26, n. 7-8, p. 1625-1637.
- GEHLING, G. e BIDONE, F. (1997) Investimentos e custos operacionais incrementais estimados para ETEs de pequeno porte, visando o aproveitamento do efluente final gerado como água de abastecimento. In: Anais I Encontro Nacional sobre Edificações e Comunidades Sustentáveis, Canela/RS, 18-21 novembro 1997.
- GIOVANNINI, S. G. T. (1997) Estabelecimento e desenvolvimento das macrófitas aquáticas *Scirpus californicus*, *Typha subulata* e *Zizaniopsis bonariensis* sob condições de regimes hídricos diferenciados. Porto Alegre: UFGRS – Curso de Pós-Graduação em Recursos Hídricos e Saneamento. 104f. Dissertação de Mestrado em Engenharia Civil.
- GREENWAY, M. (1997) Nutrient content of wetland plants in constructed wetlands receiving municipal effluent in tropical Australia. In: **Water Science & Technology**. Oxford: Elsevier. v. 35, n. 5, p. 135-142.
- GUARDO, M. e TOMASELLO, R.S. (1995) Hydrodynamic Simulations of a constructed wetland in South Florida. In: **Water Resources Bulletin**. AWRA. v. 31, n. 4, p. 687-701.
- GUNTENSPERGEN; STEARNS; KADLEC (1989) Wetland Vegetation. In: D.A Hammer (ed.) **Constructed Wetlands for Wastewater Treatment: Municipal, Industrial and Agricultural**. Michigan: Lewis Publishers, USA. p. 73-83.

- HABERL, R.; PERFLER, R.; MAYER, H. (1995) Constructed Wetlands in Europe. In: **Water Science & Technology**. Oxford: Elsevier. v. 32, n. 3, p. 305-315.
- HAMMER, D.A. (1989) **Constructed Wetlands for Wastewater Treatment: Municipal, Industrial and Agricultural**. Michigan: Lewis Publishers, USA.
- HAMMER, D.A.; BASTIAN, R.K. (1989) Wetland Ecosystems: natural water purifiers ? In: D.A Hammer (ed.) **Constructed Wetlands for Wastewater Treatment: Municipal, Industrial and Agricultural**. Michigan: Lewis Publishers, USA. p. 5-19.
- HAMMER, D.A. e KNIGHT, R.L. (1994) Designing Constructed Wetlands for nitrogen removal. In: **Water Science & Technology**. Oxford: Elsevier. v. 29, n. 4, p. 15-27.
- HILEY, P.D. (1995) The reality of sewage treatment using wetlands. In: **Water Science & Technology**. Oxford: Elsevier. v. 32, n. 3, p. 329-338.
- HORNE, A. J. (1995) Nitrogen removal from waste treatment pond or activated sludge plant effluents with free-surface wetlands. In: **Water Science & Technology**. Oxford: Elsevier. v. 31, n. 12, p. 341-351.
- KADLEC, R.H. (1998) Chemical, Physical and Biological Cycles in Treatment Wetland. In: Proceedings - 6th International conference on Wetland Systems for water Pollution Control, Águas de São Pedro, Brasil, p. 42-53.
- _____ (1997) An autotrophic wetland phosphorus model. Oxford: Elsevier, v. 8, p. 145-172.
- KADLEC, R.H.; KNIGHT, R.L. (1996) Treatment wetlands. CRC Press, Boca Raton Florida, 893p.
- KADLEC, R. H. (1989) Hydrologic factors in wetland water treatment. In: D.A Hammer (ed.) **Constructed Wetlands for Wastewater Treatment: Municipal, Industrial and Agricultural**. Michigan: Lewis Publishers, USA. Chapter p. 21-40.
- KNIGHT, R.L. (1997) Wildlife and Public use benefits of treatment wetlands. In: **Water Science & Technology**. Oxford: Elsevier. v. 35, n. 5, p. 35-43.
- LIVINGSTON, E. H. (1989) Use of Wetlands for Urban Storm Management. In: D.A Hammer (ed.) **Constructed Wetlands for Wastewater Treatment: Municipal,**

- Industrial and Agricultural.** Michigan: Lewis Publishers, USA. Chapter 21, p. 253-259.
- MARTIN, C.D.; JOHNSON, K.D. (1989) Establishment of a vegetated wet detention system to control stormwater quality and quantity. In: *Macrophyte Specialist Grupo Newsletter*. IAWQ, nº 12, p. 15.
- MITCHELL, D.S.; CHICK, A.J.; RAISIN, G.W. (1995) The use of wetlands for water pollution control in Australia: an ecological perspective. In: **Water Science & Technology**. Oxford: Elsevier. v. 32, n. 3, p. 365-373.
- MOSER, A. (1996) Ecotechnology in industrial practice: implementation using sustainability indices and cases studies. In: **Ecological Engineering**. Oxford: Elsevier. v. 7, p. 117-138.
- MOSHIRI, G.A. (1998) Potentials for uses of treatment wetlands in South America applicability to water pollution problems in Brazil. In: *Proceedings - 6th International conference on Wetland Systems for water Pollution Control, Águas de São Pedro, Brasil*, p. 28 -35.
- MOTTA MARQUES, D.M.L. (1998) Relatório PROSAB – TEMA 2 Aplicação de águas Residuárias domésticas no solo: avaliação da modalidade banhados construídos como sistema de baixo custo/baixa tecnologia para controle de efluentes líquidos domésticos e pós-tratamento anaeróbico. Porto Alegre: IPH, UFRGS. 25f.
- MOUSTAFA, M.Z.; CHIMNEY, M.J.; FONTAINE, T.D.; SHIH, G.; DAVIS, S. (1996) The response of a freshwater wetland to a long-term "low level" nutrient loads - Marsh efficiency. In: **Ecological Engineering**. Oxford: Elsevier. v. 7, p. 15-33.
- MUNGUR, A.S.; SHUTES, R.B.E.; REVITT, D.M.; HOUSE, M.A. (1997) An assessment of metal removal by a laboratory scale wetland. In: **Water Science & Technology**. Oxford: Elsevier. v. 35, n. 5, p. 125-133.
- NOVOTNY, V. (Ed.); IMHOFF, K.; OLTHOF, M.; KRENKEL, P.A. (1987) **Handbook of Urban Drainage and Wastewater Disposal**. USA: John Wiley. 390p.

- RAISIN, G. W.; MITCHELL, D. S. (1995) The use of wetlands for the control of non point source pollution. In: **Water Science & Technology**. Oxford: Elsevier. v. 32, p. 177-186.
- REDDY, K.R. e D'ANGELO, E.M. (1997) Biogeochemical indicators to evaluate pollutant removal efficiency in constructed wetlands. In: **Water Science & Technology**. Oxford: Elsevier. v. 35, n. 5, p. 1-10.
- REDDY, K.R. and PATRICK, W.H. Jr Nitrogen transformations and loss in flooded soils and sediments. Ver. Environ. Control, 13, p. 273-309
- REDDY, K.R. and SMITH, W.H. (eds) **Aquatic Plants for Water Treatment and Resource Recovery**. Magnolia Publishing: Florida, USA.
- REED and BROWN (1995) Subsurface flow wetlands - a performance evaluation. In: **Water Environment Research**. v. 67, n. 2, p. 244 – 248.
- RIVERA, F.; WARREN, A.; CURDS, C.R.; ROBLES, E.; GUTIERREZ, A.; GALLEGOS, E.; CALDERÓN, A. (1997) The application of the root zone method for the treatment and reuse of high-strength abattoir waste in Mexico. In: **Water Science & Technology**. Oxford: Elsevier. v. 35, n. 5, p. 271-278.
- REIMOLD, R.J. e McBRIEN, M. A. (1997) Evaluating Wetlands treatment Systems for Alexandria, Egypt. In: **Water Environment & Technology**. March, p. 29 – 34.
- SALATI, E.; SALATI, Eneida; SALATI Filho. (1998) Project of wetlands Developed in Brazil. In: Proceedings - 6th International conference on Wetland Systems for water Pollution Control, Águas de São Pedro, Brasil, p. 11-27.
- SATHER, W. (1989) Ancillary Benefits of wetlands constructed primarily for wastewater treatment. In: D.A Hammer (ed.) **Constructed Wetlands for Wastewater Treatment: Municipal, Industrial and Agricultural**. Michigan: Lewis Publishers, USA. Chapter 28a, p. 353-358.
- SCHOLES, I.; SHUTES, R.B.E.; REVITT, D.M.; PURCHASE, D.; FORSHAN, M. (1998 a) The treatment of metals in Urban Runoff by constructed wetlands. In: **The Science of total Environment** 214 (1-3), p. 211-219.

The removal of urban pollutants by constructed wetlands during wet weather. In: Proceedings - 6th International conference on Wetland Systems for water Pollution Control, Águas de São Pedro, Brasil. p. 330-341.

SHUTES, R.B.E.; REVITT, D.M.; MUNGUR, A.S.; SCHOLLES, L.N.L. (1997) The design of wetlands systems for the treatment of urban runoff. In: **Water Science & Technology**. Oxford: Elsevier. v. 35, n. 5, p. 19-25.

SIKORA, F.J.; TONG, Z.; BEHRENDTS, L.L.; STEINBERG, S.L.; COONROD, H.S. (1995) Ammonium removal in constructed wetlands with recirculating subsurface flow: removal rates and mechanisms. In: **Water Science & Technology**. Oxford: Elsevier. v. 32, n. 3, p. 193-202.

SRIVASTAV, R.K.; GUPTA, S.K.; NIGAM, K.D.P.; VASUDEVAN, P. (1994) Treatment of Chromium and Nickel in wastewater by using aquatic plants. In: **Water Resources Bulletin**. AWRA, v. 28, n. 7, p. 1631-1638.

TANNER, C.C. (1996) Plants for constructed wetlands - a comparison of the growth and nutrient uptake of eight emergent species. In: **Ecological Engineering**. Oxford: Elsevier. v. 7, p. 59-83.

TANNER, C.C.; CLAYTON, J.S.; UPSDELL, M. P. (1995 a) Effect of loading rate on treatment of dairy farm wastewaters in constructed wetlands – I. Removal of Oxygen Demand, Suspend Solids and Fecal Coliforms. In: **Water Resources Bulletin**. AWRA, v. 29, n. 1, p. 17-26.

(1995 b) Effect of loading rate on treatment of dairy farm wastewaters in constructed wetlands – II. Removal of Nitrogen and Phosphorus. In: **Water Resources Bulletin**. AWRA, v. 29, n. 1, p. 27-34.

TANNER, C.C.; SUKIAS, J.P. (1995) Accumulation of organic solids in gravel-bed constructed wetlands. In: **Water Science & Technology**. Oxford: Elsevier. v. 32, n. 3, p. 229-240.

THOMAS, P.R.; GLOVER, P.; KALAROOPAN, T. (1995) An evaluation of pollutant removal from secondary treated sewage effluent using a constructed wetland system. In: **Water Science & Technology**. Oxford: Elsevier. v. 32, n. 3, p. 87-93.

- VAN OOSTROM, A. J.; RUSSELL, J.M. (1994) Denitrification in constructed wastewater wetland receiving high concentration of nitrate. In: **Water Science & Technology**. Oxford: Elsevier. v. 29, p. 7-14.
- VYMAZAL, J. (1995) Constructed wetlands for wastewater treatment in the Czech Republic – state of the art. In: **Water Science & Technology**. Oxford: Elsevier. v. 32, n. 3, p. 357-364.
- _____ (1996) The use of subsurface-flow constructed wetlands for wastewater treatment in the Czech Republic. In: **Ecological Engineering**. Amsterdam: Elsevier. v. 7, p. 1-14.
- _____ (1998a) Types of Constructed Wetlands for Wastewater Treatment . In: Proceedings - 6th International conference on Wetland Systems for water Pollution Control, Águas de São Pedro, Brasil. p. 150-166.
- _____ (1998b) Removal of BOD₅ in Constructed Wetlands with Horizontal Sub-surface flow: Czech Experience. In: Proceedings - 6th International conference on Wetland Systems for water Pollution Control, Águas de São Pedro, Brasil. p. 167-173.
- WATSON, J. T.; HOBSON, J.A. (1989) Hydraulic design considerations and control structures for constructed wetlands for wastewater treatment. In: D.A Hammer (ed.) **Constructed Wetlands for Wastewater Treatment: Municipal, Industrial and Agricultural**. Michigan: Lewis Publishers, USA. Chapter 30, p. 379-391.
- WHITE, K.D. (1994) Enhancement of nitrogen removal in subsurface flow constructed wetlands employing a 2-stage configuration, an unsaturated zone and recirculation. In: **Water Science & Technology**. Oxford: Elsevier. v. 32, n. 3, p. 59-67.
- WOLVERTON, B.C. (1987) Aquatic Plant for wastewater treatment systems: na overview. In: Reddy, K.R. and Smith, W.H. (eds) **Aquatic Plants for Water Treatment and Resource Recovery**. Magnolia Publishing: Florida, USA.
- WOOD, A. (1995) Constructed wetlands in water pollution control: fundamentals to their understanding. In: **Water Science & Technology**. Oxford: Elsevier. v. 32, n. 3, p. 21-29.

Tabelas com dados experimentais obtidos em Cachoeirinha e Farroupilha.

DADOS EXPERIMENTAIS E ANÁLISE ESTATÍSTICA

CACHOEIRINHA

PLANILHA DE Ph

	14/Out/98	28/Out/98	16/Nov/98	25/Nov/98	09/Dez/98	28/Dez/98	06/Jan/99
L1A	6,64	6,45	6,34	6,47	6,32	6,17	6,35
L1B	6,95	6,75	6,84	6,52	6,28	6,34	6,39
L1C	6,59		6,34	6,46	6,23	6,27	6,85
L2A	7,17	6,50	5,24	6,14	6,22	6,62	6,85
L2B		5,14	5,92	6,39	5,81	5,23	5,18
L2C	6,64	4,88	5,96	6,06	6,36	6,37	6,75
L3A	6,79	6,39	6,81	6,23	6,63	6,26	6,21
L3B	6,95	6,33	7,06	6,35	6,33	6,41	6,27
L3C	6,76	5,90	6,09	6,20	6,38	6,35	6,43
L4A		7,35	7,26	7,38	7,12	6,94	7,06
L4B	7,09	7,54	7,25	7,42	7,01	6,91	6,98
L4C	6,98	7,15	7,38	7,39	7,30	7,06	6,98
E	7,08	7,04	7,42	7,29	7,09	7,34	7,03

PLANILHA DE TURBIDEZ

	14/Out/98	28/Out/98	16/Nov/98	25/Nov/98	09/Dez/98	28/Dez/98	06/Jan/99
L1A		64	86	48	85	37	43
L1B		32	44	72	100	87	72
L1C			57	80	41	29	32
L2A		60	14	13	67	13	15
L2B			14	26	5	16	16
L2C		12	7,2	15	16	5,5	25
L3A		27	21	46	30	55	25
L3B		16	18	26	17	18	20
L3C		18	26	15	43	13	18
L4A		4,5	14	12	25	26	26
L4B		5,4	6,8	8	22	20	38
L4C		11	16	16	21	16	25
E		13	15	66	32	32	55

PLANILHA DE DQO

	14/Out/98	28/Out/98	16/Nov/98	25/Nov/98	09/Dez/98	28/Dez/98	06/Jan/99
L1A	85,44	84,86	144,00	108,24	152,19	99,79	107,92
L1B	125,00	86,11	82,80	108,24	170,59	153,64	125,64
L1C	112,00		122,40	166,00	105,36	83,95	107,92
L2A	115,00	89,85	79,20	139,00	168,92	76,00	136,91
L2B			172,80	110,04	73,59	61,77	101,47
L2C	125,00	62,40	156,00	135,30	157,21	125,14	207,78
L3A	84,00	76,12	122,40	149,70	118,74	91,87	85,37
L3B	62,60	110,00	73,20	193,02	197,35	118,80	82,15
L3C	59,80	87,36	118,80	108,24	260,91	110,88	99,86
L4A		121,00	75,60	81,18	125,43	77,61	51,54
L4B	141,00	68,64	81,60	129,88	130,45	110,88	72,46
L4C	59,80	84,86	110,40	102,82	108,71	98,20	67,65
E	151,00	264,00	189,60	203,85	222,44	262,94	254,50

PLANILHA DE NITROGÊNIO AMONÍACAL

	14/Out/98	28/Out/98	16/Nov/98	25/Nov/98	09/Dez/98	28/Dez/98	06/Jan/99
L1A	24,78	28,85	29,07	29,07	39,62	6,27	11,30
L1B	39,13	35,50	33,91	24,87	17,98	10,60	10,00
L1C	39,13		16,47	16,79	27,97	8,21	10,00
L2A	21,85	30,60	30,36	29,07	47,28	27,82	54,00
L2B		1,64	12,27	22,29	26,64	6,62	6,66
L2C	28,37	0,17	20,99	20,02	53,28	21,46	52,66
L3A	7,50	32,00	40,37	24,22	46,62	8,74	12,00
L3B	4,24	29,20	48,45	30,03	27,63	25,44	24,00
L3C	6,81	8,50	33,27	20,02	33,96	20,93	32,66
L4A		36,60	43,28	28,42	27,63	35,51	42,66
L4B	30,32	36,80	44,89	22,61	27,06	30,74	44,33
L4C	20,54	41,30	40,69	27,77	44,95	36,57	41,00
E	50,21	50,20	54,91	52,32	49,95	49,00	54,66

PLANILHA DE NITRATO

	14/Out/98	28/Out/98	16/Nov/98	25/Nov/98	09/Dez/98	28/Dez/98	06/Jan/99
L1A		0,790	0,520		ND	0,502	0,447
L1B		0,750	0,450			14,447	0,442
L1C			0,610	2,719	ND	4,362	43,786
L2A		1,000	18,800		ND	0,670	0,407
L2B		nd	2,820		ND	83,985	ND
L2C		1,810	0,580	0,953	ND	ND	0,565
L3A		1,550	1,120	0,529	ND	0,496	0,495
L3B			0,980	0,341	ND	0,421	0,607
L3C		1,170	4,660			0,469	0,566
L4A		0,640	0,450	0,420	ND	0,435	0,366
L4B		0,830	12,200	0,447	ND	0,600	0,383
L4C		0,590	0,500	0,704	0,438	0,411	0,358
E		0,730	0,750		ND	0,532	0,344

