UNIVERSIDADE DE SÃO PAULO
INSTITUTO DE GEOCIÊNCIAS

**ÁREAS ALAGADIÇAS (WETLANDS) PARA O
TRATAMENTO DE AQÜÍFEROS LIVRES E RASOS
CONTAMINADOS POR NUTRIENTES**

Jeane Gláucia Santos

Orientador: Prof. Dr. Ricardo César Aoki Hirata

DISSERTAÇÃO DE MESTRADO

Programa de Pós-Graduação em Recursos Minerais e Hidrogeologia

SÃO PAULO
2001

UNIVERSIDADE DE SÃO PAULO
INSTITUTO DE GEOCIÊNCIAS

**ÁREAS ALAGADIÇAS (WETLANDS) PARA O TRATAMENTO DE
AQÜÍFEROS LIVRES E RASOS CONTAMINADOS POR
NUTRIENTES**

JEANE GLÁUCA SANTOS

Orientador: Prof. Dr. Ricardo César Aoki Hirata

DISSERTAÇÃO DE MESTRADO

COMISSÃO JULGADORA

Nome

Assinatura

Presidente: Prof. Dr. Ricardo César Aoki Hirata

Examinadores: Dr^a. Mara Akie Iritani

Dr. Rodrigo César de Araújo Cunha

SÃO PAULO
2001

DEDALUS - Acervo - IGC

30900010212

**UNIVERSIDADE DE SÃO PAULO
INSTITUTO DE GEOCIÊNCIAS**

**ÁREAS ALAGADIÇAS (WETLANDS) PARA O
TRATAMENTO DE AQUÍFEROS LIVRES E RASOS
CONTAMINADOS POR NUTRIENTES**

Jeane Gláucia Santos

Orientador: Prof. Dr. Ricardo César Aoki Hirata

DISSERTAÇÃO DE MESTRADO

Programa de Pós-Graduação em Recursos Minerais e Hidrogeologia

**SÃO PAULO
2001**

AMANHÃ (Federico Garcia Lorca)

E a canção da água
É uma coisa eterna

É a seiva entranhável
Que madura nos campos.
É sangue de poetas
que deixam suas almas
perderem-se nas sendas
da Natureza.

Que harmonias derrama
Ao brotar da penha!
Abandona-se aos homens
Com suas doces cadências.

A manhã está clara.
As lareiras fumegam,
E as fumaças são braços
Que levantam a névoa.

Escutai os romances
Da água nos choupais.
São pássaros sem asas
Perdidos entre as ervas!

As árvores que cantam
Se partem e se secam.
E se tornam planícies
As montanhas serenas
Mas a canção da água
É uma coisa eterna.

Ela á luz feita canto
De ilusões românticas.
Ela é firme e suave,
Cheia de céu e mansa.
Ela é névoa e é rosa
Da eterna manhã.

Mel de lua que flui
De estrelas enterradas.
Que é o santo batismo
Senão Deus feito água
Que nos unge as fronte
Com seu sangue de graça?
Por algo Jesus Cristo
Com ela se confirmou.
Por algo as estrelas
Em suas ondas descansam.
Por algo a mãe Vênus
Em seu seio engendrou-se
Que amor de amor tomamos
Quando bebemos água.
É o amor que corre
Todo manso e divino,
É a vida do mundo,
A história de sua alma.

Ela encerra segredos
Das bocas humanas,
Pois todos a beijamos
E a sede nos mitiga.
É uma arca de beijos
De bocas já fechadas,
É eterna cativa,
Do coração irmã.

Cristo deveu dizer-nos:
"Confessai-vos com a água
de todas as dores,
de todas as infâmias.
A quem melhor, irmãos,
Entregar nossas ânsias
Do que a ela que sobe ao céu
Em envolturas brancas?"

Não há estado perfeito
Como o de tomar água,
Nos tornamos mais meninos
E melhores: e passam

Nossas penas vestidas
Com rosadas grinaldas.
E os olhos se perdem
Em regiões douradas.
Oh! Fortuna divina
Por ninguém ignorada!
Água doce em que muitos
Seus espíritos lavam,
Não há nada comparável
A suas margens santas
Se uma tristeza funda
Nos deu suas asas.

SUMÁRIO

AGRADECIMENTOS.....	i
LISTAS DE FIGURAS.....	ii
LISTAS DE TABELAS	v
LISTAS DE ANEXOS.....	vi
RESUMO	viii
ABSTRACT	ix
1. INTRODUÇÃO	1
1.1. Justificativas	1
1.2. Objetivos	3
2. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	4
2.1. Definição de <i>Wetland</i>	4
2.2. Vegetação em <i>Wetlands</i>	5
2.3. <i>Wetlands</i> Artificiais ou Construídas	6
2.4. Processos Hidrológicos em <i>Wetlands</i>	13
2.5. Remoção de Contaminantes em <i>Wetlands</i>	15
2.5.1. Nitrogênio	15
2.5.2. Fósforo	20
2.5.3. Metais.....	22
2.5.4. Microorganismos patogênicos	22
2.5.5. Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO)	23
2.5.6. Sólidos Suspensos (SS)	23
2.6. <i>Wetlands</i> para o Tratamento de Água Subterrânea	25
2.7. Modelagem Matemática	26
2.7.1. Conceitos básicos	26
2.7.2. Escolha do aplicativo matemático	28
2.7.3. Elementos básicos do modelo matemático	29
2.7.4. Modelagem matemática para <i>wetlands</i>	30
3. RESULTADOS DA MODELAGEM MATEMÁTICA.....	31
3.1. Descrição dos modelos	31
3.2. Confiabilidade dos resultados	40
3.3. Resultados das simulações matemáticas	42
3.3.1. Volume de água tratada x tempo de residência	44

3.3.2. Dimensões das plumas capturadas	48
4. ESTUDO DE CASOS	52
4.1. Wetland Experimental do Parque Ecológico do Tietê Engenheiro Goulart (PET-EG)	52
4.1.1. Localização da área	52
4.1.2. Aspectos construtivos do sistema	53
4.1.3. Materiais e métodos	54
4.1.3.1. Coleta de amostras	54
4.1.3.2. Perfil físico-químico longitudinal	55
4.1.3.3. Tratamento dos dados e confiabilidade dos resultados analíticos	56
4.1.4. Hidroquímica do Sistema de Wetlands do PET-EG	57
4.1.4.1. Exatidão dos resultados	57
4.1.4.2. Composição química das águas	59
4.1.4.3. Evolução química da água ao longo do sistema	61
4.2. Sistema Experimental de Wetlands da SABESP	64
4.2.1. Localização da área	64
4.2.2. Aspectos construtivos do sistema	64
4.2.3. Materiais e métodos	65
4.2.3.1. Coleta de amostras	65
4.2.3.2. Perfis físico-químicos longitudinais	66
4.2.3.3. Injeção de nitrato no sistema	67
4.2.3.4. Tratamento dos dados e confiabilidade dos resultados analíticos	67
4.2.4. Hidroquímica do Sistema de Wetlands da SABESP	68
4.2.4.1. Exatidão dos resultados	68
4.2.4.2. Composição química das águas	69
4.2.4.3. Evolução química da água ao longo do sistema	69
4.2.4.4. Perfil físico-químico	73
4.2.4.5. Resultados da injeção de nitrato	76
5. CONCLUSÕES	78
6. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	80

AGRADECIMENTOS

A todos aqueles que ajudaram direta ou indiretamente na elaboração deste trabalho.

Ao Prof. Dr. Ricardo César Aoki Hirata, pela orientação, paciência, apoio, confiança depositada e esperança durante todo este período.

Ao Instituto de Geociências da Universidade de São Paulo (IGc-USP), em especial ao Departamento de Geologia Sedimentar e Ambiental (DGSA) pela oportunidade e infra-estrutura oferecida.

À Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de São Paulo (FAPESP) através do Projeto de Auxílio à Pesquisa (97/6950-6) e à Comissão de Apoio à Pesquisa e Ensino Superior (CAPES – Demanda Social) pela concessão de Bolsa de Mestrado.

Ao Parque Ecológico do Tietê – Engenheiro Goulart (PET-EG), do Departamento de Águas e Energia Elétrica (DAEE), através de sua diretora Priscilla Telles Siqueira Balotta de Oliveira, por permitir a utilização das dependências do parque e ao funcionário Osmar Luiz Costa, pelo auxílio e atenção dispensada.

À SABESP – Sistema de Saneamento Baixo Cotia, através do Eng. José Alberto Galvão Ferro, por permitir a utilização das dependências da estação de tratamento de água e aos funcionários Israel e Sheila, pelo auxílio e atenção dispensada.

Ao Instituto de Ecologia Aplicada (IEA), através do Dr. Enéas Salati e do Eng. João Marcelo, pelas informações e orientações.

Ao laboratório CEIMIC pela realização das análises químicas das amostras.

Aos funcionários do Instituto: Ana Paula, Magali, Biotita, Serginho, funcionários da gráfica, setor de transporte e biblioteca.

Um agradecimento especial aos amigos: Claudia, Lucelene, Luiz, Alessandro, Gaston e Denise, Paqueta e Angélica, sem os quais este trabalho não sairia.

Aos demais companheiros de pós-graduação: Alexandre (Xoquito), Anísia, Cristiane, Douglas, George, Ivo, Iraldo, Mika, Sílvia Cremonez, Sílvia Maria, Virgínia pela agradável convivência durante todo esse tempo.

À minha família e aos meus sogros e à Márcia Domiciano.

E como não poderia de deixar de ser, às capivaras e ao exército.

E também ao J.

LISTAS DE FIGURAS

Figura 2.1 - Sistemas de fluxos de água subterrânea (Carter 1996).	5
Figura 2.2 - Representação esquemática de um SFS com macrófitas flutuantes (Brix 1993)...	7
Figura 2.3 - Representação esquemática de um SFS com macrófitas emergentes (Brix 1993).	8
Figura 2.4 - Representação esquemática de um SFS com macrófitas fixas submersas (Brix 1993).....	8
Figura 2.5 - Representação esquemática de um SFSS horizontal com macrófitas emergentes (Brix 1993).	9
Figura 2.6 - Representação esquemática de um SFSS vertical com macrófitas emergentes (Brix 1993).	10
Figura 2.7 - Representação esquemático de um sistema com solo filtrante com fluxo descendente (A) e com fluxo ascendente (B) (Salati <i>et al.</i> 1998).....	11
Figura 2.8 - Curva do hidroperíodo para uma dada <i>wetland</i> (Kadlec & Knight 1996).	15
Figura 2.9 - Ciclo do nitrogênio em <i>wetlands</i> (Kadlec & Knight 1996).	16
Figura 2.10 - Distribuição das espécies inorgânicas de fósforo presentes na água à T = 25° C (Freeze & Cherry 1979).	21
Figura 2.11 - Ciclo do fósforo em <i>wetlands</i> (Kadleck & Knight 1996).	21
Figura 2.12 - Armazenamento e transferência dos SST em <i>wetlands</i> (Kadleck & Knight 1996).	24
Figura 2.13 - Partículas em ambientes de fluxo subsuperficial (Kadlec & Knight 1996).....	25
Figura 2.14 – Representação da malha de diferenças finitas centradas no bloco e centradas no nó (Modificada de Anderson & Woessner 1992).	27
Figura 2.15 – Exemplo de grades horizontal (<i>grid</i>) e vertical (<i>layer</i>) definidas pelo usuário no VISUAL MODFLOW.	30
Figura 3.1 - Características geométricas da porção <i>R</i> dos modelos M1, M2 e M3 (A - vista em planta, B - perfil A-A').....	32
Figura 3.2 - Características geométricas da porção <i>R</i> dos modelos M4 (A - vista em planta, B - perfil A-A').....	33
Figura 3.3 - Geometria e características hidráulicas do modelo M1 (A - vista em planta, B perfil A-A', C - perfil B-B').....	36
Figura 3.4 - Geometria e características hidráulicas do modelo M2 (A - vista em planta, B perfil A-A', C - perfil B-B').....	37
Figura 3.5 - Geometria e características hidráulicas do modelo M3 (A - vista em planta, B perfil A-A', C - perfil B-B').....	38

Figura 3.6 - Geometria e características hidráulicas do modelo M4 (A - vista em planta, B perfil A-A', C - perfil B-B').....	39
Figura 3.7 – Vazões (Q) do dreno e de entrada no aquífero em relação ao K do terreno para os modelos M1, M2 e M3.	41
Figura 3.8 - Exemplo de resultado para o modelo M1.....	42
Figura 3.9 - Exemplo de resultado para o modelo M2.....	43
Figura 3.10 - Exemplo de resultado para o modelo M3.....	43
Figura 3.11 – Exemplo de resultado para o modelo M4.	44
Figura 3.12 - Gráficos dos resultados do tempo de trânsito das partículas para os modelos M1 (A), M2 (B) e M3 (C).	45
Figura 3.13 – Gráficos dos resultados do volume de água que passa pelo dreno para os modelos M1 (A), M2 (B) e M3 (C).	46
Figura 3.14 - Gráficos dos resultados das profundidades de captura das partículas para os modelos M1 (A), M2 (B) e M3 (C).....	49
Figura 3.15 - Gráficos dos resultados das larguras de captura das partículas.	51
Figura 4.1. Localização do sistema de <i>wetlands</i> no PET-EG e da SABESP.	52
Figura 4.2 – Planta esquemática do sistema experimental de <i>wetlands</i> do PET-EG e a localização dos pontos de coleta (PC).....	53
Figura 4.3 Pontos analisados (Pn) no perfil físico-químico ao longo dos canais de desaeração e de fluxo superficial.	56
Figura 4.4 - Sistema em linha montado para a realização dos perfis físico-químicos.....	56
Figura 4.5 - Histograma com a distribuição dos erros em intervalos de 0% a 25%.	59
Figura 4.6 – Diagramas de Piper para as águas do sistema de <i>wetlands</i> do PET-EG.	60
Figura 4.7 - Gráficos para DBO e DQO ao longo do sistema de <i>wetlands</i> do PET-EG.	61
Figura 4.8 - Gráficos para N-total, N-orgânico, amônio e amônia ao longo do sistema de <i>wetlands</i> do PET-EG.	61
Figura 4.9 - Gráficos da variação do Eh, OD e ferro II ao longo do sistema de <i>wetlands</i> do PET-EG.	62
Figura 4.10 – Gráficos dos resultados do perfil físico-químico realizado nos canais de fluxo superficial do sistema de <i>wetlands</i> do PET-EG.	63
Figura 4.11 - Planta esquemática do sistema experimental de <i>wetlands</i> da SABESP em Carapicuíba, SP, com pontos de coleta (PC) das amostras de água.....	65
Figura 4.12 - Localização dos pontos analisados no perfil físico-químico ao longo dos canais de de fluxo superficial.....	66
Figura 4.13 – Equipamento construído para injeção de nitrato no sistema de <i>wetlands</i> da SABESP em Carapicuíba, SP.	67
Figura 4.14 - Histograma com a distribuição dos erros em intervalos de 0% a 25%.	68

Figura 4.15 – Diagramas de Piper para as águas do sistema de <i>wetlands</i> da SABESP.	70
Figura 4.16 - Gráficos da variação de DBO e DQO ao longo do sistema de <i>wetlands</i> da SABESP.	71
Figura 4.17 – Gráficos da variação dos compostos nitrogenados ao longo do sistema de <i>wetlands</i> da SABESP (A – análises de campo, B – análises de laboratório).	72
Figura 4.18 - Gráficos da variação de oxigênio dissolvido, Eh, sulfato e ferro II ao longo do sistema de <i>wetlands</i> da SABESP (A – análises de campo, B – análises de laboratório).....	73
Figura 4.19 - Gráficos da variação de pH, temperatura da água, Eh, condutividade elétrica e oxigênio dissolvido no perfil físico-químico ao longo do sistema de <i>wetlands</i> da SABESP.	75
Figura 4.20 - Gráfico dos resultados da injeção de nitrato no sistema de <i>wetlands</i> da SABESP.	77

LISTA DE TABELAS

Tabela 2.1- Exemplos de <i>wetlands</i> e suas eficiências para diversos parâmetros.....	12
Tabela 3.1 - Características geométricas da porção <i>P</i> do aquífero para cada modelo.	31
Tabela 3.2 - Características geométricas e hidráulicas dos modelos criados.....	35
Tabela 3.3 – Porcentagem Q_{dreno} em relação ao Q_{entrada} para os modelos M1, M2 e M3.	40
Tabela 3.4 - Variação no tempo de trânsito das partículas dentro do canal escavado.	47
Tabela 3.5 - Variação na vazão drenada.	47
Tabela 3.6 Variação na profundidade de captura das partículas.	48
Tabela 3.7 - Variação na largura horizontal de captura das partículas.	50
Tabela 4.1 - Métodos, equipamentos e faixa de leitura dos compostos medidos em campo. ...	54
Tabela 4.2 – Equipamentos utilizados para a determinação dos parâmetros físico-químicos. .	54
Tabela 4.3 – Métodos analíticos adotados para a determinação dos parâmetros em laboratório.....	55
Tabela 4.4 - Porcentagens de erros obtidos para os resultados de campo e laboratório para o sistema de <i>wetlands</i> do PET-EG.	58
Tabela 4.5 – Resultados dos perfis físico-químicos do sistema de <i>wetlands</i> do PET-EG.....	63
Tabela 4.6 - Método, equipamento e faixa de leitura para o nitrato medido em campo.	66
Tabela 4.7 - Porcentagens de erros obtidos para os resultados de campo e laboratório.....	68
Tabela 4.8 – Resultados dos parâmetros medidos no perfil físico-químico do sistema de <i>wetlands</i> da SABESP.	74
Tabela 4.9 - Resultados para a injeção de nitrato no sistema de <i>wetlands</i> da SABESP.	77

LISTA DE ANEXOS

Anexo 1 – Resultados das simulações para modelos M1, M2 e M3 sem recarga.	84
Anexo 2 – Resultados das análises químicas e físico-químicas de laboratório e campo do Sistema de <i>Wetlands</i> do PET-EG	88
Anexo 3 – Erros obtidos através do balanço iônico para as análises químicas de campo e laboratório (Sistema de <i>Wetlands</i> do PET-EG).	93
Anexo 4 - Resultados das análises químicas e físico-químicas de laboratório e campo do Sistema de <i>Wetlands</i> da SABESP	96
Anexo 5 – Erros obtidos através do balanço iônico para análises químicas de campo e laboratório (Sistema de <i>Wetlands</i> da SABESP).	99
Anexo 6 – Resultados das análises químicas do Sistema de <i>Wetlands</i> fornecidos pela SABESP referentes ao ano de 1997.	102

RESUMO

A contaminação de aquíferos rasos e livres por fossas sépticas e negras é um problema bastante sério, principalmente em países em desenvolvimento.

Nesta dissertação pretendeu-se estudar processos de remediação de aquíferos rasos e livres utilizando-se da técnica de *wetlands*, que são definidos como *habitats* onde o nível d'água pode estar na superfície, sobre, ou bem próximo a ela. Como exemplo destas áreas pode-se citar os pântanos, brejos e manguezais, mas há também os criados artificialmente, geralmente com fins ambientais.

Através de modelagem matemática foram criados possíveis cenários da aplicação de *wetlands* artificiais para a atenuação de plumas contaminantes em aquíferos rasos. A remediação dos aquíferos apresenta, por meios desses processos estudados, baixo custo operacional.

Os resultados obtidos indicam a necessidade de uma área superior 2.000 m² para a implantação de um sistema capaz tratar 10 m³ de água por dia, considerando um tempo de residência de 10 a 15 dias. Este volume corresponde ao efluente produzido por 70 pessoas (150 L/hab/dia). O volume drenado e o tempo de permanência da água dentro do canal são inversamente proporcionais e fortemente controlados pela condutividade hidráulica do terreno, que é um fator limitante para a construção de uma *wetland* para tratar água subterrânea. O tempo de trânsito sofre, ainda, forte influência da recarga. Em simulações com recarga de 250 mm/ano os tempos foram menores que os obtidos nas simulações sem recarga.

As dimensões da pluma a ser capturada podem ser controlada com a construção de barreiras impermeáveis, tanto horizontais quanto verticais, como por exemplo, um cone para aumentar a abertura permeável para a captura da água subterrânea e a inserção de barreiras verticais logo abaixo dessa abertura. Porém as barreiras verticais deverão ser bastante profundas, pois barreiras de até 4 m além do fundo do canal, aumentariam, no máximo, em até 1 m a profundidade de captura dos tubos de fluxo da água subterrânea.

Além dos modelos matemáticos, foram estudados dois sistemas integrados de *wetlands* - de fluxo superficial com plantas flutuantes (aguapés) seguidos de solos filtrantes com arroz irrigado - construídos para o tratamento de água superficial. No primeiro sistema, localizados em São Paulo (PET-EG), a eficiência para demanda bioquímica e química de oxigênio (DBO e DQO) foi de 55% e 72%, respectivamente. Já os compostos nitrogenados, com exceção do nitrato, apresentaram valores erráticos, sem nenhum valor conclusivo de eficiência. O nitrato apresentou concentrações sempre inferiores ao limite de detecção.

No segundo sistema, localizado na SABESP de Carapicuíba, a eficiência para DBO e DQO foi de 83% e 86%. Para os compostos nitrogenados a eficiência foi de 83 a 93,6% para N-total, 80 a 87% para amônio e amônia, e de até 89% para nitrato, para as concentrações de entrada comuns para o Rio Cotia, em torno de 5 m/L NO₃⁻. Um experimento de injeção de uma

solução de nitrato a 20 mg/L NO_3^- retornou valores de eficiência para este nutriente em torno de 77%.

A eficiência desse sistema foi boa também para cor (83 a 94%), turbidez (80 a 95,6%), fósforo total (92 a 97%) e agentes tensoativos (83%).

Os alcances sociais deste trabalho são diretos, principalmente no atendimento de áreas de alta densidade de ocupação, como favelas, onde é comum a geração de plumas contaminantes que deságuam em córregos e pequenas drenagens, contaminando-os; e como alternativa no tratamento prévio da água para pequenos municípios.

ABSTRACT

The main goal of this research was to study the remediation of unconfined and shallow aquifers through the wetland technique. The wetlands are defined as the habitats where the water level can be either above, beneath or at the surface ground. As example of these areas, one can mention swamp and marsh, which are natural. However there are also the manmade ones, which are generally constructed for environmental purposes.

Possible scenarios of artificial wetland application for the attenuation of contaminant plumes in shallow aquifers were created by means of numerical modeling, using the code Visual Modflow.

The results indicated the need of an area larger than 2000 m² for the implementation of a system capable of treating 10 m³/day of water, considering the residence time of 10 to 15 days. This volume corresponds to the effluent produced by 70 people/day. It was also demonstrated that the drained volume is in the inverse ratio to the residence time of the water within the channel and both are strongly controlled by the hydraulic conductivity of the aquifer. This is a limiting factor for the construction of a wetland to groundwater treatment purposes. The transit time is also influenced by the recharge. In simulations of 250 mm/y of recharge the times were smaller than that obtained in simulations with no recharge.

The dimension of the captured plume can be enhanced by the construction of impermeable barriers, either horizontal or vertical, such as a funnel to increase the aperture for the capture of the groundwater plume and the insertion of vertical barriers immediately bellow the aperture. However the vertical barriers must be quite deep, since barriers of at least 4 m further from the channel bottom would increase the depth of the groundwater flux tube capture only up to 1 m.

Besides the mathematical modeling, two integrated systems of wetlands were studied. These facilities consist of superficial flux with floating plants (*Eichhornia crassipes*) channel followed by filtering soils with irrigated rice units, which were constructed for surface water treatment. In the first system, located in São Paulo (Parque Ecológico do Tietê), the efficiency for the oxygen biochemical and chemical demands was of 55% and 72%, respectively. The nitrogen compounds, in turn, except for the nitrate, presented random values and non-conclusive efficiency results. The nitrate always presented concentrations smaller than the equipment detection limit.

In the second system, located at SABESP in Carapicuíba, the efficiency for oxygen biochemical and chemical demands was 83% and 86%. For the nitrogen compounds the efficiency was of 83% and 94% for total-N, 80% and 87% for ammonium and ammonia,

and up to 89% for nitrate; for the common input concentrations of Cotia river, around 5 mg/L NO_3^- . An experiment of nitrate solution injection at 20 mg/L NO_3^- produced efficiency values around 77% for this nutrient.

The efficiency for this system was also satisfactory for color (83 to 94%), turbidity (80 to 96%), total phosphorous (92 to 97%) and tensoactive agents (83%).

The social outcomes of this research are direct, mainly for: (1) the assistance of densely occupied areas, such as slums, where the generation of contaminant plumes, which are drained to small drainages, is common; and (2) as an alternative for the water treatment for small communities.

1. INTRODUÇÃO

1.1. Justificativas

Os aquíferos rasos são muito susceptíveis à contaminação, tanto por compostos orgânicos e inorgânicos quanto por microorganismos patogênicos. Isto ocorre devido à zona não-saturada, incluindo a camada de solo, ser pouco espessa, diminuindo a capacidade de atenuação de contaminantes.

Um dos mais sérios contaminantes das águas subterrâneas no mundo é o nitrato, tanto pela sua persistência e mobilidade quanto pelo número de casos observados. Em concentrações superiores a 10 mg/L NO_3^- -N (cerca de 45 mg/L NO_3^-) pode causar metahemoglobinemia e câncer.

As práticas agrícolas, devido ao uso de fertilizantes orgânicos e inorgânicos, e a criação de animais são algumas das mais importantes fontes antrópicas de contaminação de aquíferos por nitrato. E há também os sistemas de saneamento *in situ*, como as fossas sépticas e fossas rudimentares (negras), principalmente aquelas localizadas em áreas de grande densidade populacional e sem redes de esgoto, como as favelas. Mesmo as fossas sépticas bem construídas podem gerar contaminação por nitrato, em menor grau (Domenico & Schwartz 1990; Jowett 1994; Wilhelm *et al.* 1994).

Embora não existam estudos sistemáticos no Brasil, alguns autores têm reportado casos de contaminação em aquíferos pelo nitrato (Duarte & Kanehisa 1986; Ferreira & Hirata 1993; Campos *et al.* 1994; Hirata *et al.* 1996; Ferreira 1999).

De acordo com o IBGE (2001), até o ano de 1999 cerca 23% utilizava fossas sépticas ou rudimentares e 8% outras formas de deposição de seus dejetos de 52% dos domicílios urbanos brasileiros estavam ligados à rede coletora de esgotos. A região Sudeste era a que se encontrava em melhor situação, com cerca de 79% dos domicílios urbanos com esgoto ligado à rede coletora, mas na região Nordeste este percentual não ultrapassa 28% e na região sul 22%.

No mesmo censo, cerca de 11% da população do País não estava ligada à rede geral de distribuição de água, utilizando-se de outras fontes de abastecimento, como poços tubulares e cacimbas, por exemplo. Rebouças (1988) considerou que 51% dos brasileiros utilizariam o recurso hídrico subterrâneo para abastecimento, embora cifras ao redor de 35-40% sejam mais aceitas.

Há uma forte correlação entre a densidade de sistemas de saneamento *in situ* e a contaminação por nitrato (Foster & Hirata 1988). Nas favelas, devido à grande densidade populacional, é comum uma grande concentração de fossas negras muito próximas aos poços cacimbas.

Segundo o Ministério da Saúde, através do Sistema de Informações sobre Mortalidade, no Brasil, somente em 1997, 47.936 pessoas morreram por causa de doenças parasitárias e

infecciosas. Desse total, 2.088 eram crianças menores que 5 anos. Isto seria evitado em grande parte por sistemas adequados de saneamento e educação ambiental. Portanto, há uma imensa necessidade de desenvolvimento de sistemas alternativos, que reduzam esses impactos.

Um dos métodos utilizados, principalmente nos países desenvolvidos, para tratamento de águas contaminadas, tanto subterrânea quanto superficial, é o sistema de *wetlands**. Este tipo de *habitat* pode ocorrer naturalmente ou ser criado artificialmente e é caracterizado por ecossistemas que ficam parcial ou totalmente inundados durante o ano. Suas características e propriedades variam conforme a geologia, geomorfologia e condições climáticas da área considerada.

Vários autores têm demonstrado a eficiência das *wetlands* na atenuação de contaminantes nas águas superficiais e subterrâneas (Baker 1998; Brix 1993; Kadlec & Knight 1996; Willems *et al.* 1997). Dentre outras vantagens, trata-se de um sistema relativamente simples e de baixo custo construtivo e operativo porém, pouco utilizado e estudado no Brasil.

A técnica de *wetlands* é amplamente utilizada em águas superficiais, sendo ainda pouco avaliada em casos de atenuação de plumas contaminantes em águas subterrâneas. No Brasil, o primeiro sistema de *wetland* artificial utilizado para tratamento de água superficial foi construído por Salati *et al.* (1982 in Salati *et al.* 1998), em um lago artificial próximo ao rio Piracicamirim, no município de Piracicaba (SP). Desde então, novas tecnologias vem sendo desenvolvidas na tentativa de aumentar a eficiência das *wetlands* e reduzir os investimentos na despoluição de águas.

O ecossistema de uma *wetland* consiste na interação de componentes físicos e biológicos que alteram o fluxo de matéria. Cada uma das substâncias que entram no ecossistema pode ser estocada, alterada por ações químicas ou biológicas, ou ser descartada por fluxos de água ou de ar, para a atmosfera.

Nesta dissertação pretendeu-se estudar processos de remediação de aquíferos rasos e livres utilizando-se da técnica de *wetlands*. Através de modelagem matemática foram criados possíveis cenários da aplicação desse sistema para a atenuação de plumas contaminantes em aquíferos rasos, originadas por fossas sépticas e negras. A remediação dos aquíferos contaminados por nitrato apresenta, por meios desses processos estudados, baixo custo operacional.

Os alcances sociais deste trabalho são diretos, principalmente no atendimento de áreas de alta densidade de ocupação, como favelas, onde é comum a geração de plumas contaminantes que deságuam em córregos e pequenas drenagens, contaminando-os; e como alternativa no tratamento prévio da água para pequenos municípios.

* Preferiu-se o termo em inglês por este ser amplamente utilizado pela comunidade técnico-científica do País.

1.2. Objetivos

Os objetivos principais deste trabalho compreendem:

1. desenvolvimento de diferentes geometrias de *wetlands*, por meio de modelagem matemática tridimensional, que permitam a remediação de aquíferos rasos e livres contaminados;
2. entendimento do fluxo e condições biogeoquímicas das *wetlands*, com ênfase nos mecanismos de atenuação para compostos nitrogenados, Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO) e Demanda Química de Oxigênio (DQO).

2. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

2.1. Definição de *Wetland*

Wetland é um termo genérico aplicado para todos os diferentes tipos de *habitat* que permanecem úmidos por pelo menos algum período de tempo durante o ano. Nas *wetlands* o nível potenciométrico do aquífero pode estar na superfície, sobre, ou bem próximo a ela. Como exemplo destas áreas pode-se citar os pântanos, brejos e manguezais. Há ainda os sistemas que são alagados artificialmente, geralmente com fins ambientais.

Para a existência de uma *wetland* é necessário, além de um ambiente hidrogeológico favorável, um suprimento de água adequado e permanente. As *wetlands* se diferenciam entre si pela hidrogeologia, topografia, clima e vegetação. Estes componentes modificam a qualidade da água dentro do sistema.