PLANILHA DE NITROGÊNIO TOTAL KJELDAHL (NTK)

	14/Out/98	28/Out/98	16/Nov/98	25/Nov/98	09/Dez/98	28/Dez/98	06/Jan/99
L1A	27,30	32,40	32,98	31,82	38,98	15,37	26,51
L1B	45,64	36,17	36,17	28,63	24,71	23,60	13,26
L1C	44,57		20,70	21,21	24,45	8,23	14,32
L2A	23,09	31,38	30,32	33,41	47,76	33,49	49,84
L2B			17,00	25,98	28,55	11,52	10,61
L2C	33,29	6,38	51,07	21,21	55,45	28,54	53,03
L3A	10,74	34,05	42,56	26,51	47,76	13,72	14,32
L3B	6,44	30,32	21,80	43,48	29,10	32,94	26,51
L3C	7,52	9,57	35,64	24,92	36,78	27,45	34,47
L4A		38,83	50,54	45,07	39,98	41,72	36,59
L4B	38,12	38,83	43,62	29,16	24,45	42,80	39,77
L4C	24,70	44,16	47,88	44,54	47,76	41,17	22,27
E	53,70	56,39	61,18	55,15	57,65	60,39	60,98

PLANILHA DE FOSFATO

	14/Out/98	28/Out/98	16/Nov/98	25/Nov/98	09/Dez/98	28/Dez/98	06/Jan/99
L1A		0,480	0,360	3,004	ND	ND	ND
L1B		0,880	0,480	0,557	ND	ND	ND
L1C			ND	0,596	ND	ND	3,797
L2A		ND	ND	nd		0,347	9,575
L2B		2,050	7,260	1,155	ND	1,359	3,326
L2C		ND	0,370	1,001	0,350	6,082	23,186
L3A		0,330	ND	0,469	0,474	ND	ND
L3B			0,750	1,019	0,349	1,726	0,364
L3C		ND	ND	0,661	0,354	0,414	1,321
L4A		12,840	8,720	14,719	4,690	5,581	4,334
L4B		10,310	5,740	12,283	2,558	8,179	6,582
L4C		6,640	11,800	9,962	6,309	8,512	7,446
E		19,800	18,160	14,318	14,455	9,490	12,708

PLANILHA DE FOSFATO TOTAL

	14/Out/98	28/Out/98	16/Nov/98	25/Nov/98	09/Dez/98	28/Dez/98	06/Jan/99
L1A	3,99	3,89	4,17	4,63	0,84	6,52	0,19
L1B	1,48	0,81	2,39	1,41	0,63	0,27	0,37
L1C	8,78		3,49	4,85	0,46	0,62	1,75
L2A	3,06	1,77	0,24	1,52	3,52	0,28	8,19
L2B		1,44	6,26	2,77	0,20	1,62	1,29
L2C	2,67	0,36	0,30	0,25	0,88	1,68	14,45
L3A	1,36	2,88	2,63	1,05	2,05	2,70	0,80
L3B	1,07	0,18	1,46	3,38	2,24	2,09	1,76
L3C	1,73	0,31	1,16	1,50	2,09	4,70	3,12
L4A		1,15	2,79	5,78	3,66	2,33	3,56
L4B	1,87	0,89	3,12	2,79	2,52	5,00	4,57
L4C	0,90	1,00	3,60	4,24	3,60	6,28	4,67
E	XXX	7,35	8,25	6,46	6,62	3,31	6,21

PLANILHA DE SULFATO

	14/Out/98	28/Out/98	16/Nov/98	25/Nov/98	09/Dez/98	28/Dez/98	06/Jan/99
L1A		25,420	7,880	11,726	114,785	ND	27,830
L1B		4,900	68,380	27,057	96,645	59,284	90,391
L1C			14,900	20,390	114,419	105,473	94,480
L2A		16,360	ND	nd	ND	37,865	2,418
L2B		124,900	19,700	26,886	135,775	124,211	112,299
L2C		338,400	59,890	145,680	167,947	116,584	14,148
L3A		9,150	64,510	156,177	49,399	182,033	47,723
L3B			42,720	122,249	174,815	68,857	81,779
L3C		124,000	125,000	149,798	132,824	63,850	31,404
L4A		8,420	3,500	4,749	25,534	35,026	0,276
L4B		2,940	33,200	14,671	72,315	39,066	12,518
L4C		7,210	5,760	2,701	32,380	38,561	37,237
E		5,800	25,970	35,610	53,550	58,516	22,109

PLANILHA DE ÁCIDO GRAXO

	14/Out/98	28/Out/98	16/Nov/98	25/Nov/98	09/Dez/98	28/Dez/98	06/Jan/99
L1A	2,87	8,74	5,34	ND	9,06	2,63	
L1B	4,77	5,60	8,29	ND	5,08	6,42	
L1C	8,10		4,81	ND	4,95	1,54	
L2A	5,87	7,52	5,58	ND	4,85	2,39	
L2B		1,14	5,97	ND	3,79	1,14	
L2C	2,38	2,36	4,32	ND	4,01	3,13	
L3A	3,76	7,92	6,47	ND	6,96	1,62	
L3B	6,39	5,34	7,11	ND	3,28	2,34	
L3C	1,01	1,37	4,77	ND	6,69	1,89	
L4A		5,43	4,27	ND	2,68	2,20	
L4B	1,23	6,51	7,16	ND	6,06	7,08	
L4C	3,29	8,16	5,57	ND	2,80	0,83	
E	16,79	18,35	3,71	ND	34,70	2,41	

PLANILHA DE SÓLIDOS SUSPENSOS TOTAIS

	14/Out/98	28/Out/98	16/Nov/98	25/Nov/98	09/Dez/98	28/Dez/98	06/Jan/99
L1A	9,9	5,2	5,8	4,9	4,0	5,7	2,5
L1B	8,9	3,1	3,3	3,2	4,0	10,7	7,7
L1C	9,8		5,4	10,4	2,6	9,4	3,8
L2A	7,3	8,1	1,1	2,2	5,4	1,1	2,9
L2B			1,6	1,8	0,8	4,7	2,1
L2C	9,3	5,0	0,9	2,1	1,9	2,1	4,6
L3A	8,6	6,1	3,8	5,6	1,7	2,6	1,2
L3B	5,1	6,0	1,4	3,1	1,4	2,0	1,5
L3C	6,2	8,4	2,8	1,8	2,1	0,6	1,2
L4A		3,6	2,3	2,9	2,0	2,4	1,9
L4B	7,8	3,9	1,5	2,6	1,3	2,7	1,7
L4C	7,2	5,9	1,9	3,6	1,9	1,9	1,9
E	8,2	11,3	8,6	5,5	2,9	17,3	8,4

PLANILHA DE SÓLIDOS SUSPENSOS VOLÁTEIS

	14/Out/98	28/Out/98	16/Nov/98	25/Nov/98	09/Dez/98	28/Dez/98	06/Jan/99
L1A	4,1	3,6	2,3	0,7	1,8	3,1	0,4
L1B	5,3	2,2	0,5	2,4	1,9	4,8	3,0
L1C	5,7		2,3	3,9	1,3	1,4	2,3
L2A	3,6	2,2	0,7	1,6	2,8	0,9	0,8
L2B			1,2	1,4	0,5	1,4	1,6
L2C	3,5	2,3	0,7	1,7	1,3	0,4	2,9
L3A	3,7	4,5	1,0	2,3	1,1	1,3	0,3
L3B	4,0	3,6	1,2	2,1	1,3	1,4	0,8
L3C	3,5	5,3	1,0	1,2	1,4	0,4	0,4
L4A		3,0	1,2	1,2	1,2	1,0	0,3
L4B	4,1	3,4	0,8	2,0	1,1	1,2	0,5
L4C	2,1	3,1	1,0	2,7	1,3	1,2	0,3
E	4,5	8,0	5,2	3,9	2,4	10,5	5,2

PLANILHA DE CÁDMIO

		14/Out/98	28/Out/98	16/Nov/98	25/Nov/98	09/Dez/98	28/Dez/98	06/Jan/99
L1A	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
L1B	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
L1C	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
L2A	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
L2B	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
L2C	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
L3A	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
L3B	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
L3C	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
L4A	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
L4B	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
L4C	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
E	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND

PLANILHA DE FERRO

		14/Out/98	28/Out/98	16/Nov/98	25/Nov/98	09/Dez/98	28/Dez/98	06/Jan/99
L1A		3,900	25,155	11,150	17,547	30,718	24,614	14,857
L1B		5,249		8,300	4,504	28,846	33,460	30,294
L1C				10,000	30,910	9,619	17,242	11,258
L2A		8,194	25,155	4,500	9,830	31,741	8,873	8,222
L2B			7,445	8,400	26,306	20,872	2,152	2,585
L2C		2,630	15,373	4,300	14,989	34,235	3,886	3,973
L3A		9,470	26,626	5,300	35,769	18,760	6,098	14,727
L3B		7,682	19,401	4,300	22,278	6,677	12,645	12,299
L3C		12,410	24,388	16,000	15,117	14,350	9,957	10,824
L4A				4,700	17,739	54,695	6,679	9,523
L4B		3,900	2,841	1,800	23,557	35,130	22,923	22,749
L4C		2,680		4,400	7,061	3,417	6,445	4,753
E		2,900	5,974	3,900	17,547	1,153	8,222	5,100

PLANILHA DE CROMO

		14/Out/98	28/Out/98	16/Nov/98	25/Nov/98	09/Dez/98	28/Dez/98	06/Jan/99
L1A	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
L1B	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
L1C	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
L2A	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
L2B	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
L2C	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
L3A	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
L3B	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
L3C	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
L4A	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
L4B	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
L4C	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
E	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND

PLANILHA DE CHUMBO

		14/Out/98	28/Out/98	16/Nov/98	25/Nov/98	09/Dez/98	28/Dez/98	06/Jan/99
L1A		0,097	0,404	0,015	0,160	0,260	0,231	0,294
L1B		0,084		0,077	0,308	0,213	0,294	0,231
L1C		0,104		0,097	0,356	0,118	0,167	0,167
L2A		0,084		0,084	0,213	0,213	0,167	0,231
L2B			0,260	0,077	0,404	0,165	0,231	0,167
L2C		0,091	0,168	0,084	0,260	0,165	0,167	0,167
L3A		0,097	0,308	0,077	0,117	0,308	0,231	0,167
L3B		0,097	0,165	0,084	0,160	0,356	0,231	0,167
L3C		0,084	0,213	0,077	0,160	0,165	0,167	0,231
L4A				0,104	0,165	0,260	0,231	0,231
L4B		0,077	0,267	0,077	0,260	0,118	0,294	0,231
L4C		0,111	0,308	0,077	0,160	0,213	0,167	0,231
E		0,132	0,356	0,125	0,404	0,308	0,231	0,294

PLANILHA DE CÁLCIO

	14/Out/98	28/Out/98	16/Nov/98	25/Nov/98	09/Dez/98	28/Dez/98	06/Jan/99
L1A	46,430	8,377	27,300	9,575	13,454	26,604	29,500
L1B	68,870		32,680	15,140	12,779	34,431	35,644
L1C	41,430		73,000	11,986	11,430	29,344	24,570
L2A	20,810		29,810	5,527	7,213	13,299	14,434
L2B		6,488	22,870	6,994	6,910	14,747	14,000
L2C	37,180	4,464	22,810	4,515	4,852	14,982	17,447
L3A	53,250	4,515	14,310	6,033	5,527	15,256	17,213
L3B	40,750	4,464	22,560	4,346	4,515	8,525	9,308
L3C		14,483	15,000	6,707	6,033	9,345	10,130
L4A			30,680	5,189	3,840	8,603	15,256
L4B	16,560	7,939	27,810	8,293	7,905	21,439	20,069
L4C	23,000	7,365	35,500	7,719	8,091	16,078	15,882
E	27,750	7,230	29,870	6,117	8,731	12,986	11,382

PLANILHA DE MAGNÉSIO

	14/Out/98	28/Out/98	16/Nov/98	25/Nov/98	09/Dez/98	28/Dez/98	06/Jan/99
L1A	16,96	5,76	12,53	6,61	9,24	11,23	10,76
L1B	8,26		5,55	7,82	13,99	9,81	13,84
L1C	6,18		10,44	11,78	12,94	10,76	9,20
L2A	5,03		9,14	5,50	5,97	12,18	11,28
L2B		9,46	4,33	9,14	14,15	8,77	11,14
L2C	5,70	1,49	2,92	10,46	13,99	12,65	14,93
L3A	4,07	3,49	2,55	8,66	7,66	9,81	8,39
L3B	3,15	1,44	5,48	2,60	5,81	6,97	7,44
L3C	7,55	5,39	3,81	3,92	5,97	9,95	7,58
L4A			6,96	4,65	3,97	9,72	9,95
L4B	4,74	6,40	4,74	6,55	7,13	10,28	11,14
L4C	4,29		8,14	7,77	9,24	10,66	10,00
E	6,07	5,45	7,07	4,86	8,56	8,63	8,48

PLANILHA DE NÍQUEL

	14/Out/98	28/Out/98	16/Nov/98	25/Nov/98	09/Dez/98	28/Dez/98	06/Jan/99
L1A	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
L1B	ND		ND	ND	ND	ND	ND
L1C	ND		ND	ND	ND	ND	ND
L2A	ND		ND	ND	ND	ND	ND
L2B		ND	ND	ND	ND	ND	ND
L2C	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
L3A	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
L3B	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
L3C	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
L4A			ND	ND	ND	ND	ND
L4B	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
L4C	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
E	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND

PLANILHA DE ZINCO

	14/Out/98	28/Out/98	16/Nov/98	25/Nov/98	09/Dez/98	28/Dez/98	06/Jan/99
L1A	0,201	0,071	0,187	0,077	0,077	0,218	0,123
L1B	0,132		0,166	0,054	0,064	0,139	0,139
L1C	0,160		0,132	0,064	0,054	0,207	0,210
L2A	0,187		0,132	0,071	0,071	0,137	0,126
L2B		0,045	0,153	0,051	0,058	0,173	0,134
L2C	0,132	0,061	0,139	0,061	0,058	0,173	0,155
L3A	0,166	0,061	0,118	0,061	0,061	0,118	0,126
L3B	0,166	0,051	0,160	0,051	0,061	0,134	0,134
L3C	0,153	0,045	0,132	0,045	0,045	0,134	0,129
L4A			0,104	0,051	0,067	0,108	0,128
L4B	0,153	0,061	0,173	0,061	0,071	0,131	0,129
L4C	0,153		0,146	0,054	0,051	0,123	0,121
E	0,270	0,077	0,256	0,083	0,071	0,244	0,181

PLANILHA DE MANGANÊS

	14/Out/98	28/Out/98	16/Nov/98	25/Nov/98	09/Dez/98	28/Dez/98	06/Jan/99
L1A	1,385	0,853	0,493	0,679	0,578	0,656	0,551
L1B	0,827		0,362	0,517	0,161	0,669	0,709
L1C	0,354		0,850	0,201	0,161	0,683	0,328
L2A	0,354		0,387	0,248	0,228	0,289	0,460
L2B		0,517	0,346	0,215	0,248	0,263	0,289
L2C	0,362	0,329	0,300	0,302	0,181	0,328	0,473
L3A	1,114	0,786	0,214	0,584	0,262	0,709	0,328
L3B	0,424	0,248	0,207	0,262	0,194	0,460	0,223
L3C	0,408	0,416	0,346	0,315	0,248	0,341	0,223
L4A			0,127	0,235	0,181	0,656	0,722
L4B	0,555	0,383	0,462	0,228	0,181	0,460	0,919
L4C	0,501		0,470	0,329	0,282	0,604	0,512
E	0,400	0,383	0,517	0,262	0,342	0,525	0,643

PLANILHA DE POTÁSSIO

	14/Out/98	28/Out/98	16/Nov/98	25/Nov/98	09/Dez/98	28/Dez/98	06/Jan/99
L1A	11,333	10,710	9,050	10,490	6,521	4,204	2,880
L1B	9,458		8,620	9,167	8,042	2,951	3,356
L1C	7,479		8,780	7,491	8,000	2,476	63,266
L2A	8,416		8,540	7,623	6,631	38,003	44,268
L2B		9,387	8,730	7,712	7,381	6,286	6,498
L2C	6,958	7,513	7,390	7,513	8,384	39,579	40,024
L3A	8,520	8,285	8,310	7,954	7,513	50,735	44,260
L3B	8,729	7,733	8,860	7,601	7,733	1,087	6,882
L3C	8,062	7,182	7,490	6,521	10,490	11,015	39,114
L4A			8,520	8,946	7,998	37,497	37,194
L4B	9,354	7,623	8,900	6,785	7,954	6,356	5,932
L4C	8,312		7,580	6,851	9,828	40,226	38,104
E	10,083	9,056	11,330	11,812	9,718	38,609	36,689

PLANILHA DE SÓDIO

	14/Out/98	28/Out/98	16/Nov/98	25/Nov/98	09/Dez/98	28/Dez/98	06/Jan/99
L1A	54,65	19,23	65,00	28,46	45,38	22,91	23,23
L1B	48,27		52,06	30,00	31,54	20,89	24,20
L1C	47,41		62,06	37,69	28,77	22,30	19,37
L2A	36,37		87,07	25,38	51,54	17,18	25,22
L2B		28,46	51,72	31,36	30,00	27,41	22,33
L2C	39,65	23,85	38,96	38,00	31,23	19,99	19,52
L3A	32,58	34,62	37,41	36,15	23,85	19,55	25,95
L3B	16,55	25,38	52,41	28,46	31,54	25,86	22,56
L3C	21,20	25,38	41,72	31,23	32,00	20,31	19,84
L4A			53,44	39,23	28,46	16,80	25,40
L4B	47,93		35,69	36,15	30,62	22,33	22,94
L4C	22,41		54,48	31,54	32,31	20,63	20,31
E	49,13	36,15	56,55	39,23	31,54	31,60	34,46

Cachoeirinha

Identifier	Values	Missing	Levels
carga	72	0	2

Identifier	Values	Missing	Levels
X	72	0	8

Identifier	Values	Missing	Levels
tempo	72	0	3

Identifier	Values	Missing	Levels
esp_cie	72	0	4

Identifier	Values	Missing	Levels
repet	72	0	3

Identifier	Minimum	Mean	Maximum	Values	Missing
pHe	7.030	7.202	7.420	72	0

Identifier	Minimum	Mean	Maximum	Values	Missing
pH	4.880	6.494	7.540	72	1

Identifier	Minimum	Mean	Maximum	Values	Missing
pHef	-0.0710	0.1107	1.0000	72	0

Skew

Identifier	Minimum	Mean	Maximum	Values	Missing
TURent	13.00	35.50	66.00	72	0

Identifier	Minimum	Mean	Maximum	Values	Missing
TURBIDEZ	4.50	30.19	100.00	72	2

Identifier	Minimum	Mean	Maximum	Values	Missing
TURBef	-473.333	-8.645	100.000	72	0

Skew

Identifier	Minimum	Mean	Maximum	Values	Missing
REDent	-244.00	-20.00	152.00	72	12

Identifier	Minimum	Mean	Maximum	Values	Missing
REDOX	-177.00	49.87	225.00	72	12
Identifier	Minimum	Mean	Maximum	Values	Missing
REDef	-210.526	9.565	141.667	72	12
Identifier	Minimum	Mean	Maximum	Values	Missing
DQOent	189.6	232.9	264.0	72	0
Identifier	Minimum	Mean	Maximum	Values	Missing
DQO	51.5	113.8	260.9	72	2
Identifier	Minimum	Mean	Maximum	Values	Missing
DQOef	-17.29	50.94	100.00	72	0
Identifier	Minimum	Mean	Maximum	Values	Missing
NH3ent	49.00	51.84	54.91	72	0
Identifier	Minimum	Mean	Maximum	Values	Missing
NH3	0.17	27.76	54.00	72	1
Identifier	Minimum	Mean	Maximum	Values	Missing
NH3ef	-6.67	47.28	100.00	72	0
Identifier	Minimum	Mean	Maximum	Values	Missing
NO3ent	0.0000	0.4385	0.7300	72	23
Identifier	Minimum	Mean	Maximum	Values	Missing
NO3	0.000	3.317	83.985	72	7
Skew					
Identifier	Minimum	Mean	Maximum	Values	Missing
NO3ef	-15686.7	-645.4	100.0	72	35
Skew					
Identifier	Minimum	Mean	Maximum	Values	Missing
NTKent	55.15	58.62	61.18	72	0

Identifier	Minimum	Mean	Maximum	Values	Missing
NTK	6.38	31.66	55.45	72	2
Identifier	Minimum	Mean	Maximum	Values	Missing
NTKef	3.82	47.44	100.00	72	0
Identifier	Minimum	Mean	Maximum	Values	Missing
PO4ent	9.49	14.82	19.80	72	0
Identifier	Minimum	Mean	Maximum	Values	Missing
PO4	0.000	3.334	23.186	72	2
Skew					
Identifier	Minimum	Mean	Maximum	Values	Missing
PO4ef	-82.45	76.20	100.00	72	0
Skew					
Identifier	Minimum	Mean	Maximum	Values	Missing
Ptotalen	3.310	6.367	8.250	72	0
Identifier	Minimum	Mean	Maximum	Values	Missing
Ptotal	0.180	2.563	14.450	72	1
Skew					
Identifier	Minimum	Mean	Maximum	Values	Missing
Ptot_ef	-132.69	55.49	100.00	72	0
Skew					
Identifier	Minimum	Mean	Maximum	Values	Missing
SO4_ent	5.80	33.59	58.52	72	0
Identifier	Minimum	Mean	Maximum	Values	Missing
SO4	0.00	61.85	338.40	72	2
Skew					
Identifier	Minimum	Mean	Maximum	Values	Missing
SO4_ef	-5734.5	-193.2	100.0	72	0
Skew					

Identifíer	Minimum	Mean	Maximum	Values	Missing
AC_GRAxé	0.00	11.83	34.70	72	12
Identifíer	Minimum	Mean	Maximum	Values	Missing
AC_GRAxO	0.000	3.783	9.060	72	13
Identifíer	Minimum	Mean	Maximum	Values	Missing
AC_GRef	-193.78	21.74	100.00	72	24
Identifíer	Minimum	Mean	Maximum	Values	Missing
SSTent	2.900	9.000	17.300	72	0
Identifíer	Minimum	Mean	Maximum	Values	Missing
SST	0.600	3.419	10.700	72	2
Identifíer	Minimum	Mean	Maximum	Values	Missing
SSTef	-89.09	53.83	100.00	72	0
Skew					
Identifíer	Minimum	Mean	Maximum	Values	Missing
SSVent	2.400	5.867	10.500	72	0
Identifíer	Minimum	Mean	Maximum	Values	Missing
SSV	0.300	1.706	5.300	72	2
Identifíer	Minimum	Mean	Maximum	Values	Missing
SSVef	-16.67	66.34	100.00	72	0
Identifíer	Minimum	Mean	Maximum	Values	Missing
Fe_ent	1.153	6.983	17.547	72	0
Identifíer	Minimum	Mean	Maximum	Values	Missing
Fe	1.80	15.37	54.70	72	4
Identifíer	Minimum	Mean	Maximum	Values	Missing
Fe_ef	-4643.7	-395.7	100.0	72	0
Skew					

Identifier Pb_ent	Minimum 0.1250	Mean 0.2863	Maximum 0.4040	Values 72	Missing 0
Identifier Pb	Minimum 0.0150	Mean 0.1970	Maximum 0.4040	Values 72	Missing 4
Identifier Pb_ef	Minimum -27.27	Mean 33.24	Maximum 100.00	Values 72	Missing 0
Identifier Ca_ent	Minimum 6.12	Mean 12.72	Maximum 29.87	Values 72	Missing 0
Identifier Ca	Minimum 3.84	Mean 15.19	Maximum 73.00	Values 72	Missing 4
Skew					
Identifier Ca_ef	Minimum -213.16	Mean -13.26	Maximum 100.00	Values 72	Missing 0
Identifier Mg_ent	Minimum 4.864	Mean 7.174	Maximum 8.626	Values 72	Missing 0
Identifier Mg	Minimum 1.435	Mean 8.268	Maximum 14.928	Values 72	Missing 5
Identifier Mg_ef	Minimum -142.105	Mean -6.172	Maximum 100.000	Values 72	Missing 0
Identifier Zn_ent	Minimum 0.0710	Mean 0.1520	Maximum 0.2560	Values 72	Missing 0
Identifier Zn	Minimum 0.0450	Mean 0.1049	Maximum 0.2180	Values 72	Missing 5
Identifier Znef	Minimum -16.02	Mean 34.35	Maximum 100.00	Values 72	Missing 0

Identifier Mn_ent	Minimum 0.2620	Mean 0.4453	Maximum 0.6430	Values 72	Missing 0
Identifier Mn	Minimum 0.1270	Mean 0.4026	Maximum 0.9190	Values 72	Missing 5
Identifier Mnef	Minimum -159.16	Mean 12.74	Maximum 100.00	Values 72	Missing 0
Identifier K_ent	Minimum 9.06	Mean 19.54	Maximum 38.61	Values 72	Missing 0
Identifier K	Minimum 1.09	Mean 13.77	Maximum 63.27	Values 72	Missing 5
Skew					
Identifier K_ef	Minimum -72.44	Mean 32.56	Maximum 100.00	Values 72	Missing 0

□

1256.....
.....

***** Analysis of variance *****

Variate: AC_GRef

Source of variation	d.f. (m.v.)	s.s.	m.s.	v.r.	F
pr. carga	1	13314.	13314.	2.18	0
.147 esp_cie	3	6010.	2003.	0.33	0
.805 carga.esp_cie	3	2938.	979.	0.16	0
.922 Residual	40 (24)	243968.	6099.		
Total	47 (24)	258848.			

* MESSAGE: the following units have large residuals.

units 50 -184.0 s.e. 58.2
units 59 -218.3 s.e. 58.2

***** Tables of means *****

Variate: AC_GRef

Grand mean 21.7

carga	3.30	5.00			
	8.1	35.3			
esp_cie	1.00	2.00	3.00	4.00	
	10.9	33.3	27.8	15.0	
carga	esp_cie	1.00	2.00	3.00	4.00
3.30		4.2	18.7	4.3	5.4
5.00		17.6	47.8	51.4	24.5

*** Standard errors of differences of means ***

Table	carga	esp_cie	carga esp_cie
rep.	36	18	9
d.f.	40	40	40
s.e.d.	18.41	26.03	36.82

(Not adjusted for missing values)

*** Least significant differences of means (5% level) ***

Table	carga	esp_cie	carga esp_cie
rep.	36	18	9
d.f.	40	40	40
l.s.d.	37.20	52.61	74.41

(Not adjusted for missing values)

□

1261.....
.....

***** Analysis of variance *****

Variate: Ca_ef

Source of variation	d.f.	s.s.	m.s.	v.r.	F pr.
carga	1	18902.	18902.	7.23	0.009
esp_cie	3	83803.	27934.	10.69	<.001

carga.esp_cie	3	18171.	6057.	2.32	0.084
Residual	64	167242.	2613.		
Total	71	288119.			

* MESSAGE: the following units have large residuals.

units 2	129.0	s.e. 48.2
units 3	129.0	s.e. 48.2
units 26	-118.5	s.e. 48.2

***** Tables of means *****

Variate: Ca_ef

Grand mean -13.3

carga	3.30	5.00			
	2.9	-29.5			
esp_cie	1.00	2.00	3.00	4.00	
	-70.9	9.2	14.5	-5.8	
carga esp_cie	1.00	2.00	3.00	4.00	
3.30	-29.0	24.1	13.6	3.0	
5.00	-112.8	-5.8	15.4	-14.7	

*** Standard errors of differences of means ***

Table	carga	esp_cie	carga esp_cie
rep.	36	18	9
d.f.	64	64	64
s.e.d.	12.05	17.04	24.10

*** Least significant differences of means (5% level) ***

Table	carga	esp_cie	carga esp_cie
rep.	36	18	9
d.f.	64	64	64
l.s.d.	24.07	34.04	48.14

□

1266.....
.....

***** Analysis of variance *****

Variate: DQOef

Source of variation	d.f.	s.s.	m.s.	v.r.	F pr.
carga	1	25.4	25.4	0.05	0.818
esp_cie	3	1583.4	527.8	1.11	0.352
carga.esp_cie	3	140.2	46.7	0.10	0.961
Residual	64	30473.5	476.1		
Total	71	32222.5			

* MESSAGE: the following units have large residuals.

units 5 51.3 s.e. 20.6
 units 45 -63.2 s.e. 20.6

***** Tables of means *****

Variate: DQOef

Grand mean 50.9

carga	3.30	5.00			
	50.3	51.5			
esp_cie	1.00	2.00	3.00	4.00	
	50.5	49.1	45.7	58.5	
carga esp_cie	1.00	2.00	3.00	4.00	
3.30	51.5	48.7	45.5	55.7	
5.00	49.4	49.4	45.9	61.3	

*** Standard errors of differences of means ***

Table	carga	esp_cie	carga esp_cie
rep.	36	18	9
d.f.	64	64	64
s.e.d.	5.14	7.27	10.29

*** Least significant differences of means (5% level) ***

Table	carga	esp_cie	carga esp_cie
rep.	36	18	9
d.f.	64	64	64
l.s.d.	10.27	14.53	20.55

□

□

1356.....
.....

***** Analysis of variance *****

Variate: Fe_ef

Source of variation	d.f.	s.s.	m.s.	v.r.	F pr.
carga	1	7967360.	7967360.	11.10	0.001
esp_cie	3	339551.	113184.	0.16	0.924
carga.esp_cie	3	1183065.	394355.	0.55	0.650
Residual	64	45921634.	717526.		
Total	71	55411610.			

* MESSAGE: the following units have large residuals.

units 42	-2080.	s.e. 799.
units 46	-3716.	s.e. 799.
units 47	-2019.	s.e. 799.

***** Tables of means *****

Variate: Fe_ef

Grand mean -396.

carga	3.30	5.00			
	-63.	-728.			
esp_cie	1.00	2.00	3.00	4.00	
	-428.	-430.	-277.	-447.	
carga esp_cie	1.00	2.00	3.00	4.00	
3.30	-64.	-71.	-150.	33.	
5.00	-791.	-789.	-405.	-928.	

*** Standard errors of differences of means ***

Table	carga	esp_cie	carga esp_cie
rep.	36	18	9

d.f.	64	64	64
s.e.d.	199.7	282.4	399.3

*** Least significant differences of means (5% level) ***

Table	carga	esp_cie	carga esp_cie
rep.	36	18	9
d.f.	64	64	64
l.s.d.	398.9	564.1	797.7

□

1361.....
.....

***** Analysis of variance *****

Variate: K_ef

Source of variation	d.f.	s.s.	m.s.	v.r.	F pr.
carga	1	469.	469.	0.32	0.574
esp_cie	3	3079.	1026.	0.70	0.557
carga.esp_cie	3	3494.	1165.	0.79	0.503
Residual	64	94108.	1470.		
Total	71	101150.			

* MESSAGE: the following units have large residuals.

units 63 -122.8 s.e. 36.2

***** Tables of means *****

Variate: K_ef

Grand mean 32.6

carga	3.30	5.00			
	35.1	30.0			
esp_cie	1.00	2.00	3.00	4.00	
	42.9	28.2	25.9	33.3	
carga esp_cie	1.00	2.00	3.00	4.00	
	3.30	35.4	33.6	26.6	44.9
	5.00	50.4	22.8	25.2	21.7

*** Standard errors of differences of means ***

Table	carga	esp_cie	carga esp_cie
rep.	36	18	9
d.f.	64	64	64
s.e.d.	9.04	12.78	18.08

*** Least significant differences of means (5% level) ***

Table	carga	esp_cie	carga esp_cie
rep.	36	18	9
d.f.	64	64	64
l.s.d.	18.06	25.54	36.11

□

1366.....
.....

***** Analysis of variance *****

Variate: Mg_ef

Source of variation	d.f.	s.s.	m.s.	v.r.	F pr.
carga	1	7547.	7547.	3.01	0.088
esp_cie	3	21557.	7186.	2.86	0.044
carga.esp_cie	3	705.	235.	0.09	0.963
Residual	64	160609.	2510.		
Total	71	190417.			

* MESSAGE: the following units have large residuals.

units 2	116.4	s.e. 47.2
units 3	116.4	s.e. 47.2
units 27	-125.7	s.e. 47.2

***** Tables of means *****

Variate: Mg_ef

Grand mean -6.2

carga	3.30	5.00		
	4.1	-16.4		
esp_cie	1.00	2.00	3.00	4.00

		-24.3	-20.9	17.7	2.9
carga	esp_cie	1.00	2.00	3.00	4.00
3.30		-16.4	-5.4	25.7	12.4
5.00		-32.2	-36.5	9.7	-6.6

*** Standard errors of differences of means ***

Table	carga	esp_cie	carga esp_cie
rep.	36	18	9
d.f.	64	64	64
s.e.d.	11.81	16.70	23.62

*** Least significant differences of means (5% level) ***

Table	carga	esp_cie	carga esp_cie
rep.	36	18	9
d.f.	64	64	64
l.s.d.	23.59	33.36	47.18

□

1371.....
.....

***** Analysis of variance *****

Variate: Mnef

Source of variation	d.f.	s.s.	m.s.	v.r.	F pr.
carga	1	3050.	3050.	1.16	0.285
esp_cie	3	15226.	5075.	1.94	0.133
carga.esp_cie	3	10844.	3615.	1.38	0.257
Residual	64	167766.	2621.		
Total	71	196886.			

* MESSAGE: the following units have large residuals.

units 2	120.6	s.e. 48.3
units 3	120.6	s.e. 48.3
units 25	-138.5	s.e. 48.3

***** Tables of means *****

Variate: Mnef

Grand mean 12.7

carga 3.30 5.00
6.2 19.3

esp_cie 1.00 2.00 3.00 4.00
-9.9 29.9 12.0 19.0

carga esp_cie 1.00 2.00 3.00 4.00
3.30 -20.6 20.8 -7.8 32.5
5.00 0.8 38.9 31.8 5.5

*** Standard errors of differences of means ***

Table carga esp_cie carga
esp_cie
rep. 36 18 9
d.f. 64 64 64
s.e.d. 12.07 17.07 24.14

*** Least significant differences of means (5% level) ***

Table carga esp_cie carga
esp_cie
rep. 36 18 9
d.f. 64 64 64
l.s.d. 24.11 34.09 48.22

□

1376.....
.....

***** Analysis of variance *****

Variate: NH3ef

Source of variation	d.f.	s.s.	m.s.	v.r.	F pr.
carga	1	174.7	174.7	0.34	0.562
esp_cie	3	9247.4	3082.5	6.00	0.001
carga.esp_cie	3	4651.6	1550.5	3.02	0.036
Residual	64	32878.5	513.7		
Total	71	46952.3			

* MESSAGE: the following units have large residuals.

units 65 51.8 s.e. 21.4

***** Tables of means *****

Variate: NH3ef

Grand mean 47.3

carga	3.30	5.00			
	48.8	45.7			
esp_cie	1.00	2.00	3.00	4.00	
	61.8	50.4	46.8	30.2	
carga	esp_cie	1.00	2.00	3.00	4.00
3.30		54.7	64.8	44.1	31.8
5.00		68.9	36.0	49.5	28.5

*** Standard errors of differences of means ***

Table	carga	esp_cie	carga esp_cie
rep.	36	18	9
d.f.	64	64	64
s.e.d.	5.34	7.56	10.68

*** Least significant differences of means (5% level) ***

Table	carga	esp_cie	carga esp_cie
rep.	36	18	9
d.f.	64	64	64
l.s.d.	10.67	15.09	21.35

□

1381.....
.....