A água entra nas *wetlands* naturais via drenagens, água subterrânea e precipitação, que são fluxos extremamente variáveis. Já a perda de água ocorre por drenagens, água subterrânea e evapotranspiração, a qual sofre variações sazonais. *Wetlands* construídas para tratamento de efluentes podem receber águas das mesmas fontes (Kadlec & Knight 1996), mas o abastecimento por drenagens e água subterrânea não são comuns.

Dentro das *wetlands*, a vazão e a direção do fluxo laminar são controladas por fatores como: gradiente topográfico, profundidade da água, tipo e densidade da vegetação, espessura do solo do substrato, precipitação, evapotranspiração, entre outros (Cowardin 1979, *in* Restrepo *et al.* 1998).

A altura média do nível d'água superficial que separa as *wetlands* dos ecossistemas aquáticos adjacentes, como rios e lagos, está em torno de 1 m, podendo atingir no máximo 2 m, a partir da qual as plantas emergentes não sobrevivem (Kadlec & Knight 1996).

Num contexto hidrogeológico uma *wetland* pode ser área de recarga, se o fluxo de água subterrânea é vertical de cima para baixo, ou de descarga, se a água subterrânea se move de baixo para cima. Esta água pode pertencer a um sistema de fluxo local, intermediário ou regional de um aquífero, dependendo da localização dos níveis potenciométricos, que podem estar próximos à superfície, intermediários ou profundos, respectivamente (Siegel 1988 e Carter 1996). Conforme ilustrado na Figura 2.1, os fluxos locais têm recarga nas regiões topográficas mais altas e descarga nas porções mais baixas imediatamente adjacentes. Os fluxos regionais têm recarga nas regiões topográficas de maior elevação e descarga nas porções topográficas regionalmente mais baixas e os fluxos intermediários estão entre esses dois tipos.

Figura 2.1 - Sistemas de fluxos de água subterrânea (Carter 1996).

2.2. Vegetação em *Wetlands*

As *wetlands* são dominadas por plantas adaptadas às condições anaeróbias ou de baixa oxigenação, em solos contínuo ou sazonalmente inundados. As plantas mais comuns nesses ecossistemas são as macrófitas, que têm um papel muito importante no armazenamento de carbono e nutrientes (Wetzel 1993) e ocorrem em qualquer parte do mundo.

Uma grande variedade de macrófitas está presente em *wetlands* naturais (Kadlec & Knight 1996), onde dificilmente encontra-se uma monocultura, mas é comum a predominância de uma ou duas espécies, como as *Typha*, *Scirpus* e *Phragmites*. Já em sistemas construídos é possível a utilização de uma única espécie de macrófita (Wetzel 1993). A presença ou ausência dessas plantas é uma das características usadas para definir os limites de contorno das *wetlands* naturais, e isso é válido também para as construídas (Brix 1997).

O termo macrófita inclui plantas vasculares com tecidos facilmente visíveis, que apresentam células especializadas (Kadlec & Knight 1996). Estas plantas removem poluentes através da assimilação direta por seus tecidos, promovendo a diminuição na concentração desses na água, por meio de atividades microbiológicas (Brix 1993).

A vegetação dentro da *wetland* é responsável pela diminuição da velocidade da água, causando a deposição de materiais em suspensão e arrastados, e ainda de partículas orgânicas e outros constituintes ligados a elas, como fósforo e elementos traços. As plantas introduzem oxigênio no solo através de suas raízes, criando uma zona oxidada onde podem ocorrer transformações de nitrogênio e outras substâncias pelas bactérias (Good & Patrick 1987, *in* Carter 1996). Elas produzem ainda condições para uma colonização microbiana e removem pequenas quantidades de nutrientes e outros compostos da água e solo, incorporando-os a seus tecidos, os quais podem ser reciclados posteriormente através da decomposição, armazenados como turfa, ou mesmo transportados para fora da *wetland* como material particulado (Wetzel 1993, Carter 1996).

Dois grupos principais de macrófitas ocorrem em *wetlands* naturais e são amplamente utilizados nas *wetlands* construídas para tratamento de efluentes. São esses grupos formados pelas macrófitas emergentes e pelas macrófitas flutuantes.

As macrófitas flutuantes formam um grupo de plantas com várias espécies, onde a mais estudada é a *Eichornia crassipes*, da família das pontederiaceas, devido à sua robustez associada a uma grande capacidade de crescimento vegetativo. No Brasil, essas plantas são conhecidas regionalmente como aguapé, baroneza, mururé, pavoá, rainha do lago, uapé e uapê. Em sistemas construídos, normalmente são utilizadas em projetos com canais relativamente rasos, os quais podem conter uma única espécie de planta ou uma combinação de espécies.

2.3. *Wetlands* Artificiais ou Construídas

A construção de ecossistemas do tipo *wetland* é uma tecnologia relativamente nova. Embora eles venham sendo criados incidentalmente pela “engenharia” humana e animal através da história e pré-história, a construção intencional de *wetlands* para prover funções de *habitat* e melhoria na qualidade da água começou com um movimento de meio ambiente na década de 70 (Kadlec & Knight 1996).

As *wetlands* construídas podem utilizar diversas tecnologias, mas sempre baseando-se nos princípios das *wetlands* naturais para a modificação da qualidade da água. Alguns processos típicos que ocorrem em *wetlands* construídas são: conversão bacteriana (aeróbia e anaeróbia) – principal processo de transformação de contaminantes; absorção e desabsorção de gases; sedimentação; decaimento natural de substâncias; adsorção; volatilização; reações químicas, como hidrólise, fotoquímicas e oxidação-redução (Tchobanoglous 1993).

As *wetlands* construídas para tratamento dividem-se em dois grupos principais: os Sistemas de Fluxo Superficial (SFS) e os Sistemas de Fluxo Subsuperficial (SFSS).

Nos SFS o nível da água está sempre acima da superfície do solo. Espessuras típicas da coluna d'água estão entre 0,4 e 1 m. Geralmente possuem vegetação densa e podem incluir várias espécies de plantas fixas ou flutuantes.

Nos SFSS a água flui por gravidade, horizontalmente através do substrato, onde entra em contato com uma mistura de micróbios facultativos que vivem em associação com o substrato formado por uma camada de solo ou cascalho e as raízes das plantas. Espessuras típicas do substrato estão em torno de 0,6 m e a base da camada é inclinada de maneira a minimizar o extravasamento da água sobre o substrato.

Dentro desses grupos, os sistemas de *wetlands* construídas podem ser divididos nos seguintes subgrupos, de acordo com o tipo de vegetação (Brix 1993):

SFS com macrófitas flutuantes

Características gerais – Canais estreitos e longos são mais comuns, com dimensões variáveis. Geralmente utilizados para tratamento secundário e terciário integrados, para a remoção de nutrientes, Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO) e sedimentação de sólidos suspensos.

Plantas mais comuns – *Eichornia crassipes* (em regiões tropicais e subtropicais; *Lemna*, *Spirodella*, *Wolffia sp.*

Mecanismos de purificação da água – Incorporação do nitrogênio e do fósforo pela biomassa; nitrificação-denitrificação microbial; a densa cobertura diminui a ação do vento e do calor, propiciando a sedimentação (Figura 2.2).

Desvantagens – A grande produção de massa vegetal, comum principalmente com o uso de *Eichornia crassipes*, pode acarretar em problemas de deposição do excedente de plantas.

Figura 2.2 - Representação esquemática de um SFS com macrófitas flutuantes (Brix 1993).

SFS com macrófitas emergentes

Características gerais - Consistem geralmente em um canal com cerca de 100 m de comprimento por 3 a 5 m de largura, e com lâmina d'água entre 0,1 e 0,4 m sobre a superfície.

Plantas mais comuns - Uma planta típica desse sistema é a *Scirpus lacustris*.

Mecanismos de purificação da água - Ação de microorganismos fixados na camada de solo orgânico, na parte submersa dos caules das plantas e na superfície do solo são responsáveis pela purificação da água (Figura 2.3).

Desvantagem - Uma quantidade considerável da água contaminada pode infiltrar através da base, se esta não for devidamente impermeabilizada.

Figura 2.3 - Representação esquemática de um SFS com macrófitas emergentes (Brix 1993).

SFS com macrófitas fixas submersas

Características gerais - Os projetos de canais para utilização dessas plantas devem ser estreitos e longos, com profundidades variáveis (Figura 2.4). As plantas ficam permanentemente sob a água, uma vez que as espécies utilizadas podem ser destruídas quando expostas diretamente ao sol.

Plantas mais comuns - Em águas oligotróficas, as espécies mais comuns são *Isoetes Lacustris*, *Lobelia Dortmanna* e *Egéria sp.* Já em águas eutróficas, a mais comum é a *Elodea Canadensis*. O principal uso potencial dessas macrófitas é no polimento de águas de esgoto, após o tratamento secundário.

Mecanismos de purificação da água - A matéria orgânica é mineralizada devida à alta taxa de oxigenação obtida por processos fotossintéticos no período diurno. Os nutrientes absorvidos acumulam-se preferencialmente nos tecidos radiculares e na microflora associada. A maior parte dos detritos orgânicos originados pela decomposição das plantas acumulam-se nos sedimentos dos canais.

Figura 2.4 - Representação esquemática de um SFS com macrófitas fixas submersas (Brix 1993).

SFSS horizontal com macrófitas emergentes

Características gerais - Um projeto típico consiste em uma camada de solo ou cascalho, sotoposto a uma membrana impermeável (Figura 2.5). Neste sistema, a água a ser tratada atravessa uma camada de pedras e pedriscos, que induz um fluxo horizontal. Os canais são geralmente estreitos e longos, com dimensões variáveis. Este tipo de sistema tem demonstrado boa eficiência na remoção de sólidos suspensos e DBO. Pode haver também remoção de nitrogênio e fósforo, dependendo da carga, tipo e composição da água a ser tratada, além do tipo de substrato.

Plantas mais comuns - *Phragmites australis*.

Mecanismos de purificação da água - As plantas fornecem oxigênio para os microorganismos na rizosfera e aumentam e estabilizam a condutividade hidráulica.

Desvantagem - Alguns problemas observados nesses sistemas são o surgimento de fluxo superficial e obstrução dos poros, o que diminui a condutividade hidráulica do solo.

Figura 2.5 - Representação esquemática de um SFSS horizontal com macrófitas emergentes (Brix 1993).

SFSS vertical com macrófitas emergentes

Características gerais - Um projeto típico consiste em várias camadas dispostas em paralelo, onde a percolação de um fluxo intermitente pode aumentar a oxigenação do solo em muitas vezes (Figura 2.6), se comparado ao sistema de fluxo superficial horizontal. Este sistema tem demonstrado bons resultados na diminuição de sólidos suspensos, DBO, amônia e fósforo.

Plantas mais comuns - *Phragmites australis*.

Mecanismos de purificação da água - Durante o período de carga, o ar é forçado para fora; durante o período seco, o ar entra nos poros, aumentando assim a oxigenação do solo. Isto proporciona períodos alternados de oxidação e redução, estimulando com isso uma nitrificação-denitrificação seqüencial e adsorção do fósforo.

Figura 2.6 - Representação esquemática de um SFSS vertical com macrófitas emergentes (Brix 1993).

Salati (1987) projetou um sistema denominado *Sistema de Despoluição Hídrica com Solos* (DHS) de *Fluxo Descendente* (Figura 2.7a), o qual, para aumentar a eficiência e para ser utilizado com águas muito poluídas, sofreu uma variação que o tornou conhecido como DHS de *Fluxo Ascendente* (Figura 2.7b). Este processo é normalmente utilizado para o tratamento secundário e terciário de esgoto urbano. Suas vantagens são: diminuem os custos com tratamento primário convencional, através da associação desta tecnologia com fossas sépticas ou caixas de decantação; evitam o contato direto do efluente a ser tratado com o ar, diminuindo desta forma os problemas com odores e proliferação de insetos.

O solo filtrante é constituído pela superposição de camadas de brita, pedrisco e solo cultivado com arroz. As espessuras das camadas e as dimensões dos módulos variam de acordo com as características do efluente a ser tratado e da eficiência desejada. Pode-se atingir um volume de 0,1 a 0,3 m³/s/ha de água filtrada.

Os processos que ocorrem nesse sistema são: filtração mecânica, filtração físico-química e ação biológica. A filtração mecânica é regulada pela granulometria e composição do solo, fatores que devem proporcionar um alto coeficiente de condutividade hidráulica. A filtração físico-química ocorre pela retenção de cátions e ânions e está ligada à capacidade de troca catiônica do solo, que também deve ser alta. Essas características são atingidas incorporando-se vermiculita expandida e matéria orgânica fibrosa, dosando-se as quantidades de acordo com as qualidades do solo disponível na região. A ação biológica ocorre através de decomposição da matéria orgânica pelos microorganismos, que ativam os processos biogeoquímicos e agem nos microorganismos existentes em águas poluídas.

Outra ação biológica é a do crescimento das plantas, que removem os nutrientes ao mesmo tempo que mantêm a permeabilidade através dos sistemas de raízes (Salati *et al.* 1998).

(A)

(B)

Figura 2.7 - Representação esquemático de um sistema com solo filtrante com fluxo descendente (A) e com fluxo ascendente (B) (Salati *et al.* 1998).

Uma vez que cada técnica de *wetland* tem maior eficiência para o tratamento de alguns parâmetros, a escolha de combinar tipos de *wetlands* ou utilizar um único tipo, depende dos resultados desejados, da qualidade da água, da área disponível, da utilização ou não da biomassa produzida e do interesse paisagístico (Salati 1987, Brix 1993).

A Tabela 2.1 apresenta alguns exemplos de *wetlands* construídas, combinadas ou não, utilizadas na remoção de diferentes contaminantes.

Tabela 2.1- Exemplos de *wetlands* e suas eficiências para diversos parâmetros.

Local	Tipo de wetland	Área construída	Vegetação dominante (espécies)	Tempo médio de retenção	Quantidade de água tratada	Parâmetros analisados	Eficiência (%)	Autor
Piracicaba - SP	SFS + SFSS	9.320 m ²	<i>Eichhornia crassipes</i> e arroz	15 dias	3.456 m ³ /dia	DBO	70	Manfrinato (1989)
						DQO	70	
						Colif. Totais	99	
						Colif. Fecais	99	
						Cor	90	
						Turbidez	95	
						N-amônio	60	
						Nitrato	95	
						Fósforo	65	
						Ferro	80	
Nairobi - Kênia	SFS multi-estágio	5.400 m ²	<i>Typha spp.</i>	32 dias		SS	85	Nyakang & van Bruggen (1998)
			<i>Cyperus alternifolius</i>			DBO	98	
			<i>Cyperus latifolius</i>			DQO	96	
			<i>Arundo donax variegata</i>			Col. Fecais	99	
			<i>Pontederia</i>			N-total	90	
			<i>Sagittaria</i>			N-amônia	92	
			<i>Ajuga remota</i>			Ortofosfato	88	
			<i>Aspilia mossambicensis</i>					
Ujjain - Índia	SFSS	41,8 m ²	<i>Phragmites karka</i>		12,84 m ³ /dia	SST	48	Billore <i>et al.</i> (1998)
						Turbidez	53	
						N-total	36	
						N-amônia	22	
						N-nitrato	0	
Colonia - Uruguai	SFSS		<i>Eichhornia crassipes</i>	25 dias	273 m ³ /dia	DBO	80	Perdomo <i>et al.</i> (1999)
			<i>Typha latifolia</i>			DQO	58,5	
						N-amônia	75,8	
						P-fosfato	9,5	
						SST	95,5	
SFS - Sistema de fluxo superficial				SFSS - Sistema de fluxo subsuperficial				

2.4. Processos Hidrológicos em *Wetlands*

As principais características hidrológicas em *wetlands* são: vazão, profundidade média da água, volume, tempo de detenção, velocidade real, velocidade superficial, regime hidráulico, hidroperíodo, frequência de inundação.

A *vazão* refere-se ao fluxo de efluentes, mas em alguns casos pode relacionar-se à precipitação. É definida pela equação:

$$Q = q \times A \quad (1)$$

Onde: q = fluxo da água [L/T]

A = área da *wetland* [L²]

Uma combinação do levantamento topográfico detalhado da base da *wetland* com o levantamento da elevação da superfície da água fornece a *profundidade média*, calculada pela fórmula:

$$h = \frac{1}{A} \int_0^C \int_0^L h(x,y) dy dx \quad (2)$$

Onde: C = comprimento [L]

L = largura [L]

x = distância longitudinal [L]

y = distância transversal [L]

h = profundidade da água nas coordenadas (x,y) [L]

O volume de água dentro da *wetland* é definido o pela equação:

$$V = \int_0^L \int_0^W \int_0^h e(x,y,z) dx dy dz = \varepsilon V_T = \varepsilon \Delta h \quad (3)$$

Onde: ε = porosidade da *wetland* [L³/L³]

V_T = volume total das superfícies da água e do solo [L³]

Z = coordenada vertical [L]

Em *wetlands* de fluxo superficial, o valor de ε é geralmente maior que 0,95, sendo muitas vezes considerado igual a 1. Já em *wetlands* de fluxo subsuperficial, ε é difícil de ser medido. A

média para solo arenoso ou com cascalhos é de 0,3 a 0,45. Mas o acúmulo de matéria orgânica e mineral, além do crescimento das raízes das plantas, pode afetar esse valor.

O tempo de detenção da água dentro da *wetland* é calculado pela fórmula:

$$t = \frac{V}{Q} \quad (4)$$

Onde: V (velocidade média) = fluxo (q), em canais abertos [L/T].

Deve-se tomar cuidado com este cálculo, pois a fórmula assume que toda a água que entra no sistema está envolvida no fluxo dentro do mesmo, mas podem ocorrer pontos de água estagnada, principalmente nos cantos do sistema.

Velocidade real é definida pela mesma equação de fluxo (q), e pode ser medida com o auxílio de um corpo de prova ou um traçador.

Regime hidráulico refere-se à variação do nível da água com o tempo, que pode ser bastante grande em *wetlands* naturais. Já em *wetlands* construídas para tratamento esta variação pode ser bem controlada.

Hidroperíodo é o modelo sazonal de flutuação do nível d'água e é descrito pela variação na duração, frequência e profundidade da inundação de uma *wetland*, resultante do balanço entre entrada, saída e armazenamento da água. Este termo determina a disponibilidade de água durante o ano, o extremo das condições úmidas e secas, a extensão das áreas armazenagem e drenagem que podem ser requeridas e os critérios a serem utilizados para o controle do nível d'água.

Embora o hidroperíodo possa ser projetado para controlar o fluxo superficial e reduzir sua variabilidade, em *wetlands* ele pode ser fortemente afetado por diferenças sazonais de precipitação e evapotranspiração. A Figura 2.8 exemplifica uma curva de nível d'água *versus* duração do alagamento, para um período de 10 anos. Neste gráfico, a *wetland* permanece seca por cerca de 7% do tempo, portanto, o *hidroperíodo* foi de $0,93 \times 365 = 340$ dias (Kadlec & Knight 1996).

Os mesmos processos hidrológicos estão envolvidos tanto nas *wetlands* naturais quanto nas construídas. Entretanto, os fluxos que dominam uma ou outra situação são diferentes, e as estruturas físicas da base desses sistemas integram esses processos de maneira diferente. Do ponto de vista da eficiência do tratamento da água, os processos citados e descritos acima determinam o tempo de duração da interação água-biota (Kadlec & Knight 1996).

Figura 2.8 - Curva do hidroperíodo para uma dada *wetland* (Kadlec & Knight 1996).

2.5. Remoção de Contaminantes em *Wetlands*

Nas *wetlands* naturais os mecanismos de transporte, bem como a duração do período de inundação, são fatores importantes na eficiência do tratamento da água, afetando tanto a quantidade de material transportado quanto seu estágio de decomposição. Os processos biológicos que ocorrem são influenciados pelo período e extensão da inundação, pela profundidade da água e pelas velocidades dos fluxos em diferentes áreas da planície de inundação (Elder 1985).

Os efeitos hidrológicos tendem a ser mais importantes para o fósforo que para o nitrogênio, porque uma grande proporção de fósforo é transportada como material particulado (Meyer *et al.* 1981, *in* Elder 1985). A acumulação e a composição do solo com matéria orgânica em *wetlands* são fatores importantes que influenciam a hidrologia e a vegetação (Carter 1996). Inundações contínuas e sazonais, combinadas com a grande produção de matéria orgânica morta, resultam em solos anaeróbios em muitas *wetlands* (Kadlec & Knight 1996).

Em *wetlands* construídas, a remoção do fósforo e do nitrogênio é grandemente influenciada pelo desenho do sistema. Esta remoção é mais efetiva em baixas vazões e maiores tempos de retenção da água (Sakadevan & Bavor 1999).

2.5.1. Nitrogênio

Em sistemas de *wetlands* o nitrogênio aparece em suas formas inorgânicas: amônia (NH_3), amônio (NH_4^+), nitrito (NO_2^-), nitrato (NO_3^-), óxido nitroso (N_2O) e nitrogênio elementar dissolvido ou gás nitrogênio (NO_2^-) - e orgânicas, como uréia, aminoácidos, aminas, purinas e pirimidinas. E há uma constante transformação química de compostos orgânicos para inorgânicos e vice-versa (Figura 2.9).

Figura 2.9 - Ciclo do nitrogênio em *wetlands* (Kadlec & Knight 1996).

O principal mecanismo de remoção de nitrogênio em *wetlands* construídas é o de nitrificação-denitrificação. A sequência de reações químicas que ocorrem comumente em sistemas que recebem nitrogênio orgânico é a seguinte (Kadlec & Knight 1996):

Amonificação (mineralização) → Nitrificação → Denitrificação

Amonificação é a transformação biológica do nitrogênio orgânico em amônia. Este é o primeiro passo na mineralização do nitrogênio orgânico e ocorre através da quebra dos tecidos orgânicos que contêm aminoácidos feita pelos micróbios, da excreção direta de amônia pelas plantas e animais e da hidrólise de uréia e ácido úrico. Este é um processo bioquímico que libera energia com diversos passos e frequentemente usado para o crescimento de microorganismos. A amônia é então incorporada diretamente à biomassa.

A quase totalidade do nitrogênio orgânico do esgoto é rapidamente convertida em amônia, requerendo um projeto que inclua capacidade para oxidar todo esse nitrogênio reduzido.

Cineticamente, a amonificação é mais rápida que a nitrificação, criando assim um potencial para aumentar a concentração de amônia ao longo da *wetland* e requerendo um projeto para a remoção do nitrogênio com base no lento processo de nitrificação.

A amonificação é mais lenta sob condições anaeróbias que aeróbias devido à reduzida eficiência da decomposição heterotrófica em ambientes anaeróbios. No entanto, o acúmulo de nitrogênio amônia é mais comum em sistemas anaeróbios por causa do decréscimo das taxas de nitrificação, devendo o nitrogênio total ser reduzido através da denitrificação. A faixa de temperatura ideal para a amonificação é de 40° a 60° C e a faixa de pH ideal é de 6,5 a 8,5 (Reddy & Patrick 1984).

Nitrificação é a conversão do nitrogênio amônia em nitrato e é um processo dependente de oxigênio, como mostram as reações de oxidação 1 e 2 (Reddy & Patrick 1984):

mediadas por bactérias do gênero *Nitrosomonas* (1) e *Nitrobacter* (2). O oxigênio consumido na nitrificação é retirado tanto da atmosfera, por difusão através dos sedimentos ou da interface água-atmosfera, quanto das raízes das plantas (Brix 1993). De acordo com as relações estequiométricas, o consumo teórico de oxigênio durante a nitrificação é de cerca de 4,6 gramas de oxigênio por grama de nitrogênio amônia oxidado.

Os processos combinados de síntese celular e oxidação-redução que ocorrem durante a nitrificação, para a síntese das células das nitrosomonas e das nitrobactérias estão sumariados nas equações (USEPA 1993):

As reações 4 e 5 combinadas determinam a oxidação total da amônia e a síntese celular da biomassa durante a nitrificação:

Nota-se que 1 mol de amônia produz somente 0,021 mol de biomassa microbiana (0,17 grama de peso seco de biomassa por grama de nitrogênio amônia consumido). Esta conversão é somente uma pequena fração da massa heterotrófica produzida por causa da pequena quantidade de energia que pode derivar dessas reações de oxidação e redução.

A nitrificação da amônia em nitrato consome oxigênio e íons bicarbonatos e libera água, ácido carbônico e nitrato juntamente com a biomassa. Esta reação total fornece uma razão de consumo de

cerca de 3,22 g de oxigênio por grama de amônio oxidado e 1,11 g de oxigênio por grama de nitrito oxidado, para um uso total de cerca de 4,3 g de oxigênio por grama de amônio nitrificado. Dessa maneira, a taxa exata de consumo de oxigênio durante a nitrificação é menor que o valor 4,6 mostrado na equação 3 por causa da contribuição de algum oxigênio vindo do carbonato consumido durante a síntese celular.

Aproximadamente 7,4 mg/L de alcalinidade (CaCO_3) são consumidos por cada mg/L de $\text{NH}_3\text{-N}$ nitrificado e 1,98 mol de H^+ são liberados para cada mol de $\text{NH}_3\text{-N}$ consumido. Portanto, uma alta taxa de nitrificação abaixa a alcalinidade e o pH do corpo d'água.

Denitrificação é um processo de redução química que requer energia. Elétrons adicionados ao nitrato ou nitrito resultam na produção de gás nitrogênio, óxido nitroso (N_2O) ou óxido nítrico (NO). A denitrificação acompanha o metabolismo heterotrófico na água e no solo quando oxigênio livre ou dissolvido não estão presentes. O metabolismo heterotrófico usa o oxigênio como receptor de elétrons na corrente de transporte de elétrons depois do ciclo de Krebs.

Na denitrificação a enzima de nitrato reduz abaixo de certos gêneros de bactérias para usar o átomo de oxigênio mais fortemente ligado às moléculas de nitrato e nitrito como seu receptor final de elétrons.

O grupo mais comum de bactérias facultativas que realizam denitrificação incluem *Bacillus*, *Enterobactérias*, *Micrococcus*, *Pseudomonas* e *Spirillum*. Estes gêneros podem mudar facilmente do metabolismo aeróbio para anaeróbio por causa das similaridades bioquímicas dos dois processos. Entretanto, estes organismos não denitrificarão nitrato na presença de oxigênio livre, por que o uso de este como receptor final de elétrons produz mais energia (cerca de 686 Kcal/mol de glicose) que o uso de nitrato (cerca de 570 Kcal/mol de glicose). As bactérias denitrificantes são mais abundantes que as nitrificantes tanto em *wetlands* de fluxo superficial quanto de fluxo subsuperficial. E são mais abundantes nas construídas para tratamento que nas naturais.

É comum a soma do nitrato com nitrito ($\text{NO}_3 + \text{NO}_2 - \text{N}$) e esta combinação é denominada nitrogênio oxidado (N_{ox}) ou nitrogênio total oxidado (NTO). A combinação é também referida como nitrogênio nitrato, porque o nitrito normalmente está presente em concentrações muito baixas.

A reação estequiométrica abaixo sumaria a dissimulação do nitrato com o uso do metanol (CH_3OH) como fonte de carbono (USEPA 1993):

Em baixas concentrações de amônia solúvel, algum nitrato também é usado por essa bactéria para a síntese celular. Denitrificação, síntese celular e os efeitos desses processos na alcalinidade total estão sumariados pela reação:

Da estequiometria da reação 7 tem-se que 2,47 g de metanol, ou outra fonte equivalente de carbono, são requeridos para suportar a denitrificação de 1 g de nitrato. Na ausência dessa fonte de carbono, a denitrificação fica inibida (Kadlec & Knight 1996), mas ela poderia ocorrer na presença de ferro e/ou enxofre, embora sem energia.

Como indicado pela reação 8, denitrificação produz alcalinidade. A taxa de produção de bicarbonato observada para esse processo é de cerca de 3 g como CaCO_3 por grama de nitrogênio nitrato reduzido. Este aumento na alcalinidade é acompanhado por um aumento no pH da água da *wetland*.

Teoricamente, a denitrificação não ocorre na presença de oxigênio dissolvido (OD). Entretanto, este processo tem sido observado em várias *wetlands* de tratamento com valores detectáveis de OD na superfície da água (Phipps & Crumpton 1994, Van Oostrom 1995). Variações nas concentrações de oxigênio ocorrem entre a superfície da água e a base de sedimentos em *wetlands*, permitindo a ocorrência de reações aeróbias e anaeróbias. O nitrato formado por nitrificação em *wetlands* tende à difusão em camadas de solos anaeróbios onde ele é efetivamente denitrificado (Reddy & Patrick 1984).

A perda de nitrato em *wetlands* é freqüentemente atribuída à denitrificação, na ausência de provas de que este mecanismo é de fato o principal. Outros candidatos a mecanismos conhecidos e estudados incluem assimilação pelas plantas e microbiota e redução dissimulatória do nitrogênio amônia. Estas rotas alternativas de redução têm sido documentadas como responsáveis pela diminuição de 1 a 34 % de nitrato.

O consumo de nitrato pelas plantas tem sido considerado maior do que da amônia. Mas em águas ricas nesse composto, ele pode se tornar o nutriente mais importante. Macrófitas aquáticas utilizam enzimas (nitrato e nitrito reduzidos) para converter nitrogênio oxidado em formas utilizáveis. A produção dessas enzimas diminui na presença de nitrogênio amônia (Melzer & Exler 1982).

Outros fatores que afetam a remoção do nitrogênio total

A distribuição das formas químicas do nitrogênio em esgotos é um fator importante num projeto para redução na massa e na concentração do nitrogênio total. Para ser permanentemente removido da solução, o nitrogênio orgânico deve ser convertido em amônia, em seguida em $\text{N}_{\text{ox}}\text{-N}$, e então em gás. Se o nitrogênio que entra no sistema estiver na forma de nitrato, somente o processo de denitrificação será necessário para a diminuição da sua concentração na solução. Obviamente, reações mais demoradas e conversões múltiplas devem ocorrer para que uma *wetland* de tratamento assimile um fluxo de nitrogênio orgânico (Kadlec & Knight 1996).

Muitas *wetlands* de tratamento são efetivas na remoção do nitrogênio total por causa dos diferentes ambientes físicos, químicos e biológicos que elas promovem. E do relativamente longo período de retenção da água. A eficiência na remoção do nitrogênio total deve ser reduzida se existirem condições limitantes, que incluem a possibilidade de:

- curto período de detenção = altas cargas hidráulicas;
- baixas temperaturas;
- pH muito baixo ou muito alto (inibe tanto nitrificação quanto denitrificação);
- contribuição significativa do nitrogênio orgânico para o decaimento da biomassa;
- transferência de oxigênio insuficiente para suportar nitrificação;
- depleção do oxigênio devido a preferencial oxidação do carbono;
- alcalinidade insuficiente para haver nitrificação;
- fontes de carbono insuficientes para suportar denitrificação.

Muitos experimentos têm demonstrado que os processos de nitrificação e denitrificação em um único sistema de *wetland* construído não atingem a eficiência desejada, sendo necessária uma combinação de sistemas, como por exemplo, um de fluxo superficial para a remoção de DBO, seguido de um com filtro arenoso de baixa velocidade, para nitrificação, seguido ainda de um sistema de fluxo subsuperficial para denitrificação. Muitas outras combinações são possíveis, dependendo da natureza e características do efluente a ser tratado (Tchobanoglous 1993).