***** Analysis of variance *****

Variate: NO3ef

Source of variation	d.f.(m.v.)	s.s.	m.s.	v.r.	F
pr.					
carga	1	1.888E+07	1.888E+07	3.02	0
.093					
esp_cie	3	1.080E+08	3.601E+07	5.77	0
.003					

carga.esp_cie	3	7.286E+07	2.429E+07	3.89	0
.019					
Residual	29(35)	1.810E+08	6.242E+06		
Total	36(35)	2.511E+08			

* MESSAGE: the following units have large residuals.

units 52	5167.	s.e. 1586.
units 53	-10493.	s.e. 1586.
units 54	5293.	s.e. 1586.

***** Tables of means *****

Variate: NO3ef

Grand mean -828.

carga	3.30	5.00			
	-316.	-1340.			
esp_cie	1.00	2.00	3.00	4.00	
	-87.	-2949.	-89.	-189.	
carga esp_cie	1.00	2.00	3.00	4.00	
3.30	12.	-704.	-187.	-385.	
5.00	-186.	-5193.	10.	8.	

*** Standard errors of differences of means ***

Table	carga	esp_cie	carga esp_cie
rep.	36	18	9
d.f.	29	29	29
s.e.d.	588.9	832.8	1177.7

(Not adjusted for missing values)

*** Least significant differences of means (5% level) ***

Table	carga	esp_cie	carga esp_cie
rep.	36	18	9
d.f.	29	29	29
l.s.d.	1204.4	1703.2	2408.7

(Not adjusted for missing values)

□

1386.....
.....

***** Analysis of variance *****

Variate: NTKef

Source of variation	d.f.	s.s.	m.s.	v.r.	F pr.
carga	1	44.7	44.7	0.11	0.738
esp_cie	3	7005.2	2335.1	5.90	0.001
carga.esp_cie	3	2518.5	839.5	2.12	0.106
Residual	64	25330.9	395.8		
Total	71	34899.2			

* MESSAGE: the following units have large residuals.

units 3 46.3 s.e. 18.8

***** Tables of means *****

Variate: NTKef

Grand mean 47.4

carga	3.30	5.00			
	46.6	48.2			
esp_cie	1.00	2.00	3.00	4.00	
	59.1	49.4	49.4	31.8	
carga esp_cie	1.00	2.00	3.00	4.00	
3.30		53.7	58.5	48.1	26.3
5.00		64.5	40.4	50.7	37.3

*** Standard errors of differences of means ***

Table	carga	esp_cie	carga esp_cie
rep.	36	18	9
d.f.	64	64	64
s.e.d.	4.69	6.63	9.38

*** Least significant differences of means (5% level) ***

Table	carga	esp_cie	carga
-------	-------	---------	-------

			esp_cie
rep.	36	18	9
d.f.	64	64	64
l.s.d.	9.37	13.25	18.74

□

1391.....

***** Analysis of variance *****

Variate: P04ef

Source of variation	d.f.	s.s.	m.s.	v.r.	F pr.
carga	1	1699.9	1699.9	2.56	0.115
esp_cie	3	35174.4	11724.8	17.62	<.001
carga.esp_cie	3	8382.5	2794.2	4.20	0.009
Residual	64	42577.2	665.3		
Total	71	87834.0			

* MESSAGE: the following units have large residuals.

units 66 -128.6 s.e. 24.3

***** Tables of means *****

Variate: P04ef

Grand mean 76.2

carga	3.30	5.00			
	81.1	71.3			
esp_cie	1.00	2.00	3.00	4.00	
	96.1	69.3	96.4	43.0	
carga esp_cie	1.00	2.00	3.00	4.00	
3.30		95.5	92.5	97.7	38.5
5.00		96.7	46.1	95.1	47.4

*** Standard errors of differences of means ***

Table	carga	esp_cie	carga esp_cie
rep.	36	18	9
d.f.	64	64	64

s.e.d. 6.08 8.60 12.16

*** Least significant differences of means (5% level) ***

Table	carga	esp_cie	carga esp_cie
rep.	36	18	9
d.f.	64	64	64
l.s.d.	12.15	17.18	24.29

□

1396.....
.....

***** Analysis of variance *****

Variate: Pb_ef

Source of variation	d.f.	s.s.	m.s.	v.r.	F pr.
carga	1	8772.6	8772.6	12.83	<.001
esp_cie	3	283.1	94.4	0.14	0.937
carga.esp_cie	3	1102.2	367.4	0.54	0.658
Residual	64	43753.7	683.7		
Total	71	53911.5			

* MESSAGE: the following units have large residuals.

units 1 -61.4 s.e. 24.7

***** Tables of means *****

Variate: Pb_ef

Grand mean 33.2

carga	3.30	5.00			
	44.3	22.2			
esp_cie	1.00	2.00	3.00	4.00	
	33.6	36.3	32.0	31.1	
carga esp_cie	1.00	2.00	3.00	4.00	
3.30	47.9	40.7	45.4	43.0	
5.00	19.2	31.9	18.5	19.2	

*** Standard errors of differences of means ***

Table	carga	esp_cie	carga esp_cie
rep.	36	18	9
d.f.	64	64	64
s.e.d.	6.16	8.72	12.33

*** Least significant differences of means (5% level) ***

Table	carga	esp_cie	carga esp_cie
rep.	36	18	9
d.f.	64	64	64
l.s.d.	12.31	17.41	24.62

□

1401.....
.....

***** Analysis of variance *****

Variate: Ptot_ef

Source of variation	d.f.	s.s.	m.s.	v.r.	F pr.
carga	1	13365.	13365.	6.78	0.011
esp_cie	3	7957.	2652.	1.35	0.268
carga.esp_cie	3	7624.	2541.	1.29	0.286
Residual	64	126182.	1972.		
Total	71	155128.			

* MESSAGE: the following units have large residuals.

units 49	-164.7	s.e. 41.9
units 60	-104.7	s.e. 41.9
units 66	-170.1	s.e. 41.9

***** Tables of means *****

Variate: Ptot_ef

Grand mean 55.5

carga	3.30	5.00		
	69.1	41.9		
esp_cie	1.00	2.00	3.00	4.00
	64.2	57.5	62.5	37.8

carga	esp_cie	1.00	2.00	3.00	4.00
3.30		60.6	77.6	77.6	60.6
5.00		67.8	37.4	47.3	15.0

*** Standard errors of differences of means ***

Table	carga	esp_cie	carga esp_cie
rep.	36	18	9
d.f.	64	64	64
s.e.d.	10.47	14.80	20.93

*** Least significant differences of means (5% level) ***

Table	carga	esp_cie	carga esp_cie
rep.	36	18	9
d.f.	64	64	64
l.s.d.	20.91	29.57	41.82

□

1406.....
.....

***** Analysis of variance *****

Variate: SO4_ef

Source of variation	d.f.	s.s.	m.s.	v.r.	F pr.
carga	1	1116642.	1116642.	2.11	0.151
esp_cie	3	2923107.	974369.	1.85	0.148
carga.esp_cie	3	2327889.	775963.	1.47	0.231
Residual	64	33793296.	528020.		
Total	71	40160934.			

* MESSAGE: the following units have large residuals.

units 6 -4828. s.e. 685.

***** Tables of means *****

Variate: SO4_ef

Grand mean -193.

carga	3.30	5.00			
	-318.	-69.			
esp_cie	1.00	2.00	3.00	4.00	
	-61.	-494.	-251.	33.	
carga	esp_cie	1.00	2.00	3.00	4.00
3.30		-16.	-907.	-388.	39.
5.00		-106.	-81.	-115.	26.

*** Standard errors of differences of means ***

Table	carga	esp_cie	carga esp_cie
rep.	36	18	9
d.f.	64	64	64
s.e.d.	171.3	242.2	342.5

*** Least significant differences of means (5% level) ***

Table	carga	esp_cie	carga esp_cie
rep.	36	18	9
d.f.	64	64	64
l.s.d.	342.2	483.9	684.3

□

1411.....
.....

***** Analysis of variance *****

Variate: SSTef

Source of variation	d.f.	s.s.	m.s.	v.r.	F pr.
carga	1	0.	0.	0.00	0.997
esp_cie	3	13845.	4615.	3.68	0.017
carga.esp_cie	3	4879.	1626.	1.30	0.284
Residual	64	80338.	1255.		
Total	71	99062.			

* MESSAGE: the following units have large residuals.

units 27 -124.8 s.e. 33.4
units 40 -137.4 s.e. 33.4

***** Tables of means *****

Variate: SSTef

Grand mean 53.8

carga	3.30	5.00			
	53.8	53.8			
esp_cie	1.00	2.00	3.00	4.00	
	30.0	60.7	59.9	64.7	
carga esp_cie	1.00	2.00	3.00	4.00	
3.30	35.7	70.1	48.3	61.1	
5.00	24.3	51.2	71.6	68.3	

*** Standard errors of differences of means ***

Table	carga	esp_cie	carga esp_cie
rep.	36	18	9
d.f.	64	64	64
s.e.d.	8.35	11.81	16.70

*** Least significant differences of means (5% level) ***

Table	carga	esp_cie	carga esp_cie
rep.	36	18	9
d.f.	64	64	64
l.s.d.	16.68	23.59	33.37

□

1416.....
.....

***** Analysis of variance *****

Variate: SSVef

Source of variation	d.f.	s.s.	m.s.	v.r.	F pr.
carga	1	238.8	238.8	0.42	0.520
esp_cie	3	1785.1	595.0	1.04	0.379
carga.esp_cie	3	2621.6	873.9	1.53	0.214
Residual	64	36445.8	569.5		
Total	71	41091.3			

* MESSAGE: the following units have large residuals.

units 27 -61.1 s.e. 22.5
units 40 -81.2 s.e. 22.5

***** Tables of means *****

Variate: SSVef

Grand mean 66.3

carga	3.30	5.00
	64.5	68.2

esp_cie	1.00	2.00	3.00	4.00
	58.0	69.7	67.3	70.5

carga	esp_cie	1.00	2.00	3.00	4.00
3.30		61.1	74.8	58.6	63.6
5.00		54.8	64.5	75.9	77.4

*** Standard errors of differences of means ***

Table	carga	esp_cie	carga esp_cie
rep.	36	18	9
d.f.	64	64	64
s.e.d.	5.62	7.95	11.25

*** Least significant differences of means (5% level) ***

Table	carga	esp_cie	carga esp_cie
rep.	36	18	9
d.f.	64	64	64
l.s.d.	11.24	15.89	22.47

□

1421.....
.....

***** Analysis of variance *****

Variate: TURBef

Source of variation	d.f.	s.s.	m.s.	v.r.	F pr.
carga	1	30613.	30613.	3.09	0.083

esp_cie	3	248286.	82762.	8.37	<.001
carga.esp_cie	3	24767.	8256.	0.83	0.480
Residual	64	633055.	9891.		
Total	71	936721.			

* MESSAGE: the following units have large residuals.

units 1	-238.	s.e. 94.
units 3	254.	s.e. 94.
units 4	-365.	s.e. 94.
units 13	-319.	s.e. 94.

***** Tables of means *****

Variate: TURBef

Grand mean -9.

carga	3.30	5.00			
	-29.	12.			
esp_cie	1.00	2.00	3.00	4.00	
	-108.	25.	6.	43.	
carga esp_cie	1.00	2.00	3.00	4.00	
3.30	-154.	3.	-15.	49.	
5.00	-61.	46.	26.	37.	

*** Standard errors of differences of means ***

Table	carga	esp_cie	carga esp_cie
rep.	36	18	9
d.f.	64	64	64
s.e.d.	23.4	33.2	46.9

*** Least significant differences of means (5% level) ***

Table	carga	esp_cie	carga esp_cie
rep.	36	18	9
d.f.	64	64	64
l.s.d.	46.8	66.2	93.7

□

1426.....

.....

***** Analysis of variance *****

Variate: Znef

Source of variation	d.f.	s.s.	m.s.	v.r.	F pr.
carga	1	5883.8	5883.8	12.12	<.001
esp_cie	3	1374.0	458.0	0.94	0.425
carga.esp_cie	3	1081.7	360.6	0.74	0.530
Residual	64	31059.4	485.3		
Total	71	39398.9			

* MESSAGE: the following units have large residuals.

units 2	57.4	s.e. 20.8
units 3	57.4	s.e. 20.8
units 4	58.2	s.e. 20.8

***** Tables of means *****

Variate: Znef

Grand mean 34.3

carga	3.30	5.00			
	43.4	25.3			
esp_cie	1.00	2.00	3.00	4.00	
	28.7	32.5	35.5	40.7	
carga esp_cie	1.00	2.00	3.00	4.00	
3.30		42.6	41.8	38.5	50.6
5.00		14.8	23.3	32.4	30.7

*** Standard errors of differences of means ***

Table	carga	esp_cie	carga esp_cie
rep.	36	18	9
d.f.	64	64	64
s.e.d.	5.19	7.34	10.38

*** Least significant differences of means (5% level) ***

Table	carga	esp_cie	carga esp_cie
-------	-------	---------	------------------

rep.	36	18	9
d.f.	64	64	64
l.s.d.	10.37	14.67	20.75

***** End of job. Maximum of 11768 data units used at line 140
1 (77346 left)

□

Genstat 5 Release 4.1 (PC/Windows 95)

28 June 199

9 21:34:10

Copyright 1997, Lawes Agricultural Trust (Rothamsted Experimental
Station)

DADOS EXPERIMENTAIS E ANÁLISE ESTATÍSTICA

FARROUPILHA

PLANILHA DE pH

	21/Out/98	11/Nov/98	30/Nov/98	16/Dez/98	04/Jan/99	19/Jan/99	02/Fev/99	24/Fev/99	10/Mar/99	24/Mar/99	07/Abr/99	22/Abr/99	04/Mai/99
2	6,3	6,1	6,2	5,9	5,9	5,8	6	6,1	6,5	6,5	6,5	6,2	6,5
3	6,3	6,0	6,1	5,9	6,3	6,4	6,2	6	6,3	6,7	6,4	6,1	6,2
4		6,5	6,3	6,3	6,6	6,9	6,9	6,7	6,9	7,1	7,1	6,8	6,9
5	6,9	6,6	6,5	6,0	6,5	6,6	6,3	6,2	6,6	6,5	6,4	6,3	6,2
6	6,2	6,1	6,0	5,8	6,4	5,9	6	5,9	6,2	6,4	6,2	6,2	6,1
7		6,6	6,4	6,2	6,5	6,7	6,3	6,2	6,5	6,6	6,4	6,4	6,2
8	6,6	6,4	6,1	5,9	6,2	6	6,2	6,1	6,1	6,4	6,5	6,4	6,3
9	6,6	6,8	7,0	6,5	7,0	7,2	6,9	6,9	7,2	7,1	7	6,9	6,9
10			6,2	6,1	6,4	6,2	6,2	5,8	6,6	6,8	6,5	6,6	6,3
11	7,1	6,1	6,4	6,6	6,5	6	6,2	6,1	6,5	6,5	6,5	6,3	6,6
12	6,5	6,0	6,3	6,5	6,3	6	5,9	6,1	6,7	6,5	6,1	6,2	6,3
13	7,7	7,4	11,1	8,9	10,2	7,4	7,2	7,3	7,4	7,5	7,6	7,4	7,6
	21/Out/98	11/Nov/98	30/Nov/98	16/Dez/98	04/Jan/99	19/Jan/99	02/Fev/99	24/Fev/99	10/Mar/99	24/Mar/99	07/Abr/99	22/Abr/99	04/Mai/99
TT	6,5	6,3	6,2	6,0	6,2	6,0	6,1	6,0	6,4	6,6	6,5	6,4	6,4
T	6,3	6,0	6,1	6,1	6,3	6,1	6,0	6,0	6,4	6,5	6,2	6,2	6,2
TZ	7,0	6,4	6,4	6,3	6,5	6,4	6,3	6,2	6,5	6,5	6,4	6,3	6,3
V	6,6	6,7	6,7	6,4	6,8	7,1	6,9	6,8	7,1	7,1	7,1	6,9	6,9
E	7,7	7,4	11,1	8,9	10,2	7,4	7,2	7,3	7,4	7,5	7,6	7,4	7,6

PLANILHA DE FERRO

	21/Out/98	11/Nov/98	30/Nov/98	16/Dez/98	04/Jan/99	19/Jan/99	02/Fev/99	24/Fev/99	10/Mar/99	24/Mar/99	07/Abr/99	22/Abr/99	04/Mai/99
2	0,7	0,6	2,3	1,3	0,3	0,6	0,2	0,6	0,8	0,5	0,7	0,4	0,7
3	1,9	2,3	0,8	1,1	1,0	1,9	2,9	3,1	2	1,5	1,5	1	1,3
4		0,3	0,8	1,3	0,5	0,4	0,3	1,1	2	0,4	1,2	1,2	0,6
5	0,9	2,9	10,2	5,5	3,3	2	0,84	2,9	4,2	3,9	4,1	2,9	4,1
6	1,9	0,7	1,6	0,7	1,0	0,6	1,2	1,3	1,9	2	2,1	1,4	0,6
7		0,4	0,6	1,2	2,1	0,7	0,4	0,9	1,4	1	1,1	0,7	0,5
8	1,4	1,1	1,8	1,6	1,3	1	0,3	0,9	0,9	0,8	0,9	0,7	0,7
9	1,5	0,2	0,6	1,0	1,3	1,9	1,5	1	1,2	0,7	1,8	1	1,2
10			1,0	1,7	2,3	3,5	1,4	0,6	0,5	0,8	0,7	0,6	0,5
11	3,3	2,8	5,2	5,1	8,9	6	2,7	1,9	1	2	2,6	1,6	1,7
12	0,3	0,4	2,8	2,3	2,2	0,7	0,2	0,3	0,5	0,4	0,6	0,4	0,2
13	2,8	3,0	1,6	1,5	1,9	5,1	2,2	1,1	1,1	2,5	1	1	1,3
	21/Out/98	11/Nov/98	30/Nov/98	16/Dez/98	04/Jan/99	19/Jan/99	02/Fev/99	24/Fev/99	10/Mar/99	24/Mar/99	07/Abr/99	22/Abr/99	04/Mai/99
TT	1,0	0,9	1,7	1,5	1,3	1,7	0,6	0,7	0,7	0,7	0,8	0,6	0,6
T	1,4	1,1	1,7	1,4	1,4	1,1	1,4	1,6	1,5	1,3	1,4	0,9	0,7
TZ	2,1	2,0	5,3	3,9	4,8	2,9	1,3	1,9	2,2	2,3	2,6	1,7	2,1
V	1,5	0,3	0,7	1,2	0,9	1,2	0,9	1,1	1,6	0,6	1,5	1,1	0,9
E	2,8	3,0	1,6	1,5	1,9	5,1	2,2	1,1	1,1	2,5	1	1	1,3