2.5.2. Fósforo

O fósforo é um nutriente importante para o crescimento das plantas e é freqüentemente um fator limitante da produção vegetal. As *wetlands* naturais apresentam um ambiente propício ao armazenamento desse elemento devido às inundações periódicas, que diminuem os processos de oxidação. Os principais compostos encontrados nas *wetlands* são: fósforo dissolvido, fósforo mineral sólido e fósforo orgânico sólido (Kadlec & Knight 1996).

Em solução, as principais espécies inorgânicas estão relatadas pela série de dissociação dependente do pH a seguir:

Estas formas são distribuídas na água como ilustrado na Figura 2.10 (Freeze & Cherry 1979).

Figura 2.10 - Distribuição das espécies inorgânicas de fósforo presentes na água à $T = 25^{\circ}\text{C}$ (Freeze & Cherry 1979).

Vários cátions podem precipitar fosfato sob certas condições. Os mais importantes minerais desse grupo precipitados em *wetlands* são: apatita, hidróxi-apatita, vivianita, strengita, wavelita. O fósforo pode ainda precipitar com outros minerais como oxihidróxido de ferro e carbonatos. Pode ocorrer também na forma gasosa, como fosfina. Tal composto é solúvel em água, embora apresente alta pressão de vapor (Reddy & D'Angelo 1994).

O principal mecanismo de remoção do fósforo em *wetlands* construídas ocorre principalmente pelas reações de adsorção-precipitação com alumínio, ferro, cálcio e argilominerais nos solos (Brix 1993). Um grande número de transferências e processos de alteração ocorrem, como indicado na Figura 2.11, mas só a formação de solo na base da *wetland*, por sedimentação e precipitação, promove um armazenamento significativo a longo prazo.

Figura 2.11 - Ciclo do fósforo em *wetlands* (Kadleck & Knight 1996).

Segundo Tanner *et al.* (1999), a capacidade de remoção de fósforo em *wetlands* naturais e construídas geralmente diminui após um período de equilíbrio, que dependendo das características dos sistemas e das vazões de carga ou aporte, pode ser de anos ou décadas. Fixação e retenção das formas particuladas de fósforo são geralmente importantes em águas de fluxo lento. A retirada de formas solúveis deste elemento ocorre por fenômenos de adsorção, complexação, precipitação e assimilação pela biomassa das plantas e dos micróbios.

Os armazenamentos de curto a médio períodos tornam-se, gradualmente, totalmente saturados devido à falta de colheita da massa vegetal, ou pela falta de gerenciamento de restauração do sistema. Deste modo, o mecanismo chave de longo período de remoção de fósforo em *wetlands* é geralmente o acréscimo e armazenamento de sedimentos contendo formas de fósforo orgânico e inorgânico estáveis. Emissão atmosférica de formas gasosas reduzidas de fósforo também constituem-se num mecanismo de remoção.

Prystay & Lo (1998), em um estudo de *wetland* para tratamento de efluentes de estufa, observaram que em um pré-tratamento da água, remoção de mais de 90% do fosfato é possível, mantendo-se o pH entre 8,5 e 9. O pH pode ser aumentado naturalmente através do crescimento de algas, ou artificialmente, adicionando-se uma base, como NaOH.

2.5.3. Metais

Diversos metais são micronutrientes essenciais em concentrações muito baixas (traços), mas alguns deles ocorrem nos efluentes em concentrações que são tóxicas a organismos mais sensíveis. Para alguns metais, transformações bioquímicas podem levar à biomagnificação, que é o acúmulo da concentração em animais ao longo da cadeia alimentar.

Wetlands podem remover elementos traços pelos seguintes mecanismos: ligando-os ao solo, sedimentos, particulados e solúveis orgânicos; precipitando-os como sais insolúveis, principalmente sulfetos e oxihidroxícos; e serem retirados pelas plantas, incluindo algas e por bactérias. Há poucas remoções por gases, exceto de mercúrio e selênio (Kadlec & Knight 1996).

2.5.4. Microorganismos patogênicos

Os patógenos dividem-se, de acordo com suas funções, em cinco grupos: vírus, bactérias, fungos, protozoários e helmintos. Eles vivem às custas de seus hospedeiros, dos quais dependem também para sua reprodução. A quantidade natural de bactérias é geralmente baixa, podendo variar de acordo com a sazonalidade da população de animais em *wetlands* naturais, onde portanto o *background* dos patógenos nunca será igual a zero (Kadlec & Knight 1996).

Em *wetlands*, a remoção de patógenos ocorre principalmente por sedimentação e filtração durante a passagem da água dentro do sistema, e ainda pela morte dos microorganismos. São importantes ainda a radiação ultra violeta e a excreção de antibióticos das raízes das macrófitas (Brix 1993). Gerba *et al.* (1999), em um estudo utilizando um de sistemas de *wetlands* em série,

verificaram maior remoção de parasitas em uma *wetland* com monocultura (*Lemna gibba*) e maior remoção de vírus e bactérias em *wetland* de fluxo subsuperficial que em *wetland* de fluxo superficial, ambas utilizando várias espécies de plantas (*Typha domingensis*, *Scirpus olneyi*, *Salix nigra* e *Populus fremontii*, mais *Eichhornia crassipes* na *wetland* de fluxo superficial). Estes autores sugerem uma combinação de sistemas de fluxo subsuperficial de monocultura e multi-cultura para uma redução mais efetiva de microorganismos patogênicos.

2.5.5. Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO)

A demanda bioquímica de oxigênio (DBO) é uma medida do consumo de oxigênio pelos microorganismos na oxidação da matéria orgânica. As *wetlands* removem DBO basicamente através da degradação microbiana nas zonas aeróbias e anaeróbias e pela sedimentação da matéria orgânica (Brix 1993). Porém, o uso desse parâmetro para realização de projetos de *wetlands* de tratamento é muito complicado, devido ao fato de que a natureza das substâncias orgânicas causadoras de DBO são pouco conhecidas e mudam continuamente com o tempo. Por exemplo, se as substâncias que formam DBO são facilmente adsorvidas e/ou filtradas, elas podem ser removidas por esses mecanismos, em oposição à conversão bacteriana (Tchobanoglous, 1993).

2.5.6. Sólidos Suspensos (SS)

Sólidos em suspensão (SS) em *wetlands* são removidos basicamente por sedimentação e filtração. Aconselha-se um pré-tratamento mecânico, através de uma barreira de tela, um tanque de sedimentação ou um tanque séptico (Brix 1993). Esses processos ocorrem devido à baixa velocidade da água, comum dentro do sistema, em conjunto com a vegetação ou cascalhos no substrato. É praticamente impossível fazer uma amostragem representativa no interior da *wetland* para SS, por causa dos distúrbios na água, que podem gerar erros de uma ou duas ordens de magnitude (Kadlec & Knight 1996).

Em *wetlands* de fluxo superficial, há uma grande possibilidade de caminhos a serem seguidos pelos SS (Figura 2.12). O lento movimento da água, combinado com a profundidade, proporciona tempo para a decantação dos SS. Alguma ressuspensão desse material pode ocorrer devido a turbulências causadas pelo vento, bioturbação e liberação de gases.

Os principais mecanismos de filtração incluem: deposição por inércia ou impactos das partículas que se movem rápido o bastante para colidirem com os caules das plantas, antes que sejam levadas pelas correntes d'água; interceptação do fluxo, onde as partículas que se movem com a água e escapam das colisões são imobilizadas ao roçarem os caules; deposição por difusão, onde processos randômicos de micro-escala (movimento *browniano*) ou de macro-escala (bioturbação) movem as partículas para o fundo da *wetland* (Kadlec & Knight 1996).

Figura 2.12 - Armazenamento e transferência dos SST em *wetlands* (Kadlec & Knight 1996).

A própria *wetland* produz SS, como por exemplo, pelo crescimento de algas e pela morte de organismos. Estes sólidos são geralmente orgânicos, resultando em um alto conteúdo de carbono e numa alta proporção de sólidos suspensos voláteis. Estes processos são extremamente importantes em *wetlands* ricas em nutrientes. A quantificação desses sedimentos é praticamente impossível, mas sua identificação é importante, devido à sua contribuição ao *background* de SS totais, que nunca será igual a zero (Kadlec & Knight 1996).

Reações químicas também podem produzir sedimentos em *wetlands*. Alguns dos mais importantes são oxihidróxidos de ferro, carbonato de cálcio e sulfetos metálicos bivalentes. Os hidróxidos formam flocos com a possibilidade de co-precipitar. Como as condições químicas, pH e redox podem mudar em *wetlands*, esses e outros compostos podem sofrer dissolução e serem removidos dos sedimentos (Kadlec & Knight 1996).

Em *wetlands* de fluxo subsuperficial, o assentamento das partículas ocorre em microporos estagnantes, que são aqueles muito pequenos para a passagem das partículas ou de alguma maneira bloqueados, ou filtrados pela constrição (Figura 2.13).

As partículas em suspensão podem também impingir-se sobre os grânulos e colarem-se a estes como o resultado de forças de adesão inter-partículas. Esses processos físicos são chamados de filtração granular do meio. A criação de novas partículas pode ocorrer pelos mesmos mecanismos das *wetlands* de fluxo superficial.

A ressuspensão dessas partículas pode ocorrer pela lavagem posterior dos poros ou biofilmes, causada pela ocorrência de um fluxo mais intenso que o normal, por exemplo (Kadlec & Knight 1996).

Figura 2.13 - Partículas em ambientes de fluxo subsuperficial (Kadlec & Knight 1996).

2.6. *Wetlands* para o Tratamento de Água Subterrânea

Poucos trabalhos descrevem a utilização de *wetlands* para o tratamento da água subterrânea. Um grande obstáculo na criação desses sistemas para o tratamento de aquíferos é manter o nível d'água dentro do limite apropriado, obstáculo esse muitas vezes devido à pouca informação sobre a água subterrânea, fonte alimentadora de do sistema (Whittecarr & Daniels 1999).

Hensel & Miller (1991) verificaram que uma *wetland* construída pode capturar água subterrânea por um lado e infiltrá-la por outro, com uma baixa condutividade hidráulica na base.

Baker (1994) propôs o uso de *wetlands* construídas para o tratamento de aquíferos contaminados por nitrato através do bombeamento da água para o seu interior. O nitrato apresenta alta mobilidade em solos, portanto migraria facilmente para a *wetland*. Uma recarga posterior deve ser induzida na saída do sistema, por meio de pontos de percolação. Como a água subterrânea normalmente não possui carbono suficiente para alimentar a denitrificação, este deve vir da própria *wetland*. A remoção de patógenos e carbono orgânico dissolvido ocorre na zona vadoza (Baker 1998).

2.7. Modelagem Matemática

2.7.1. Conceitos básicos

A modelagem matemática é atualmente a melhor ferramenta para a previsão de cenários distintos, bem como o entendimento dinâmico de sistemas complexos. O modelo matemático tenta representar o comportamento da água subterrânea através da solução de equações matemáticas que regem os processos atuantes (Freeze & Cherry 1979).

Dentre outras possibilidades, a modelagem matemática pode ser aplicada para testar a possibilidade de empregar-se um sistema do tipo *wetland* na remoção de contaminantes de aquíferos livres rasos. Para tanto, neste trabalho, utilizou-se um programa de fluxo de água subterrânea denominado VISUAL MODFLOW, da Waterloo Hydrogeologic Inc. (Guiguer & Franz 1996). Este programa permite, dentre muitas possibilidades, avaliar as direções preferenciais de caminamento da pluma contaminante e avaliar alternativas de contenção e/ou remediação das áreas contaminadas.

A equação de água subterrânea relacionada a esses modelos deriva da combinação da equação de balanço de água (5) com a lei de Darcy (equações 6 a 8) (Cleary 1989, Anderson & Woessner 1992):

$$\frac{\partial q_x}{\partial x} + \frac{\partial q_y}{\partial y} + \frac{\partial q_z}{\partial z} = -S_s \frac{\partial h}{\partial t} + W \quad (5)$$

$$q_x = -K_x \frac{\partial h}{\partial x} \quad (6)$$

$$q_y = -K_y \frac{\partial h}{\partial y} \quad (7)$$

$$q_z = -K_z \frac{\partial h}{\partial z} \quad (8)$$

resultando na equação fundamental de fluxo de água subterrânea:

$$\frac{\partial}{\partial x} \left(K_{xx} \frac{\partial h}{\partial x} \right) + \frac{\partial}{\partial y} \left(K_{yy} \frac{\partial h}{\partial y} \right) + \frac{\partial}{\partial z} \left(K_{zz} \frac{\partial h}{\partial z} \right) + W(x, y, z, t) = S_s \frac{\partial h}{\partial t} \quad (9)$$

Onde: h = carga potenciométrica [L]

K_{xx} , K_{yy} e K_{zz} = condutividade hidráulica para as coordenadas x , y , z , respectivamente [L/T]

S_s = coeficiente de armazenamento específico [1/L]

t = tempo [T]

W = fontes ou sumidouros de água [L^3/TL^3]

O método numérico utilizado neste trabalho foi o de diferenças finitas, que é representado por um ponto (Figura 2.14) (Cleary 1989). Apesar de apresentar um ajuste grosseiro ao formato da área modelada, por ter a grade ou malha do modelo definida por linhas e colunas, este método é atualmente o mais empregado para a simulação de fluxo de água subterrânea, devido à facilidade de entrada de dados e análise dos resultados do modelo matemático (Iritani 1998). Este método divide-se em modelo de diferenças finitas centradas no bloco, quando o posicionamento do dado é o centro da célula ou bloco (Figura 2.14 b), e modelo de diferenças finitas centradas na malha, quando o dado posiciona-se na interseção das linhas e colunas da grade do modelo (Figura 2.14 c).

Figura 2.14 – Representação da malha de diferenças finitas centradas no bloco e centradas no nó (Modificada de Anderson & Woessner 1992).

2.7.2. Escolha do aplicativo matemático

A escolha do aplicativo numérico utilizado foi para verificar a viabilidade de aplicação da modelagem matemática tridimensional na simulação de sistema do tipo *wetland* para a captura de plumas contaminantes de aquíferos livres rasos. Dentre os vários aplicativos existentes no mercado, utilizou-se neste trabalho o *software* VISUAL MODFLOW (Guiguer & Franz 1996), desenvolvido pela U. S. Geological Survey. Este *software* divide-se em vários módulos, dos quais três foram aplicados nos modelos desenvolvidos: MODFLOW (McDonald & Harbaugh 1988); MODPATH (Pollock 1989) e ZONE BUDGET (ZBUD) (Harbaugh 1990).

O MODFLOW permite simulações no estado estacionário (*steady state*) ou transiente, além de condições heterogêneas e anisotrópicas para múltiplas camadas. No primeiro caso, ele avalia os efeitos da condutividade hidráulica, da recarga e da evaporação da área quanto ao comportamento das linhas de fluxo. Ele realiza modelagem matemática tridimensional de fluxo da água subterrânea por meio do método de diferenças finitas centradas no bloco, que é, matematicamente, de mais fácil manipulação e resolução (Anderson & Woessner 1992).

Quanto às condições de contorno, o programa contempla os tipos:

- Dirichlet (tipo 1) – que representa uma fronteira com uma carga hidráulica especificada, que pode ser constante (um lago, por exemplo) ou função do tempo e do espaço (como um rio) (Cleary 1989);
- Neuman (tipo 2) – que se refere a um fluxo de água subterrânea especificado, assinalado na fronteira do modelo. A forma mais freqüente é a de fluxo igual a zero, que representa divisores de água subterrânea ou zonas impermeáveis. No MODFLOW, a recarga também é considerada um fluxo, e pode ser especificada diretamente na primeira camada do modelo; e
- Cauchy (tipo 3) – onde o fluxo depende da carga hidráulica e é a diferença entre uma carga hidráulica especificada e uma calculada pelo modelo (Anderson & Woessner 1992). Este tipo de condição de contorno é muito utilizado para definir a drenança de um corpo de água superficial.

Além de condicionar as fronteiras de um modelo, estes tipos de contornos podem ser aplicados em pequenas áreas no interior do modelo, como por exemplo, na simulação de lagos, barragens e rios.

O programa MODPATH (Pollock 1989) é um pós-processador do modelo de fluxo de água subterrânea. Ele calcula o caminhamento de partículas tridimensionais advindas de um modelo de fluxo obtido pelo MODFLOW. O MODPATH pode computar a trajetória das linhas de fluxo em três dimensões e a posição das partículas num tempo específico.

O MODPATH usa uma abordagem semi-analítica para calcular a trajetória das partículas. O método supõe que cada componente direcional da velocidade varia linearmente com o tamanho da malha em sua própria direção de coordenadas. Essa suposição proporciona uma expressão analítica obtida pela descrição do caminho do fluxo na malha. Dada uma posição inicial de uma partícula em qualquer lugar da célula, as coordenadas de qualquer outro ponto através de sua trajetória dentro da célula e o tempo de viagem entre eles podem ser computados (Guiguer & Franz 1996).

A utilização da técnica de caminhamento de partículas pode ser muito útil na determinação das direções preferenciais de uma pluma contaminante.

O ZONE BUDGET (ZBUD) calcula balanços hídricos sub-regionais utilizando as simulações do MODFLOW tanto em estado transiente quanto estacionário. O ZBUD calcula o balanço de água, célula por célula, através da tabulação dos dados produzidos pelo MODFLOW. Pode-se especificar sub-regiões para cada balanço a ser calculado (Guiguer & Franz 1996).

O Visual MODFLOW é um pré e pós-processador para o MODFLOW e MODPATH, permitindo a entrada dos dados e visualização dos resultados obtidos na forma gráfica, facilitando a construção e definição do modelo matemático. Este programa lê os dados de entrada colocados graficamente e os traduz para o formato ASCII exigido pelo MODFLOW e pelo MODPATH. Quanto aos resultados, o Visual MODFLOW segue o caminho inverso, lendo os arquivos em ASCII gerados pelo MODFLOW e MODPATH e transformando-os em gráficos e mapas, facilitando desta forma a sua visualização.

2.7.3. Elementos básicos do modelo matemático

Alguns dos elementos básicos para a definição de um modelo matemático são:

- Definição da malha do modelo;
- Delimitação das condições de contorno externas e internas;
- Introdução das condições iniciais.

A malha ou grade do modelo é desenhada por linhas, colunas e camadas, as quais definem o conjunto de células nas quais serão inseridas as condições de contorno e onde serão calculadas as cargas hidráulicas e a velocidade da água subterrânea. O MODFLOW permite um espaçamento irregular para a malha nos eixos x, y e z. Além disso, a grade pode ser refinada de modo a aumentar a definição e precisão dos cálculos numa área de maior interesse (Figura 2.15).

Após a discretização da malha, é necessário definir as propriedades como condutividades hidráulicas de cada unidade para os três eixos de coordenadas (K_x , K_y e K_z), além dos parâmetros de armazenamento específico (S_s , S_y , n_{ef} e n).

O MODFLOW apresenta as seguintes opções como condições de contorno: carga hidráulica constante, fronteira de carga hidráulica genérica, rio, dreno, parede impermeável, recarga, evapotranspiração – todas essas variáveis no tempo – e fluxo zero, definido no modelo como células inativas, utilizados, por exemplo, para assinalar divisores de água ou barreiras impermeáveis.

Figura 2.15 – Exemplo de grades horizontal (*grid*) e vertical (*layer*) definidas pelo usuário no VISUAL MODFLOW.

Os módulos rio, dreno e fronteira de carga hidráulica especificada utilizam a condutância (McDonald & Harbaugh 1988), que é a resistência do material na base do rio ou dreno, que dificulta ou facilita a entrada ou saída de água para o modelo. A condutância de é calculada pela fórmula:

$$C = \left(\frac{K'WL}{M} \right) \quad (10)$$

Onde: K' = condutividade hidráulica do material da base do rio [L/T];

W = largura do rio [L]

L = comprimento da célula [L]

M = espessura do material na base do rio [L]

As condições iniciais são necessárias para que o programa resolva as equações de fluxo de água subterrânea. É necessário haver pelo menos um nó com carga hidráulica conhecida, a partir do qual o programa calcula para o restante da área. É bastante comum a inserção de uma carga hidráulica média estimada para todo o modelo, pois o valor real para todas as células nem sempre é conhecido (Iritani 1998).

2.7.4. Modelagem matemática para wetlands

A maioria dos trabalhos de modelagem matemática relacionada a *wetlands* enfoca os sistemas naturais. Alguns autores (Bradley 1996, Restrepo *et al* 1998) utilizaram o programa MODFLOW (McDonald & Harbaugh 1988) em seus trabalhos, que consistiam em verificar a variação dos níveis d'água dentro das *wetlands* ao longo do tempo, ou seja, o hidroperíodo.

3. RESULTADOS DA MODELAGEM MATEMÁTICA

3.1. Descrição dos modelos

Wetlands artificiais têm sido largamente empregadas na remediação de águas superficiais contaminadas. A água é comumente bombeada para dentro de um lago, onde o ambiente químico gerado, juntamente com plantas aquáticas comuns para esses sistemas, promove a remoção dos contaminantes principalmente por processos de transformação química e adsorção.

Devido ao seu baixo custo de operação e à facilidade de sua implantação, a hipótese de utilização de sistemas de *wetlands* artificiais no tratamento de água subterrânea, principalmente em áreas habitadas por população de baixa renda, que eventualmente utiliza fossas negras e sépticas para eliminação do seu esgoto, insinua-se como uma alternativa interessante, ainda não devidamente estudada.

Alguns autores utilizaram a modelagem matemática na verificação da interação de *wetlands* naturais e artificiais com a água subterrânea (Hensel & Miller 1991, Bradley 1996, Restrepo *et al.* 1998). Neste trabalho testou-se a possibilidade de empregarem-se *wetlands* construídas na remoção de contaminantes de aquíferos rasos livres, através da criação de diferentes modelos numéricos.

A equação de água subterrânea relacionada a cada um dos modelos foi resolvida com o uso do programa computacional VISUAL MODFLOW da Waterloo Hydrogeologic Inc. (Guiguer & Franz, 1996), para um regime estacionário de fluxo, obtendo-se assim a distribuição de cargas e respectivo fluxo de água subterrânea na região modelada.

Foram produzidos quatro modelos distintos - M1, M2, M3 e M4 - que simulam a porção *R* de um aquífero, cujas dimensões, nas coordenadas X (largura), Y (comprimento) e Z (profundidade) e os números de linhas, colunas e camadas matemáticas (*layers*) estão descritos na Tabela 3.1 e representados nas Figuras 3.1 e 3.2.

Tabela 3.1 - Características geométricas da porção *P* do aquífero para cada modelo.

Modelo	Dimensões de <i>P</i>			Linhas	Colunas	Camadas
	X (m)	Y (m)	Z (m)			
M1	30	100	20 a 21	100	30	22
M2	30	100	20 a 21	100	30	22
M3	30	100	20 a 21	100	30	22
M4	50	100	20 a 22	100	50	17

Figura 3.1 - Características geométricas da porção R dos modelos M1, M2 e M3 (A - vista em planta, B - perfil A-A').

Figura 3.2 - Características geométricas da porção R do modelo M4 (A - vista em planta, B - perfil A-A').

As posições das camadas foram escolhidas de modo a permitir a "construção" das *wetlands* nos modelos. Como se tratam de camadas matemáticas e não geológicas, uma vez que o aquífero foi considerado homogêneo, a escolha de um número grande destes *layers* visou apenas aumentar a precisão dos resultados. Quanto mais camadas, maior a precisão, porém, um número muito grande de camadas oneraria muito o tempo de processamento.

Através da análise destes modelos foi possível verificar a eficiência de cada geometria na captura da água subterrânea e sua permanência dentro da *wetland* construída. Esta eficiência pôde ser medida principalmente através dos fatores:

- t_{transito} - o tempo que a água permanece no interior do sistema (dias);
- P_{captura} - a maior profundidade que um tubo de fluxo que penetra o sistema pode atingir antes de ser capturado (m);
- L_{captura} - a largura horizontal das linhas de fluxo que são capturadas pela *wetland* (m); e
- Q_{dreno} - o volume de água que deixa a cavidade após ter permanecido nela por um intervalo de tempo e representa também a quantidade de água tratada pela *wetland* quando o tempo de trânsito é adequado (m^3/dia).

Os resultados foram obtidos com a inserção de partículas nas aberturas permeáveis das cavidades e pelo balanço de massa calculado pelo módulo ZBUD do VISUAL MODFLOW. As partículas caminham por advecção e agem como traçadores do fluxo de água subterrânea, sendo possível, através das suas trajetórias, determinar a geometria dos tubos de fluxo.

Devido às limitações do programa, que não permite que a água atravesse um espaço vazio representando a cavidade da *wetland*, o interior de cada canal foi admitido como uma região de condutividade hidráulica de 1 m/s e porosidade de 0,95 (Kadlec & Knight 1996). Já ao material do volume R (aquífero), tomado como homogêneo e isotrópico quanto às propriedades hidráulicas, foram associados a porosidade 0,15 e uma condutividade K_{terreno} .

Na região de saída da água da cavidade estabeleceu-se um dreno D de alta condutância ($1000 \text{ m}^2/\text{dia}$), a uma altura H em relação à base de P , escolhida de modo a manter uma coluna d'água (H_{dreno}) entre 0,3 m e 1 m no interior da cavidade.

Ao fundo e às paredes de cada canal foi associada uma baixa condutividade hidráulica ($1 \times 10^{-10} \text{ m/s}$), exceto em uma pequena janela J de 10 m de largura, para condicionar o trajeto da água dentro da cavidade. O modelo M1 (Figura 3.3) foi construído de acordo com as características gerais para *wetlands* de fluxo superficial descritas no item 2.3 desta dissertação. Nos modelos M2 e M3, que são uma variação de M1, construiu-se uma barreira em forma de cone (Figuras 3.4 e 3.5) para aumentar a abertura J . Uma barreira impermeável também foi inserida imediatamente abaixo da janela J , estendendo-se até 2 e 4 m de profundidade além do fundo do canal escavado. O objetivo dessa inclusão foi testar a influência dessas barreiras no aumento da eficiência da cavidade em capturar água subterrânea.

No modelo M4 (Figura 3.6) procurou-se simular um sistema integrado de *wetlands*, que é considerado mais efetivo no tratamento de águas contaminadas por mais de um composto (Tchobanoglous 1993). Construiu-se um sistema similar àquele encontrado no PET-EG, porém as dimensões de M4 foram resultado da busca por um $Q_{\text{dreno}} \geq 10 \text{ m}^3/\text{dia}$ e t_{transito} entre 10 e 15 dias.

As características hidráulicas e geométricas dos modelos, em regime estacionário de cargas, estão sumariadas na Tabela 3.2.

Tabela 3.2 - Características geométricas e hidráulicas dos modelos criados.

Modelo	Tipo de <i>wetland</i> simulada	Forma geométrica	Dimensões (m)	K canal escavado (m/s)
M1	SFS	Semelhante a um $\cap$	100 x 3	1
M2	SFS	Semelhante a um $\cap$, com barreira horizontal em forma de cone na janela (J) e barreira vertical de 2 m de profundidade logo abaixo de J.	100 x 3	1
M3	SFS	Semelhante a um $\cap$, com barreira horizontal em forma de cone na janela (J) e barreira vertical de 4 m de profundidade logo abaixo de J.	100 x 3	1
M4	SFS + SFSS	FS - semelhante a um M, com barreira vertical de 1 m de profundidade logo abaixo da janela J.	280 x 4	1
		Retangulares, dispostos em paralelo	17 x 6	1×10^{-3} (base) 5×10^{-6} (topo)

SFS - Sistema de fluxo superficial

SFSS - sistema de fluxo subsuperficial

J - abertura permeável de 10 m de largura, para permitir a entrada da água subterrânea na *wetland*

Para cada um dos modelos foram empregadas combinações distintas dos parâmetros K_{terreno} e H_{dreno} , descritas no Anexo I. Os valores de condutividade utilizados variam de material silteoso ($1 \times 10^{-6} \text{ m/s}$) a arenoso ($1 \times 10^{-3} \text{ m/s}$) (Freeze & Cherry 1979). No MODFLOW a altura do dreno se refere à sua elevação em relação à base do aquífero. Para os modelos, as alturas dos drenos foram escolhidas de modo a manter uma coluna d'água entre 0,3 e 1 m no interior da *wetland*, condição necessária para manter as plantas ali existentes.

Figura 3.3 – Geometria de características hidráulicas do modelo M1 (A - vista em planta, B - perfil A – A', C - perfil B – B').

(A)

Condições de contorno

- Carga constante
- Parede/barreira impermeável
- Dreno
- Partículas
- J Janela permeável para entrada da água subterrânea
- Canal Aberto

(B)

(C)

Figura 3.4 – Geometria de características hidráulicas do modelo M2 (A - vista em planta, B - perfil A – A', C - perfil B – B').

(A)

Condições de contorno

- Carga constante
- Parede/barreira impermeável
- Dreno
- Partículas
- J Janela permeável para entrada da água subterrânea
- Canal Aberto

(B)

(C)

Figura 3.5 – Geometria de características hidráulicas do modelo M3 (A - vista em planta, B - perfil A – A', C - perfil B – B').

Figura 3.6 – Geometria de características hidráulicas do modelo M4 (A - vista em planta com a base do canal de fluxo subsuperficial, B vista em planta com o topo do canal de fluxo subsuperficial, C - perfil A – A', D - perfil B – B').

3.2. Confiabilidade dos resultados

Como os modelos simulados não foram calibrados, por serem hipotéticos, tomou-se o cuidado de observar a porcentagem de discrepância entre o volume de água que entrava (Q_{entrada}) e o que saía ($Q_{\text{saída}}$) da porção R do aquífero. Os valores resultantes foram todos inferiores a 0,51% (Anexo I), inferindo maior confiabilidade aos resultados.

Pode-se perceber, de acordo com os resultados expressos na Tabela 3.3 e nos gráficos da Figura 3.7, que o volume de água que entra em R não se altera nas situações sem recarga e com recarga. Já o volume de água drenado pelas *wetlands* é cerca de 5 a 9% maior para as simulações com recarga, quando a condutividade é de 1×10^{-6} m/s. A variação de Q_{dreno} e Q_{entrada} é praticamente idêntica para os modelos M1, M2 e M3. E só não é linear nos casos de $H_{\text{dreno}} = 1$ m e na situação de recarga para condutividade de 1×10^{-6} m/s.

A porcentagem de $Q_{\text{dreno}}/Q_{\text{entrada}}$ permanece praticamente a mesma, na ordem de 1 a 2%, quando se trata de meios de alta condutividade hidráulica (1×10^{-3} m/s), quer utilize-se ou não de recarga. Nos casos intermediários de condutividade (1×10^{-5} e 1×10^{-4} m/s), a diferença entre as simulações sem recarga e com recarga não chegam a ser de 1% nos três modelos.

Os modelos M1, M2 e M3 tiveram um tempo de processamento de cerca de 1 minuto para todas as simulações. M4 demorava cerca de 5 minutos para ser processado, utilizando-se um processador Celeron 400MHz.

Tabela 3.3 – Porcentagem Q_{dreno} em relação ao Q_{entrada} para os modelos M1, M2 e M3.

Modelo	H _{dreno}		1,00m				0,75m				0,50m				0,30m			
	K _{terreno} (m/s)		1,E-06	1,E-05	1,E-04	1,E-03	1,E-06	1,E-05	1,E-04	1,E-03	1,E-06	1,E-05	1,E-04	1,E-03	1,E-06	1,E-05	1,E-04	1,E-03
M1	s/ recarga	Q _{dreno} (m³/día)	0,14	0,54	5,25	40,3	0,15	1,48	15,5	117	0,17	1,68	16,9	177	0,23	2,18	21,9	190
		Q _{entrada} (m³/día)	8,44	84,2	841	8401	8,47	84,70	847	8447	8,48	84,8	848	8483	8,52	85,1	850	8480
	Q _{dreno} /Q _{entrada} (%)		1,66	0,64	0,62	0,48	1,77	1,75	1,83	1,39	2,00	1,98	1,99	2,09	2,70	2,56	2,58	2,24
	d/ recarga	Q _{dreno} (m³/día)	0,73	1,21	5,90	41,0	0,82	2,15	15,8	118	0,83	2,35	17,5	178	0,88	2,87	21,7	191
		Q _{entrada} (m³/día)	9,84	85,6	842	8403	9,89	86,1	848	8449	9,90	86,2	849	8484	9,93	86,48	852	8482
	Q _{dreno} /Q _{entrada} (%)		7,42	1,41	0,70	0,49	8,29	2,50	1,86	1,40	8,38	2,72	2,07	2,10	8,86	3,32	2,55	2,25
M2	s/ recarga	Q _{dreno} (m³/día)	0,16	0,74	7,22	57,7	0,15	1,62	15,8	126	0,17	1,78	17,2	180	0,21	2,19	20,7	176
		Q _{entrada} (m³/día)	8,41	84,1	840	8390	8,46	84,6	845	8434	8,47	84,7	846	8468	8,52	84,9	848	8466
	Q _{dreno} /Q _{entrada} (%)		1,90	0,88	0,86	0,69	1,77	1,92	1,86	1,50	2,01	2,10	2,03	2,12	2,46	2,58	2,44	2,08
	d/ recarga	Q _{dreno} (m³/día)	0,76	1,53	9,09	71,7	0,82	2,29	16,4	127	0,84	2,36	17,9	180	0,88	2,86	21,4	180
		Q _{entrada} (m³/día)	9,82	84,5	841	8385	9,87	86,0	847	8435	9,88	86,1	848	8469	9,91	86,4	851	8477
	Q _{dreno} /Q _{entrada} (%)		7,74	1,81	1,08	0,86	8,31	2,66	1,94	1,50	8,50	2,74	2,11	2,13	8,88	3,31	2,52	2,13
M3	s/ recarga	Q _{dreno} (m³/día)	0,18	0,92	9,10	98,7	0,11	1,93	20,5	179	0,23	1,93	19,5	217	0,23	1,93	19,5	217
		Q _{entrada} (m³/día)	8,41	84,0	837	8361	8,38	84,2	844	8418	8,45	84,4	842	8445	8,49	84,8	843	8445
	Q _{dreno} /Q _{entrada} (%)		2,14	1,10	1,09	1,18	1,31	2,29	2,43	2,12	2,72	2,29	2,31	2,56	2,71	2,28	2,31	2,56
	d/ recarga	Q _{dreno} (m³/día)	0,76	1,60	9,81	74,3	0,85	2,44	17,8	135	0,84	2,46	18,9	193	0,90	2,93	22,2	204
		Q _{entrada} (m³/día)	9,81	85,4	840	8379	9,86	85,9	846	8420	9,87	85,9	847	8459	9,90	86,2	849	8467
	Q _{dreno} /Q _{entrada} (%)		7,75	1,87	1,17	0,89	8,62	2,84	2,11	1,60	8,51	2,86	2,23	2,28	9,09	3,40	2,62	2,41

Q_{dreno} - vazão de água drenada

Q_{entrada} - vazão de água que entra na porção R do aquífero

Figura 3.7 – Vazões (Q) do dreno e de entrada no aquífero em relação ao K do terreno para os modelos M1, M2 e M3.

3.3. Resultados das simulações matemáticas

Para os modelos M1, M2 e M3 descritos no item 4.1, as simulações foram divididas em dois grupos: sem recarga e com recarga de 250 mm/ano. O modelo M4, também descrito no item 3.1, foi simulado sem recarga. Os resultados obtidos através de cada simulação encontram-se tabelados no Anexo I, sendo alguns deles ilustrados nas Figuras 3.8 a 3.11.

O objetivo das simulações realizadas foi verificar a eficiência de uma *wetland* construída para a captura e tratamento de uma pluma contaminante em um aquífero raso (nível d'água a 2 m de profundidade). Esta eficiência foi medida através da análise de parâmetros como profundidade e largura da pluma, tempo de residência da água dentro do canal escavado, volume de água tratado e área da *wetland*.

Largura, profundidade da pluma e tempo de residência foram medidos através do caminhamento de partículas colocadas na janela permeável do canal e processadas pelo módulo MODPATH. Devido à posição das partículas, suas trajetórias foram simuladas para frente (*forward*) e para trás (*backward*). Foram verificados os tempos mínimo e máximo de permanência da água dentro da *wetland*.

O volume de água tratado, obtido através do balanço de massas realizado pelo módulo ZBUD, correspondeu à quantidade de água que passou pelos drenos posicionados nas saídas dos canais. As alturas dos drenos variaram de modo a manter colunas d'água de 1 m, 0,75 m, 0,5 m e 0,3 m dentro do canal dos modelos M1, M2 e M3 e 0,9 m no modelo M4.

Para cada altura de dreno foram realizadas simulações variando-se a condutividade hidráulica do aquífero que circunda a *wetland* em 1×10^{-6} m/s, 1×10^{-5} m/s, 1×10^{-4} m/s e 1×10^{-6} m/s.

Figura 3.8 - Exemplo de resultado para o modelo M1.

Figura 3.9 - Exemplo de resultado para o modelo M2.

Figura 3.10 - Exemplo de resultado para o modelo M3.

Figura 3.11 – Exemplo de resultado para o modelo M4.

3.3.1. Volume de água tratada x tempo de residência

A eficiência de uma *wetland* construída para o tratamento de águas contaminadas depende, entre outros fatores, do tempo de residência da água dentro do sistema. Este tempo é controlado pelo gradiente topográfico do terreno, nível da água dentro do canal, área e geometria, entre outros aspectos.

O volume de água drenado (Q_{dreno}) e o tempo de permanência (ou trânsito) das partículas dentro do canal ($t_{\text{trânsito}}$) são inversamente proporcionais e fortemente controlados pela condutividade hidráulica da região (K_{terreno}), conforme ilustrado nas Figuras 3.12 e 3.13. Estas relações foram também avaliadas de acordo com as quatro alturas do dreno dentro do canal escavado. As curvas dos resultados de volume drenado e tempo máximo de trânsito como funções da condutividade hidráulica para diferentes H_{dreno} indicam o modo como K_{terreno} governa estes dois parâmetros.

Além da condutividade hidráulica, H_{dreno} também influencia Q_{dreno} e $t_{\text{trânsito}}$, quanto menor a coluna d'água dentro da *wetland*, menor o tempo de trânsito e maior o volume de água que passa pelo dreno (Tabelas 3.4 e 3.5).

Modelo M1

Modelo M2

Modelo M3

Figura 3.12 - Gráficos dos resultados do tempo de trânsito das partículas para os modelos M1 (A), M2 (B) e M3 (C).

Modelo M1

Modelo M2

Modelo M3

Figura 3.13 – Gráficos dos resultados do volume de água que passa pelo dreno para os modelos M1 (A), M2 (B) e M3 (C).

Tabela 3.4 - Variação no tempo de trânsito das partículas dentro do canal escavado.

H_{dreno} (m)	K_{terreno} (m/s)	Modelo					
		M1		M2		M3	
		$t_{\text{trânsito}}$ (dias)		$t_{\text{trânsito}}$ (dias)		$t_{\text{trânsito}}$ (dias)	
		Sem recarga	Com recarga	Sem recarga	Com recarga	Sem recarga	Com recarga
1,00	1×10^{-6}	421 a 600	122 a 170	317 a 430	72,0 a 120	351 a 452	112 a 170
	1×10^{-5}	74,7 a 97,0	42,6 a 63,0	50,2 a 65,5	29,8 a 35,0	36,2 a 48,5	28,1 a 48,0
	1×10^{-4}	6,90 a 10,5	6,44 a 9,50	5,07 a 7,50	4,21 a 4,90	4,00 a 5,00	3,82 a 5,80
	1×10^{-3}	< 1,00	0,91 a 1,20	< 1,00	< 1,00	< 1,00	< 1,00
0,75	1×10^{-6}	140 a 205	57,7 a 94,0	126 a 160	58,0 a 92,0	115 a 172	51,5 a 84,0
	1×10^{-5}	17,2 a 23,0	13,7 a 21,0	15,9 a 20,0	13,0 a 19,7	14,9 a 19,0	11,9 a 16,5
	1×10^{-4}	1,73 a 2,40	1,69 a 2,50	1,65 a 2,30	1,62 a 2,40	1,50 a 2,20	1,50 a 2,10
	1×10^{-3}	< 1,00	< 1,00	< 1,00	< 1,00	< 1,00	< 1,00
0,50	1×10^{-6}	79,0 a 100	29,5 a 46,5	82,5 a 100	28,0 a 41,0	80,3 a 104	30,2 a 53,0
	1×10^{-5}	8,94 a 13,0	7,26 a 10,0	8,53 a 11,0	7,27 a 9,60	8,30 a 11,0	6,95 a 9,20
	1×10^{-4}	< 1,00	0,91 a 1,30	< 1,00	0,90 a 1,30	< 1,00	< 1,00
	1×10^{-3}	< 1,00	< 1,00	< 1,00	< 1,00	< 1,00	< 1,00
0,30	1×10^{-6}	29,7 a 37,0	11,0 a 16,3	32,3 a 40,0	11,1 a 15,5	32,2 a 46,0	11,0 a 16,3
	1×10^{-5}	3,14 a 4,00	2,61 a 3,30	3,15 a 4,00	2,64 a 3,50	3,08 a 4,30	2,57 a 3,50
	1×10^{-4}	< 1,00	< 1,00	< 1,00	< 1,00	< 1,00	< 1,00
	1×10^{-3}	< 1,00	< 1,00	< 1,00	< 1,00	< 1,00	< 1,00

 H_{dreno} = coluna d'água no interior do canal K_{terreno} = condutividade hidráulica do terreno $t_{\text{trânsito}}$ = tempo de trânsito

Tabela 3.5 - Variação na vazão drenada.

H_{dreno} (m)	K_{terreno} (m/s)	Modelo					
		M1		M2		M3	
		Q_{dreno} (m ³ /dia)		Q_{dreno} (m ³ /dia)		Q_{dreno} (m ³ /dia)	
		Sem recarga	Com recarga	Sem recarga	Com recarga	Sem recarga	Com recarga
1,00	1×10^{-6}	0,14	0,73	0,16	0,76	0,18	0,76
	1×10^{-5}	0,54	1,21	0,74	1,53	0,92	1,60
	1×10^{-4}	5,25	5,90	7,22	9,09	9,10	9,81
	1×10^{-3}	43,0	41,0	57,7	71,7	98,7	74,2
0,75	1×10^{-6}	0,15	8,82	0,15	0,82	0,11	8,85
	1×10^{-5}	1,48	2,15	1,62	2,29	1,93	2,44
	1×10^{-4}	15,5	15,7	15,8	16,4	20,5	17,8
	1×10^{-3}	117	118	126	127	178	135
0,50	1×10^{-6}	0,17	0,83	0,17	0,84	0,23	0,84
	1×10^{-5}	1,68	2,35	1,78	2,36	1,93	2,46
	1×10^{-4}	16,9	17,5	17,2	17,8	19,5	18,9
	1×10^{-3}	177	178	179	180	216	193
0,30	1×10^{-6}	0,23	0,88	0,21	0,88	0,23	0,90
	1×10^{-5}	2,18	2,87	2,19	2,86	1,93	2,93
	1×10^{-4}	21,9	21,7	20,7	21,4	19,5	22,2
	1×10^{-3}	190	191	176	180	216	204

 H_{dreno} = coluna d'água no interior do canal K_{terreno} = condutividade hidráulica do terreno Q_{dreno} = vazão do dreno.

Quanto às vazões dos drenos, notou-se que os valores determinados foram de 1,62 a 9,81 m³/dia considerando o intervalo de tempo de trânsito entre 3 e 20 dias (Tabela 3.4). De acordo com a tabela, o melhor resultado entre os três modelos está relacionado ao M2, cuja vazão foi de 9,81 m³/dia, adotando-se $H_{\text{dreno}} = 1\text{m}$ e condutividade de 1×10^{-4} m/s, e $t_{\text{trânsito}}$ retornou valores de 4 a 5 dias.

Os valores de tempo de trânsito determinados foram comparados àqueles obtidos na literatura (Stephenson 1980 *in* EPA 1988; Perdomo *et al.* 1999; Salati 2000, comunicação pessoal). De acordo com Stephenson (1980 *in* EPA 1988) um tempo de trânsito entre 6-7 dias é considerado ideal para o tratamento primário e secundário de efluentes. Estes valores, no entanto, segundo Salati (2000, comunicação pessoal) podem variar entre 5 e 15 dias para o tratamento de nitrogênio. Perdomo *et al.* (1999) utilizaram um tempo de residência de 25 dias, para uma vazão de 237 m³/dia, para um sistema de wetlands de fluxo superficial no Uruguai. Segundo estes autores, este tempo de residência ainda é inferior àqueles comumente praticados nas wetlands naquele país, cujos tempos variam de 40 a 60 dias.

Na tentativa de se obter como resultado uma vazão de dreno superior a 10 m³/dia, para um tempo de trânsito entre 10 e 15 dias, foi construído o modelo M4, como descrito no item 3.1. A geometria do modelo foi ajustada com o objetivo de atingir um resultado satisfatório, que foi alcançado uma vazão de dreno igual a 16,28 m³/dia e um tempo de trânsito mínimo de 10 dias e máximo de 12 dias, considerando uma coluna d'água de 0,9 m no interior do canal.

3.3.2. Dimensões das plumas capturadas

As profundidades de captura das partículas (P_{captura}) nos modelos M1, M2 e M3 variaram de 0,70 a 4,00 m nas simulações sem recarga e de 0,20 a 3,60 m com recarga (Tabela 3.6).

Os resultados ilustrados na Figura 3.14 mostraram que as profundidades de captura foram maiores para $H_{\text{dreno}} = 0,3$ m e menores quando $H_{\text{dreno}} = 1$ m para os três modelos. A diferença nas profundidades foi de 1,5 m considerando que houve recarga, para o modelo M3 (Figura 3.5), que utilizou uma barreira impermeável de 4 m abaixo da janela permeável da *wetland*, e 2,90 m quando a recarga foi nula, para M1, que não continha barreira.

Tabela 3.6 Variação na profundidade de captura das partículas.

H_{dreno} (m)	K_{terreno} (m/s)	Modelo					
		M1		M2		M3	
		P_{captura} (m)		P_{captura} (m)		P_{captura} (m)	
		Sem recarga	Com recarga	Sem recarga	Com recarga	Sem recarga	Com recarga
1,00	1×10^{-6}	0,70	0,20	1,50	0,30	2,00	0,70
	1×10^{-5}	1,20	1,00	1,50	1,40	2,00	1,90
	1×10^{-4}	1,20	1,10	1,50	1,50	2,00	2,00
	1×10^{-3}	0,70	0,90	1,70	1,30	2,00	1,70
0,75	1×10^{-6}	2,70	1,80	2,80	2,90	3,70	2,30
	1×10^{-5}	2,80	2,70	2,80	2,80	3,80	3,20
	1×10^{-4}	2,70	2,70	2,80	2,80	3,70	3,20
	1×10^{-3}	2,20	2,20	2,30	2,30	3,70	2,70
0,50	1×10^{-6}	3,00	1,80	3,00	1,70	3,30	2,20
	1×10^{-5}	2,90	2,90	2,90	2,80	3,30	3,20
	1×10^{-4}	2,90	2,90	2,90	2,90	3,30	3,20
	1×10^{-3}	3,10	3,10	3,10	3,10	3,30	3,50
0,30	1×10^{-6}	3,60	2,50	3,60	2,40	3,70	2,60
	1×10^{-5}	3,50	3,40	3,40	3,40	3,70	3,60
	1×10^{-4}	3,40	3,40	3,30	3,40	3,50	3,60
	1×10^{-3}	3,40	3,40	3,20	3,20	4,00	3,60

H_{dreno} = coluna d'água no interior do canal

K_{terreno} = condutividade hidráulica do terreno

P_{captura} = profundidade de captura da pluma contaminante

Comparando-se as curvas para as quatro alturas de dreno para M1, M2 e M3, observou-se que as profundidades máximas de captura foram atingidas em M3, cuja barreira foi mais efetiva que aquela colocada no modelo M2, com profundidade de 2 m (Figura 3.4).

Figura 3.14 - Gráficos dos resultados das profundidades de captura das partículas para os modelos M1 (A), M2 (B) e M3 (C).

Analisando-se o comportamento dessas curvas, notou-se que na ausência de recarga, não houve evidência de que a profundidade dependesse da condutividade hidráulica, dada a pequena

variação nos valores de P_{captura} nos três modelos. Este comportamento, em situação de recarga, foi de modo geral diferente, com as curvas apresentando uma tendência em arco.

Em relação às larguras horizontais de captura das partículas (L_{captura}), a os valores foram de 12,30 m a 17,40 m, conforme a Tabela 3.7.

Tabela 3.7 - Variação na largura horizontal de captura das partículas.

H_{dreno} (m)	K_{terreno} (m/s)	Modelo					
		M1		M2		M3	
		L_{captura} (m)		L_{captura} (m)		L_{captura} (m)	
		Sem recarga	Com recarga	Sem recarga	Com recarga	Sem recarga	Com recarga
1,00	1×10^{-6}	12,70	13,90	16,10	17,00	15,80	16,40
	1×10^{-5}	12,80	12,90	16,30	16,70	15,70	15,80
	1×10^{-4}	12,70	12,70	16,10	15,00	15,80	15,70
	1×10^{-3}	12,70	12,30	15,30	16,40	15,80	15,50
0,75	1×10^{-6}	15,20	16,30	17,20	17,10	16,80	17,40
	1×10^{-5}	15,50	15,50	17,30	17,30	17,00	17,00
	1×10^{-4}	15,50	15,30	17,10	17,20	17,00	16,90
	1×10^{-3}	14,60	14,60	16,80	16,80	17,00	16,60
0,50	1×10^{-6}	14,50	15,00	16,50	17,00	16,10	16,60
	1×10^{-5}	14,30	14,50	16,50	16,50	16,00	16,00
	1×10^{-4}	14,40	14,20	16,40	16,50	16,00	16,00
	1×10^{-3}	15,80	15,90	17,50	17,50	16,00	17,20
0,30	1×10^{-6}	15,40	15,70	17,00	17,30	16,50	17,10
	1×10^{-5}	15,40	15,20	16,80	16,00	16,40	16,50
	1×10^{-4}	15,00	14,80	16,50	15,70	16,30	16,30
	1×10^{-3}	14,50	14,40	16,40	15,30	16,20	16,20

H_{dreno} = coluna d'água no interior do canal

K_{terreno} = condutividade hidráulica do terreno

L_{captura} = largura de captura da pluma contaminante

De acordo com os resultados da tabela acima e os gráficos da Figura 3.15, os melhores resultados foram para $H_{\text{dreno}} = 0,75$ m e os piores para $H_{\text{dreno}} = 1$ m. A largura de captura aumentou com a inserção da barreira em forma de cone (M2 e M3), mostrando que esta barreira foi mais efetiva que a vertical, descrita no item anterior, pois aumentou L_{captura} entre 2 m e 4 m. Não foram observados efeitos significativos da recarga neste parâmetro.

Também as variações com a mudança de condutividade hidráulica para cada H_{dreno} não foram superiores a 1 m (M1). Em M2 e M3 os valores foram bem próximos para os diferentes H_{drenos} .

Figura 3.15 - Gráficos dos resultados das larguras de captura das partículas para os modelos M1 (A), M2 (B) e M3 (C).

4. ESTUDO DE CASOS

4.1. *Wetland* Experimental do Parque Ecológico do Tietê Engenheiro Goulart (PET-EG)

4.1.1. Localização da área

O Parque Ecológico do Tietê Engenheiro Goulart (PET-EG) localiza-se na zona leste do município de São Paulo, divisa com Guarulhos (Figura 4.1), e o principal acesso ao local é feito pela marginal Tietê. A administração do PET-EG está a cargo do Departamento de Águas e Energia Elétrica (DAEE), da Secretaria Estadual de Recursos Hídricos, desde a sua fundação em 1982. Anteriormente esta área era um sítio, com localidades para a deposição de resíduos sólidos e escombros de construção.

O sistema de *wetlands* estudado dista cerca de 500 m a norte do Museu do Tietê, próximo a uma antiga olaria. Este sistema foi projetado pelo Instituto de Ecologia Aplicada (IEA), uma instituição privada especializada em projetos de *wetlands*, com sede no município de Piracicaba, SP. A construção ocorreu em maio de 1998, sob responsabilidade da Companhia de Saneamento Básico do Estado de São Paulo (SABESP), com a colaboração do IEA, da Fundação Brasileira para o Desenvolvimento Sustentável (FBDS) e do DAEE.

Figura 4.1. Localização do sistema de *wetlands* no PET-EG e da SABESP (Prodram 2001).

4.1.2. Aspectos construtivos do sistema

O sistema de *wetlands* do PET-EG tem capacidade para o tratamento de 0,6 L/s de efluente, equivalente a 52 m³/dia. O volume é bombeado de uma lagoa que recebe água diretamente do Rio Tietê e o efluente da *wetland* abastece um tanque com jacarés e tartarugas.

A estação é formada por um sistema combinado de *wetlands*, composto por:

- um canal de desaeração com 15 m de comprimento, 2 a 3 m de largura e 1 m de coluna d'água;
- um canal de fluxo superficial com plantas aquáticas flutuantes – aguapés (*Eichhornia crassipes*) – com 97 m de comprimento, 2 a 4 m de largura e 0,7 m de coluna d'água;
- três canais de fluxo subsuperficial com solos filtrantes com 16 m de comprimento e 4 m de largura.

A Figura 4.2 apresenta a planta esquemática do sistema junto com os pontos de coleta de amostras.

Figura 4.2 – Planta esquemática do sistema experimental de wetlands do PET-EG e a localização dos pontos de coleta (PC).

4.1.3. Materiais e métodos

4.1.3.1. Coleta de amostras

A coleta de amostras da *wetland* do PET-EG foi realizada no período de janeiro a julho de 2000. Foram definidos 11 pontos regulares de amostragem, cuja distribuição é representada por um ponto na entrada do sistema, quatro no canal de fluxo superficial com plantas flutuantes e seis nas saídas (Figura 4.2).

Nos pontos de coleta PC-02 a PC-05 as amostras foram retiradas cerca de 0,15 m de profundidade, para maior representatividade destes locais. Nos demais pontos a amostragem foi feita diretamente nos canos de saída. A periodicidade de coleta foi quinzenal para as análises *in situ* e mensal para as realizadas em laboratório, de janeiro a março, tornando-se bimensal a partir deste último mês.

O sistema de coleta utilizado constituiu de um recipiente plástico, lavado abundantemente com a água do ponto de amostragem, na tentativa de minimizar a contaminação cruzada. A medição *in situ* compreendeu parâmetros químicos como a série nitrogenada (nitrato, amônio e nitrito), ferro II e cloreto, cujas concentrações foram determinadas através do equipamento portátil RQFlex-Plus, da MERCK. Os métodos utilizados pelo RQFlex-Plus e as faixas de leitura para cada composto são expressos na Tabela 4.1:

Tabela 4.1 - Métodos, equipamentos e faixa de leitura dos compostos medidos em campo.

Composto	Equipamento	Método utilizado	Faixa de leitura (mg/L)
Cl ⁻	RQFlex-Plus	Reflectometria	2,0-50
Fe ²⁺	RQFlex-Plus	Reflectometria	0,2-20
NH ₄ ⁺	RQFlex-Plus	Reflectometria	0,2-7,0
NO ₂ ⁻	RQFlex-Plus	Reflectometria	0,5-25
NO ₃ ⁻	RQFlex-Plus	Reflectometria	3,0-90

Além destes íons foram também medidos Eh, pH, condutividade elétrica, temperatura, oxigênio dissolvido, através dos equipamentos que constam na Tabela 4.2.

Tabela 4.2 – Equipamentos utilizados para a determinação dos parâmetros físico-químicos.

Parâmetro	Equipamento
Eh/pH/temperatura da água	WTW 330/SET1
Condutividade Elétrica	WTW LF330/SET
Oxigênio dissolvido	WTW 330/340 SET

Outro parâmetro medido em campo foi a alcalinidade, expressa em mg/L de hidrogenocarbonato (HCO_3^-), através da técnica de titulação com o uso de ácido sulfúrico 0,10 N e indicador misto para indicar o ponto de viragem.

As análises laboratoriais mensais compreenderam os seguintes parâmetros: compostos nitrogenados (nitrogênio total, nitrogênio orgânico, amônia, nitrito e nitrato) e os íons maiores (cálcio, ferro, magnésio, potássio, sódio, sulfato e cloreto), além de fosfato, DBO (Demanda Bioquímica de Oxigênio) e DQO (Demanda Química de Oxigênio). As amostras foram filtradas, com o auxílio de uma bomba a vácuo manual da marca Nalgene, em membranas de acetato celulose (0,45 μm). Em seguida estas foram colocadas em frascos de polietileno, acondicionadas em caixas térmicas a uma temperatura em torno de 4° C e enviadas ao laboratório CEIMIC, em São Paulo.

Os procedimentos de preservação da amostra e os métodos analíticos utilizados obedeceram aos critérios adotados pela APHA e USEPA conforme expressos na Tabela 4.3.

Tabela 4.3 – Métodos analíticos adotados para a determinação dos parâmetros em laboratório.

Parâmetro/Método	Técnica
Alcalinidade (SM 2320B/EPA 310.1)	Titulação
Alumínio (EPA 6010)	ICP
Amônia como nitrogênio (EPA 350.2)	Colorimetria
Cálcio (EPA 6010)	ICP
Cloreto (SM 4500 B)	Titulação
Ferro (II) (SM 3500)	Colorimetria
Ferro total (EPA 6010)	ICP
Fosfato como fósforo (EPA 365.2)	Colorimetria
Magnésio (EPA 6010)	ICP
Manganês (EPA 6010)	ICP
Nitrato como nitrogênio (EPA 353.3)	Colorimetria
Nitrito como nitrogênio (EPA 354.1)	Colorimetria
Nitrogênio orgânico (EPA 351.3)	Colorimetria
Nitrogênio total (EPA 351.3)	Colorimetria
Potássio (EPA 6010)	ICP
Sódio (EPA 6010)	ICP
Sulfato (EPA 375.4)	Turbidimetria
Sulfeto (SW 9030/EPA 376.2)	Colorimetria

4.1.3.2. Perfil físico-químico longitudinal

Ao longo dos canais de desaeração e de fluxo superficial do sistema de *wetland* do PET-EG efetuou-se um perfil longitudinal incluindo três profundidades de observação (0,05, 0,20 e 0,40 m), distribuídas em 11 pontos (Figura 4.3). O objetivo deste perfil foi verificar

possíveis variações nos parâmetros físico-químicos tanto longitudinal quanto vertical. A água foi continuamente coletada com o auxílio de uma bomba peristáltica da marca Geopump II acoplada a um sistema em linha, conforme ilustrado na Figura 4.4. O bombeamento foi feito nas três profundidades citadas acima utilizando-se mangueiras fixadas em tubos de PVC em forma de T.

Figura 4.3 Pontos analisados (Pn) no perfil físico-químico ao longo dos canais de desaeração e de fluxo superficial.

Figura 4.4 - Sistema em linha montado para a realização dos perfis físico-químicos.

4.1.3.3. Tratamento dos dados e confiabilidade dos resultados analíticos

Um fator muito importante a ser considerado em toda análise de dados em hidroquímica está relacionado à confiabilidade dos resultados obtidos. A exatidão dos resultados analíticos depende de uma série de fatores muito mais do que os próprios métodos utilizados, estando

relacionada também à habilidade do técnico, tipo de instrumentação e calibração, magnitude dos efeitos contaminantes ou até mesmo os erros de amostragem.

O cálculo do balanço iônico e envio de amostras duplicatas consistem em procedimentos mais comuns adotados para avaliar a qualidade dos resultados obtidos. O balanço iônico foi efetuado em todas as amostras enviadas ao laboratório, para verificar se o erro estava dentro do limite de $\pm 10\%$.

A porcentagem do erro do balanço iônico para todas as amostras totais foi calculada a partir dos valores em miliequivalentes dos ânions e cátions segundo a equação (Custódio & Llamas, 1996):

$$Erro = \frac{\sum \text{cátions} - \sum \text{ânions}}{\sum \text{cátions} + \sum \text{ânions}} \times 100$$

O balanço iônico foi feito em duas etapas: a primeira incluiu os resultados obtidos apenas em laboratório e a segunda os resultados obtidos em campo para alguns parâmetros como alcalinidade, cloreto, amônio e ferro II. Tal procedimento foi feito com o intuito de avaliar a confiabilidade dos resultados obtidos para tais parâmetros em campo e em laboratório.

Com o intuito de caracterizar quimicamente as águas das wetlands e estabelecer uma evolução hidroquímica ao longo dos sistemas, foi feito um tratamento através do diagrama triangular de Piper. Para isso utilizou-se o *software* Hydro Chem, adquirido via internet no site Rock Ware Earth Science Software (<http://www.rockware.com>). A disposição das amostras neste tipo de diagrama de classificação baseia-se na porcentagem em meq/L em relação à soma dos cátions e ânions de cada amostra (Ca^{2+} , Mg^{2+} , Na^+ , K^+ , HCO_3^- , SO_4^{2-} e Cl^-).

4.1.4. Hidroquímica do Sistema de Wetlands do PET-EG

4.1.4.1. Exatidão dos resultados

No PET-EG foram efetuadas sete campanhas de coleta de amostras para análises químicas e físico-químicas entre janeiro e julho de 2000, totalizando 77 análises de campo e 35 análises químicas totais (Anexo II).

Procurou-se tomar várias precauções de forma a evitar problemas analíticos. A primeira foi a de avaliar o laboratório selecionado, através dos métodos analíticos adotados, sua precisão e o padrão de qualidade.

O laboratório CEIMIC, escolhido para a realização das análises químicas totais das amostras coletadas, utiliza como método de controle de qualidade a LCS ou "amostra de controle de laboratório", mais conhecida como *spike*. Tal procedimento consiste na preparação

de uma solução padrão com concentrações conhecidas para os íons a serem analisados. Esta amostra é processada com as demais enviadas em cada campanha e os resultados são expressos em porcentagem de recuperação para cada íon, de acordo com a equação:

$$\text{Porcentagem de recuperação (\%)} = (C_1 \times 100)/C_2$$

Onde C_1 = concentração obtida analiticamente da amostra *spike*

C_2 = concentração conhecida do íon na amostra *spike*

Nas análises químicas de compostos inorgânicos em amostras de água, esta porcentagem está comumente entre 70% e 125%. Do total de amostras analisadas (64), tais valores variaram de 75 a 124%.

Uma vez que certos parâmetros foram analisados tanto em campo quanto em laboratório, foram realizados balanços iônicos para as duas situações (Anexo III). Como não foram realizadas análises totais em todas as campanhas, utilizou-se, para os resultados de campo, somente aqueles das datas coincidentes com o envio de amostras para o laboratório. Os erros foram avaliados nos intervalos apresentados na Tabela 4.4.