PLANILHA DO MANGANÊS

	21/Out/98	11/Nov/98	30/Nov/98	16/Dez/98	04/Jan/99	19/Jan/99	02/Fev/99	24/Fev/99	10/Mar/99	24/Mar/99	07/Abr/99	22/Abr/99	04/Mai/99
2	0,03	1,00	0,25	1,10	1,00	0,03	0,7	0,35	0,2	0,03	0,07	0,03	0,07
3	0,03	2,80	0,07	0,70	1,60	1,4	0,05	0,7	0,45	0,25	0,25	0,03	0,25
4		0,15	0,03	0,15	0,55	0,85	1,3	0,45	0,2	0,15	0,07	0,07	0,03
5	0,03	3,20	5,00	3,00	2,60	1,8	0,7	2,5	2,25	1	0,7	0,7	0,7
6	0,03	2,50	0,10	1,20	3,50	2,8	0,05	1,1	1	0,45	0,45	0,15	0,15
7		2,20	0,70	3,00	2,60	0,05	0,2	0,7	0,45	0,45	0,6	0,35	0,35
8	0,03	1,30	2,50	1,50	0,70	0,9	0,3	0,55	0,7	0,45	0,25	0,2	0,35
9	0,55	0,07	0,03	0,45	0,35	1,4	0,35	1,1	0,2	0,7	0,7	0,6	0,45
10			2,50	2,50	1,80	2,2	0,35	0,35	0,15	0,15	0,35	0,1	0,15
11	1,00	3,50	0,70	2,50	1,10	2,8	1,1	0,7	0,3	0,5	0,45	0,35	0,07
12	0,03	1,40	0,55	1,50	1,80	0,55	0,03	0,07	0,07	0,15	0,15	0,07	0,03
13	0,03	0,70	0,03	0,55	0,70	0,05	0,45	0,7	0,03	0,7	0,07	0,7	0,35
	21/Out/98	11/Nov/98	30/Nov/98	16/Dez/98	04/Jan/99	19/Jan/99	02/Fev/99	24/Fev/99	10/Mar/99	24/Mar/99	07/Abr/99	22/Abr/99	04/Mai/99
TT	0,03	1,15	1,75	1,70	1,17	1,04	0,45	0,42	0,35	0,21	0,22	0,11	0,19
T	0,03	2,23	0,24	1,13	2,30	1,58	0,04	0,62	0,51	0,28	0,28	0,08	0,14
TZ	0,52	2,97	2,13	2,83	2,10	1,55	0,67	1,30	1,00	0,65	0,58	0,47	0,37
V	0,51	0,11	0,03	0,30	0,45	1,13	0,83	0,78	0,20	0,43	0,39	0,34	0,24
E	0,03	0,70	0,03	0,55	0,70	0,05	0,45	0,7	0,03	0,7	0,07	0,7	0,35

PLANILHA DE OXIGÊNIO DISSOLVIDO

	21/Out/98	11/Nov/98	30/Nov/98	16/Dez/98	04/Jan/99	19/Jan/99	02/Fev/99	24/Fev/99	10/Mar/99	24/Mar/99	07/Abr/99	22/Abr/99	04/Mai/99
2 **		1,0	0,8 **		1,5	3,9	1	2,8	2	1,6	1,5	1,7	3,1
3 **		1,2	0,7 **		1,5	1,6	2,2	3,8	2,9	3	2	1,7	3
4		1,0	3,8 **		1,3	1,2	2	1,8	1,8	2,1	2,5	3,4	4
5 **		0,3	0,2 **		1,0	0,6	0,5	1,3	1,1	1	1,8	2,4	3,9
6 **		1,0	1,1 **		1,7	1,5	2,2	2	2,3	1,8	1,8	1,1	2,5
7		0,8	1,0 **		1,3	2,5	2,6	2,4	2,3	2,4	1,6	1,8	1,4
8 **		0,6	0,4 **		2,9	0,6	2	3,6	3	2,7	3	3,8	2,1
9 **		3,1	1,0 **		1,2	0,5	1,5	1,7	1,6	1	1,5	4	3,1
10			1,0 **		3,0	1,6	2	4,3	4,4	3	2,5	3,6	2,6
11 **		1,8	0,4 **		0,1	0,01	1	1,8	2,5	0,9	1	2,4	2,4
12 **		1,5	0,6 **		1,8	2,7	2	1,7	2,8	1,6	1,6	2,5	2,6
13 **		4,0	13,8 **		11,6	3,8	8,7	3,6	3,1	4	2,7	3,4	6,8
	21/Out/98	11/Nov/98	30/Nov/98	16/Dez/98	04/Jan/99	19/Jan/99	02/Fev/99	24/Fev/99	10/Mar/99	24/Mar/99	07/Abr/99	22/Abr/99	04/Mai/99
TT		0,8	0,7		2,5	2,0	1,7	3,6	3,1	2,4	2,3	3,0	2,6
T		1,2	0,8		1,7	1,9	2,1	2,5	2,7	2,1	1,8	1,8	2,7
TZ		1,0	0,5		0,8	1,0	1,4	1,8	2,0	1,4	1,5	2,2	2,6
V		2,1	2,4		1,3	0,9	1,8	1,8	1,7	1,6	2,0	3,7	3,6
E		4,0	13,8		11,6	3,8	8,7	3,6	3,1	4	2,7	3,4	6,8

PLANILHA DA DBOS

	21/Out/98	11/Nov/98	30/Nov/98	16/Dez/98	04/Jan/99	19/Jan/99	02/Fev/99	24/Fev/99	10/Mar/99	24/Mar/99	07/Abr/99	22/Abr/99	04/Mai/99
2	0,7	3,6	1,3	0,0	0,9	1,4	1,3	0,8	1,2	0,8	2,3	0,3	0,7
3	0,7	2,0	3,8	0,2	1,6	1	0,2	0,5	0,1	0,8	2,7	0,5	0,5
4		1,5	0,0	0,6	0,9	5,5	2,7	3,6		2,2	2,7	0,2	2,6
5	0,5	3,4	0,9	0,0	0,9	2,2	0,2	0,2	3,2	1,8	1,3	0,4	0,1
6	0,7	8,5	0,5	0,0	1,7	1,5	0,2	2,7	0,8	0,6	0,3	1,3	0,8
7		4,0	0,5	0,2	0,8	1,8	0,2	1	1	1,2	2,3	0,9	0,3
8	0,8	8,0	1,0	0,7	2,1	0,8	0,2	0,2	0,2	1	0	1,1	0,5
9	1,2	2,2	5,0	5,6	2,7	7,4	3,8	3,6	0	1,8	2	1,5	1,1
10			0,7	5,0	4,1	1,4	0,2	1,5	1,2	1,6	1,3	1,1	0,5
11	1,2	2,9	0,6	4,3	1,5	1,3	1	2,6	0,4	0,4	1,3	0,7	7,2
12	1,3	3,1	1,2	2,0	0,8	0,2	0,3	0,5	0,5	0,8	0	0,4	16
13	5,2	13,2	19,0	26,0	11,3	11	11	21	14	11	4	9,4	11,2
	21/Out/98	11/Nov/98	30/Nov/98	16/Dez/98	04/Jan/99	19/Jan/99	02/Fev/99	24/Fev/99	10/Mar/99	24/Mar/99	07/Abr/99	22/Abr/99	04/Mai/99
TT	0,7	5,8	1,0	1,9	2,4	1,2	0,6	0,8	0,9	1,1	1,2	0,8	0,6
T	0,9	4,5	1,8	0,7	1,4	0,9	0,2	1,2	0,5	0,7	1,0	0,7	5,8
TZ	0,8	3,4	0,7	1,5	1,1	1,8	0,5	1,3	1,5	1,1	1,6	0,7	2,5
V	1,2	1,9	2,5	3,1	1,8	6,5	3,3	3,6	0,0	2,0	2,4	0,9	1,9
E	5,2	13,2	19,0	26,0	11,3	11	11	21	14	11	4	9,4	11,2

PLANILHA DA DQO

	21/Out/98	11/Nov/98	30/Nov/98	16/Dez/98	04/Jan/99	19/Jan/99	02/Fev/99	24/Fev/99	10/Mar/99	24/Mar/99	07/Abr/99	22/Abr/99	04/Mai/99
2	37	22	24	18	24	35	28	25	23	28	28	20	23
3	20	18	25	15	21	25	33	19	20	26	28	11	20
4		21	19	27	30	31	39	16		29	28	14	25
5	11	17	28	23	38	26	24	14	18	29	28	15	17
6	17	24	18	23	25	12	24	32	20	29	25	13	13
7		29	17	12	21	19	30	24	24	29	25	16	17
8	17	31	21	19	47	21	31	18	23	37	29	22	20
9	27	36	37	39	43	38	35	20	21	32	29	22	23
10			22	38	33	19	31	25	31	37	33	21	18
11	34	13	27	39	30	22	27	33	19	27	31	22	26
12	36	19	23	26	25	15	30	16	23	24	22	14	20
13		23	55	53	138	128	55	50	23	43	47	28	27
	21/Out/98	11/Nov/98	30/Nov/98	16/Dez/98	04/Jan/99	19/Jan/99	02/Fev/99	24/Fev/99	10/Mar/99	24/Mar/99	07/Abr/99	22/Abr/99	04/Mai/99
TT	27,0	26,5	22,3	25,0	34,7	25,0	30,0	22,7	25,7	34,0	30,0	21,0	20,3
T	24,3	20,3	22,0	21,3	23,7	17,3	29,0	22,3	21,0	26,3	25,0	12,7	17,7
TZ	23,0	19,7	24,0	24,7	29,7	22,3	27,0	23,7	20,3	28,3	28,0	17,7	20,0
V	27,0	28,5	28,0	33,0	36,5	34,5	37,0	18,0	10,5	30,5	28,5	18,0	24,0
E		23	55	53	138	128	55	50	23	43	47	28	27

PLANILHA DE FOSFATO ORTO

	21/Out/98	11/Nov/98	30/Nov/98	16/Dez/98	04/Jan/99	19/Jan/99	02/Fev/99	24/Fev/99	10/Mar/99	24/Mar/99	07/Abr/99	22/Abr/99	04/Mai/99
2	0,02	0,06	0,06	0,03	0,03	0,04	0,01	0,09	0,02	0,01	0,03	0,02	0,07
3	0,01	0,03	0,04	0,03	0,03	0,03	0,01	0,04	0,02	0,02	0,03	0	0,04
4		0,05	0,04	0,04	0,05	0,17	0,1	0,11		0,09	0,1	0,07	0,07
5	0,00	0,04	0,10	0,01	0,07	0,06	0,03	0,04	0,02	0,06	0,05	0,05	0,05
6	0,01	0,04	0,03	0,02	0,03	0,03	0,01	0,03	0,02	0,05	0,04	0,01	0,01
7		0,03	0,19	0,03	0,03	0,07	0,01	0,05	0,03	0,07	0,06	0,04	0,03
8	0,01	0,06	0,04	0,04	0,08	0,03	0	0,03	0,02	0,08	0,08	0,05	0,03
9	0,01	0,04	0,03	0,13	0,18	0,51	0,13	0,17	0,12	0,11	0,13	0,08	0,13
10			0,05	0,03	0,05	0,07	0	0,14	0,1	0,11	0,06	0,05	0,05
11	0,03	0,03	0,07	0,12	0,12	0,03	0,01	0,06	0,02	0,05	0,07	0,05	0,1
12	0,00	0,02	0,03	0,04	0,04	0,05	0,01	0,03	0,01	0,01	0,02	0	0,02
13	0,19	0,31	0,08	0,22	0,18	0,64	0,33	0,44	0,38	0,43	0,26	0,18	0,25
	21/Out/98	11/Nov/98	30/Nov/98	16/Dez/98	04/Jan/99	19/Jan/99	02/Fev/99	24/Fev/99	10/Mar/99	24/Mar/99	07/Abr/99	22/Abr/99	04/Mai/99
TT	0,02	0,06	0,05	0,03	0,05	0,05	0,00	0,09	0,05	0,07	0,06	0,04	0,05
T	0,01	0,03	0,03	0,03	0,03	0,04	0,01	0,03	0,02	0,03	0,03	0,00	0,02
TZ	0,02	0,03	0,12	0,05	0,07	0,05	0,02	0,05	0,02	0,06	0,06	0,05	0,06
V	0,01	0,05	0,04	0,09	0,12	0,34	0,12	0,14	0,06	0,10	0,12	0,08	0,10
E	0,19	0,31	0,08	0,22	0,18	0,64	0,33	0,44	0,38	0,43	0,26	0,18	0,25

PLANILHA DO FOSFATO TOTAL

	21/Out/98	11/Nov/98	30/Nov/98	16/Dez/98	04/Jan/99	19/Jan/99	02/Fev/99	24/Fev/99	10/Mar/99	24/Mar/99	07/Abr/99	22/Abr/99	04/Mai/99
2	0,02	0,07	0,06	0,12	0,03	0,17	0,01	0,13	0,1	0,03	0,03	0,05	0,08
3	0,01	0,03	0,04	0,12	0,05	0,05	0,03	0,07	0,12	0,04	0,04	0,02	0,05
4		0,05	0,04	0,18	0,09	0,17	0,12	0,14		0,09	0,11	0,1	0,13
5	0,00	0,04	0,11	0,03	0,14	0,08	0,04	0,08	0,08	0,1	0,06	0,05	0,06
6	0,01	0,04	0,03	0,06	0,04	0,03	0,02	0,08	0,09	0,07	0,07	0,04	0,02
7		0,03	0,31	0,06	0,19	0,13	0,02	0,1	0,14	0,1	0,08	0,1	0,03
8	0,01	0,17	0,04	0,08	0,20	0,06	0,02	0,06	0,11	0,12	0,11	0,09	0,03
9	0,01	0,05	0,16	0,26	0,24	0,72	0,14	0,22	0,18	0,12	0,13	0,1	0,15
10			0,05	0,18	0,12	0,08	0,04	0,26	0,2	0,14	0,08	0,07	0,05
11	0,04	0,03	0,10	0,18	0,20	0,08	0,06	0,07	0,09	0,09	0,08	0,07	0,12
12	0,01	0,02	0,07	0,09	0,04	0,05	0,03	0,13	0,08	0,06	0,02	0,02	0,03
13	0,51	0,51	0,67	0,56	0,76	1,41	0,49	0,8	0,52	0,46	0,32	0,24	0,32
	21/Out/98	11/Nov/98	30/Nov/98	16/Dez/98	04/Jan/99	19/Jan/99	02/Fev/99	24/Fev/99	10/Mar/99	24/Mar/99	07/Abr/99	22/Abr/99	04/Mai/99
TT	0,02	0,12	0,05	0,13	0,12	0,10	0,02	0,15	0,14	0,10	0,07	0,07	0,05
T	0,01	0,03	0,05	0,09	0,04	0,04	0,03	0,09	0,10	0,06	0,04	0,03	0,03
TZ	0,02	0,03	0,17	0,09	0,18	0,10	0,04	0,08	0,10	0,10	0,07	0,07	0,07
V	0,01	0,05	0,10	0,22	0,17	0,45	0,13	0,18	0,09	0,11	0,12	0,10	0,14
E	0,51	0,51	0,67	0,56	0,76	1,41	0,49	0,8	0,52	0,46	0,32	0,24	0,32

PLANILHA DE NITRATO

	21/Out/98	11/Nov/98	30/Nov/98	16/Dez/98	04/Jan/99	19/Jan/99	02/Fev/99	24/Fev/99	10/Mar/99	24/Mar/99	07/Abr/99	22/Abr/99	04/Mai/99
2	0,4	0,3	0,0	0,0	0,3	0,2	0	1,9	0,1	0,7	0	1,2	2,2
3	0,0	0,1	0,0	0,1	0,2	0,1	0,1	0,2	0,2	0,4	0,2	0	1
4		0,9	0,7	0,9	1,5	0,4	3,5	4,8		3,5	2,9	1,8	1,8
5	0,0	0,2	0,0	0,2	0,3	0	0,3	0,1	0,1	1	0,6	1,8	1,1
6	0,1	0,2	0,0	0,1	0,2	0,1	0,1	0,1	0	0,7	0,5	0	0,1
7		0,2	0,0	0,0	0,3	0,1	0,1	0,8	0,6	0,9	0,8	2,6	0,6
8	0,2	0,2	0,0	0,0	0,3	0	0	0,1	0	0,5	1,1	2,5	0,5
9	0,0	0,8	0,2	0,3	0,4	0,1	1	2	1,6	1,5	1	3,9	2,9
10			0,0	0,1	0,3	0	0,1	2,2	1,4	1,6	0,9	3,3	1,1
11	0,0	0,2	0,0	0,1	0,3	0	0	0,1	0,7	0,3	1,3	4,6	2,9
12	0,0	0,1	0,0	0,1	0,4	0	0,1	0,1	0,1	0,1	0	0	0
13	0,1	0,1	0,2	0,4	0,6	0,2	0,9	4,6	5,6	3,4	1,9	6,3	5