Tabela 4.4 - Porcentagens de erros obtidos para os resultados de campo e laboratório para o sistema de *wetlands* do PET-EG.

Local	Análises	Intervalo de erro analítico	Porcentagem de amostras por intervalo
PET-EG	Campo	0-5%	34
		5-10%	51
		10-15%	15
	Laboratório	0-5%	40
		5-10%	37
		10-15%	14
		15-20%	6
		20-25%	3

A diferença entre os erros de campo e laboratório foi de 11%. Os erros analíticos superiores a 10% atingiram valores de 15% e 22% para análises de campo e totais, respectivamente. A Figura 4.5 apresenta o histograma que ilustra melhor essa distribuição.

Figura 4.5 - Histograma com a distribuição dos erros em intervalos de 0% a 25%.

O tratamento e interpretação dos resultados se basearam nos erros inferiores a 10%. As análises com erros superiores a 10% foram avaliadas com cuidado, para evitar problemas de interpretação dos resultados. Sabe-se que o conceito de balanço iônico baseia-se no equilíbrio da solução, que algumas vezes não é alcançado pela amostra quando há introdução de contaminantes sem o tempo necessário para o equilíbrio.

4.1.4.2. Composição química das águas

Durante o período de estudo foram observados, através de diagramas de Piper (Figura 4.6), três tipos hidroquímicos de água ao longo do sistema: bicarbonatadas cálcicas (25% das amostras), cloretadas sódicas (54%) e bicarbonatadas sódicas (21%), respectivamente. Estes tipos hidroquímicos apresentaram uma evolução ao longo do tempo, devido, principalmente, à qualidade da água bombeada da lagoa para dentro do sistema de *wetlands*, sem entretanto mostrar um padrão muito claro ao longo do período estudado.

Nas três classificações citadas acima, os cátions predominantes foram o cálcio e o sódio e os ânions o bicarbonato e o cloreto. As concentrações dos íons maiores utilizados para a determinação dos tipos hidroquímicos encontram-se no Anexo VI, com valores expressos em meq/L.

Figura 4.6 – Diagramas de Piper para as águas do sistema de *wetlands* do PET-EG.

4.1.4.3. Evolução química da água ao longo do sistema

O sistema de *wetlands* do PET-EG apresentou graus de eficiência diversificados, conforme o parâmetro químico analisado. Os melhores resultados obtidos foram para DBO ($\geq 55\%$) e DQO ($\geq 72\%$), respectivamente (Figura 4.7).

Figura 4.7 - Gráficos para DBO e DQO ao longo do sistema de *wetlands* do PET-EG.

Quanto à série nitrogenada, os gráficos ilustrados na Figura 4.8 mostram as variações para as concentrações de nitrogênio total, nitrogênio orgânico, amônio e amônia em função dos pontos de coleta. De acordo com os gráficos observou-se que as concentrações desses compostos foram bastante variáveis. As concentrações de nitrato estiveram sempre abaixo do limite de detecção, tanto do aparelho utilizado em campo (<3 mg/L) quanto do método utilizado pelo laboratório ($<1,33$ mg/L).

Figura 4.8 - Gráficos para N-total, N-orgânico, amônio e amônia ao longo do sistema de *wetlands* do PET-EG.

Entretanto, os valores erráticos de nitrogênio indicaram que o sistema não se mostrava adequado para o tratamento desse tipo de efluente. Este problema poderia estar relacionado com o baixo volume de aguapés dentro do canal de fluxo superficial. Esta planta foi introduzida no início de seu funcionamento da *wetland*, ocupando na época, 20% da área do canal. Contudo, não houve aumento da massa vegetal com o tempo, que pode ser explicado pelas baixas concentrações de nutrientes contidas na água captada da lagoa. Os canais de fluxo subsuperficial também não foram construídos com solo adequado, segundo informações posteriores do IEA (2000, comunicação pessoal).

O Eh e o oxigênio dissolvido apresentaram quedas significativas em seus valores nas saídas do sistema, indicando a passagem de um ambiente oxidante, no canal de fluxo superficial, para um ambiente redutor, nos canais de solo filtrante. Isso é corroborado também pelo aumento nas concentrações de ferro II e decréscimo de sulfato nas saídas desse sistema (Figura 4.9). Neste ambiente o sulfato seria reduzido a gás sulfídrico, o que foi verificado pela ocorrência de forte odor desse gás nas saídas dos canais de fluxo subsuperficial.

Figura 4.9 - Gráficos da variação do Eh, OD e ferro II ao longo do sistema de *wetlands* do PET-EG.

Um perfil realizado ao longo do canal de fluxo superficial, para verificar uma possível variação vertical dos parâmetros físico-químicos (condutividade elétrica, pH, T (°C) e Eh), revelou que somente o Eh diminui da superfície para o fundo do canal. A temperatura da água também apresentou uma leve variação decrescente. Os valores pH e CE, no entanto, permaneceram praticamente constantes com o aumento da profundidade. Os resultados dos parâmetros físico-químicos obtidos no perfil encontram-se na Tabela 4.5 e na Figura 4.10.

Tabela 4.5 – Resultados dos perfil físico-químicos do sistema de *wetlands* do PET-EG

Pontos	CE ($\mu\text{S}/\text{cm}$)			pH			T (°C)			Eh (mV)		
	0,40 m	0,20 m	0,05 m	0,40 m	0,20 m	0,05 m	0,40 m	0,20 m	0,05 m	0,40 m	0,20 m	0,05 m
P-01	170	170	169	5,35	4,91	5,56	25,0	25,0	25,2	268	309	348
P-02	169	170	170	7,01	7,02	7,31	25,0	25,0	25,0	324	357	350
P-03	169	170	169	6,93	6,92	7,41	25,1	25,2	25,3	365	276	339
P-04	164	163	163	6,82	6,72	6,70	25,3	25,1	25,4	285	331	343
P-05	164	163	164	6,67	6,70	6,70	24,4	24,5	25,0	309	339	359
P-06	164	163	163	6,60	6,71	6,66	25,1	25,3	26,0	354	377	387
P-07	164	163	164	6,54	6,67	6,74	24,8	25,4	26,3	244	326	348
P-08	164	164	164	6,67	6,72	6,76	24,5	25,2	26,5	355	369	374
P-09	163	162	163	6,79	6,74	6,86	24,5	24,6	26,0	388	390	385
P-10	161	162	163	6,55	6,62	6,70	24,8	25,0	26,2	323	360	376
P-11	160	161	161	6,83	6,61	6,61	24,9	25,0	26,0	310	339	372
Média	165	165	165	6,61	6,58	6,73	24,9	25,0	25,7	320	343	362
Máximo	170	170	170	7,01	7,02	7,41	25,3	25,4	26,5	388	390	387
Mínimo	160	161	161	5,35	4,91	5,56	24,4	24,5	25,0	244	276	339
DP	3,37	3,36	3,07	0,45	0,57	0,47	0,29	0,27	0,55	43,6	32,6	17,4

0,00 m - profundidade de coleta

Figura 4.10 – Gráficos dos resultados do perfil físico-químico realizado nos canais de fluxo superficial do sistema de *wetlands* do PET-EG

4.2. Sistema Experimental de Wetlands da SABESP

4.2.1. Localização da Área

O sistema de *wetlands* faz parte do Programa de Conservação do Sistema Cotia: *Projeto de reabilitação, expansão e conservação do Sistema Baixo Cotia*, implantado pela SABESP no município de Carapicuíba, região oeste da Grande São Paulo (Figura 4.1). O acesso à área pode ser feito pela marginal da rodovia Castelo Branco, até a altura do km 22 junto ao Shopping Tamboréde onde toma-se a direção do município de Carapicuíba, seguindo em seguida pela Av. Dep. Emílio Carlos, até a Av. Vitério Fornazaro, 3200.

4.2.2. Aspectos construtivos do sistema

O sistema tem capacidade para o tratamento de 180 L/h de efluente, equivalente a 4,32 m³/dia. O volume é captado diretamente do rio Cotia através de tubos em PVC de 4". A estação é experimental e formada por um sistema combinado de *wetlands*, composto por:

- Dois canais de plantas aquáticas flutuantes - aguapés (*Eichhornia crassipes*) - com dimensões de 3 m de largura, 10 m de comprimento e 0,7 m de profundidade;
- Dois solos filtrantes de 2 m x 2 m, de fluxo descendente e com plantação de arroz irrigado (IAC 4440);
- Dois solos filtrantes de 3 m x 3 m, de fluxo descendente e com plantação de arroz irrigado (IAC 4440).

A Figura 4.11 apresenta a planta esquemática do sistema, juntamente com os pontos de coleta de amostras:

Figura 4.11 - Planta esquemática do sistema experimental de *wetlands* da SABESP em Carapicuíba, SP, com pontos de coleta (PC) das amostras de água.

4.2.3. Materiais e métodos

4.2.3.1. Coleta de Amostras

As coletas de amostras foram realizadas entre novembro de 1999 e março de 2001, com periodicidade quinzenal para as análises *in situ* e mensal para as realizadas em laboratório. Foram definidos 6 pontos regulares de amostragem, cuja distribuição é apresentada na Figura 4.11.

O sistema de coleta e os parâmetros químicos e físico-químicos analisados foram os mesmos descritos para o PET-EG, assim como as técnicas analíticas e equipamentos

utilizados. Exceção ocorreu para a análise de nitrato, onde utilizou-se o DR2000 da marca Hatch, pelo fato desse equipamento possuir um limite de detecção menor que o do RQFlex-Plus. O método utilizado por este equipamento e a faixa de leitura estão expressos na Tabela 4.6:

Tabela 4.6 - Método, equipamento e faixa de leitura para o nitrato medidos em campo.

Composto	Equipamento	Método utilizado	Faixa de leitura (mg/L)
NO_3^-	DR2000	Colorimetria	0,8-30 (NO_3^- -N)

4.2.3.2. Perfis físico-químicos longitudinais

No sistema de *wetland* da SABESP foram realizados dois perfis longitudinais, um em cada canal de fluxo superficial, com coleta de amostra a cerca de 0,50 m de profundidade, distribuídas em 9 pontos ao longo de cada canal (Figura 4.12). O objetivo e procedimento deste perfil foram os mesmos descritos para o sistema de *wetlands* do PET-EG.

Figura 4.12 - Localização dos pontos analisados no perfil físico-químico ao longo dos canais de de fluxo superficial.

4.2.3.3. Injeção de nitrato no sistema

Uma vez que a água do Rio Cotia apresentava freqüentemente baixas concentrações de nitrato, este foi injetado numa concentração superior a 20 mg/L, para verificar a capacidade de degradação desse íon pelo sistema.

O aparato para injeção constituiu de um galão em polietileno de 20 L, preenchido diariamente com uma solução de água destilada mais 300 g de nitrato de sódio. Este galão foi conectado a um outro recipiente plástico, o qual continha uma bóia para regulagem da coluna d'água, mantendo dessa maneira, uma vazão constante de $2,3 \times 10^{-4}$ L/s de solução.

A montagem do equipamento utilizado para a injeção da solução de nitrato encontra-se ilustrada na Figura 4.13.

Figura 4.13 – Equipamento construído para injeção de nitrato no sistema de *wetlands* da SABESP em Carapicuíba, SP.

4.2.3.4. Tratamento dos dados e confiabilidade dos resultados analíticos

O tratamento dos dados ocorreu da mesma maneira que no PET-EG.

4.2.4. Hidroquímica dos Sistemas de Wetlands da SABESP

4.2.4.1. Exatidão dos resultados

Na SABESP foram efetuadas 9 campanhas de coleta de amostras para análises químicas e físico-químicas, entre novembro de 2000 e março de 2001, sendo 53 análises de campo e 29 análises totais (Anexo IV).

A porcentagem de recuperação para as amostras analisadas pelo laboratório CEIMIC (*spike*) foi de 75 a 118%, para um total de 29 amostras analisadas. Estas porcentagens estão dentro do intervalo aceitável, entre 70 e 125%, indicando um bom controle de qualidade do laboratório.

Uma vez que certos parâmetros foram analisados tanto em campo quanto em laboratório, fez-se um balanço entre os íons para as duas situações (Anexo V). Da mesma forma como foi adotado no PET-EG, considerou-se nesse tratamento as análises de campo e totais cujas datas de coleta foram coincidentes para ambas. Os erros foram avaliados nos intervalos apresentados na Tabela 4.7:

Tabela 4.7 - Porcentagens de erros obtidos para os resultados de campo e laboratório.

Local	Análises	Intervalo de erro analítico	Porcentagem de amostras por intervalo
SABESP	Campo	0-5%	9
		5-10%	70
		10-15%	21
	Laboratório	0-5%	76
		5-10%	21
		10-15%	3

A diferença entre os erros de campo e laboratório foi de 18%. Os erros superiores a 10% atingiram patamares de 13% nas análises de campo e 15% nas de laboratório. A Figura 4.14 apresenta o histograma que ilustra melhor essa distribuição.

Figura 4.14 - Histograma com a distribuição dos erros em intervalos de 0% a 25%.

O tratamento e interpretação dos resultados se basearam nos erros inferiores a 10%. As análises com erros superiores a 10% foram avaliadas com cuidado, para evitar problemas na interpretações dos resultados.

4.2.4.2. Composição química das águas

Todas as amostras plotadas no diagrama de Piper (Figura 4.15) foram classificadas como bicarbonatadas cálcicas. Os cátions predominantes são cálcio e sódio e os ânions HCO_3^- e cloreto. A análise dos diagramas referentes a todas as amostragens indicaram uma pequena variação na composição química ao longo do sistema. Com exceção das análises de novembro de 2000, os resultados mostraram um decréscimo nas concentrações de sódio e potássio e enriquecimento de cálcio, da entrada para as saídas do sistema, assim como a diminuição de sulfato e aumento de hidrogenocarbonato. A diferença da composição química das amostras no primeiro diagrama pode ser explicada pelo fato da coleta ter sido realizada no início das operações do sistema, indicando que este não estava estabilizado quimicamente.

4.2.4.3. Evolução química da água ao longo do sistema

Os resultados de todas as campanhas de amostragem foram comparados àqueles efetuados pela SABESP em 1997, com o intuito de avaliar a eficiência deste sistema em relação às concentrações de entrada e saída para os diversos parâmetros analisados (Anexo IV).

Através das tabelas do Anexo IV identificou-se que para as campanhas realizadas no início do funcionamento do sistema, nos meses de novembro e dezembro de 2000, os valores para os parâmetros como DBO, DQO, Eh e ferro II, não apresentaram variações entre a entrada e as saídas. Isto indicou que o sistema ainda não havia se estabilizado, o que aconteceu a partir de janeiro de 2001. Segundo o IEA (2000, comunicação pessoal), após o plantio do arroz, que ocorreu no início de outubro de 2000, o sistema demoraria cerca de 90 dias para se entrar em equilíbrio, devido ao crescimento dessa macrófitas, cujas raízes promoveriam uma maior permeabilidade no solo.

Figura 4.15 – Diagramas de Piper para as águas do sistema de *wetlands* da SABESP (→ evolução química da água).

Os gráficos da Figura 4.16 mostram que este sistema apresentou boa eficiência para DBO e DQO, atingindo valores, respectivamente, de 83% e 86%.

Figura 4.16 - Gráficos da variação de DBO e DQO ao longo do sistema de *wetlands* da SABESP.

Quanto à série nitrogenada o sistema se mostrou muito eficiente. Os melhores resultados foram para o nitrogênio total (83 a 93,6%), amônio (83 a 97%) e amônia (80 a 92%). O nitrogênio amoniacal, nas análises efetuadas pela SABESP, apresentou reduções entre 65% e 100%. O nitrogênio orgânico apresentou decréscimos mínimos de 20% a 73% e o nitrato de >25% a 89% nas análise de 2000/2001 e de 12,3% a 95% em 1997 (Figura 4.17).

Nas análises de 1997 (Anexo VI), o sistema apresentou bons resultados também para cor (83 a 94%), turbidez (80 a 95,6%), fósforo total (92 a >97,2%) e agentes tensoativos (>83%). Foram realizadas ainda análises para metais, e fenóis, porém, as suas concentrações encontraram-se sempre abaixo do limite de detecção. Todos esses resultados encontram-se no Anexo IV.

Quanto aos ambientes químicos, os canais de fluxo superficial eram predominantemente oxidantes e os de solo filtrante redutores. Esta mudança de ambientes foi verificada através dos valores de oxigênio dissolvido, Eh e sulfato, que diminuem em direção às saídas, e o inverso ocorre para ferro II (Figura 4.18). A diminuição nas concentrações de sulfato seria promovida pela ação de bactérias redutoras desse íon, presentes no solo filtrante. Tal evolução composicional pode ser acompanhada nos diagramas de Piper (Figura 4.15).

Figura 4.17 - Gráficos da variação dos compostos nitrogenados ao longo do sistema de *wetlands* da SABESP (A – análises de campo, B – análises de laboratório).

Figura 4.18 - Gráficos da variação de oxigênio dissolvido, Eh, sulfato e ferro II ao longo do sistema de *wetlands* da SABESP (A – análises de campo, B – análises de laboratório).

A condutividade elétrica, assim como pH e cloreto, apresentaram um comportamento estável ao longo do sistema. O mesmo foi observado para cálcio potássio e sódio (Anexo V).

4.2.4.4. Perfil físico-químico

Foram realizados dois perfis físico-químicos no sistema de *wetlands* da SABESP, um em cada canal de fluxo superficial, de modo a verificar a existência de alguma estagnação da água dentro dos mesmos. Os resultados para pH, temperatura da água, Eh, condutividade elétrica e oxigênio dissolvido encontram-se na Tabela 4.7 e na Figura 4.18.

Tabela 4.8 – Resultados dos parâmetros medidos no perfil físico-químico do sistema de *wetlands* da SABESP.

Pontos	pH	T(°C)	Eh (mV)	CE (μ S/cm)	OD (mg/L)
1º Canal					
P01	7,03	26,4	350	234	2,00
P02	6,75	26,0	288	235	2,71
P03	6,90	25,8	285	234	2,35
P04	6,75	25,3	348	229	0,85
P05	6,78	25,2	344	234	1,04
P06	6,86	25,5	297	232	1,33
P07	6,78	25,1	380	231	0,90
P08	6,77	25,0	282	233	0,78
P09	6,72	25,8	383	230	0,90
Média	6,82	25,6	329	232	1,43
Máximo	7,03	26,4	383	235	2,71
Mínimo	6,72	25,0	282	229	0,78
Desvio Padrão	0,10	0,47	40,9	2,07	0,73
2º Canal					
P10	6,50	26,1	241,00	205,00	0,76
P11	6,53	24,9	198,00	213,00	0,51
P12	6,47	26,0	255,00	203,00	0,65
P13	6,52	25,7	287,00	216,00	1,70
P14	6,52	25,6	213,00	211,00	0,41
P15	6,57	25,6	249,00	212,00	0,79
P16	6,76	25,9	328,00	213,00	4,20
P17	6,67	26,4	325,00	216,00	6,07
P18	6,67	26,4	334,00	217,00	5,70
Média	6,57	25,8	270	212	2,31
Máximo	6,76	26,4	334	217	6,07
Mínimo	6,47	24,9	198	203	0,41
Desvio Padrão	0,10	0,47	50,9	4,87	2,34

Figura 4.19 - Gráficos da variação de pH, temperatura da água, Eh, condutividade elétrica e oxigênio dissolvido no perfil físico-químico ao longo do sistema de *wetlands* da SABESP.

O pH e a condutividade elétrica não apresentaram mudanças significativas ao longo dos canais. O Eh mostrou comportamento similar nos dois canais, com aumento nos valores em direção à saída. O oxigênio dissolvido, por sua vez, sofreu decréscimo nas concentrações no primeiro canal, ao contrário do esperado, devido ao grande volume de aguapés dentro da

lagoa. Isto pode ser atribuído à redução do DBO (Kadlec & Knight 1996), que na presença de oxigênio, pela ação de bactérias, produz gás carbônico e água.

Já no segundo canal, a evolução deste parâmetro foi a esperada, ou seja, houve um aumento expressivo nas concentrações em direção à saída, apesar de haver um volume menor de plantas e da água vir de um ambiente redutor proveniente dos solos filtrantes.

4.2.4.5. Resultados da injeção de nitrato

A concentração de nitrato na água do Rio Cotia era sempre inferior ao valor máximo permitido, de 10 mg/L NO_3^- -N (Portaria 36/GM, 1991). Por isso, injetou-se, na entrada do sistema de *wetlands*, uma solução composta por água destilada e nitrato de sódio, calculada de modo a conter uma concentração de 20 mg/L de nitrato.

O objetivo da injeção foi verificar a eficiência na remoção desse íon para concentrações mais elevadas que as verificadas normalmente na entrada do sistema. O experimento durou 16 dias consecutivos e ininterruptos, com coletas de amostras diárias, sempre por volta das 10 horas da manhã, quando era feita também a reposição da solução.

A idéia original era de que o experimento durasse 30 dias consecutivos, porém, devido a problemas desconhecidos, no 17º dia, o primeiro canal apresentou um vazamento provocado pelo rompimento da lona que o impermeabilizava. Isto provocou a perda d'água por infiltração e impediu que esta atingisse o nível do cano de saída para o restante do sistema.

As vazões de entrada e saída foram reguladas para aproximadamente $3 \times 10^{-4} \text{ m}^3/\text{s}$, para garantir um tempo de retenção da água dentro do sistema de aproximadamente 15 dias. Os resultados na Tabela 4.9 mostraram que este intervalo de tempo foi coerente com o calculado, estimado em 14 dias. Isto foi ser verificado acompanhando as concentrações do nitrato, de acordo com as células em destaque. Cada cor representa a trajetória do contaminante ao longo de 14 dias.

A diminuição nas concentrações de nitrato verificada foi de aproximadamente 80%, mostrando que o sistema foi eficiente na remoção deste contaminante. A Figura 4.20 ilustra que os grandes responsáveis por esse processo são o primeiro canal de fluxo superficial e os primeiros solos filtrantes. No canal de fluxo superficial a presença dos aguapés acabariam por assimilar e fixar o nitrato. Os solos filtrantes por sua vez, dada às suas condições anaeróbias, transformariam o nitrato em espécies mais reduzidas, através do processo de denitrificação, conforme verificado na literatura (Reddy & Patrick 1984).

Tabela 4.9 - Resultados para a injeção de nitrato no sistema de *wetlands* da SABESP.

Data	Ponto de coleta							ECI**
	Rio Cotia	PC1*	PC2	PC3	PC4	PC5	PC6	
14/03/01	5,76	20,8	5,76	3,10	11,96	3,54	3,99	
15/03/01	2,66	25,3	4,43	1,33	2,25	4,43	6,20	
16/03/01	3,10	16,0	9,30	2,25	1,33	4,43	4,43	
17/03/01	4,87	24,4	15,10	3,54	5,76	4,43	4,43	
18/03/01	5,32	22,2	11,1	0,44	5,32	3,10	7,97	
19/03/01	1,77	25,3	15,6	4,43	3,99	4,87	4,87	
20/03/01	1,77	23,0	12,9	4,87	1,33	10,19	4,87	
21/03/01	11,1	35,9	11,1	10,2	3,54	2,66	1,77	
22/03/01	4,87	21,3	9,30	2,66	2,25	4,87	2,66	
23/03/01	5,32	23,5	13,3	3,54	3,11	4,43	3,99	
24/03/01	6,20	23,9	11,1	4,87	1,77	5,76	3,54	
25/03/01	7,97	27,5	11,5	3,99	3,54	2,25	5,76	
26/03/01	6,65	23,0	10,6	4,43	2,66	3,99	3,54	
27/03/01	1,33	23,9	12,0	3,54	3,54	3,10	6,20	77,7
28/03/01	3,10	20,8	12,4	3,10	3,99	4,43	4,87	81,6
29/03/01	2,25	23,9	11,5	3,10	3,54	4,43	4,43	72,2
Média	4,63	23,8	11,1	3,71	3,74	4,43	4,60	77,2
Máximo	11,1	35,9	15,6	10,2	12,0	10,2	7,97	81,6
Mínimo	1,33	16,0	4,43	0,44	1,33	2,25	1,77	72,2
DP	2,62	4,11	2,91	2,11	2,53	1,78	1,48	4,70

* PC1 corresponde à soma da concentração do Rio Cotia com a concentração injetada de nitrato

** ECI - Eficiência sem injeção de nitrato

As cores representam a trajetória da água ao longo do sistema.

Figura 4.20 - Gráfico dos resultados da injeção de nitrato no sistema de *wetlands* da SABESP.

5. CONCLUSÕES

A utilização de sistemas de *wetlands* aplicados para remediação de aquíferos livres rasos se mostrou viável através de modelagem matemática com a utilização do *software* VISUAL MODFLOW. Porém, os resultados obtidos indicam a necessidade de uma área considerável ($> 2.000 \text{ m}^2$) para a implantação desses sistemas, se o objetivo for tratar, considerando como ideal um tempo de residência de 10 a 15 dias, volumes de água subterrânea a partir de $10 \text{ m}^3/\text{dia}$, correspondente ao efluente produzido por 70 pessoas (150 L/hab/dia).

O volume drenado e o tempo de permanência da água dentro do canal são inversamente proporcionais e fortemente controlados pela condutividade hidráulica (K) do terreno, que é um fator limitante para a construção de uma *wetland* para tratar água subterrânea. Para $K \geq 1 \times 10^{-3} \text{ m/s}$, a água passaria muito rápido pelo canal e para $K \leq 1 \times 10^{-6} \text{ m/s}$, o tempo de residência seria muito longo, para um volume drenado muito pequeno. Além disso, o volume drenado foi inferior a $1 \text{ m}^3/\text{dia}$ utilizando-se este último valor de K .

O tempo de trânsito sofre também forte influência da recarga ou da precipitação sobre a *wetland*. Nas simulações com recarga de 250 mm/ano , comparadas com simulações sem recarga, o tempo de trânsito foi menor no primeiro caso.

A largura da pluma a ser capturada pode ser controlada com a construção de barreiras impermeáveis, por exemplo, formando um cone para aumentar a abertura permeável para a captura da água subterrânea. Já a profundidade da pluma exige uma intervenção mais complexa. Seria necessária uma barreira vertical muito profunda, pois barreiras de até 4 m além do fundo do canal, aumentariam, no máximo, em até 1 m a profundidade de captura dos tubos de fluxo da água subterrânea.

Para o entendimento do fluxo e condições biogeoquímicas das *wetlands*, com ênfase nos mecanismos de atenuação para compostos nitrogenados, demanda bioquímica de oxigênio (DBO) e demanda química de oxigênio (DQO), foram estudados dois sistemas integrados: de fluxo superficial com macrófitas flutuantes (aguapés) seguidos de *wetlands* de fluxo subsuperficial com solo filtrante com macrófita emergente (arroz). Estes sistemas construídos para o tratamento de água superficial se mostraram eficientes no tratamento de demanda bioquímica e química de oxigênio (DBO e DQO). No primeiro (PET-EG) a redução foi de 55% (DBO) e 72% (DQO). No segundo (SABESP), a redução foi maior, 83% para DBO e 86% para DQO.

No sistema de *wetlands* do PET-EG, os compostos nitrogenados, com exceção no nitrato, apresentaram valores erráticos, sem nenhum valor conclusivo de eficiência. Este problema poderia estar relacionado à baixa quantidade de massa vegetal (aguapés), que após

ser introduzida no sistema não se desenvolveu, e à construção dos canais de fluxo subsuperficial com solo inadequado. A eficiência para o nitrato também não pode ser medida, pois os valores de concentração foram sempre inferiores ao limite de detecção tanto do equipamento utilizado em campo (3 mg/L) quanto do laboratório CEIMIC (1,33 mg/L).

Já o sistema de *wetlands* da SABESP apresentou eficiência de 83% a 94% para nitrogênio total, 80% a 87% para amônio e amônia, e de até 89% para nitrato, para as concentrações de entrada comuns para o Rio Cotia, em torno de 5 mg/L NO_3^- . Um experimento de injeção de uma solução de nitrato a 20 mg/L NO_3^- mostrou valores de eficiência para este nutriente em torno de 77%.

A eficiência desse sistema foi boa também para cor (83% a 94%), turbidez (80% a 96%), fósforo total (92% a 97%) e agentes tensoativos (83%).

6. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Anderson, M. P. & Woessner, W. W. 1992. *Applied groundwater modeling. Simulaton of flow and advective transport*. Academic Press. San Diego, EUA. 381 p.
- Baker, L. A. 1998. *Design considerations and applications for wetland treatment of high-nitrate waters*. Water Science and Technology 38 (1): p 389 – 395.
- Billore, S. K.; Singh, N.; Sharma, J. K.; Dass, P.; Nelson R. M. 1998. *Horizontal flow subsurface constructed wetland with Phragmites karka - gravel bed treatment have municipal wastewater carried in gouns-earth-channel network in tropical central India*. 6th International Conference on Wetlands Systems for Water Pollution Control, Águas de São Pedro, SP, Brasil. p 276-290.
- Bradley, C. 1996. *Transient modelling of water-table variation in a floodplain wetland, Narborough Bog, Leicestershire*. Journal of Hydrology 185: p 87-114.
- Brix, H. 1993. *Wastewater treatment in constructed wetlands: system design, removal processes, and treatment performance*. In: G. A. Moshiri (Ed), *Constructed wetlands for water quality improvement*. Lewis Publishers, Boca Raton, Ann Arbor, London. p. 9-22.
- Brix, H. 1997. *Do macrophytes play a role in constructed treatment wetlands?* Water Science and Technology 35: p 11-17.
- Campos, H.; Hirata, R.; Rocha, G.; Mistreta, G. 1994. *Origem e ocorrência de nitrato nos aquíferos do Estado de São Paulo, Brasil*. In: Congresso Latinoamericano de Hidrogeologia Subterrânea, 2., Santiago, 1994. *Anais*. Santiago, Chile, Alhsud, v. 1: p. 111-126.
- Carter, V. 1996. *Tecnical aspects of wetlands - Wetland hidrology, water quality, and associated functions*. National Water Sumary on Wetlands Resources. By U. S. Geological Survey. p. 35-46.
- Cleary, R. W. 1989. *Hidrologia de águas subterrâneas*. In Ramos et al. 1991. *Engenharia Hidrológica*. ABRH e EDUSP. São Paulo. p 211 – 293.
- Custodio, E. & Llamas, M.S. 1983. *Hidrologia subterrânea*. 2^a ed. Barcelona, Omega, v. 1. 1157p.
- Davis, J. C. 1986. *Statistics and data analysis in geology*. New York, Wiley. 646p.
- Domenico, P. & Schwartz, F. 1990. *Physical and chemical hydrogeology*. Nova York, John Wiley & Sons. 824 p.
- Duarte, U. & Kanehisa, M. 1986. *Captação rasa em zonas urbanas*. In: Congresso Brasileiro de Hidrogeologia, 4., Brasília, 1986. *Anais*. Brasília, ABAS, p. 237-270.
- Elder, J. F. 1985. *Nitrogen and phosphorus speciation and flux in a large Florida river wetland system*. Water Resources Research 21 (5): p 724-732.

- Ferreira, L. & Hirata, R. 1993. *Determinação dos riscos de contaminação das águas subterrâneas por sistemas de saneamento in situ. Estudo de caso: município de Campinas. In: Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos, 10., Gramado, 1993. Anais. Gramado, IPH/ABRH, v. 4, p. 443-452.*
- Ferreira, L.M.R. 1999. *A prática de disposição de efluentes domiciliares in situ e os impactos nas águas subterrâneas. Estudo de caso: município de Campinas. São Paulo, 136p. Dissertação (Mestrado) - Instituto de Geociências, Universidade de São Paulo.*
- Freezy, R. & Cherry, J. 1979. *Groundwater*. New Jersey, Prentice-Hall. 604p.
- Gerba, C.P.; Thurston, J.A.; Falabi, J.A.; Watt, P.M.; Karpiscak, M.M. 1999. *Optimization or artificial wetland design for removal of indicator microorganisms and pathogenic protozoa. Water Science and Technology 40 (4-5): p 363-368.*
- Gophen, M. 1998. *From natural to man-made Hula Wetland (Israel) (1950-1998): utilization and nutrient removal. 6th International Conference on Wetlands Systems for Water Pollution Control, Águas de São Pedro, SP, Brasil. p 195-205.*
- Guiguer, N. & Franz, T. 1996. *Visual MODFLOW. User's manual*. Waterloo, WHI. 231p.
- Harbaugh, A. W. 1990. *A computer program for calculating sub regional water budgets using results from the U. S. Geological Survey modular three-dimensional finite-difference ground water flow model. U. S. Geological Survey, Virginia, EUA. 23 p.*
- Hensel, B. R. & Miller, M. V. 1991. *Effects of wetlands creation on groundwater flow. Journal of Hydrology 126: p 293-314.*
- Hirata, R.; Bastos, C.; Rocha, G. (coord.) 1996. *Mapa de vulnerabilidade das águas subterrâneas no Estado de São Paulo. Secretaria do Meio Ambiente de São Paulo. 95 p.*
- Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística 2001. *Censo demográfico do Brasil*. URL <http://www.ibge.gov>
- Iritani, M. A. 1998. *Modelação matemática tridimensional para a proteção das captações de água subterrânea. Tese de Doutorado. Instituto de Geociências, IGc – USP, São Paulo. 200 p.*
- Jowett, E. 1994. *Introduction to wastewater nutrient removal technologies and onsite management districts. In: Wastewater nutrient removal technologies and on site management districts, 1994. Conference Proceedings. Waterloo, Waterloo Centre for Groundwater Research, p. 1-10.*
- Kadlec, R.H. & Knight, R.L. 1996. *Treatment Wetlands*. Lewis Publishers. 893 p.
- Manfrinato, E.S. 1989. *Avaliação do método Edafo-fitopedológico para o tratamento preliminar de águas. Dissertação (Mestrado). Escola Superior de Agricultura "Luis de Queiróz", ESALQ - USP, Piracicaba. 98 p.*

- McDonald, M.G. & Harbaugh, A.W. 1988. *A modular three dimensional finite-difference ground-water flow model*. Techniques of water-resources Investigations of U.S. Geological Survey, 06-A1. USGS, Washington. 576 p.
- Melzer, A. & Exler, D., 1982. *Nitrate and nitrite reductase activities in aquatic macrophytes*, in: *Studies on Aquatic Vascular Plants*, J. J. Symoens, S. S. Hooper and P. Compère, (Eds.), Royal Botanical Society of Belgium, Brussels., p. 128-135.
- Mote, C. & Ruiz, E. 1994. *Design and opening criteria for nitrogen removal in a circulation sand filter*. In: *On-site Water Treatment*. ASAE Conference Proceedings, Atlanta, 1994. Atlanta, v. 7, 256 p.
- Nyakang, J. B. & van Bruggen, J. 1998. *Combination of a well functioning constructed wetland with a pleasing landscape design in Nairobi, Kenya*. 6th International Conference on Wetlands Systems for Water Pollution Control, Águas de São Pedro, SP, Brasil. p 264-275.
- Phipps, R. G. & Crumpton, W. G. 1994. *Factors affecting nitrogen loss in experimental wetlands with different hydrologic loads*. Ecological Engineering, 3 (4): p 399-408.
- Pollock, W.D. 1989. *Documentation of computer programs to complete and display pathlines using results from U.S. Geological Survey modular three dimensional finite-difference ground-water model*. USGS, Open File Report 89-381. 81p.
- Prodam - Cia. de Processamento de Dados do Município de São Paulo 2001. URL <http://www.prodam.sp.gov.br>
- Prystay, L.; Lo, K.V. 1998. *Assessment of constructed wetlands for the reduction of nitrogen and phosphorus from greenhouse wastewaters*. 6th International Conference on Wetlands Systems for Water Pollution Control, Águas de São Pedro, SP, Brasil. p 101-114.
- Rebouças, A. 1988. *Groundwater in Brazil*. Episodes. 11 (3). p 209-214.
- Reddy, K.R.; D'Angelo, E.M. 1994. *Soil processes regulating water quality in wetlands*. In: W. Mitsch (Ed.), *Global Wetlands: Old Word and New*. Amsterdam: Elsevier. p 309-324.
- Reddy, K. R.; Patrick, W. H. 1981. *Nitrogen transformations and loss in flooded soils and sediments*. In: *Critical Reviews in Environmental Control*, 13 (4). p. 273-303.
- Restrepo, J.I.; Montoya, A.M.; Obeysekera, J. 1998. *A wetland simulation for the MODFLOW ground water model*. Groundwater. 36 (5): 764-770.
- Sakadevan & K; Bavor, H.J. 1999. *Nutrient removal mechanisms in constructed wetlands and sustainable water management*. Water Science and Technology 40 (2): p 121-128.
- Salati, E. 1987. *Edaphic – Phytodepuration: a new approach to wastewater treatment and resource recovery*. Edited by K.R. Reddy and N.H. Smith. Magnolia Publishing Inc. Orlando, Florida.

- Salati, E.; Salati E., Salati Filho, E. 1998. *Project of wetlands developed in Brazil*. 6th International Conference on Wetlands Systems for Water Pollution Control, Águas de São Pedro, SP, Brasil. p 11-27.
- Siegel, D.I. 1988. *The recharge-discharge function of wetlands near Juneau, Alaska: Part I. Hidrogeological Investigations*. Ground Water. 26 (4), p 427-433.
- Tanner, C.C.; Sukias, J.P.S.; Upsdell, M.P., 1999. *Substratum phosphorus accumulation during maturation of gravel-bed constructed wetlands*. Water Science and Technology, 40 (3), p 147-154.
- Tchobanoglous, G., 1993. *Constructed wetlands and aquatic plant systems: research, design, operational, and monitoring issues*. In: G. A. Moshiri (Ed), *Constructed wetlands for water quality improvement*. Lewis Publishers, Boca Raton, Ann Arbor, London, p 23-33.
- U. S. Environmental Protection Agency 1993e. *Nitrogen Control Manual*. Office of Research and Development. EPA/625/R93/010.
- Van Oostrom, A. J., 1995. *Nitrogen removal in constructed wetlands treating nitrified meat processing effluent*. Water Science and Technology 32 (3): p 137-148.
- Wetzel, R.G. 1993. *Constructed Wetlands: Scientific foundations are critical*. In: G. A. Moshiri (Ed): *Constructed wetlands for water quality improvement*. Lewis Publishers, Boca Raton, Ann Arbor, London, p 3-7.
- Wilhelm, S.; Schiff, S.; Cherry, J. 1994. *Biogeochemical evolution of domestic waste in septic systems: Conceptual Model*. Groundwater, 32 (6): p 905-916.
- Willems, H. P. L.; Rotelli, M. D.; Berry, D. F.; Smith, E. P.; Reneau Jr., R. B.; Mostaghimi, S. 1997. *Nitrate removal in riparian wetland soils: effects of flow rate, temperature, nitrate concentration and soil depth*. Water Resources Research, 31 (4): p 841-849.
- Wittecar, G. R. & Daniels, W. L. 1999. *Use of hydrogeomorphic concepts to design created wetlands in southeastern Virginia*. Geomorphology, 31: p 355 – 371.

ANEXO 1 – RESULTADOS DAS SIMULAÇÕES PARA MODELOS M1, M2 E M3 SEM RECARGA

Resultados das simulações para o modelo M1 sem recarga

$H_{\text{dreno}} = 1 \text{ m}$

$K_{\text{terreno}} \text{ (m/s)}$	1×10^{-6}	1×10^{-5}	1×10^{-4}	1×10^{-3}
$P_{\text{captura}} \text{ (m)}$	0,70	1,20	1,20	0,70
$L_{\text{captura}} \text{ (m)}$	12,7	12,8	12,7	12,7
$t_{\text{transito}} \text{ (dias)}$	421-600	74,7-97,0	6,90-10,5	<1,00
$Q_{\text{dreno}} \text{ (m}^3/\text{dia)}$	0,14	0,54	5,25	40,3
$Q_{\text{entrada}} \text{ (m}^3/\text{dia)}$	8,44	84,2	841	8401
$Q_{\text{saída}} \text{ (m}^3/\text{dia)}$	8,41	83,9	841	8401
% discrepância	0,35	0,34	-0,01	0,00

$H_{\text{dreno}} = 0,75 \text{ m}$

$K_{\text{terreno}} \text{ (m/s)}$	1×10^{-6}	1×10^{-5}	1×10^{-4}	1×10^{-3}
$P_{\text{captura}} \text{ (m)}$	2,70	2,80	2,70	2,20
$L_{\text{captura}} \text{ (m)}$	15,2	15,5	15,5	14,6
$t_{\text{transito}} \text{ (dias)}$	140-205	17,21-23	1,73-2,40	<1,00
$Q_{\text{dreno}} \text{ (m}^3/\text{dia)}$	0,15	1,48	15,50	117
$Q_{\text{entrada}} \text{ (m}^3/\text{dia)}$	8,47	84,7	847	8447
$Q_{\text{saída}} \text{ (m}^3/\text{dia)}$	8,44	84,7	847	8447
% discrepância	0,34	0,00	0,00	0,00

$H_{\text{dreno}} = 0,5 \text{ m}$

$K_{\text{terreno}} \text{ (m/s)}$	1×10^{-6}	1×10^{-5}	1×10^{-4}	1×10^{-3}
$P_{\text{captura}} \text{ (m)}$	3,00	2,90	2,90	3,10
$L_{\text{captura}} \text{ (m)}$	14,5	14,3	14,4	15,8
$t_{\text{transito}} \text{ (dias)}$	79-100	8,94-13,0	<1,00	<1,00
$Q_{\text{dreno}} \text{ (m}^3/\text{dia)}$	0,17	1,68	16,9	177
$Q_{\text{entrada}} \text{ (m}^3/\text{dia)}$	8,48	84,8	848	8483
$Q_{\text{saída}} \text{ (m}^3/\text{dia)}$	8,48	84,8	848	8483
% discrepância	0,03	0,00	0,00	0,00

$H_{\text{dreno}} = 0,3 \text{ m}$

$K_{\text{terreno}} \text{ (m/s)}$	1×10^{-6}	1×10^{-5}	1×10^{-4}	1×10^{-3}
$P_{\text{captura}} \text{ (m)}$	3,60	3,50	3,40	3,40
$L_{\text{captura}} \text{ (m)}$	15,4	15,4	15,0	14,5
$t_{\text{transito}} \text{ (dias)}$	29,7-37,0	3,14-4,00	<1,00	<1,00
$Q_{\text{dreno}} \text{ (m}^3/\text{dia)}$	0,23	2,18	21,9	190
$Q_{\text{entrada}} \text{ (m}^3/\text{dia)}$	8,52	85,1	850	8490
$Q_{\text{saída}} \text{ (m}^3/\text{dia)}$	8,52	85,1	850	8490
% discrepância	0,00	-0,01	0,00	0,00

Resultados das simulações para o modelo M1 com recarga de 250 mm/ano

$H_{\text{dreno}} = 1 \text{ m}$

$K_{\text{terreno}} \text{ (m/s)}$	1×10^{-6}	1×10^{-5}	1×10^{-4}	1×10^{-3}
$P_{\text{captura}} \text{ (m)}$	0,20	1,00	1,10	0,90
$L_{\text{captura}} \text{ (m)}$	13,9	12,9	12,7	12,3
$t_{\text{transito}} \text{ (dias)}$	122-170	42,6-63,0	6,44-9,50	0,91-1,20
$Q_{\text{dreno}} \text{ (m}^3/\text{dia)}$	0,73	1,21	5,90	41,0
$Q_{\text{entrada}} \text{ (m}^3/\text{dia)}$	9,84	85,6	842	8403
$Q_{\text{saída}} \text{ (m}^3/\text{dia)}$	9,80	85,3	843	8403
% discrepância	0,37	0,34	-0,01	0,00

$H_{\text{dreno}} = 0,75 \text{ m}$

$K_{\text{terreno}} \text{ (m/s)}$	1×10^{-6}	1×10^{-5}	1×10^{-4}	1×10^{-3}
$P_{\text{captura}} \text{ (m)}$	1,80	2,70	2,70	2,20
$L_{\text{captura}} \text{ (m)}$	16,3	15,5	15,3	14,6
$t_{\text{transito}} \text{ (dias)}$	57,7-94,0	13,8-21,0	1,69-2,50	<1,00
$Q_{\text{dreno}} \text{ (m}^3/\text{dia)}$	0,82	2,15	15,77	118
$Q_{\text{entrada}} \text{ (m}^3/\text{dia)}$	9,89	86,1	848	8449
$Q_{\text{saída}} \text{ (m}^3/\text{dia)}$	9,89	86,1	848	8449
% discrepância	0,02	0,04	0,00	0,00

$H_{\text{dreno}} = 0,5 \text{ m}$

$K_{\text{terreno}} \text{ (m/s)}$	1×10^{-6}	1×10^{-5}	1×10^{-4}	1×10^{-3}
$P_{\text{captura}} \text{ (m)}$	1,80	2,90	2,90	3,10
$L_{\text{captura}} \text{ (m)}$	15,0	14,5	14,2	15,9
$t_{\text{transito}} \text{ (dias)}$	29,5-46,5	7,26-1,00	0,91-1,30	<1,00
$Q_{\text{dreno}} \text{ (m}^3/\text{dia)}$	0,83	2,35	17,5	178
$Q_{\text{entrada}} \text{ (m}^3/\text{dia)}$	9,90	86,2	849	8484
$Q_{\text{saída}} \text{ (m}^3/\text{dia)}$	9,90	86,2	849	8484
% discrepância	0,06	0,00	0,00	0,00

$H_{\text{dreno}} = 0,3 \text{ m}$

$K_{\text{terreno}} \text{ (m/s)}$	1×10^{-6}	1×10^{-5}	1×10^{-4}	1×10^{-3}
$P_{\text{captura}} \text{ (m)}$	2,50	3,40	3,40	3,40
$L_{\text{captura}} \text{ (m)}$	15,7	15,2	14,8	14,4
$t_{\text{transito}} \text{ (dias)}$	11,0-16,3	2,61-3,30	<1,00	<1,00
$Q_{\text{dreno}} \text{ (m}^3/\text{dia)}$	0,88	2,87	21,7	191
$Q_{\text{entrada}} \text{ (m}^3/\text{dia)}$	9,93	86,5	852	8492
$Q_{\text{saída}} \text{ (m}^3/\text{dia)}$	9,93	86,5	852	8492
% discrepância	0,00	-0,01	0,00	0,00

H_{dreno} - coluna d'água dentro da wetland.

P_{captura} - profundidade de captura das partículas

t_{transito} - tempo de trânsito mínimo e máximo das partículas dentro do canal

Q_{dreno} - Vazão do dreno

$Q_{\text{saída}}$ - volume de água que sai da área modelada

K_{terreno} condutividade hidráulica do terreno que circunda a wetland

L_{captura} - largura de captura das partículas

Q_{entrada} - volume de água que entra área modelada

% discrepância - $Q_{\text{saída}}/Q_{\text{entrada}}$

Resultados das simulações para o modelo M2 sem recarga

$H_{\text{dreno}} = 1 \text{ m}$

$K_{\text{terreno}} \text{ (m/s)}$	1×10^{-5}	1×10^{-5}	1×10^{-4}	1×10^{-3}
$P_{\text{captura}} \text{ (m)}$	1,50	1,50	1,50	1,70
$L_{\text{captura}} \text{ (m)}$	16,1	16,3	16,1	15,3
$t_{\text{transito}} \text{ (dias)}$	317-430	50,2-65,5	5,07-7,50	<1,00
$Q_{\text{dreno}} \text{ (m}^3/\text{dia)}$	0,16	0,74	7,22	57,7
$Q_{\text{entrada}} \text{ (m}^3/\text{dia)}$	8,41	84,1	840	8390
$Q_{\text{saída}} \text{ (m}^3/\text{dia)}$	8,38	83,8	840	8390
% discrepância	0,37	0,33	0,00	0,00

$H_{\text{dreno}} = 0,75 \text{ m}$

$K_{\text{terreno}} \text{ (m/s)}$	1×10^{-5}	1×10^{-5}	1×10^{-4}	1×10^{-3}
$P_{\text{captura}} \text{ (m)}$	2,80	2,80	2,80	2,30
$L_{\text{captura}} \text{ (m)}$	17,2	17,3	17,1	16,8
$t_{\text{transito}} \text{ (dias)}$	126-160	15,9-20,0	1,65-2,30	<1,00
$Q_{\text{dreno}} \text{ (m}^3/\text{dia)}$	0,15	1,62	15,8	126
$Q_{\text{entrada}} \text{ (m}^3/\text{dia)}$	8,46	84,6	845	8434
$Q_{\text{saída}} \text{ (m}^3/\text{dia)}$	8,43	84,6	845	8434
% discrepância	0,33	0,00	0,00	0,00

$H_{\text{dreno}} = 0,5 \text{ m}$

$K_{\text{terreno}} \text{ (m/s)}$	1×10^{-5}	1×10^{-5}	1×10^{-4}	1×10^{-3}
$P_{\text{captura}} \text{ (m)}$	3,00	2,90	2,90	3,10
$L_{\text{captura}} \text{ (m)}$	16,5	16,5	16,4	17,5
$t_{\text{transito}} \text{ (dias)}$	82,5-100	8,53-11,0	<1,00	<1,00
$Q_{\text{dreno}} \text{ (m}^3/\text{dia)}$	0,17	1,78	17,2	180
$Q_{\text{entrada}} \text{ (m}^3/\text{dia)}$	8,47	84,7	846	8468
$Q_{\text{saída}} \text{ (m}^3/\text{dia)}$	8,47	84,7	846	8468
% discrepância	0,04	0,00	0,00	0,00

$H_{\text{dreno}} = 0,3 \text{ m}$

$K_{\text{terreno}} \text{ (m/s)}$	1×10^{-5}	1×10^{-5}	1×10^{-4}	1×10^{-3}
$P_{\text{captura}} \text{ (m)}$	3,60	3,40	3,30	3,20
$L_{\text{captura}} \text{ (m)}$	17,0	16,8	16,5	16,4
$t_{\text{transito}} \text{ (dias)}$	32,3-40,0	3,15-4,00	<1,00	<1,00
$Q_{\text{dreno}} \text{ (m}^3/\text{dia)}$	0,21	2,19	20,7	176
$Q_{\text{entrada}} \text{ (m}^3/\text{dia)}$	8,52	84,9	848	8466
$Q_{\text{saída}} \text{ (m}^3/\text{dia)}$	8,52	84,9	848	8466
% discrepância	0,00	0,00	0,00	0,00

Resultados das simulações para o modelo M2 com recarga de 250 mm/ano

$H_{\text{dreno}} = 1 \text{ m}$

$K_{\text{terreno}} \text{ (m/s)}$	1×10^{-5}	1×10^{-5}	1×10^{-4}	1×10^{-3}
$P_{\text{captura}} \text{ (m)}$	0,30	1,40	1,50	1,30
$L_{\text{captura}} \text{ (m)}$	17,0	16,7	15,0	16,4
$t_{\text{transito}} \text{ (dias)}$	72,0-120	29,8-35,0	4,21-4,90	<1,00
$Q_{\text{dreno}} \text{ (m}^3/\text{dia)}$	0,76	1,53	9,09	71,7
$Q_{\text{entrada}} \text{ (m}^3/\text{dia)}$	9,82	84,5	841	8385
$Q_{\text{saída}} \text{ (m}^3/\text{dia)}$	8,79	85,1	841	8385
% discrepância	0,33	0,33	0,01	0,00

$H_{\text{dreno}} = 0,75 \text{ m}$

$K_{\text{terreno}} \text{ (m/s)}$	1×10^{-5}	1×10^{-5}	1×10^{-4}	1×10^{-3}
$P_{\text{captura}} \text{ (m)}$	2,90	2,80	2,80	2,30
$L_{\text{captura}} \text{ (m)}$	17,7	17,3	17,2	16,8
$t_{\text{transito}} \text{ (dias)}$	58,0-92,0	13,0-19,7	1,62-2,40	<1,00
$Q_{\text{dreno}} \text{ (m}^3/\text{dia)}$	0,82	2,29	16,43	127
$Q_{\text{entrada}} \text{ (m}^3/\text{dia)}$	9,87	86,0	847	8435
$Q_{\text{saída}} \text{ (m}^3/\text{dia)}$	9,87	86,0	847	8435
% discrepância	0,02	0,00	0,00	0,00

$H_{\text{dreno}} = 0,5 \text{ m}$

$K_{\text{terreno}} \text{ (m/s)}$	1×10^{-5}	1×10^{-5}	1×10^{-4}	1×10^{-3}
$P_{\text{captura}} \text{ (m)}$	1,70	2,80	2,90	3,10
$L_{\text{captura}} \text{ (m)}$	17,0	16,5	16,5	17,5
$t_{\text{transito}} \text{ (dias)}$	28,0-41,0	7,27-9,60	0,90-1,30	<1,00
$Q_{\text{dreno}} \text{ (m}^3/\text{dia)}$	0,84	2,36	17,9	180
$Q_{\text{entrada}} \text{ (m}^3/\text{dia)}$	9,88	86,1	848	8469
$Q_{\text{saída}} \text{ (m}^3/\text{dia)}$	9,88	86,1	848	8469
% discrepância	0,06	0,00	0,00	0,00

$H_{\text{dreno}} = 0,3 \text{ m}$

$K_{\text{terreno}} \text{ (m/s)}$	1×10^{-5}	1×10^{-5}	1×10^{-4}	1×10^{-3}
$P_{\text{captura}} \text{ (m)}$	2,40	3,40	3,40	3,20
$L_{\text{captura}} \text{ (m)}$	17,3	16,0	15,7	15,3
$t_{\text{transito}} \text{ (dias)}$	11,1-16,5	2,64-3,50	<1,00	<1,00
$Q_{\text{dreno}} \text{ (m}^3/\text{dia)}$	0,88	2,86	21,4	180
$Q_{\text{entrada}} \text{ (m}^3/\text{dia)}$	9,91	86,4	851	8477
$Q_{\text{saída}} \text{ (m}^3/\text{dia)}$	9,92	86,4	851	8477
% discrepância	0,00	0,00	0,00	0,00

H_{dreno} - coluna d'água dentro da wetland.

P_{captura} - profundidade de captura das partículas

t_{transito} - tempo de trânsito mínimo e máximo das partículas dentro do canal

Q_{dreno} - Vazão do dreno

$Q_{\text{saída}}$ - volume de água que sai da área modelada

K_{terreno} condutividade hidráulica do terreno que circunda a wetland

L_{captura} - largura de captura das partículas

Q_{entrada} - volume de água que entra área modelada

% discrepância - $Q_{\text{saída}}/Q_{\text{entrada}}$

Resultados das simulações para o modelo M3 sem recarga

$H_{\text{dreno}} = 1 \text{ m}$

$K_{\text{terreno}} \text{ (m/s)}$	1×10^{-6}	1×10^{-5}	1×10^{-4}	1×10^{-3}
$P_{\text{captura}} \text{ (m)}$	2,00	2,00	2,00	2,00
$L_{\text{captura}} \text{ (m)}$	15,8	15,7	15,8	15,8
$t_{\text{transito}} \text{ (dias)}$	351-452	36,2-48,5	4,00-5,00	<1,00
$Q_{\text{dreno}} \text{ (m}^3\text{/dia)}$	0,18	0,92	9,10	98,7
$Q_{\text{entrada}} \text{ (m}^3\text{/dia)}$	8,41	84,0	837	8361
$Q_{\text{saída}} \text{ (m}^3\text{/dia)}$	8,36	83,7	837	8361
% discrepância	0,29	0,34	0,00	0,00

$H_{\text{dreno}} = 0,75 \text{ m}$

$K_{\text{terreno}} \text{ (m/s)}$	1×10^{-6}	1×10^{-5}	1×10^{-4}	1×10^{-3}
$P_{\text{captura}} \text{ (m)}$	3,70	3,80	3,70	3,70
$L_{\text{captura}} \text{ (m)}$	16,8	17,0	17,0	17,0
$t_{\text{transito}} \text{ (dias)}$	114-172	14,9-19,0	1,50-2,20	<1,00
$Q_{\text{dreno}} \text{ (m}^3\text{/dia)}$	0,11	1,93	20,49	179
$Q_{\text{entrada}} \text{ (m}^3\text{/dia)}$	8,38	84,2	844	8418
$Q_{\text{saída}} \text{ (m}^3\text{/dia)}$	8,34	84,2	844	8418
% discrepância	0,51	0,05	0,01	0,00

$H_{\text{dreno}} = 0,5 \text{ m}$

$K_{\text{terreno}} \text{ (m/s)}$	1×10^{-6}	1×10^{-5}	1×10^{-4}	1×10^{-3}
$P_{\text{captura}} \text{ (m)}$	3,30	3,30	3,30	3,30
$L_{\text{captura}} \text{ (m)}$	16,1	16,0	16,0	16,0
$t_{\text{transito}} \text{ (dias)}$	80,30-104	8,30-11,0	<1,00	<1,00
$Q_{\text{dreno}} \text{ (m}^3\text{/dia)}$	0,23	1,93	19,47	217
$Q_{\text{entrada}} \text{ (m}^3\text{/dia)}$	8,45	84,36	842	8445
$Q_{\text{saída}} \text{ (m}^3\text{/dia)}$	8,48	84,38	843	8445
% discrepância	-0,34	0,00	0,00	0,00

$H_{\text{dreno}} = 0,3 \text{ m}$

$K_{\text{terreno}} \text{ (m/s)}$	1×10^{-6}	1×10^{-5}	1×10^{-4}	1×10^{-3}
$P_{\text{captura}} \text{ (m)}$	3,70	3,70	3,50	4,00
$L_{\text{captura}} \text{ (m)}$	16,5	16,4	16,3	16,2
$t_{\text{transito}} \text{ (dias)}$	32,20-46,0	3,08-4,30	<1,00	<1,00
$Q_{\text{dreno}} \text{ (m}^3\text{/dia)}$	0,23	1,93	19,5	217
$Q_{\text{entrada}} \text{ (m}^3\text{/dia)}$	8,49	84,8	843	8445
$Q_{\text{saída}} \text{ (m}^3\text{/dia)}$	8,49	84,8	843	8445
% discrepância	0,00	0,00	0,00	0,00

Resultados das simulações para o modelo M3 com recarga de 250 mm/ano

$H_{\text{dreno}} = 1 \text{ m}$

$K_{\text{terreno}} \text{ (m/s)}$	1×10^{-6}	1×10^{-5}	1×10^{-4}	1×10^{-3}
$P_{\text{captura}} \text{ (m)}$	0,70	1,90	2,00	1,70
$L_{\text{captura}} \text{ (m)}$	16,4	15,8	15,7	15,5
$t_{\text{transito}} \text{ (dias)}$	112-170	28,1-48,0	3,82-5,80	<1,00
$Q_{\text{dreno}} \text{ (m}^3\text{/dia)}$	0,76	1,60	9,81	74,3
$Q_{\text{entrada}} \text{ (m}^3\text{/dia)}$	9,81	85,4	840	8379
$Q_{\text{saída}} \text{ (m}^3\text{/dia)}$	8,82	85,1	840	8378
% discrepância	-0,06	0,34	0,00	0,00

$H_{\text{dreno}} = 0,75 \text{ m}$

$K_{\text{terreno}} \text{ (m/s)}$	1×10^{-6}	1×10^{-5}	1×10^{-4}	1×10^{-3}
$P_{\text{captura}} \text{ (m)}$	2,30	3,20	3,20	2,70
$L_{\text{captura}} \text{ (m)}$	17,4	17,0	16,9	16,6
$t_{\text{transito}} \text{ (dias)}$	51,5-84,0	11,8-16,5	1,50-2,10	<1,00
$Q_{\text{dreno}} \text{ (m}^3\text{/dia)}$	0,9	2,4	17,8	135
$Q_{\text{entrada}} \text{ (m}^3\text{/dia)}$	9,86	85,9	846	8420
$Q_{\text{saída}} \text{ (m}^3\text{/dia)}$	9,86	85,9	846	8420
% discrepância	0,00	0,00	0,00	0,00

$H_{\text{dreno}} = 0,5 \text{ m}$

$K_{\text{terreno}} \text{ (m/s)}$	1×10^{-6}	1×10^{-5}	1×10^{-4}	1×10^{-3}
$P_{\text{captura}} \text{ (m)}$	2,20	3,20	3,20	3,50
$L_{\text{captura}} \text{ (m)}$	16,6	16,0	16,0	17,2
$t_{\text{transito}} \text{ (dias)}$	30,2-53,0	6,95-9,20	<1,00	<1,00
$Q_{\text{dreno}} \text{ (m}^3\text{/dia)}$	0,84	2,46	18,9	193
$Q_{\text{entrada}} \text{ (m}^3\text{/dia)}$	9,87	85,9	847	8459
$Q_{\text{saída}} \text{ (m}^3\text{/dia)}$	9,86	85,9	847	8459
% discrepância	0,06	0,01	0,00	0,00

$H_{\text{dreno}} = 0,3 \text{ m}$

$K_{\text{terreno}} \text{ (m/s)}$	1×10^{-6}	1×10^{-5}	1×10^{-4}	1×10^{-3}
$P_{\text{captura}} \text{ (m)}$	2,60	3,60	3,60	3,60
$L_{\text{captura}} \text{ (m)}$	17,1	16,5	16,3	16,2
$t_{\text{transito}} \text{ (dias)}$	11,0-16,3	2,57-3,50	<1,00	<1,00
$Q_{\text{dreno}} \text{ (m}^3\text{/dia)}$	0,90	2,93	22,2	204
$Q_{\text{entrada}} \text{ (m}^3\text{/dia)}$	9,90	86,2	849	8467
$Q_{\text{saída}} \text{ (m}^3\text{/dia)}$	9,90	86,2	849	8467
% discrepância	0,00	0,00	0,00	0,00

H_{dreno} - coluna d'água dentro da wetland.

K_{terreno} condutividade hidráulica do terreno que circunda a wetland

P_{captura} - profundidade de captura das partículas

L_{captura} - largura de captura das partículas

t_{transito} - tempo de trânsito mínimo e máximo das partículas dentro do canal

Q_{dreno} - Vazão do dreno

Q_{entrada} - volume de água que entra área modelada

$Q_{\text{saída}}$ - volume de água que sai da área modelada

% discrepância - $Q_{\text{saída}}/Q_{\text{entrada}}$

ANEXO 2 – RESULTADOS DAS ANÁLISES QUÍMICAS E FÍSICO-QUÍMICAS DE LABORATÓRIO E CAMPO DO SISTEMA DE WETLANDS DO PET-EG

Tabela com os resultados de laboratório do sistema de wetlands do PET-EG.