	21/Out/98	11/Nov/98	30/Nov/98	16/Dez/98	04/Jan/99	19/Jan/99	02/Fev/99	24/Fev/99	10/Mar/99	24/Mar/99	07/Abr/99	22/Abr/99	04/Mai/99
TT	0,30	0,25	0,00	0,03	0,30	0,07	0,03	1,40	0,50	0,93	0,67	2,33	1,27
T	0,03	0,13	0,00	0,10	0,27	0,07	0,10	0,13	0,10	0,40	0,23	0,00	0,37
TZ	0,00	0,20	0,00	0,10	0,30	0,03	0,13	0,33	0,47	0,73	0,90	3,00	1,53
V	0,00	0,85	0,45	0,60	0,95	0,25	2,25	3,40	0,80	2,50	1,95	2,85	2,35
E	0,1	0,1	0,2	0,4	0,6	0,2	0,9	4,6	5,6	3,4	1,9	6,3	5

PLANILHA DE NITRITO

	21/Out/98	11/Nov/98	30/Nov/98	16/Dez/98	04/Jan/99	19/Jan/99	02/Fev/99	24/Fev/99	10/Mar/99	24/Mar/99	07/Abr/99	22/Abr/99	04/Mai/99
2	0,150	0,022	0,140	0,002	0,027	0,047	0,001	0,044	0,066	0,255	0,002	0,003	0,178
3	0,011	0,021	0,017	0,002	0,021	0,003	0,002	0,002	0,032	0,169	0,003	0,002	0,082
4		0,002	0,035	0,005	0,774	0,038	0,044	0,031		0,425	0,098	0,005	0,117
5	0,012	0,001	0,015	0,015	1,394	0,002	0,002	0,001	0,028	0,425	0,345	0,003	0,082
6	0,010	0,001	0,011	0,005	0,145	0,002	0,002	0,001	0,002	0,27	0,205	0,003	0,002
7		0,001	0,018	0,002	0,271	0,044	0,002	0,004	0,027	0,32	0,435	0,003	0,049
8	0,015	0,000	0,015	0,001	2,955	0,003	0,044	0,001	0,002	0,195	0,545	0,004	0,036
9	0,021	0,002	0,918	0,296	1,006	0,063	0,003	0,036	0,059	0,355	0,445	0,005	0,175
10			0,021	0,050	0,096	0,002	0,002	0,057	0,18	0,69	0,545	0,003	0,087
11	0,023	0,004	0,018	0,007	0,011	0,004	0,002	0,001	0,041	0,081	0,645	0,004	0,24
12	0,023	0,002	0,016	0,052	0,018	0,003	0,003	0,002	0,002	0,029	0,003	0,003	0,02
13	0,017	0,098	0,880	0,980	6,710	0,2	0,238	0,142	0,295	1,14	1,1	0,05	0,604

	21/Out/98	11/Nov/98	30/Nov/98	16/Dez/98	04/Jan/99	19/Jan/99	02/Fev/99	24/Fev/99	10/Mar/99	24/Mar/99	07/Abr/99	22/Abr/99	04/Mai/99
TT	0,083	0,011	0,059	0,018	1,026	0,017	0,016	0,034	0,083	0,380	0,364	0,003	0,100
T	0,015	0,008	0,015	0,020	0,061	0,003	0,002	0,002	0,012	0,156	0,070	0,003	0,035
TZ	0,018	0,002	0,017	0,008	0,559	0,017	0,002	0,002	0,032	0,275	0,475	0,003	0,124
V	0,021	0,002	0,477	0,151	0,890	0,051	0,024	0,034	0,030	0,390	0,272	0,005	0,146
E	0,017	0,098	0,880	0,980	6,710	0,2	0,238	0,142	0,295	1,14	1,1	0,05	0,604

PLANILHA DE NITROGÊNIO AMONÍACAL

	21/Out/98	11/Nov/98	30/Nov/98	16/Dez/98	04/Jan/99	19/Jan/99	02/Fev/99	24/Fev/99	10/Mar/99	24/Mar/99	07/Abr/99	22/Abr/99	04/Mai/99
2	0,1	0,2	0,1	0,0	0,0	0,9	0	0,1	0,1	0,1	0,5	0,1	0,3
3	0,1	0,2	0,1	0,0	0,0	0,1	0	0,1	0,1	0,2	2,5	0,1	0,1
4		0,2	0,1	0,2	0,9	0,9	3	1,4		0,7	1	0,2	0,5
5	0,0	0,2	0,1	0,1	0,1	0,1	0	0,1	0,2	0,3	0,4	0,2	0,2
6	0,0	0,1	0,1	0,0	0,0	0,1	0	0,1	0,1	0,1	0,2	0,1	0
7		0,0	0,1	0,1	0,0	0,1	0,1	0,7	0,2	1	0,9	0,3	0,1
8	0,1	0,0	0,1	0,1	0,1	0	0,1	0	0	0,9	1,3	0,3	0,4
9	0,0	0,0	0,9	1,0	1,6	1,4	3,3	1,5	0,8	0,4	0,8	0,3	0,7
10			0,2	0,2	0,1	0,1	0,1	0,6	0,6	1,2	0,7	0,2	0,1
11	0,2	0,2	0,1	0,2	0,1	0,4	0	0	0,2	2	1	0,2	0,5
12	0,2	0,0	0,0	0,1	0,1	0,1	0	0	0	1,9	0,1	0,1	0,1
13	3,5	0,1	0,9	4,5	2,4	12,8	5,9	3,8	3,7	9,7	5,1	1,2	0,7

	21/Out/98	11/Nov/98	30/Nov/98	16/Dez/98	04/Jan/99	19/Jan/99	02/Fev/99	24/Fev/99	10/Mar/99	24/Mar/99	07/Abr/99	22/Abr/99	04/Mai/99
TT	0,10	0,10	0,13	0,10	0,07	0,33	0,07	0,23	0,23	0,73	0,83	0,20	0,27
T	0,10	0,10	0,07	0,03	0,03	0,10	0,00	0,07	0,07	0,73	0,93	0,10	0,07
TZ	0,10	0,13	0,10	0,13	0,07	0,20	0,03	0,27	0,20	1,10	0,77	0,23	0,27
V	0,00	0,10	0,50	0,60	1,25	1,15	3,15	1,45	0,40	0,55	0,90	0,25	0,60
E	3,5	0,1	0,9	4,5	2,4	12,8	5,9	3,8	3,7	9,7	5,1	1,2	0,7

PLANILHA DE SÓLIDOS SUSPENSOS

	21/Out/98	11/Nov/98	30/Nov/98	16/Dez/98	04/Jan/99	19/Jan/99	02/Fev/99	24/Fev/99	10/Mar/99	24/Mar/99	07/Abr/99	22/Abr/99	04/Mai/99
2	27,0	12,8	10,5	7,0	1,4	23,8	48	54	0	1	7	2	8
3	12,0	5,0	6,0	7,3	3,4	4,8	18	7	0	39	4	6	0
4		1,5	6,5	34,0	12,3	11,6	12	33		14	0	14	21
5	13,0	10,0	13,0	24,0	10,0	11	18	34	0	30	21	30	13
6	65,0	7,5	3,5	7,7	6,3	29,6	15	32	0	30	4	5	15
7		2,0	3,7	8,7	6,3	16	7	23	4	18	5	12	12
8	30,7	13,0	23,8	12,0	13,0	6,3	3	9	2	0	21	13	6
9	81,0	6,5	18,0	22,7	7,3	19	20	2	19	22	4	5	8
10			4,5	59,0	7,0	9	97	13	27	8	14	1	0
11	69,0	6,5	28,5	22,0	20,0		24	6	27	5	23	14	17
12	8,0	3,3	4,0	23,5	6,0	10,3	19	16	10	19	2	0	47
13	35,5	31,0	51,1	58,0	86,0	94	17	19	24	10	18	38	27

	21/Out/98	11/Nov/98	30/Nov/98	16/Dez/98	04/Jan/99	19/Jan/99	02/Fev/99	24/Fev/99	10/Mar/99	24/Mar/99	07/Abr/99	22/Abr/99	04/Mai/99
TT	28,9	12,9	12,9	26,0	7,1	13,0	49,3	25,3	9,7	3,0	14,0	5,3	4,7
T	28,3	5,3	4,5	12,8	5,2	14,9	17,3	18,3	3,3	29,3	3,3	3,7	20,7
TZ	41,0	6,2	15,1	18,2	12,1	9,0	16,3	21,0	10,3	17,7	16,3	18,7	14,0
V	81,0	4,0	12,3	28,4	9,8	15,3	16,0	17,5	9,5	18,0	2,0	9,5	14,5
E	35,5	31,0	51,1	58,0	86,0	94	17	19	24	10	18	38	27

PLANILHA DE SÓLIDOS TOTAIS

	21/Out/98	11/Nov/98	30/Nov/98	16/Dez/98	04/Jan/99	19/Jan/99	02/Fev/99	24/Fev/99	10/Mar/99	24/Mar/99	07/Abr/99	22/Abr/99	04/Mai/99
2	112	183	266	248	408	374	548	297	300	268	232	188	244
3	257	230	273	267	236	350	694	358	303	260	226	150	217
4		184	226	331	326	267	498	327		288	234	147	259
5	223	248	306	272	381	262	656	343	366	260	241	157	208
6	315	233	247	233	368	310	488	372	349	276	216	161	201
7		223	247	258	346	344	575	309	335	291	216	186	217
8	188	257	280	259	332	285	560	346	425	306	256	192	241
9	152	205	334	291	319	293	444	293	313	277	238	210	253
10			276	327	304	295	598	354	353	294	242	229	231
11	208	194	307	293	325		418	320	323	246	236	182	249
12		212	291	257	278	241	518	279	288	233	183	158	435
13	288	250	388	389	319	1031	196	289	276	279	256	288	274
	21/Out/98	11/Nov/98	30/Nov/98	16/Dez/98	04/Jan/99	19/Jan/99	02/Fev/99	24/Fev/99	10/Mar/99	24/Mar/99	07/Abr/99	22/Abr/99	04/Mai/99
TT	150,0	220,0	274,0	278,0	348,0	318,0	568,7	332,3	359,3	289,3	243,3	203,0	238,7
T	286,0	225,0	270,3	252,3	294,0	300,3	566,7	336,3	313,3	256,3	208,3	156,3	284,3
TZ	215,5	221,7	286,7	274,3	350,7	303,0	549,7	324,0	341,3	265,7	231,0	175,0	224,7
V	152,0	194,5	280,0	311,0	322,5	280,0	471,0	310,0	156,5	282,5	236,0	178,5	256,0
E	288	250	388	389	319	1031	196	289	276	279	256	288	274

PLANILHA DE SÓLIDOS DISSOLVIDOS TOTAIS

	21/Out/98	11/Nov/98	30/Nov/98	16/Dez/98	04/Jan/99	19/Jan/99	02/Fev/99	24/Fev/99	10/Mar/99	24/Mar/99	07/Abr/99	22/Abr/99	04/Mai/99
2	78	169	262	246	403	365	500	243	300	267	225	186	236
3	240	219	268	264	249	344	676	351	303	221	222	144	217
4		180	114	310	324	258	486	294		274	234	133	238
5	222	232	281	266	375	238	638	309	366	230	220	127	195
6	273	215	244	226	370	306	473	340	349	246	212	156	186
7		217	245	246	341	328	568	286	331	273	211	174	205
8	156	244	272	251	332	277	557	337	423	306	235	179	235
9	74	195	302	267	314	282	424	291	294	255	234	205	245
10			266	270	291	285	501	341	326	286	228	228	231
11	94	197	279	241	309		394	314	296	241	213	168	232
12	242	206	135	256	269	211	499	263	278	214	181	158	388
13	267	232	318	283	287	952	179	270	252	269	238	250	247
	21/Out/98	11/Nov/98	30/Nov/98	16/Dez/98	04/Jan/99	19/Jan/99	02/Fev/99	24/Fev/99	10/Mar/99	24/Mar/99	07/Abr/99	22/Abr/99	04/Mai/99
TT	117,0	206,5	266,7	255,7	342,0	309,0	519,3	307,0	349,7	286,3	229,3	197,7	234,0
T	251,7	213,3	215,7	248,7	296,0	287,0	549,3	318,0	310,0	227,0	205,0	152,7	263,7
TZ	158,0	215,3	268,3	251,0	341,7	283,0	533,3	303,0	331,0	248,0	214,7	156,3	210,7
V	74,0	187,5	208,0	288,5	319,0	270,0	455,0	292,5	147,0	264,5	234,0	169,0	241,5
E	267	232	318	283	287	952	179	270	252	269	238	250	247

PLANILHA DE CONDUTIVIDADE

	21/Out/98	11/Nov/98	30/Nov/98	16/Dez/98	04/Jan/99	19/Jan/99	02/Fev/99	24/Fev/99	10/Mar/99	24/Mar/99	07/Abr/99	22/Abr/99	04/Mai/99
2	103,7	255	394	341	579	571	785	396	425	381	308	267	351
3	410	323	406	350	352	541	1085	491	440	355	300	209	321
4		278	340	431	477	415	770	422		383	326	170	353
5	355	362	444	359	537	361	1048	486	550	380	303	209	307
6	447	324	373	324	533	449	741	505	469	341	273	215	274
7		338	386	366	504	503	906	440	447	391	301	267	326
8	248	365	404	349	471	414	883	493	597	421	327	257	347
9	115	318	455	403	457	403	690	439	442	377	338	310	372
10			398	386	415	421	737	517	486	381	337	325	347
11	152,6	293	429	396	425		579	469	446	341	320	266	343
12	375	339	400	372	385	334	767	404	413	343	251	220	319
13	461	394	479	481	383	1674	276	406	407	398	382	372	376
	21/Out/98	11/Nov/98	30/Nov/98	16/Dez/98	04/Jan/99	19/Jan/99	02/Fev/99	24/Fev/99	10/Mar/99	24/Mar/99	07/Abr/99	22/Abr/99	04/Mai/99
TT	175,9	310,0	398,7	358,7	488,3	468,7	801,7	468,7	502,7	394,3	324,0	283,0	348,3
T	410,7	328,7	393,0	348,7	423,3	441,3	864,3	466,7	440,7	346,3	274,7	214,7	304,7
TZ	253,8	331,0	419,7	373,7	488,7	432,0	844,3	465,0	481,0	370,7	308,0	247,3	325,3
V	115,0	298,0	397,5	417,0	467,0	409,0	730,0	430,5	221,0	380,0	332,0	240,0	362,5
E	461	394	479	481	383	1674	276	406	407	398	382	372	376

PLANILHA DO CÁDMIO

	02/Fev/99	24/Fev/99	10/Mar/99	24/Mar/99	07/Abr/99	22/Abr/99	04/Mai/99
2	0	0	0	0	0	0	0
3	0	0	0	0	0	0	0
4	0	1		0	0	0	0
5	0	0	0	0	0	0	0
6	0	2	0	0	0	0	0
7	0	0	0	0	0	0	0
8	0	0	0	0	0	0	0
9	0	0	0	0	0	0	0
10	0	0	0	0	0	0	0
11	0	0	0	0	0	0	0
12	0	0	0	0	0	0	0
13	0	1	0	0	0	0	0
	02/Fev/99	24/Fev/99	10/Mar/99	24/Mar/99	07/Abr/99	22/Abr/99	04/Mai/99
TT	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
T	0,0	0,7	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
TZ	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
V	0,0	0,5	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
E	0	1	0	0	0	0	0

PLANILHA DE CHUMBO

	21/Out/98	11/Nov/98	30/Nov/98	16/Dez/98	04/Jan/99	19/Jan/99	02/Fev/99	24/Fev/99	10/Mar/99	24/Mar/99	07/Abr/99	22/Abr/99	04/Mai/99
2	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0	0	0	0,01	0	0,01	0	0
3	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0	0	0	0	0	0,01	0	0
4		0,00	0,00	0,00	0,00	0	0	0,02	0	0	0,01	0	0
5	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0	0	0	0	0	0,01	0	0
6	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0	0	0	0	0	0,01	0	0
7		0,00	0,00	0,00	0,00	0	0	0	0,01	0	0,01	0	0
8	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0	0	0	0	0	0	0	0
9	0,00	0,00	0,00	0,00	0,01	0	0	0	0	0,01	0,01	0	0
10			0,00	0,00	0,00	0	0	0	0	0	0,01	0	0
11	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0	0	0	0	0	0	0	0
12	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0	0	0,01	0	0	0	0	0
13	0,00	0,00	0,00	0,01	0,00	0,01	0	0,01	0	0,01	0	0	0
TT	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,01	0,00	0,00
T	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,01	0,00	0,00
TZ	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,01	0,00	0,00
V	0,00	0,00	0,00	0,00	0,01	0,00	0,00	0,01	0,00	0,01	0,01	0,00	0,00
E	0,00	0,00	0,00	0,01	0,00	0,01	0	0,01	0	0,01	0	0	0

PLANILHA DE COBRE

	21/Out/98	11/Nov/98	30/Nov/98	16/Dez/98	04/Jan/99	19/Jan/99	02/Fev/99	24/Fev/99	10/Mar/99	24/Mar/99	07/Abr/99	22/Abr/99	04/Mai/99
2	0,0	0,0	0,1	0,0	0,0	0	0	0	0,1	0,1	0,1	0	0
3	0,0	0,0	0,1	0,0	0,0	0	0	0	0,1	0	0	0	0
4		0,0	0,0	0,0	0,0	0	0	0	0	0,1	0	0	0
5	0,0	0,0	0,1	0,0	0,0	0	0	0	0	0	0	0	0
6	0,0	0,0	0,1	0,1	0,0	0	0	0	0,1	0,1	0	0	0
7		0,0	0,1	0,0	0,0	0	0	0	0,1	0,1	0	0	0
8	0,0	0,0	0,1	0,0	0,0	0	0	0	0,1	0,1	0	0	0
9	0,0	0,0	0,1	0,1	0,0	0	0	0	0,1	0,1	0	0	0
10			0,1	0,1	0,0	0	0	0	0,1	0,1	0	0	0
11	0,0	0,0	0,1	0,0	0,0	0	0	0	0,1	0,1	0	0	0
12	0,0	0,0	0,1	0,1	0,0	0	0	0	0,1	0	0	0	0
13	0,0	0,0	0,1	0,1	0,2	0,3	0	0	0,1	0,1	0	0	0
TT	0,00	0,00	0,10	0,03	0,00	0,00	0,00	0,00	0,10	0,10	0,03	0,00	0,00
T	0,00	0,00	0,10	0,07	0,00	0,00	0,00	0,00	0,10	0,03	0,00	0,00	0,00
TZ	0,00	0,00	0,10	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,07	0,07	0,00	0,00	0,00
V	0,00	0,00	0,05	0,05	0,00	0,00	0,00	0,00	0,05	0,10	0,00	0,00	0,00
E	0,0	0,0	0,1	0,1	0,2	0,3	0	0	0,1	0,1	0	0	0