Parâmetro	Ponto	Data de coleta				
		10/01/2000	23/02/2000	13/03/2000	10/05/2000	03/07/2000
Alcalinidade (mg/L - HCO_3^-)	PC01	38,3	25,5	37,3	54,4	54,9
	PC02	30,0	37,6	32,1	49,7	56,6
	PC03	27,6	32,9	29,0	55,4	59,4
	PC04	*	*	*	*	*
	PC05	23,1	36,2	27,9	70,4	61,6
	PC06	*	*	*	*	*
	PC07	24,6	105,0	60,0	72,4	84,0
	PC08	*	*	*	*	*
	PC09	19,6	153,0	176,0	61,1	70,6
	PC10	*	*	*	*	*
	PC11	27,5	34,5	58,3	63,0	67,2
Cloreto (mg/L)	PC01	19,9	27,7	19,7	27,7	28,8
	PC02	16,8	19,3	17,2	25,7	26,8
	PC03	15,9	16,9	16,3	25,7	27,3
	PC04	*	*	*	*	*
	PC05	16,5	18,1	14,8	29,5	26,6
	PC06	*	*	*	*	*
	PC07	16,0	17,4	13,8	26,0	29,3
	PC08	*	*	*	*	*
	PC09	17,9	17,4	14,0	25,9	25,0
	PC10	*	*	*	*	*
	PC11	14,1	16,2	15,3	26,1	30,8
N Total Kjeldahl (mg/L)	PC01	0,97	1,50	4,45	2,72	1,10
	PC02	1,76	3,52	3,20	1,14	3,00
	PC03	2,53	2,54	8,90	2,92	3,95
	PC04	*	*	*	*	*
	PC05	1,47	2,08	1,63	3,01	3,55
	PC06	*	*	*	*	*
	PC07	2,44	4,80	0,82	3,16	1,84
	PC08	*	*	*	*	*
	PC09	2,34	5,10	1,80	2,90	1,90
	PC10	*	*	*	*	*
	PC11	0,96	0,82	2,06	4,08	2,38
N-orgânico (mg/L)	PC01	0,67	1,50	4,45	1,19	1,10
	PC02	1,30	3,52	3,20	<0,40	3,00
	PC03	2,27	2,54	8,90	2,92	2,03
	PC04	*	*	*	*	*
	PC05	1,15	2,08	1,63	3,00	3,55
	PC06	*	*	*	*	*
	PC07	2,10	4,80	0,82	2,39	1,84
	PC08	*	*	*	*	*
	PC09	2,02	5,10	1,80	1,80	1,90
	PC10	*	*	*	*	*
	PC11	0,66	0,82	2,06	3,28	2,38
Amônia (mg/L)	PC01	0,30	<0,20	<0,20	<0,20	<0,20
	PC02	0,46	<0,20	<0,20	0,92	<0,20
	PC03	0,20	<0,20	<0,20	<0,20	1,92
	PC04	*	*	*	*	*
	PC05	0,32	<0,20	<0,20	<0,20	<0,20
	PC06	*	*	*	*	*
	PC07	0,34	<0,20	<0,20	0,77	<0,20
	PC08	*	*	*	*	*
	PC09	0,32	<0,20	<0,20	1,10	<0,20
	PC10	*	*	*	*	*
	PC11	0,30	<0,20	<0,20	0,80	<0,20
Nitrato (mg/L)	PC01	<0,30	<0,30	<0,30	<0,30	<0,30
	PC02	<0,30	<0,30	<0,30	<0,30	<0,30
	PC03	0,5	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3
	PC04	*	*	*	*	*
	PC05	<0,30	<0,30	<0,30	<0,30	<0,30
	PC06	*	*	*	*	*
	PC07	<0,30	<0,30	<0,30	<0,30	<0,30
	PC08	*	*	*	*	*
	PC09	<0,30	<0,30	<0,30	<0,30	<0,30
	PC10	*	*	*	*	*
	PC11	<0,30	<0,30	<0,30	<0,30	<0,30
Nitrito (mg/L)	PC01	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02
	PC02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02
	PC03	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02
	PC04	*	*	*	*	*
	PC05	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02
	PC06	*	*	*	*	*
	PC07	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02
	PC08	*	*	*	*	*
	PC09	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02
	PC10	*	*	*	*	*
	PC11	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02

Tabela com os resultados de laboratório do sistema de wetlands do PET-EG.

Parâmetro	Ponto	Data de coleta				
		10/01/2000	23/02/2001	13/03/2001	10/05/2001	03/07/2001
Sulfato (mg/L)	PC01	15,9	21,5	16,5	12,1	<5,00
	PC02	6,97	19,6	15,9	13,8	5,61
	PC03	9,31	15,9	15,7	<5,00	5,18
	PC04	*	*	*	*	*
	PC05	<5,00	18,9	13,2	5,00	<5,00
	PC06	*	*	*	*	*
	PC07	<5,00	5,75	9,72	<5,00	<5,00
	PC08	*	*	*	*	*
	PC09	6,36	<5,00	<5,00	<5,00	<5,00
	PC10	*	*	*	*	*
	PC11	<5,00	9,6	<5,00	7,58	<5,00
Sulfeto (mg/L)	PC01	<0,10	<0,10	<0,10	<0,10	<0,10
	PC02	<0,10	<0,10	<0,10	<0,10	<0,10
	PC03	<0,10	<0,10	<0,10	<0,10	<0,10
	PC04	*	*	*	*	*
	PC05	<0,10	<0,10	<0,10	<0,10	<0,10
	PC06	*	*	*	*	*
	PC07	<0,10	<0,10	<0,10	<0,10	<0,10
	PC08	*	*	*	*	*
	PC09	<0,10	<0,10	<0,10	<0,10	<0,10
	PC10	*	*	*	*	*
	PC11	<0,10	<0,10	<0,10	<0,10	<0,10
Fosfato (mg/L)	PC01	<0,30	<0,30	<0,30	<0,30	<0,30
	PC02	<0,30	<0,30	<0,30	<0,30	<0,30
	PC03	<0,30	<0,30	<0,30	<0,30	<0,30
	PC04	*	*	*	*	*
	PC05	<0,30	<0,30	<0,30	<0,30	<0,30
	PC06	*	*	*	*	*
	PC07	<0,30	<0,30	<0,30	<0,30	<0,30
	PC08	*	*	*	*	*
	PC09	<0,30	<0,30	<0,30	<0,30	<0,30
	PC10	*	*	*	*	*
	PC11	<0,30	<0,30	<0,30	<0,30	<0,30
Alumínio (mg/L)	PC01	<0,10	<0,10	<0,10	<0,10	<0,10
	PC02	<0,10	<0,10	<0,10	<0,10	<0,10
	PC03	<0,10	<0,10	<0,10	<0,10	<0,10
	PC04	*	*	*	*	*
	PC05	<0,10	<0,10	<0,10	<0,10	<0,10
	PC06	*	*	*	*	*
	PC07	<0,10	<0,10	<0,10	<0,10	<0,10
	PC08	*	*	*	*	*
	PC09	<0,10	<0,10	<0,10	<0,10	<0,10
	PC10	*	*	*	*	*
	PC11	<0,10	<0,10	<0,10	<0,10	<0,10
Cálcio (mg/L)	PC01	9,61	8,93	6,67	11,20	7,28
	PC02	7,26	8,93	6,75	8,02	7,03
	PC03	6,00	9,16	6,78	7,30	7,26
	PC04	*	*	*	*	*
	PC05	5,16	8,28	5,89	6,80	7,60
	PC06	*	*	*	*	*
	PC07	6,00	10,3	7,66	12,7	9,16
	PC08	*	*	*	*	*
	PC09	4,89	16,6	19,0	11,3	10,0
	PC10	*	*	*	*	*
	PC11	5,14	8,39	9,70	12,0	11,8
Ferro Total (mg/L)	PC01	1,87	<0,30	<0,30	0,72	0,82
	PC02	<0,30	<0,30	<0,30	0,41	0,70
	PC03	<0,30	<0,30	<0,30	0,30	0,65
	PC04	*	*	*	*	*
	PC05	<0,30	<0,30	<0,30	0,30	0,60
	PC06	*	*	*	*	*
	PC07	<0,30	7,02	3,07	2,96	2,80
	PC08	*	*	*	*	*
	PC09	<0,30	8,26	10,9	6,60	5,85
	PC10	*	*	*	*	*
	PC11	0,33	2,36	5,80	4,66	5,50

Tabela com os resultados de laboratório do sistema de *wetlands* do PET-EG.

Parâmetro	Ponto	Data de coleta				
		10/01/2000	23/02/2000	13/03/2000	10/05/2000	03/07/2000
Ferro II (mg/L)	PC01	0,13	<0,10	<0,10	<0,10	0,30
	PC02	0,19	<0,10	<0,10	<0,10	0,34
	PC03	0,11	<0,10	<0,10	0,50	0,49
	PC04	*	*	*	*	*
	PC05	0,13	<0,10	<0,10	0,20	0,40
	PC06	*	*	*	*	*
	PC07	0,25	6,25	2,18	2,50	2,80
	PC08	*	*	*	*	*
	PC09	0,16	7,13	10,7	2,90	5,85
	PC10	*	*	*	*	*
	PC11	0,15	2,33	5,60	2,88	5,50
Magnésio (mg/L)	PC01	2,53	2,47	2,29	0,24	2,50
	PC02	2,17	2,36	2,12	2,75	2,62
	PC03	1,61	2,35	2,21	2,56	2,72
	PC04	*	*	*	*	*
	PC05	1,59	2,13	1,92	2,30	2,58
	PC06	*	*	*	*	*
	PC07	1,81	3,73	1,98	2,98	2,62
	PC08	*	*	*	*	*
	PC09	1,46	5,33	6,35	3,60	2,42
	PC10	*	*	*	*	*
	PC11	1,51	2,10	2,80	2,98	3,29
Potássio (mg/L)	PC01	6,71	5,80	4,36	10,10	9,10
	PC02	6,03	5,00	4,55	9,94	8,18
	PC03	5,78	5,57	2,86	9,61	9,30
	PC04	*	*	*	*	*
	PC05	4,64	5,09	3,78	8,40	8,82
	PC06	*	*	*	*	*
	PC07	5,38	5,19	2,52	7,66	8,77
	PC08	*	*	*	*	*
	PC09	4,10	6,77	4,10	7,50	8,15
	PC10	*	*	*	*	*
	PC11	4,33	4,31	5,20	9,20	9,73
Sódio (mg/L)	PC01	18,9	15,0	12,6	24,2	17,3
	PC02	15,5	13,8	12,7	24,5	17,6
	PC03	12,1	14,4	11,2	17,6	19,5
	PC04	*	*	*	*	*
	PC05	14,2	12,1	11,0	22,0	17,3
	PC06	*	*	*	*	*
	PC07	14,8	10,1	10,6	23,9	18,7
	PC08	*	*	*	*	*
	PC09	11,3	14,8	13,3	22,8	17,3
	PC10	*	*	*	*	*
	PC11	13,0	12,3	15,7	21,3	19,2
DBO (mg/L)	PC01	*	*	10,0	11,0	9,00
	PC02	*	*	12,0	13,0	10,0
	PC03	*	*	9,00	10,0	9,00
	PC04	*	*	*	*	*
	PC05	*	*	5,00	7,00	7,00
	PC06	*	*	*	*	*
	PC07	*	*	4,00	7,00	4,00
	PC08	*	*	*	*	*
	PC09	*	*	5,00	8,00	25,0
	PC10	*	*	*	*	*
	PC11	*	*	6,00	8,00	4,00
DQO (mg/L)	PC01	*	*	100	90,0	85,0
	PC02	*	*	120	95,0	120
	PC03	*	*	80,0	100	110
	PC04	*	*	*	*	*
	PC05	*	*	50,0	30,0	70,0
	PC06	*	*	*	*	*
	PC07	*	*	30,0	30,0	65,0
	PC08	*	*	*	*	*
	PC09	*	*	30,0	28,0	35,0
	PC10	*	*	*	*	*
	PC11	*	*	35,0	25,0	30,0

Resultados das análises de campo do sistema de wetlands do PET-EG.

Parâmetro	Ponto	Data de coleta						
		10/01/00	27/01/00	23/02/00	13/03/00	30/03/00	10/05/00	11/07/00
HCO ₃ ⁻ (mg/L)	PC-01	60,0	52,6	35,0	69,0	35,2	55,0	60,5
	PC-02	73,0	65,0	41,3	45,7	38,0	46,0	49,0
	PC-03	41,0	46,2	35,0	36,0	32,2	60,0	55,9
	PC-04	35,1	40,0	42,0	44,0	29,0	57,4	50,7
	PC-05	30,5	35,9	42,0	36,6	26,9	68,0	52,0
	PC-06	39,4	36,0	58,0	42,0	33,3	68,6	70,5
	PC-07	34,6	52,6	69,0	59,0	44,0	70,5	80,0
	PC-08	29,4	64,2	70,1	98,0	60,8	65,2	72,3
	PC-09	25,0	80,0	120,0	99,0	126,0	63,2	68,0
	PC-10	34,0	44,8	52,0	74,2	90,5	65,0	70,4
	PC-11	36,9	40,0	39,0	47,0	58,0	63,0	71,0
Cloroeto (mg/L)	PC-01	21	29	26	33	15	27	27
	PC-02	17	29	21	29	16	24	26
	PC-03	15	28	18	28	15	23	27
	PC-04	19	29	18	29	17	30	27
	PC-05	17	27	18	30	14	29	27
	PC-06	16	27	15	28	16	29	25
	PC-07	16	30	15	27	12	26	30
	PC-08	31	30	18	29	16	30	28
	PC-09	18	30	15	26	15	24	26
	PC-10	20	32	18	28	18	29	27
	PC-11	15	28	17	27	15	22	29
Amônio (mg/L)	PC-01	<0,20	2,10	1,10	0,90	1,50	1,40	1,90
	PC-02	0,20	0,80	1,10	0,20	1,10	0,90	2,80
	PC-03	<0,20	0,50	0,80	2,30	0,30	1,20	2,80
	PC-04	<0,20	0,50	1,40	0,20	<0,20	0,50	3,00
	PC-05	<0,20	1,10	1,70	0,20	0,40	1,30	3,30
	PC-06	<0,20	1,30	0,30	<0,20	0,30	1,40	2,12
	PC-07	<0,20	1,50	<0,20	0,20	0,20	1,40	1,70
	PC-08	<0,20	0,80	2,50	0,70	0,20	1,00	2,10
	PC-09	<0,20	0,60	0,30	<0,20	0,50	1,20	2,30
	PC-10	<0,20	1,10	0,70	0,40	0,60	1,20	2,70
	PC-11	<0,20	0,80	0,60	0,40	0,20	1,30	2,50
Nitrato (mg/L)	PC-01	<3	<3	<3	<3	<3	<3	<3
	PC-02	<3	<3	<3	<3	<3	<3	3
	PC-03	<3	<3	<3	<3	<3	<3	<3
	PC-04	<3	<3	<3	<3	<3	<3	3
	PC-05	<3	<3	<3	<3	<3	<3	<3
	PC-06	<3	<3	<3	<3	<3	<3	<3
	PC-07	<3	<3	<3	<3	<3	<3	<3
	PC-08	<3	<3	<3	<3	<3	<3	3
	PC-09	<3	<3	<3	<3	<3	<3	<3
	PC-10	<3	<3	<3	<3	<3	<3	<3
	PC-11	<3	<3	<3	<3	<3	<3	<3
Ferro II (mg/L)	PC-01	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5
	PC-02	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5
	PC-03	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5
	PC-04	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5
	PC-05	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	1,4	<0,5
	PC-06	<0,5	<0,5	1,1	3,3	3,5	2,2	3,7
	PC-07	<0,5	<0,5	1,8	2,5	3,7	3,1	2,9
	PC-08	<0,5	<0,5	1,8	6,1	4,0	4,2	4,4
	PC-09	<0,5	<0,5	0,6	0,9	4,8	4,5	2,3
	PC-10	<0,5	<0,5	0,8	2,5	0,5	4,8	2,4
	PC-11	<0,5	<0,5	1,1	2,3	0,5	3,4	1,9

ANEXO 3 – ERROS OBTIDOS ATRAVÉS DO BALANÇO IÔNICO PARA ANÁLISES QUÍMICAS DE CAMPO E LABORATÓRIO (SISTEMA DE *WETLANDS* DO PET-EG)

Erros obtidos através do balanço iônico para as análises totais de janeiro de 2000 (sistema de wetlands do PET-EG) .

Parâmetros	PC-01		PC-02		PC-03		PC-05		PC-07		PC-09		PC-11	
	(mg/L)	(meq/L)	(mg/L)	(meq/L)	(mg/L)	(meq/L)	(mg/L)	(meq/L)	(mg/L)	(meq/L)	(mg/L)	(meq/L)	(mg/L)	(meq/L)
Anions														
Alcalinidade	38,30	0,63	30,00	0,49	27,60	0,45	23,06	0,38	24,60	0,40	19,60	0,32	27,50	0,45
Cloreto	19,90	0,56	16,80	0,47	15,90	0,45	16,50	0,46	16,00	0,45	17,90	0,50	14,10	0,40
Nitrato	1,33	0,02	1,33	0,02	2,22	0,04	1,33	0,02	1,33	0,02	1,33	0,02	1,33	0,02
Sulfato	15,90	0,33	6,97	0,15	9,31	0,19	5,00	0,10	5,00	0,10	6,63	0,14	5,00	0,10
SOMA		1,54		1,13		1,13		0,97		0,98		0,99		0,97
Cátions														
Cálcio	9,60	0,48	7,30	0,37	6,00	0,30	5,20	0,26	6,00	0,30	4,90	0,25	5,10	0,26
Ferrol	0,10	0,00	0,20	0,01	0,10	0,00	0,10	0,00	0,30	0,01	0,20	0,01	0,20	0,01
Magnésio	2,50	0,21	2,20	0,18	1,60	0,13	1,60	0,13	1,80	0,15	1,50	0,13	1,50	0,13
Potássio	6,70	0,17	6,00	0,15	5,80	0,15	4,60	0,12	5,40	0,14	4,10	0,11	4,30	0,11
Sódio	18,90	0,82	15,50	0,67	12,10	0,53	14,20	0,62	14,80	0,64	11,30	0,49	13,00	0,57
SOMA		1,69		1,38		1,11		1,13		1,24		0,97		1,06
Erro (%)		4,47		10,00		-0,82		7,80		11,84		-0,59		4,37

Erros obtidos através do balanço iônico para as análises totais de fevereiro de 2000 (sistema de wetlands do PET-EG) .

Parâmetros	PC-01		PC-02		PC-03		PC-05		PC-07		PC-09		PC-11	
	(mg/L)	(meq/L)	(mg/L)	(meq/L)	(mg/L)	(meq/L)	(mg/L)	(meq/L)	(mg/L)	(meq/L)	(mg/L)	(meq/L)	(mg/L)	(meq/L)
Anions														
Alcalinidade	25,50	0,42	37,60	0,62	32,90	0,54	36,20	0,59	105,00	1,72	153,00	2,51	34,50	0,57
Cloreto	27,70	0,78	19,30	0,54	16,90	0,48	18,10	0,51	17,40	0,49	17,40	0,49	16,20	0,46
Nitrato	1,33	0,02	1,33	0,02	1,33	0,02	1,33	0,02	1,33	0,02	1,33	0,02	1,33	0,02
Sulfato	21,50	0,45	19,60	0,41	15,90	0,33	18,90	0,39	5,75	0,12	5,00	0,10	9,61	0,20
SOMA		1,67		1,59		1,37		1,52		2,35		3,12		1,24
Cátions														
Cálcio	8,90	0,45	8,90	0,45	9,20	0,46	8,30	0,42	10,30	0,52	16,60	0,83	8,40	0,42
Ferrol	0,10	0,00	0,10	0,00	0,10	0,00	0,10	0,00	6,30	0,23	7,10	0,25	2,30	0,08
Magnésio	2,50	0,21	2,40	0,20	2,40	0,20	2,10	0,18	3,70	0,31	5,30	0,44	2,10	0,18
Potássio	5,80	0,15	5,00	0,13	5,60	0,14	5,10	0,13	5,20	0,13	6,80	0,17	4,30	0,11
Sódio	15,00	0,65	13,80	0,60	14,40	0,63	12,10	0,53	10,10	0,44	14,80	0,64	12,30	0,53
SOMA		1,46		1,38		1,43		1,25		1,62		2,34		1,32
Erro (%)		-6,72		-7,18		2,33		-9,68		-18,42		-14,28		3,06

Erros obtidos através do balanço iônico para as análises totais de março de 2000 (sistema de wetlands do PET-EG) .

Parâmetros	PC-01		PC-02		PC-03		PC-05		PC-07		PC-09		PC-11	
	(mg/L)	(meq/L)	(mg/L)	(meq/L)	(mg/L)	(meq/L)	(mg/L)	(meq/L)	(mg/L)	(meq/L)	(mg/L)	(meq/L)	(mg/L)	(meq/L)
Anions														
Alcalinidade	37,30	0,61	32,10	0,53	29,00	0,48	27,90	0,46	60,00	0,98	176,00	2,89	58,30	0,96
Cloreto	19,70	0,55	17,20	0,48	16,30	0,46	14,80	0,42	13,80	0,39	14,00	0,39	15,30	0,43
Nitrato	1,33	0,02	1,33	0,02	1,33	0,02	1,33	0,02	1,33	0,02	1,33	0,02	1,33	0,02
Sulfato	16,50	0,34	15,90	0,33	15,70	0,33	13,20	0,28	9,72	0,20	5,00	0,10	5,00	0,10
SOMA		1,53		1,36		1,28		1,17		1,60		3,41		1,51
Cátions														
Cálcio	6,70	0,34	6,80	0,34	6,80	0,34	5,90	0,30	7,70	0,39	19,00	0,95	9,70	0,49
Ferrol	0,10	0,00	0,10	0,00	0,10	0,00	0,10	0,00	2,20	0,08	0,70	0,03	5,60	0,20
Magnésio	2,30	0,19	2,10	0,18	2,20	0,18	1,90	0,16	2,00	0,17	6,40	0,53	2,80	0,23
Potássio	4,40	0,11	4,60	0,12	2,90	0,07	3,80	0,10	2,50	0,06	4,10	0,11	5,20	0,13
Sódio	12,60	0,55	12,70	0,55	11,20	0,49	11,00	0,48	10,60	0,46	13,30	0,58	15,70	0,68
SOMA		1,19		1,19		1,09		1,03		1,16		2,19		1,73
Erro (%)		-12,52		-6,85		-8,22		-6,27		-16,03		-21,68		6,84

Erros obtidos através do balanço iônico para as análises totais de maio de 2000 (sistema de wetlands do PET-EG) .

Parâmetros	PC-01		PC-02		PC-03		PC-05		PC-07		PC-09		PC-11	
	(mg/L)	(meq/L)	(mg/L)	(meq/L)	(mg/L)	(meq/L)	(mg/L)	(meq/L)	(mg/L)	(meq/L)	(mg/L)	(meq/L)	(mg/L)	(meq/L)
Anions														
Alcalinidade	54,40	0,89	49,70	0,81	55,40	0,91	70,40	1,15	72,40	1,19	61,10	1,00	63,00	1,03
Cloreto	27,70	0,78	25,70	0,72	25,70	0,72	29,50	0,83	26,00	0,73	25,90	0,73	26,10	0,74
Nitrato	1,33	0,02	1,33	0,02	1,33	0,02	1,33	0,02	1,33	0,02	1,33	0,02	1,33	0,02
Sulfato	12,10	0,25	13,80	0,29	5,00	0,10	5,00	0,10	5,00	0,10	5,00	0,10	7,58	0,16
SOMA		1,95		1,85		1,76		2,11		2,04		1,86		1,95
Cátions														
Cálcio	11,20	0,56	8,00	0,40	7,30	0,37	6,80	0,34	12,70	0,64	11,30	0,57	12,00	0,60
Ferrol	0,10	0,00	0,10	0,00	0,50	0,02	0,20	0,01	2,50	0,09	2,90	0,10	2,90	0,10
Magnésio	0,20	0,02	2,80	0,23	2,60	0,22	2,30	0,19	3,00	0,25	3,60	0,30	3,00	0,25
Potássio	10,10	0,26	9,90	0,25	9,60	0,25	8,40	0,22	7,70	0,20	7,50	0,19	9,20	0,24
Sódio	24,20	1,05	24,50	1,07	17,60	0,77	22,00	0,96	23,90	1,04	22,80	0,99	21,30	0,93
SOMA		1,89		1,96		1,61		1,71		2,21		2,15		2,12
Erro (%)		-1,41		2,85		-4,36		-10,47		3,90		7,37		4,14

Erros obtidos através do balanço iônico para as análises totais de julho de 2000 (sistema de wetlands do PET-EG)

Parâmetros	PC-01		PC-02		PC-03		PC-05		PC-07		PC-09		PC-11	
	(mg/L)	(meq/L)	(mg/L)	(meq/L)	(mg/L)	(meq/L)	(mg/L)	(meq/L)	(mg/L)	(meq/L)	(mg/L)	(meq/L)	(mg/L)	(meq/L)
Anions														
Alcalinidade	54,90	0,90	56,60	0,93	59,40	0,97	61,60	1,01	84,00	1,38	70,60	1,16	67,20	1,10
Cloreto	28,80	0,81	26,80	0,75	27,30	0,77	26,60	0,75	29,30	0,83	25,00	0,70	30,80	0,87
Nitrato	1,33	0,02	1,33	0,02	1,33	0,02	1,33	0,02	1,33	0,02	1,33	0,02	1,33	0,02
Sulfato	5,00	0,10	5,61	0,12	5,18	0,11	5,00	0,10	5,00	0,10	5,00	0,10	5,00	0,10
SOMA		1,84		1,82		1,87		1,88		2,33		1,99		2,09
Cátions														
Cálcio	7,60	0,38	7,00	0,35	7,30	0,37	7,60	0,38	9,20	0,46	10,00	0,50	11,80	0,59
Ferrol	0,30	0,01	0,30	0,01	0,50	0,02	0,40	0,01	2,80	0,10	5,90	0,21	5,50	0,20
Magnésio	2,50	0,21	2,60	0,22	2,70	0,23	2,60	0,22	2,60	0,22	2,40	0,20	3,30	0,28
Potássio	9,10	0,23	8,20	0,21	9,30	0,24	8,80	0,23	8,80	0,23	8,20	0,21	9,70	0,25
Sódio	17,30	0,75	17,60	0,77	19,50	0,85	17,30	0,75	18,70	0,81	17,30	0,75	19,20	0,83
SOMA		1,58		1,55		1,69		1,59		1,82		1,87		2,14
Erro (%)		-7,37		-7,95		-4,99		-8,52		-12,37		-2,96		1,18

Erros obtidos através do balaço iônico para as análises de campo de janeiro de 2000 (sistema de wetlands do PET-EG) .

Parâmetros	PC-01		PC-02		PC-03		PC-05		PC-07		PC-09		PC-11	
	(mg/L)	(meq/L)	(mg/L)	(meq/L)	(mg/L)	(meq/L)	(mg/L)	(meq/L)	(mg/L)	(meq/L)	(mg/L)	(meq/L)	(mg/L)	(meq/L)
Anions														
Alcalinidade	80,00	0,98	73,00	1,20	41,20	0,68	30,50	0,50	34,60	0,57	25,00	0,41	36,90	0,60
Cloreto	21,00	0,59	17,10	0,48	15,00	0,42	16,80	0,47	16,20	0,46	18,00	0,51	15,00	0,42
Nitrato	3,00	0,05	3,00	0,05	3,00	0,05	3,00	0,05	3,00	0,05	3,00	0,05	3,00	0,05
Sulfato	15,90	0,33	6,97	0,15	9,31	0,19	5,00	0,10	5,00	0,10	6,63	0,14	5,00	0,10
SOMA		1,95		1,87		1,34		1,13		1,18		1,10		1,18
Cátions														
Cálcio	9,80	0,48	7,30	0,37	6,00	0,30	5,20	0,26	6,00	0,30	4,90	0,25	5,10	0,26
Ferrol	0,50	0,02	0,50	0,02	0,50	0,02	0,50	0,02	0,50	0,02	0,50	0,02	0,50	0,02
Magnésio	2,50	0,21	2,20	0,18	1,60	0,13	1,60	0,13	1,80	0,15	1,50	0,13	1,50	0,13
Potássio	6,70	0,17	6,00	0,15	5,80	0,15	4,60	0,12	5,40	0,14	4,10	0,11	4,30	0,11
Sódio	18,90	0,82	15,50	0,67	12,10	0,53	14,20	0,62	14,80	0,64	11,30	0,49	13,00	0,57
SOMA		1,70		1,39		1,13		1,15		1,25		0,98		1,07
Erro (%)		-8,98		-14,64		-8,69		0,91		3,04		-5,70		-4,73

Erros obtidos através do balaço iônico para as análises de campo de fevereiro de 2000 (sistema de wetlands do PET-EG) .

Parâmetros	PC-01		PC-02		PC-03		PC-05		PC-07		PC-09		PC-11	
	(mg/L)	(meq/L)	(mg/L)	(meq/L)	(mg/L)	(meq/L)	(mg/L)	(meq/L)	(mg/L)	(meq/L)	(mg/L)	(meq/L)	(mg/L)	(meq/L)
Anions														
Alcalinidade	35,00	0,57	41,30	0,68	35,00	0,57	42,00	0,69	69,00	1,13	120,00	1,97	39,00	0,64
Cloreto	26,00	0,73	21,00	0,59	17,50	0,49	18,00	0,51	15,00	0,42	15,00	0,42	17,00	0,48
Nitrato	3,00	0,05	3,00	0,05	3,00	0,05	3,00	0,05	3,00	0,05	3,00	0,05	3,00	0,05
Sulfato	21,50	0,45	19,60	0,41	15,90	0,33	18,90	0,39	5,75	0,12	5,00	0,10	9,61	0,20
SOMA		1,80		1,73		1,45		1,64		1,72		2,54		1,37
Cátions														
Cálcio	8,90	0,45	8,90	0,45	9,20	0,46	8,30	0,42	10,30	0,52	16,60	0,83	8,40	0,42
Ferrol	0,50	0,02	0,50	0,02	0,50	0,02	0,50	0,02	0,50	0,02	0,50	0,02	0,50	0,02
Magnésio	2,50	0,21	2,40	0,20	2,40	0,20	2,10	0,18	3,70	0,31	5,30	0,44	2,10	0,18
Potássio	5,80	0,15	5,00	0,13	5,60	0,14	5,10	0,13	5,20	0,13	6,80	0,17	4,30	0,11
Sódio	15,00	0,65	13,80	0,60	14,40	0,63	12,10	0,53	10,10	0,44	14,80	0,64	12,30	0,53
SOMA		1,47		1,39		1,45		1,28		1,41		2,11		1,26
Erro (%)		-10,09		-10,73		0,04		-12,85		-9,83		-9,35		-4,15

Erros obtidos através do balaço iônico para as análises de campo de março de 2000 (sistema de wetlands do PET-EG) .