PLANILHA DE CROMO TOTAL

	21/Out/98	11/Nov/98	30/Nov/98	16/Dez/98	04/Jan/99	19/Jan/99	02/Fev/99	24/Fev/99	10/Mar/99	24/Mar/99	07/Abr/99	22/Abr/99	04/Mai/99
2	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0	0,01	0,01	0	0	0	0	0,01
3	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0	0,01	0,01	0	0	0	0	0
4		0,00	0,00	0,00	0,00	0	0,01	0	0	0	0	0	0
5	0,00	0,00	0,00	0,00	0,01	0	0	0	0	0	0	0	0
6	0,00	0,00	0,00	0,00	0,01	0	0,01	0	0	0	0	0	0
7		0,00	0,00	0,00	0,01	0	0,01	0	0	0	0	0	0
8	0,00	0,01	0,00	0,01	0,01	0	0,01	0	0	0	0	0	0
9	0,00	0,00	0,00	0,01	0,01	0	0,01	0	0	0	0	0	0
10			0,00	0,01	0,01	0	0,01	0,01	0	0	0	0	0
11	0,00	0,00	0,00	0,01	0,01	0	0,01	0,01	0	0	0	0	0
12	0,00	0,00	0,00	0,01	0,01	0	0,01	0,01	0	0	0	0	0
13	0,00	0,01	0,01	0,03	0,01	0,04	0,02	0,01	0	0	0	0,01	0
TT	0,00	0,00	0,00	0,01	0,01	0,00	0,01	0,01	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
T	0,00	0,00	0,00	0,00	0,01	0,00	0,01	0,01	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
TZ	0,00	0,00	0,00	0,00	0,01	0,00	0,01	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
V	0,00	0,00	0,00	0,01	0,01	0,00	0,01	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
E	0,00	0,01	0,01	0,03	0,01	0,04	0,02	0,01	0	0	0	0,01	0

PLANILHA DE NIQUEL

	21/Out/98	11/Nov/98	30/Nov/98	16/Dez/98	04/Jan/99	19/Jan/99	02/Fev/99	24/Fev/99	10/Mar/99	24/Mar/99	07/Abr/99	22/Abr/99	04/Mai/99
2	0,00	0,00	0,01	0,00	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	0	0,01
3	0,01	0,00	0,00	0,00	0,01	0,01	0,02	0,01	0,01	0,01	0,02	0,01	0
4		0,00	0,00	0,00	0,00	0,01	0,02	0,01	0,01	0,01	0,01	0	0,01
5	0,00	0,00	0,01	0,01	0,01	0,01	0,02	0,01	0,01	0,01	0,02	0	0
6	0,00	0,00	0,01	0,00	0,01	0	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	0	0
7		0,00	0,00	0,00	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	0,02	0,01	0
8	0,00	0,00	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	0	0,01	0,03	0,01	0,01
9	0,00	0,00	0,00	0,01	0,01	0,02	0,01	0,01	0,01	0,01	0,02	0,01	0,01
10			0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	0,02	0,01	0,01	0,03	0,01	0,01
11	0,00	0,00	0,01	0,01	0,02	0,01	0,01	0,01	0	0,01	0,03	0,01	0,01
12	0,00	0,00	0,01	0,01	0,01	0	0,01	0,01	0	0,01	0	0	0
13	0,02	0,01	0,02	0,01	0,02	0,19	0,01	0,09	0,04	0,07	0,1	0,05	0,03
TT	0,00	0,00	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	0,02	0,01	0,01
T	0,00	0,00	0,01	0,00	0,01	0,00	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	0,00	0,00
TZ	0,00	0,00	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	0,02	0,01	0,00
V	0,00	0,00	0,00	0,01	0,01	0,02	0,02	0,01	0,00	0,01	0,02	0,01	0,01
E	0,02	0,01	0,02	0,01	0,02	0,19	0,01	0,09	0,04	0,07	0,1	0,05	0,03

PLANILHA DE ZINCO

	21/Out/98	11/Nov/98	30/Nov/98	16/Dez/98	04/Jan/99	19/Jan/99	02/Fev/99	24/Fev/99	10/Mar/99	24/Mar/99	07/Abr/99	22/Abr/99	04/Mai/99
2	0,0	0,0	0,1	0,0	0,0	0	0	0	0,1	0	0	0	0
3	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0	0	0	0,1	0	0	0	0
4		0,0	0,1	0,0	0,0	0	0	0	0	0	0	0	0
5	0,0	0,0	0,1	0,0	0,0	0	0,1	0	0	0	0	0	0
6	0,0	0,0	0,1	0,0	0,0	0	0	0	0	0	0	0	0
7		0,0	0,0	0,0	0,0	0	0	0	0,1	0	0	0	0
8	0,0	0,0	0,0	0,1	0,0	0	0	0	0	0	0	0	0
9	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0	0	0	0	0	0	0	0
10			0,0	0,0	0,0	0	0	0	0	0	0	0	0
11	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0	0	0	0	0	0	0	0
12	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0	0,1	0,1	0	0	0	0	0
13	0,0	0,0	0,0	0,1	0,1	0,4	0,1	0,1	0,1	0,1	0	0,1	0
	21/Out/98	11/Nov/98	30/Nov/98	16/Dez/98	04/Jan/99	19/Jan/99	02/Fev/99	24/Fev/99	10/Mar/99	24/Mar/99	07/Abr/99	22/Abr/99	04/Mai/99
TT	0,00	0,00	0,03	0,03	0,00	0,00	0,00	0,00	0,03	0,00	0,00	0,00	0,00
T	0,00	0,00	0,03	0,00	0,00	0,00	0,03	0,03	0,03	0,00	0,00	0,00	0,00
TZ	0,00	0,00	0,03	0,00	0,00	0,00	0,03	0,00	0,03	0,00	0,00	0,00	0,00
V	0,00	0,00	0,05	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
E	0,0	0,0	0,0	0,1	0,1	0,4	0,1	0,1	0,1	0,1	0	0,1	0

PLANILHA DE CROMO HEXAVALENTE

	21/Out/98	11/Nov/98	30/Nov/98	16/Dez/98	04/Jan/99	19/Jan/99
2	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0
3	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0
4		0,00	0,00	0,00	0,00	0
5	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0
6	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0
7		0,00	0,00	0,00	0,00	0
8	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0
9	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0
10			0,00	0,00	0,00	0
11	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0
12	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0
13	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0
	21/Out/98	11/Nov/98	30/Nov/98	16/Dez/98	04/Jan/99	19/Jan/99
TT	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
T	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
TZ	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
V	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
E	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0

Farroupilha

***** End of job. Maximum of 8516 data units used at line 1925
(80598 left)

□

Genstat 5 Release 4.1 (PC/Windows 95)

28 June 199

9 21:44:19

Copyright 1997, Lawes Agricultural Trust (Rothamsted Experimental
Station)

Identifier	Values	Missing	Levels
Carga	77	0	1

Identifier	Values	Missing	Levels
Tempo	77	0	7

Identifier	Values	Missing	Levels
Esp_cie	77	0	4

Identifier	Values	Missing	Levels
Repeti__	77	0	3

Identifier	Minimum	Mean	Maximum	Values	Missing
pHent	7.200	8.557	11.100	77	0

Identifier	Minimum	Mean	Maximum	Values	Missing
pH	5.800	6.333	7.200	77	4

Identifier	Minimum	Mean	Maximum	Values	Missing
pH_ef	2.70	28.36	100.00	77	0

Identifier	Minimum	Mean	Maximum	Values	Missing
Ferro_en	1.500	2.586	5.100	77	0

Identifier	Minimum	Mean	Maximum	Values	Missing
Ferro	0.200	1.878	10.200	77	4

Skew

Identifier	Minimum	Mean	Maximum	Values	Missing
Ferro_ef	-537.50	14.22	100.00	77	0

Skew

Identifier Mang_ent	Minimum 0.0300	Mean 0.3586	Maximum 0.7000	Values 77	Missing 0
Identifier Mangan_s Skew	Minimum 0.030	Mean 1.283	Maximum 7.000	Values 77	Missing 4
Identifier Mang_ef Skew	Minimum -16567	Mean -1038	Maximum 100	Values 77	Missing 0
Identifier DBO_ent	Minimum 5.20	Mean 13.81	Maximum 26.00	Values 77	Missing 0
Identifier DBO5 Skew	Minimum 0.000	Mean 1.825	Maximum 8.500	Values 77	Missing 4
Identifier Dbo_ef Skew	Minimum 32.73	Mean 86.20	Maximum 100.00	Values 77	Missing 0
Identifier DQO_ent	Minimum 23.00	Mean 75.33	Maximum 138.00	Values 77	Missing 11
Identifier DQO	Minimum 11.00	Mean 26.04	Maximum 47.00	Values 77	Missing 4
Identifier DQO_ef	Minimum -56.52	Mean 53.72	Maximum 100.00	Values 77	Missing 11
Identifier PO4orten	Minimum 0.0800	Mean 0.2786	Maximum 0.6400	Values 77	Missing 0
Identifier PO4_orto Skew	Minimum 0.00000	Mean 0.05192	Maximum 0.51000	Values 77	Missing 4

Identifier	Minimum	Mean	Maximum	Values	Missing
PO4ort_e	-137.50	75.05	100.00	77	0
Skew					

Identifier	Minimum	Mean	Maximum	Values	Missing
PO4_ent	0.4900	0.7014	1.4100	77	0
Skew					

Identifier	Minimum	Mean	Maximum	Values	Missing
PO4_tota	0.00000	0.08904	0.72000	77	4
Skew					

Identifier	Minimum	Mean	Maximum	Values	Missing
PO4_ef	48.94	88.07	100.00	77	0
Skew					

Identifier	Minimum	Mean	Maximum	Values	Missing
NO3_ent	0.1000	0.3571	0.9000	77	0

Identifier	Minimum	Mean	Maximum	Values	Missing
NO3	0.0000	0.2397	3.5000	77	4
Skew					

Identifier	Minimum	Mean	Maximum	Values	Missing
NO3_ef	-800.00	13.46	100.00	77	0
Skew					

Identifier	Minimum	Mean	Maximum	Values	Missing
Nitrito_	0.017	1.303	6.710	77	0
Skew					

Identifier	Minimum	Mean	Maximum	Values	Missing
Nitrito	0.0000	0.1235	2.9550	77	4
Skew					

Identifier	Minimum	Mean	Maximum	Values	Missing
Nit_ef	-782.35	73.37	100.00	77	0
Skew					

Identifier	Minimum	Mean	Maximum	Values	Missing
NH3_ent	0.100	4.300	12.800	77	0
Identifier	Minimum	Mean	Maximum	Values	Missing
NH3	0.0000	0.2671	3.3000	77	4
Skew					
Identifier	Minimum	Mean	Maximum	Values	Missing
NH3_ef	-100.00	78.63	100.00	77	0
Skew					
Identifier	Minimum	Mean	Maximum	Values	Missing
SS_ent	17.00	53.23	94.00	77	0
Identifier	Minimum	Mean	Maximum	Values	Missing
SS	1.40	17.21	97.00	77	5
Skew					
Identifier	Minimum	Mean	Maximum	Values	Missing
SS_ef	-470.59	52.32	100.00	77	1
Skew					
Identifier	Minimum	Mean	Maximum	Values	Missing
ST_ent	196.0	408.7	1031.0	77	0
Identifier	Minimum	Mean	Maximum	Values	Missing
ST	112.0	314.8	694.0	77	6
Identifier	Minimum	Mean	Maximum	Values	Missing
ST_ef	-254.082	2.256	100.000	77	1
Identifier	Minimum	Mean	Maximum	Values	Missing
SDT_ent	179.0	359.7	952.0	77	0
Skew					
Identifier	Minimum	Mean	Maximum	Values	Missing
SDT	74.0	293.8	676.0	77	5
Identifier	Minimum	Mean	Maximum	Values	Missing

SDT_ef	-277.654	-3.866	100.000	77	0
Identifier	Minimum	Mean	Maximum	Values	Missing
Cond_ent	276.0	592.6	1674.0	77	0
Skew					
Identifier	Minimum	Mean	Maximum	Values	Missing
Condu_t_	103.7	450.6	1085.0	77	5
Identifier	Minimum	Mean	Maximum	Values	Missing
Cond_ef	-293.116	-2.905	100.000	77	0
Identifier	Minimum	Mean	Maximum	Values	Missing
Cu_ent	0.0000	0.1000	0.3000	77	0
Identifier	Minimum	Mean	Maximum	Values	Missing
Cobre	0.00000	0.01918	0.10000	77	4
Skew					
Identifier	Minimum	Mean	Maximum	Values	Missing
Cu_ef	0.00	68.18	100.00	77	33
Identifier	Minimum	Mean	Maximum	Values	Missing
Cr_ent	0.00000	0.01714	0.04000	77	0
Identifier	Minimum	Mean	Maximum	Values	Missing
Cromo	0.000000	0.003288	0.010000	77	4
Identifier	Minimum	Mean	Maximum	Values	Missing
Cr_ef	0.00	76.26	100.00	77	11
Skew					
Identifier	Minimum	Mean	Maximum	Values	Missing
Ni_ent	0.01000	0.04000	0.19000	77	0
Skew					
Identifier	Minimum	Mean	Maximum	Values	Missing
N_quel	0.000000	0.006712	0.020000	77	4

Identifier	Minimum	Mean	Maximum	Values	Missing
Ni_ef	-100.00	61.00	100.00	77	0

Skew

Identifier	Minimum	Mean	Maximum	Values	Missing
Zn_ent	0.0000	0.1000	0.4000	77	0

Identifier	Minimum	Mean	Maximum	Values	Missing
Zinco	0.000000	0.009589	0.100000	77	4

Skew

Identifier	Minimum	Mean	Maximum	Values	Missing
Zn_ef	0.00	93.18	100.00	77	33

Skew

Identifier	Minimum	Mean	Maximum	Values	Missing
OD_ent	3.800	8.380	13.800	77	22

Identifier	Minimum	Mean	Maximum	Values	Missing
OD				77	4

Identifier	Minimum	Mean	Maximum	Values	Missing
OD_ef	-2.63	78.24	100.00	77	22

Skew

***** Fault (Code AN 1). Statement 1 on Line 2479
 Command: ANOVA [PRINT=aovtable,information,mean; FACT=3; FPROB=yes
 ; PSE=diff,lsd
 Design unbalanced - cannot be analysed by ANOVA
 Model term Esp_cie (non-orthogonal to term Repeti__) is unbalanced
 , in the Repet
 i__.Esp_cie stratum.
 □

2484.....

***** Analysis of variance *****

Variate: Cond_ef

Source of variation	d.f.	s.s.	m.s.	v.r.	F pr.
---------------------	------	------	------	------	-------

Esp_cie	3	2387.	796.	0.10	0.961
Residual	73	596078.	8165.		
Total	76	598466.			

* MESSAGE: the following units have large residuals.

units 68	-223.	s.e. 88.
units 70	-282.	s.e. 88.
units 73	-276.	s.e. 88.
units 74	-225.	s.e. 88.

***** Tables of means *****

Variate: Cond_ef

Grand mean -3.

Esp_cie	1.00	2.00	3.00	4.00
	3.	-11.	-4.	2.
rep.	21	21	21	14

*** Standard errors of differences of means ***

Table	Esp_cie
rep.	unequal
d.f.	73
s.e.d.	34.2X min.rep
	31.2 max-min
	27.9 max.rep

(No comparisons in categories where s.e.d. marked with an X)

*** Least significant differences of means (5% level) ***

Table	Esp_cie
rep.	unequal
d.f.	73
l.s.d.	68.1X min.rep
	62.1 max-min
	55.6 max.rep

(No comparisons in categories where s.e.d. marked with an X)

□

2489.....

***** Analysis of variance *****

Variate: Cr_ef

Source of variation	d.f.(m.v.)	s.s.	m.s.	v.r.	F
pr.					
Esp_cie	3	903.	301.	0.23	0
.878					
Residual	62(11)	82593.	1332.		
Total	65(11)	83367.			

* MESSAGE: the following units have large residuals.

units 55 -80.6 s.e. 32.8

***** Tables of means *****

Variate: Cr_ef

Grand mean 76.3

Esp_cie	1.00	2.00	3.00	4.00
	71.3	78.7	75.9	80.6
rep.	21	21	21	14

*** Standard errors of differences of means ***

Table	Esp_cie
rep.	unequal
d.f.	62
s.e.d.	13.80X min.rep
	12.59 max-min
	11.26 max.rep

(No comparisons in categories where s.e.d. marked with an X)

(Not adjusted for missing values)

*** Least significant differences of means (5% level) ***

Table	Esp_cie
rep.	unequal
d.f.	62
l.s.d.	27.58X min.rep
	25.17 max-min
	22.52 max.rep

(No comparisons in categories where s.e.d. marked with an X)
 (Not adjusted for missing values)

□

2494.....

***** Analysis of variance *****

Variate: Cu_ef

Source of variation	d.f.(m.v.)	s.s.	m.s.	v.r.	F
pr.					
Esp_cie	3	3681.	1227.	0.53	0
.667					
Residual	40(33)	93333.	2333.		
Total	43(33)	95455.			

***** Tables of means *****

Variate: Cu_ef

Grand mean 68.2

Esp_cie	1.00	2.00	3.00	4.00
rep.	66.7	58.4	75.0	75.0
rep.	21	21	21	14

*** Standard errors of differences of means ***

Table	Esp_cie
rep.	unequal
d.f.	40
s.e.d.	18.26X min.rep
	16.67 max-min
	14.91 max.rep

(No comparisons in categories where s.e.d. marked with an X)
 (Not adjusted for missing values)

*** Least significant differences of means (5% level) ***

Table	Esp_cie
rep.	unequal
d.f.	40
l.s.d.	36.90X min.rep
	33.68 max-min

30.13 max.rep

(No comparisons in categories where s.e.d. marked with an X)
 (Not adjusted for missing values)

□

2499.....

***** Analysis of variance *****

Variate: DQO_ef

Source of variation	d.f.(m.v.)	s.s.	m.s.	v.r.	F
pr.					
Esp_cie	3	3101.9	1034.0	1.10	0
.357					
Residual	62(11)	58417.7	942.2		
Total	65(11)	61077.1			

* MESSAGE: the following units have large residuals.

units 13	-90.8	s.e. 27.5
units 19	-82.1	s.e. 27.5
units 22	-96.9	s.e. 27.5

***** Tables of means *****

Variate: DQO_ef

Grand mean 53.7

Esp_cie	1.00	2.00	3.00	4.00
	56.0	58.0	56.0	40.4
rep.	21	21	21	14

*** Standard errors of differences of means ***

Table	Esp_cie
rep.	unequal
d.f.	62
s.e.d.	11.60X min.rep
	10.59 max-min
	9.47 max.rep

(No comparisons in categories where s.e.d. marked with an X)

(Not adjusted for missing values)

*** Least significant differences of means (5% level) ***

Table	Esp_cie
rep.	unequal
d.f.	62
l.s.d.	23.19X min.rep
	21.17 max-min
	18.94 max.rep

(No comparisons in categories where s.e.d. marked with an X)
(Not adjusted for missing values)

□

2504.....
.....

***** Analysis of variance *****

Variate: Dbo_ef

Source of variation	d.f.	s.s.	m.s.	v.r.	F pr.
Esp_cie	3	1804.0	601.3	3.13	0.031
Residual	73	14020.2	192.1		
Total	76	15824.2			

* MESSAGE: the following units have large residuals.

units 13	-48.0	s.e. 13.5
units 16	-52.0	s.e. 13.5
units 66	-43.5	s.e. 13.5

***** Tables of means *****

Variate: Dbo_ef

Grand mean 86.2

Esp_cie	1.00	2.00	3.00	4.00
	87.4	87.6	90.3	76.2
rep.	21	21	21	14

*** Standard errors of differences of means ***

Table	Esp_cie
-------	---------


```

rep.          unequal
d.f.         73
s.e.d.       5.24X min.rep
              4.78  max-min
              4.28  max.rep

```

(No comparisons in categories where s.e.d. marked with an X)

*** Least significant differences of means (5% level) ***

```

Table          Esp_cie
rep.          unequal
d.f.         73
l.s.d.       10.44X min.rep
              9.53  max-min
              8.52  max.rep

```

(No comparisons in categories where s.e.d. marked with an X)

□

2509.....
.....

***** Analysis of variance *****

Variate: Ferro_ef

Source of variation	d.f.	s.s.	m.s.	v.r.	F pr.
Esp_cie	3	184454.	61485.	5.94	0.001
Residual	73	755315.	10347.		
Total	76	939769.			

* MESSAGE: the following units have large residuals.

```

*units* 29          -472.   s.e. 99.
*units* 53          -303.   s.e. 99.

```

***** Tables of means *****

Variate: Ferro_ef

Grand mean 14.

Esp_cie	1.00	2.00	3.00	4.00
	45.	36.	-65.	54.
rep.	21	21	21	14

*** Standard errors of differences of means ***

Table	Esp_cie
rep.	unequal
d.f.	73
s.e.d.	38.4X min.rep
	35.1 max-min
	31.4 max.rep

(No comparisons in categories where s.e.d. marked with an X)

*** Least significant differences of means (5% level) ***

Table	Esp_cie
rep.	unequal
d.f.	73
l.s.d.	76.6X min.rep
	69.9 max-min
	62.6 max.rep

(No comparisons in categories where s.e.d. marked with an X)

□

2514.....
.....

***** Analysis of variance *****

Variate: Mang_ef

Source of variation	d.f.	s.s.	m.s.	v.r.	F pr.
Esp_cie	3	1.359E+07	4.529E+06	0.72	0.541
Residual	73	4.567E+08	6.257E+06		
Total	76	4.703E+08			

* MESSAGE: the following units have large residuals.

units 24	-7094.	s.e. 2436.
units 25	-7094.	s.e. 2436.
units 29	-14938.	s.e. 2436.

***** Tables of means *****

Variate: Mang_ef

Grand mean -1038.

Esp_cie	1.00	2.00	3.00	4.00
	-1139.	-604.	-1628.	-650.
rep.	21	21	21	14

*** Standard errors of differences of means ***

Table	Esp_cie
rep.	unequal
d.f.	73
s.e.d.	945.4X min.rep
	863.0 max-min
	771.9 max.rep

(No comparisons in categories where s.e.d. marked with an X)

*** Least significant differences of means (5% level) ***

Table	Esp_cie
rep.	unequal
d.f.	73
l.s.d.	1884.2X min.rep
	1720.0 max-min
	1538.5 max.rep

(No comparisons in categories where s.e.d. marked with an X)

□

2519.....

***** Analysis of variance *****

Variate: NH3_ef

Source of variation	d.f.	s.s.	m.s.	v.r.	F pr.
Esp_cie	3	7319.	2440.	0.93	0.431
Residual	73	191564.	2624.		
Total	76	198883.			

* MESSAGE: the following units have large residuals.

units 12	-186.8	s.e. 49.9
units 15	-183.8	s.e. 49.9
units 18	-178.2	s.e. 49.9
units 20	-178.2	s.e. 49.9
units 21	-159.1	s.e. 49.9

***** Tables of means *****

Variate: NH3_ef

Grand mean 78.6

Esp_cie	1.00	2.00	3.00	4.00
	86.8	83.8	78.2	59.1
rep.	21	21	21	14

*** Standard errors of differences of means ***

Table	Esp_cie
rep.	unequal
d.f.	73
s.e.d.	19.36X min.rep
	17.67 max-min
	15.81 max.rep

(No comparisons in categories where s.e.d. marked with an X)

*** Least significant differences of means (5% level) ***

Table	Esp_cie
rep.	unequal
d.f.	73
l.s.d.	38.59X min.rep
	35.23 max-min
	31.51 max.rep

(No comparisons in categories where s.e.d. marked with an X)

□

2524.....

***** Analysis of variance *****

Variate: NO3_ef

Source of variation	d.f.	s.s.	m.s.	v.r.	F pr.
Esp_cie	3	472114.	157371.	8.04	<.001
Residual	73	1429461.	19582.		
Total	76	1901575.			

* MESSAGE: the following units have large residuals.

units 21 -649. s.e. 136.
units 22 -549. s.e. 136.

***** Tables of means *****

Variate: NO3_ef

Grand mean 13.

Esp_cie	1.00	2.00	3.00	4.00
rep.	34.	60.	56.	-151.
	21	21	21	14

*** Standard errors of differences of means ***

Table	Esp_cie
rep.	unequal
d.f.	73
s.e.d.	52.9X min.rep
	48.3 max-min
	43.2 max.rep

(No comparisons in categories where s.e.d. marked with an X)

*** Least significant differences of means (5% level) ***

Table	Esp_cie
rep.	unequal
d.f.	73
l.s.d.	105.4X min.rep
	96.2 max-min
	86.1 max.rep

(No comparisons in categories where s.e.d. marked with an X)

□

2529.....
.....

***** Analysis of variance *****

Variate: Ni_ef

Source of variation	d.f.	s.s.	m.s.	v.r.	F pr.
Esp_cie	3	915.	305.	0.11	0.951

Residual	73	194829.	2669.
Total	76	195744.	

* MESSAGE: the following units have large residuals.

units 70	-161.7	s.e. 50.3
units 73	-156.4	s.e. 50.3
units 76	-166.7	s.e. 50.3

***** Tables of means *****

Variate: Ni_ef

Grand mean 61.0

Esp_cie	1.00	2.00	3.00	4.00
	61.2	61.7	56.4	66.7
rep.	21	21	21	14

*** Standard errors of differences of means ***

Table	Esp_cie
rep.	unequal
d.f.	73
s.e.d.	19.53X min.rep
	17.82 max-min
	15.94 max.rep

(No comparisons in categories where s.e.d. marked with an X)

*** Least significant differences of means (5% level) ***

Table	Esp_cie
rep.	unequal
d.f.	73
l.s.d.	38.92X min.rep
	35.52 max-min
	31.77 max.rep

(No comparisons in categories where s.e.d. marked with an X)

□

2534.....

***** Analysis of variance *****

Variate: Nit_ef

Source of variation	d.f.	s.s.	m.s.	v.r.	F pr.
Esp_cie	3	27153.	9051.	0.84	0.477
Residual	73	788079.	10796.		
Total	76	815232.			

* MESSAGE: the following units have large residuals.

units 1 -829. s.e. 101.

***** Tables of means *****

Variate: Nit_ef

Grand mean 73.

Esp_cie	1.00	2.00	3.00	4.00
	47.	86.	93.	64.
rep.	21	21	21	14

*** Standard errors of differences of means ***

Table	Esp_cie
rep.	unequal
d.f.	73
s.e.d.	39.3X min.rep
	35.8 max-min
	32.1 max.rep

(No comparisons in categories where s.e.d. marked with an X)

*** Least significant differences of means (5% level) ***

Table	Esp_cie
rep.	unequal
d.f.	73
l.s.d.	78.3X min.rep
	71.4 max-min
	63.9 max.rep

(No comparisons in categories where s.e.d. marked with an X)

□

2539.....

.....

***** Analysis of variance *****

Variate: OD_ef

Source of variation	d.f.(m.v.)	s.s.	m.s.	v.r.	F
pr.					
Esp_cie	3	1126.5	375.5	0.90	0
.446					
Residual	51(22)	21206.8	415.8		
Total	54(22)	22013.2			

* MESSAGE: the following units have large residuals.

units 22	-53.1	s.e. 16.6
units 56	-80.1	s.e. 16.6
units 61	-45.8	s.e. 16.6
units 63	-50.0	s.e. 16.6

***** Tables of means *****

Variate: OD_ef

Grand mean 78.2

Esp_cie	1.00	2.00	3.00	4.00
	77.5	74.7	84.3	75.6
rep.	21	21	21	14

*** Standard errors of differences of means ***

Table	Esp_cie
rep.	unequal
d.f.	51
s.e.d.	7.71X min.rep
	7.04 max-min
	6.29 max.rep

(No comparisons in categories where s.e.d. marked with an X)
(Not adjusted for missing values)

*** Least significant differences of means (5% level) ***

Table	Esp_cie
rep.	unequal
d.f.	51

l.s.d. 15.47X min.rep
 14.12 max-min
 12.63 max.rep

(No comparisons in categories where s.e.d. marked with an X)
 (Not adjusted for missing values)

□

2544.....

***** Analysis of variance *****

Variate: PO4_ef

Source of variation	d.f.	s.s.	m.s.	v.r.	F pr.
Esp_cie	3	1881.6	627.2	5.54	0.002
Residual	73	8268.9	113.3		
Total	76	10150.4			

* MESSAGE: the following units have large residuals.

units 30 -33.9 s.e. 10.4
 units 66 -29.8 s.e. 10.4

***** Tables of means *****

Variate: PO4_ef

Grand mean 88.1

Esp_cie	1.00	2.00	3.00	4.00
rep.	89.3	93.6	87.6	78.8
rep.	21	21	21	14

*** Standard errors of differences of means ***

Table	Esp_cie
rep.	unequal
d.f.	73
s.e.d.	4.02X min.rep
	3.67 max-min
	3.28 max.rep

(No comparisons in categories where s.e.d. marked with an X)

*** Least significant differences of means (5% level) ***

Table	Esp_cie
rep.	unequal
d.f.	73
l.s.d.	8.02X min.rep
	7.32 max-min
	6.55 max.rep

(No comparisons in categories where s.e.d. marked with an X)

□

2549.....
.....

***** Analysis of variance *****

Variate: P04ort_e

Source of variation	d.f.	s.s.	m.s.	v.r.	F pr.
Esp_cie	3	7283.	2428.	2.02	0.118
Residual	73	87539.	1199.		
Total	76	94822.			

* MESSAGE: the following units have large residuals.

units 29	-90.8	s.e. 33.7
units 30	-203.3	s.e. 33.7

***** Tables of means *****

Variate: P04ort_e

Grand mean 75.0

Esp_cie	1.00	2.00	3.00	4.00
	80.9	86.5	65.8	63.0
rep.	21	21	21	14

*** Standard errors of differences of means ***

Table	Esp_cie
rep.	unequal
d.f.	73
s.e.d.	13.09X min.rep
	11.95 max-min

10.69 max.rep

(No comparisons in categories where s.e.d. marked with an X)

*** Least significant differences of means (5% level) ***

Table	Esp_cie
rep.	unequal
d.f.	73
l.s.d.	26.09X min.rep
	23.81 max-min
	21.30 max.rep

(No comparisons in categories where s.e.d. marked with an X)

□

2554.....
.....

***** Analysis of variance *****

Variate: SDT_ef

Source of variation	d.f.	s.s.	m.s.	v.r.	F pr.
Esp_cie	3	2345.	782.	0.10	0.958
Residual	73	550305.	7538.		
Total	76	552650.			

* MESSAGE: the following units have large residuals.

units 68	-210.5	s.e. 84.5
units 70	-265.9	s.e. 84.5
units 73	-252.1	s.e. 84.5
units 74	-213.0	s.e. 84.5

***** Tables of means *****

Variate: SDT_ef

Grand mean -3.9

Esp_cie	1.00	2.00	3.00	4.00
	-0.6	-11.7	-4.3	3.8
rep.	21	21	21	14

*** Standard errors of differences of means ***

Table	Esp_cie
rep.	unequal
d.f.	73
s.e.d.	32.82X min.rep
	29.96 max-min
	26.79 max.rep

(No comparisons in categories where s.e.d. marked with an X)

*** Least significant differences of means (5% level) ***

Table	Esp_cie
rep.	unequal
d.f.	73
l.s.d.	65.40X min.rep
	59.70 max-min
	53.40 max.rep

(No comparisons in categories where s.e.d. marked with an X)

□

2559.....

***** Analysis of variance *****

Variate: SS_ef

Source of variation	d.f. (m.v.)	s.s.	m.s.	v.r.	F
pr. Esp_cie	3	17492.	5831.	0.88	0
.457 Residual	72(1)	478422.	6645.		
Total	75(1)	495669.			

* MESSAGE: the following units have large residuals.

units 67	-216.0	s.e. 78.8
units 69	-504.2	s.e. 78.8

***** Tables of means *****

Variate: SS_ef

Grand mean 52.5

Esp_cie	1.00	2.00	3.00	4.00
	33.7	64.1	68.1	40.2
rep.	21	21	21	14

*** Standard errors of differences of means ***

Table	Esp_cie
rep.	unequal
d.f.	72
s.e.d.	30.81X min.rep
	28.13 max-min
	25.16 max.rep

(No comparisons in categories where s.e.d. marked with an X)
(Not adjusted for missing values)

*** Least significant differences of means (5% level) ***

Table	Esp_cie
rep.	unequal
d.f.	72
l.s.d.	61.42X min.rep
	56.07 max-min
	50.15 max.rep

(No comparisons in categories where s.e.d. marked with an X)
(Not adjusted for missing values)

□

2564.....
.....

***** Analysis of variance *****

Variate: ST_ef

Source of variation	d.f.(m.v.)	s.s.	m.s.	v.r.	F
pr.					
Esp_cie	3	567.	189.	0.03	0
.994					
Residual	72(1)	500002.	6944.		
Total	75(1)	500562.			

* MESSAGE: the following units have large residuals.

units 69 -210.0 s.e. 80.6
units 70 -253.9 s.e. 80.6

units 73 -234.4 s.e. 80.6

***** Tables of means *****

Variate: ST_ef

Grand mean 2.2

Esp_cie	1.00	2.00	3.00	4.00
	4.9	-0.2	-0.3	5.6
rep.	21	21	21	14

*** Standard errors of differences of means ***

Table	Esp_cie
rep.	unequal
d.f.	72
s.e.d.	31.50X min.rep
	28.75 max-min
	25.72 max.rep

(No comparisons in categories where s.e.d. marked with an X)
(Not adjusted for missing values)

*** Least significant differences of means (5% level) ***

Table	Esp_cie
rep.	unequal
d.f.	72
l.s.d.	62.79X min.rep
	57.32 max-min
	51.27 max.rep

(No comparisons in categories where s.e.d. marked with an X)
(Not adjusted for missing values)

□

2569.....
.....

***** Analysis of variance *****

Variate: Zn_ef

Source of variation	d.f.(m.v.)	s.s.	m.s.	v.r.	F
pr.					
Esp_cie	3	788.7	262.9	0.38	0

.766			
Residual	40(33)	27500.0	687.5
Total	43(33)	27954.5	

* MESSAGE: the following units have large residuals.

units 35	-91.7	s.e. 18.9
units 72	-91.7	s.e. 18.9
units 73	-91.7	s.e. 18.9

***** Tables of means *****

Variate: Zn_ef

Grand mean 93.2

Esp_cie	1.00	2.00	3.00	4.00
	91.7	91.7	91.7	100.0
rep.	21	21	21	14

*** Standard errors of differences of means ***

Table	Esp_cie
rep.	unequal
d.f.	40
s.e.d.	9.91X min.rep
	9.05 max-min
	8.09 max.rep

(No comparisons in categories where s.e.d. marked with an X)
(Not adjusted for missing values)

*** Least significant differences of means (5% level) ***

Table	Esp_cie
rep.	unequal
d.f.	40
l.s.d.	20.03X min.rep
	18.28 max-min
	16.35 max.rep

(No comparisons in categories where s.e.d. marked with an X)
(Not adjusted for missing values)