Parâmetros	PC-01		PC-02		PC-03		PC-05		PC-07		PC-09		PC-11	
	(mg/L)	(meq/L)	(mg/L)	(meq/L)	(mg/L)	(meq/L)	(mg/L)	(meq/L)	(mg/L)	(meq/L)	(mg/L)	(meq/L)	(mg/L)	(meq/L)
Anions														
Alcalinidade	35,20	0,58	38,00	0,62	32,20	0,53	26,90	0,44	44,00	0,72	126,00	2,07	58,00	0,95
Cloreto	15,30	0,43	16,00	0,45	15,00	0,42	13,60	0,38	12,00	0,34	15,00	0,42	15,30	0,43
Nitrato	3,00	0,05	3,00	0,05	3,00	0,05	3,00	0,05	3,00	0,05	3,00	0,05	3,00	0,05
Sulfato	16,50	0,34	15,90	0,33	15,70	0,33	13,20	0,28	9,72	0,20	5,00	0,10	5,00	0,10
SOMA		1,40		1,45		1,33		1,15		1,31		2,64		1,53
Cátions														
Cálcio	6,70	0,34	6,80	0,34	6,80	0,34	5,90	0,30	7,70	0,39	19,00	0,95	9,70	0,49
Ferrol	0,50	0,02	0,50	0,02	0,50	0,02	0,50	0,02	3,70	0,13	4,80	0,17	0,50	0,02
Magnésio	2,30	0,19	2,10	0,18	2,20	0,18	1,90	0,16	2,00	0,17	6,40	0,53	2,80	0,23
Potássio	4,40	0,11	4,60	0,12	2,90	0,07	3,80	0,10	2,50	0,06	4,10	0,11	5,20	0,13
Sódio	12,60	0,55	12,70	0,55	11,20	0,49	11,00	0,48	10,60	0,46	13,30	0,58	15,70	0,68
SOMA		1,21		1,20		1,10		1,05		1,21		2,34		1,55
Erro (%)		-7,48		-9,42		-9,20		-4,58		-4,03		-6,08		0,58

Erros obtidos através do balaço iônico para as análises de campo de maio de 2000 (sistema de wetlands do PET-EG) .

Parâmetros	PC-01		PC-02		PC-03		PC-05		PC-07		PC-09		PC-11	
	(mg/L)	(meq/L)	(mg/L)	(meq/L)	(mg/L)	(meq/L)	(mg/L)	(meq/L)	(mg/L)	(meq/L)	(mg/L)	(meq/L)	(mg/L)	(meq/L)
Anions														
Alcalinidade	55,00	0,90	46,00	0,75	60,00	0,98	68,00	1,11	70,50	1,16	63,20	1,04	63,00	1,03
Cloreto	27,00	0,76	24,00	0,68	23,60	0,66	29,00	0,82	26,00	0,73	24,00	0,68	22,00	0,62
Nitrato	3,00	0,05	3,00	0,05	3,00	0,05	3,00	0,05	3,00	0,05	3,00	0,05	3,00	0,05
Sulfato	12,10	0,25	13,80	0,29	5,00	0,10	5,00	0,10	5,00	0,10	5,00	0,10	7,58	0,16
SOMA		1,96		1,77		1,80		2,08		2,04		1,86		1,86
Cátions														
Cálcio	11,20	0,56	8,00	0,40	7,30	0,37	6,80	0,34	12,70	0,64	11,30	0,57	12,00	0,60
Ferrol	0,50	0,02	0,50	0,02	0,50	0,02	0,50	0,02	3,10	0,11	4,50	0,16	3,40	0,12
Magnésio	0,20	0,02	2,80	0,23	2,60	0,22	2,30	0,19	3,00	0,25	3,60	0,30	3,00	0,25
Potássio	10,10	0,26	9,90	0,25	9,60	0,25	8,40	0,22	7,70	0,20	7,50	0,19	9,20	0,24
Sódio	24,20	1,05	24,50	1,07	17,60	0,77	22,00	0,96	23,90	1,04	22,80	0,99	21,30	0,93
SOMA		1,91		1,97		1,61		1,72		2,23		2,21		2,13
Erro (%)		-1,47		5,47		-5,57		-9,53		4,48		8,46		6,88

Erros obtidos através do balaço iônico para as análises de campo de julho de 2000 (sistema de wetlands do PET-EG) .

Parâmetros	PC-01		PC-02		PC-03		PC-05		PC-07		PC-09		PC-11	
	(mg/L)	(meq/L)	(mg/L)	(meq/L)	(mg/L)	(meq/L)	(mg/L)	(meq/L)	(mg/L)	(meq/L)	(mg/L)	(meq/L)	(mg/L)	(meq/L)
Anions														
Alcalinidade	60,50	0,99	60,00	0,98	55,90	0,92	52,00	0,85	80,30	1,32	68,00	1,11	71,00	1,16
Cloreto	27,00	0,76	26,00	0,73	27,00	0,76	27,00	0,76	30,00	0,85	26,00	0,73	29,00	0,82
Nitrato	3,00	0,05	3,00	0,05	3,00	0,05	3,00	0,05	3,00	0,05	3,00	0,05	3,00	0,05
Sulfato	5,00	0,10	5,61	0,12	5,18	0,11	5,00	0,10	2,90	0,06	5,00	0,10	5,00	0,10
SOMA		1,90		1,88		1,83		1,77		2,27		2,00		2,13
Cátions														
Cálcio	7,80	0,38	7,00	0,35	7,30	0,37	7,80	0,38	9,20	0,46	10,00	0,50	11,80	0,59
Ferrol	0,50	0,02	0,50	0,02	0,50	0,02	0,50	0,02	2,80	0,10	2,30	0,08	1,90	0,07
Magnésio	2,50	0,21	2,60	0,22	2,70	0,23	2,60	0,22	2,60	0,22	2,40	0,20	3,30	0,28
Potássio	9,10	0,23	8,20	0,21	9,30	0,24	8,80	0,23	8,80	0,23	8,20	0,21	9,70	0,25
Sódio	17,30	0,75	17,60	0,77	19,50	0,85	17,30	0,75	18,70	0,81	17,30	0,75	19,20	0,83
SOMA		1,59		1,56		1,69		1,59		1,82		1,74		2,02
Erro (%)		-8,96		-9,34		-3,94		-5,16		-11,13		-6,81		-2,82

ANEXO 4 – RESULTADOS DAS ANÁLISES QUÍMICAS E FÍSICO-QUÍMICAS DE LABORATÓRIO E CAMPO DO SISTEMA DE *WETLANDS* DA SABESP

Resultados das análises de laboratório do sistema de wetlands da SABESP.

Parâmetro	Ponto	Data de Coleta					Parâmetro	Ponto	Data de Coleta				
		23/11/00	18/12/00	17/01/01	17/02/01	14/03/01			23/11/00	18/12/00	17/01/01	17/02/01	14/03/01
Alcalinidade (mg/L - HCO ₃ ⁻)	PC-01	70.9	73.6	71.0	72.6	73.5	Cálcio (mg/L)	PC-01	14.9	14.1	14.5	14.3	14.6
	PC-02	60.0	56.7	56.8	59.2	57.1		PC-02	13.4	13.8	13.6	13.4	13.5
	PC-03	55.6	45.2	50.3	49.2	43.2		PC-03	14.4	12.6	13.4	13.2	13.8
	PC-04	60.5	56.1	57.2	56.0	55.7		PC-04	12.8	13.9	13.0	13.4	13.5
	PC-05	45.0	75.2	65.8	65.2	63.0		PC-05	16.1	15.2	15.0	15.2	15.6
	PC-06	*	75.8	66.4	62.5	67.6		PC-06	*	16.7	15.8	16.0	15.4
Cloreto (mg/L)	PC-01	15.9	15.7	15.6	15.4	15.9	Ferro Total (mg/L)	PC-01	0.39	0.43	0.30	<0,30	<0,30
	PC-02	15.0	16.1	15.8	15.7	16.1		PC-02	1.80	<0,30	<0,30	<0,30	<0,30
	PC-03	13.4	16.1	14.9	14.6	14.8		PC-03	<0,30	<0,30	1.40	1.23	1.21
	PC-04	16.8	12.5	14.5	13.8	13.7		PC-04	0.42	<0,30	<0,30	<0,30	<0,30
	PC-05	16.1	11.1	13.9	14.0	13.2		PC-05	<0,3	1.25	1.30	1.54	1.36
	PC-06	*	12.0	13.2	12.0	13.4		PC-06	*	0.73	1.25	1.70	1.35
N Total (mg/L)	PC-01	5.56	3.20	7.00	5.30	6.50	Ferro II (mg/L)	PC-01	0.10	<0,10	<0,10	<0,10	<0,10
	PC-02	2.99	1.60	4.20	2.70	2.30		PC-02	1.80	<0,10	<0,10	<0,10	<0,10
	PC-03	1.50	0.50	2.21	1.43	1.30		PC-03	<0,10	<0,10	1.40	1.20	1.18
	PC-04	2.92	<0,40	1.85	1.56	2.00		PC-04	0.23	<0,10	<0,10	<0,10	<0,10
	PC-05	0.94	0.54	0.50	0.42	0.60		PC-05	<0,10	1.18	1.20	1.50	1.30
	PC-06	*	<0,40	0.45	0.51	0.47		PC-06	*	0.40	1.20	1.60	1.35
Eficiência		83.1%	87.5%	93.6%	90.4%	92.8%	Magnésio (mg/L)	PC-01	2.17	2.45	2.31	2.54	2.69
N Orgânico (mg/L)	PC-01	2.06	<0,40	1.50	0.50	0.60		PC-02	2.24	2.20	2.20	2.13	2.21
	PC-02	1.14	<0,40	0.60	<0,40	<0,40		PC-03	1.80	1.75	1.70	1.80	1.74
	PC-03	<1,31	<0,40	<0,40	<0,40	<0,40		PC-04	2.35	1.94	2.22	2.10	2.13
	PC-04	<1,31	<0,40	<0,40	<0,40	<0,40		PC-05	2.23	2.12	2.15	2.18	2.14
	PC-05	0.74	<0,40	<0,40	<0,40	<0,40		PC-06	*	2.11	2.14	2.11	2.13
	PC-06	*	<0,40	<0,40	<0,40	<0,40	Potássio (mg/L)	PC-01	7.69	5.25	7.00	6.87	6.34
Eficiência		64.1%		>73.3%	>20%	>33.3%		PC-02	4.64	3.05	4.65	4.52	3.99
Amônia (mg/L)	PC-01	4.48	3.94	4.50	4.65	4.60		PC-03	5.16	2.99	3.67	4.50	3.02
	PC-02	2.37	1.69	3.00	2.50	2.30		PC-04	7.00	<2,00	5.21	5.20	2.87
	PC-03	1.69	0.40	1.70	1.50	1.20		PC-05	7.40	<2,00	3.40	3.60	2.54
	PC-04	3.42	<0,26	2.40	1.50	1.10		PC-06	*	4.52	3.87	4.59	4.59
	PC-05	0.26	0.46	1.20	0.50	0.40	Sódio (mg/L)	PC-01	14.7	12.5	13.2	14.0	15.6
	PC-06	*	0.30	0.90	0.30	0.30		PC-02	13.1	12.6	12.8	13.4	13.8
Eficiência		94.2%	92.4%	80.0%	93.5%	93.5%		PC-03	13.8	11.6	12.7	12.5	13.0
Nitrato (mg/L)	PC-01	1.77	3.50	2.50	2.00	1.80		PC-04	12.3	9.84	11.2	10.9	10.5
	PC-02	<1,33	<1,33	2.00	1.50	1.50		PC-05	15.2	9.50	10.0	11.5	11.4
	PC-03	3.06	2.88	2.60	2.15	2.00		PC-06	*	8.73	9.60	9.50	10.4
	PC-04	2.75	<1,33	1.50	1.40	1.54	DBO (mg/L)	PC-01	26.0	6.00	30.0	25.0	27.0
	PC-05	11.43	<1,33	<1,33	<1,33	<1,33		PC-02	8.00	<2,00	10.0	9.00	8.00
	PC-06	*	1.33	1.33	1.33	1.33		PC-03	35.0	5.00	7.00	6.00	6.00
Eficiência		-545.8%	>62%	>46.8%	>33.5%	>26.1%		PC-04	6.00	<2,00	3.00	3.00	<2,00
Nitrito (mg/L)	PC-01	0.49	0.56	<0,06	<0,06	<0,06		PC-05	27.0	4.00	5.00	6.00	4.00
	PC-02	<0,06	0.29	<0,06	<0,06	<0,06	PC-06	*	8.00	5.00	5.00	5.00	
	PC-03	0.20	<0,06	<0,06	<0,06	<0,06	Eficiência		-3.8%	-33.3%	83.3%	80.0%	81.5%
	PC-04	0.69	<0,06	<0,06	<0,06	<0,06	DQO (mg/L)	PC-01	113	40.0	100	125	118
	PC-05	<0,06	<0,06	<0,06	<0,06	<0,06		PC-02	36.0	<5,00	51.0	60.0	59.0
	PC-06	*	<0,06	<0,06	<0,06	<0,06		PC-03	128	25.0	60.0	60.0	62.0
Sulfato (mg/L)	PC-01	12.00	9.44	10.45	11.00	12.00		PC-04	36.0	<5,00	30.0	35.0	34.0
	PC-02	8.26	9.78	8.00	8.65	9.00		PC-05	108	15.0	25.0	25.0	22.0
	PC-03	9.53	6.52	9.00	7.42	7.50	PC-06	*	40.0	28.0	23.0	22.0	
	PC-04	6.56	6.07	6.50	6.12	6.32	Eficiência		4.4%	0.0%	72.0%	81.6%	81.4%
	PC-05	12.80	<0,50	<0,50	1.00	2.30							
	PC-06	*	<0,50	<0,50	1.20	2.45							

* Ponto sem água

Resultados das análises efetuadas em campo no sistema de wetlands da SABESP.

Parâmetro	Ponto	Data de coleta								
		23/11/00	06/12/00	18/12/00	05/01/01	17/01/01	01/02/01	17/02/01	07/03/01	14/03/01
Alcalinidade (mg/L HCO ₃)	PC1	50.5	66.2	49.7	56.2	60.0	72.8	NA	109	79.4
	PC2	42.2	56.3	66.4	76.2	63.2	79.6	NA	96.2	76.2
	PC3	33.2	59.6	46.5	66.4	52.6	89.6	NA	99.6	89.6
	PC4	39.2	67.6	53.0	73.0	55.3	96.3	NA	103	78.9
	PC5	49.9	79.6	72.9	86.4	60.8	113	NA	123	82.8
	PC6	*	86.3	89.6	89.7	78.4	103	NA	139	79.4
Cloreto (mg/L)	PC1	16.0	17.0	15.0	17.0	26.0	20.0	21.0	14.0	18.3
	PC2	15.0	18.0	16.0	22.0	24.0	25.0	25.0	16.0	20.1
	PC3	22.0	14.0	14.0	20.0	25.0	22.0	22.0	12.0	18.9
	PC4	15.0	19.0	15.0	13.0	22.0	17.0	21.0	11.0	16.6
	PC5	14.0	16.0	10.0	18.0	25.0	17.0	15.0	9.0	15.5
	PC6	*	16.0	12.0	20.0	19.0	14.0	18.0	9.0	13.5
Amônio (mg/L)	PC1	6.30	4.50	5.10	5.60	7.00	7.10	5.50	2.10	7.20
	PC2	3.90	5.00	2.80	5.00	6.50	5.70	5.60	1.90	5.40
	PC3	4.60	5.40	0.50	1.30	5.40	1.40	1.80	2.80	2.60
	PC4	2.90	2.20	0.30	0.70	1.50	1.60	1.10	1.90	0.90
	PC5	0.60	0.80	<0,20	0.20	0.80	0.50	<0,20	0.20	0.20
	PC6	*	0.40	0.30	0.30	0.20	0.50	<0,20	<0,20	0.20
Eficiência		90.5%	82.2%	94.1%	94.6%	88.6%	93.0%	96.4%	90.5%	97.2%
Nitrato (mg/L)	PC1	4.00	<3,00	<3,00	5.12	5.54	3.98	4.87	7.53	5.76
	PC2	<3,00	<3,00	<3,00	7.84	7.64	10.20	6.64	7.97	5.76
	PC3	<3,00	<3,00	<3,00	5.13	4.87	4.87	5.32	6.20	3.10
	PC4	3.00	<3,00	<3,00	4.46	6.53	3.98	4.87	5.32	11.96
	PC5	<3,00	<3,00	<3,00	1.91	2.43	0.44	2.21	3.54	3.54
	PC6	*	<3,00	<3,00	2.00	2.66	0.44	2.68	3.54	3.99
Eficiência		25.0%			60.9%	52.0%	89.0%	45.0%	53.0%	30.4%
Ferro II (mg/L)	PC1	<0,50	<0,50	<0,50	<0,50	<0,50	3.98	<0,50	<0,50	<0,50
	PC2	1.80	<0,50	<0,50	<0,50	<0,50	1.20	<0,50	<0,50	<0,50
	PC3	1.60	<0,50	<0,50	<0,50	2.20	1.87	1.50	3.50	3.40
	PC4	<0,50	<0,50	<0,50	0.60	<0,50	3.98	<0,50	<0,50	<0,50
	PC5	<0,50	<0,50	1.00	<0,50	2.60	0.44	0.80	0.90	0.50
	PC6	*	<0,50	<0,50	<0,50	1.90	0.44	0.80	1.70	0.70
Cond. Elétrica (mg/L)	PC1	209	203	212	211	235	230	235	151	256
	PC2	193	227	188	224	226	225	233	265	245
	PC3	194	202	170	188	241	225	213	193	206
	PC4	196	223	161	173	249	194	216	205	215
	PC5	202	218	164	160	238	213	212	275	193
	PC6	*	216	175	174	258	283	189	244	207
pH	PC1	7.01	7.22	7.26	7.09	7.21	7.54	6.75	7.04	6.99
	PC2	6.40	6.90	7.07	6.95	6.97	6.64	6.77	6.80	6.52
	PC3	6.52	7.10	6.54	6.40	6.75	6.71	6.53	6.67	6.41
	PC4	7.17	6.80	6.68	6.77	6.97	6.72	6.76	6.76	6.54
	PC5	6.60	6.92	6.83	6.54	6.84	6.65	6.78	6.78	6.58
	PC6	*	6.89	6.77	6.48	6.70	6.67	6.35	6.50	6.50
Oxigênio Dissolvido (mg/L)	PC1	4.00	10.70	5.30	4.60	4.80	5.00	2.71	4.45	4.03
	PC2	4.30	4.30	5.00	4.30	3.60	1.70	0.78	1.20	0.67
	PC3	4.40	6.10	1.70	2.10	11.00	1.80	0.51	0.80	0.80
	PC4	5.50	5.40	2.80	3.00	2.40	2.30	6.07	5.60	3.97
	PC5	4.40	3.10	1.90	2.80	2.20	3.60	2.12	2.26	2.29
	PC6	*	5.00	1.90	2.80	1.50	2.20	1.40	1.21	1.74
Temperatura (°C)	PC1	29.9	21.2	24.1	27.0	26.0	24.5	26.0	24.8	25.5
	PC2	30.7	21.2	24.5	27.0	28.0	24.3	25.0	23.9	25.3
	PC3	26.0	21.3	24.2	25.0	26.3	24.2	24.9	23.1	24.1
	PC4	26.9	22.0	24.3	27.6	28.0	25.1	26.4	25.6	27.8
	PC5	25.9	22.9	24.4	27.0	26.8	25.5	24.8	24.6	25.5
	PC6	*	23.0	24.3	27.3	28.0	25.7	25.0	24.7	25.2
Eh (mV)	PC1	331	NA	331	NA	329	305	288	410	320
	PC2	332	NA	330	NA	329	336	282	471	368
	PC3	329	NA	330	NA	334	291	248	150	171
	PC4	325	NA	330	NA	329	302	325	218	229
	PC5	326	NA	323	NA	343	214	177	208	242
	PC6	*	NA	327	NA	328	197	189	184	212
Vazão (m³/s)	PC1	NA	NA	2.00E-04	NA	2.63E-04	NA	3.33E-04	3.33E-04	3.33E-04
	PC2	NA	NA	1.43E-04	NA	1.92E-04	NA	2.08E-04	1.80E-04	1.67E-04
	PC3	NA	NA	8.33E-05	NA	1.00E-04	NA	1.77E-04	2.00E-04	1.92E-04
	PC4	NA	NA	7.69E-05	NA	1.25E-04	NA	1.77E-04	1.05E-04	1.11E-04
	PC5	NA	NA	1.00E-04	NA	1.07E-04	NA	9.90E-04	1.00E-04	1.11E-04
	PC6	NA	NA	1.04E-04	NA	1.02E-04	NA	1.06E-04	9.52E-04	9.71E-04

NA - Não analisado
* - Ponto sem água

ANEXO 5 – ERROS OBTIDOS ATRAVÉS DO BALANÇO IÔNICO PARA ANÁLISES QUÍMICAS DE CAMPO E LABORATÓRIO (SISTEMA DE *WETLANDS* DA SABESP)

Erros obtidos através do balanço iônico para as análises de laboratório de novembro de 2000 (sistema de wetlands da SABESP).

Parâmetros	PC-01		PC-02		PC-03		PC-04		PC-05	
	(mg/L)	(meq/L)	(mg/L)	(meq/L)	(mg/L)	(meq/L)	(mg/L)	(meq/L)	(mg/L)	(meq/L)
Anions										
Alcalinidade	70.9	1.16	60.0	0.98	55.6	0.91	60.5	0.99	45.9	0.75
Cloreto	15.9	0.45	15.0	0.42	13.4	0.39	16.8	0.47	16.1	0.45
Nitrato	1.77	0.03	1.33	0.02	3.06	0.05	2.75	0.04	11.4	0.18
Sulfato	12.0	0.25	8.26	0.17	9.53	0.20	6.53	0.14	12.8	0.27
SOMA		1.89		1.60		1.54		1.65		1.66
Cations										
Cálcio	14.9	0.75	13.4	0.67	14.4	0.72	12.8	0.64	16.1	0.81
Ferrol	0.10	0.00	1.80	0.06	0.10	0.00	0.23	0.01	0.10	0.00
Magnésio	2.17	0.18	2.24	0.19	1.80	0.15	2.35	0.20	2.23	0.19
Potássio	7.69	0.20	4.64	0.12	5.16	0.13	7.00	0.18	7.40	0.19
Sódio	14.7	0.64	13.1	0.57	13.8	0.60	12.3	0.53	15.2	0.66
SOMA		1.77		1.61		1.61		1.56		1.85
Erro (%)		-3.37		0.31		2.20		-2.72		5.37

Erros obtidos através do balanço iônico para as análises de laboratório de dezembro de 2000 (sistema de wetlands da SABESP).

Parâmetros	PC-01		PC-02		PC-03		PC-04		PC-05		PC-06	
	(mg/L)	(meq/L)	(mg/L)	(meq/L)	(mg/L)	(meq/L)	(mg/L)	(meq/L)	(mg/L)	(meq/L)	(mg/L)	(meq/L)
Anions												
Alcalinidade	73.6	1.21	56.7	0.93	45.2	0.74	56.1	0.92	75.2	1.23	75.8	1.24
Cloreto	15.7	0.44	16.1	0.45	16.1	0.45	12.5	0.35	11.1	0.31	12.0	0.34
Nitrato	3.50	0.06	1.33	0.02	2.88	0.05	1.33	0.02	1.33	0.02	1.33	0.02
Sulfato	9.44	0.20	9.78	0.20	6.52	0.14	6.07	0.13	5.00	0.10	0.50	0.01
SOMA		1.90		1.61		1.38		1.42		1.67		1.61
Cations												
Cálcio	14.1	0.71	13.8	0.69	12.6	0.63	13.9	0.70	15.20	0.76	16.70	0.84
Ferrol	0.10	0.00	0.10	0.00	0.10	0.00	0.10	0.00	1.18	0.04	0.40	0.01
Magnésio	2.45	0.20	2.20	0.18	1.75	0.15	1.94	0.16	2.12	0.18	2.11	0.18
Potássio	5.25	0.13	3.05	0.08	2.99	0.08	2.00	0.05	2.00	0.05	4.52	0.12
Sódio	12.5	0.54	12.6	0.55	11.6	0.50	9.84	0.43	9.50	0.41	8.73	0.38
SOMA		1.59		1.50		1.36		1.34		1.44		1.52
Erro (%)		-8.91		-3.38		-0.60		-2.91		-7.32		-2.93

Erros obtidos através do balanço iônico para as análises de laboratório de janeiro de 2001 (sistema de wetlands da SABESP).

Parâmetros	PC-01		PC-02		PC-03		PC-04		PC-05		PC-06	
	(mg/L)	(meq/L)	(mg/L)	(meq/L)	(mg/L)	(meq/L)	(mg/L)	(meq/L)	(mg/L)	(meq/L)	(mg/L)	(meq/L)
Anions												
Alcalinidade	71.0	1.16	56.8	0.93	50.3	0.82	57.2	0.94	65.8	1.08	66.4	1.09
Cloreto	15.6	0.44	15.8	0.45	14.9	0.42	14.5	0.41	13.9	0.39	13.2	0.37
Nitrato	2.50	0.04	2.00	0.03	2.60	0.04	1.50	0.02	1.33	0.02	1.33	0.02
Sulfato	10.5	0.22	8.00	0.17	9.00	0.19	6.50	0.14	0.50	0.01	0.50	0.01
SOMA		1.86		1.58		1.47		1.51		1.50		1.49
Cations												
Cálcio	14.50	0.73	13.60	0.68	13.40	0.67	13.00	0.65	15.00	0.75	15.80	0.79
Ferrol	0.10	0.00	0.10	0.00	1.40	0.05	0.10	0.00	1.20	0.04	1.20	0.04
Magnésio	2.31	0.19	2.20	0.18	1.70	0.14	2.22	0.19	2.15	0.18	2.14	0.18
Potássio	7.00	0.18	4.65	0.12	3.67	0.09	5.21	0.13	3.40	0.09	3.87	0.10
Sódio	13.20	0.57	12.80	0.56	12.70	0.55	11.20	0.49	10.00	0.43	9.60	0.42
SOMA		1.67		1.54		1.51		1.46		1.49		1.53
Erro (%)		-5.29		-1.04		1.15		-1.57		-0.27		1.18

Erros obtidos através do balanço iônico para as análises de laboratório de fevereiro de 2001 (sistema de wetlands da SABESP).

Parâmetros	PC-01		PC-02		PC-03		PC-04		PC-05		PC-06	
	(mg/L)	(meq/L)	(mg/L)	(meq/L)	(mg/L)	(meq/L)	(mg/L)	(meq/L)	(mg/L)	(meq/L)	(mg/L)	(meq/L)
Anions												
Alcalinidade	72.6	1.19	59.2	0.97	49.2	0.81	58.0	0.92	65.2	1.07	62.5	1.02
Cloreto	15.4	0.43	15.7	0.44	14.6	0.41	13.8	0.39	14.0	0.39	12.0	0.34
Nitrato	2.00	0.03	1.50	0.02	2.15	0.03	1.40	0.02	1.33	0.02	1.33	0.02
Sulfato	11.00	0.23	8.65	0.18	7.42	0.15	6.12	0.13	1.00	0.02	1.20	0.03
SOMA		1.89		1.62		1.41		1.46		1.51		1.41
Cations												
Cálcio	14.30	0.72	13.40	0.67	13.20	0.66	13.40	0.67	15.20	0.76	16.00	0.80
Ferrol	0.10	0.00	0.10	0.00	1.20	0.04	0.10	0.00	1.50	0.05	1.60	0.06
Magnésio	2.54	0.21	2.13	0.18	1.20	0.10	2.10	0.18	2.18	0.18	2.11	0.18
Potássio	6.87	0.18	4.52	0.12	1.80	0.05	5.20	0.13	3.60	0.09	4.59	0.12
Sódio	14.0	0.61	13.4	0.58	4.50	0.20	10.9	0.47	11.5	0.50	9.50	0.41
SOMA		1.72		1.55		1.84		1.46		1.59		1.56
Erro (%)		-4.73		-2.13		-14.8		-0.04		2.65		5.20

Erros obtidos através do balanço iônico para as análises de laboratório de março de 2001 (sistema de wetlands da SABESP).

Parâmetros	PC-01		PC-02		PC-03		PC-04		PC-05		PC-06	
	(mg/L)	(meq/L)	(mg/L)	(meq/L)	(mg/L)	(meq/L)	(mg/L)	(meq/L)	(mg/L)	(meq/L)	(mg/L)	(meq/L)
Anions												
Alcalinidade	73.5	1.20	57.1	0.94	43.1	0.71	55.7	0.91	63.0	1.03	67.5	1.11
Cloreto	15.9	0.45	16.1	0.45	14.8	0.42	13.7	0.39	13.2	0.37	13.4	0.38
Nitrato	1.80	0.03	1.50	0.02	2.00	0.03	1.54	0.02	1.33	0.02	1.33	0.02
Sulfato	12.0	0.25	9.00	0.19	7.50	0.16	6.32	0.13	2.30	0.05	2.45	0.05
SOMA		1.83		1.60		1.31		1.46		1.47		1.56
Cations												
Cálcio	14.6	0.73	13.5	0.68	13.8	0.69	13.5	0.68	15.6	0.78	15.4	0.77
Ferrol	0.10	0.00	0.10	0.00	1.18	0.04	0.10	0.00	1.30	0.05	1.35	0.05
Magnésio	2.69	0.22	2.21	0.18	1.74	0.15	2.13	0.18	2.14	0.18	2.13	0.18
Potássio	6.34	0.16	3.99	0.10	3.02	0.08	2.87	0.07	2.54	0.07	4.59	0.12
Sódio	15.6	0.68	13.8	0.60	13.0	0.57	10.50	0.46	11.4	0.50	10.4	0.45
SOMA		1.80		1.57		1.52		1.39		1.57		1.57
Erro (%)		-3.57		-1.14		7.34		-2.44		3.01		0.29

**Erros obtidos através do balança iônica para as análises de campo de novembro de 2000
(sistema de wetlands da SABESP).**

Parâmetros	PC-01		PC-02		PC-03		PC-04		PC-05	
	(mg/L)	(meq/L)	(mg/L)	(meq/L)	(mg/L)	(meq/L)	(mg/L)	(meq/L)	(mg/L)	(meq/L)
Anions										
Alcalinidade	50.5	0.83	42.2	0.69	33.20	0.54	39.2	0.64	49.9	0.82
Cloreto	16.0	0.45	15.0	0.42	22.00	0.62	15.0	0.42	14.0	0.39
Nitrato	0.40	0.01	3.00	0.05	3.00	0.05	3.00	0.05	3.00	0.05
Sulfato	12.00	0.25	8.26	0.17	9.53	0.20	6.53	0.14	12.80	0.27
SOMA		1.54		1.33		1.41		1.25		1.53
Cations										
Cálcio	14.90	0.75	13.40	0.67	14.40	0.72	12.80	0.64	16.10	0.81
Ferroil	0.50	0.02	1.80	0.06	1.60	0.06	0.50	0.02	0.50	0.02
Magnésio	2.17	0.18	2.24	0.19	1.80	0.15	2.35	0.20	2.23	0.19
Potássio	7.69	0.20	4.64	0.12	5.16	0.13	7.00	0.18	7.40	0.19
Sódio	14.70	0.64	13.10	0.57	13.80	0.60	12.30	0.53	15.20	0.66
SOMA		1.78		1.61		1.66		1.57		1.86
Erro (%)		7.39		9.33		8.09		11.3		9.80

**Erros obtidos através do balança iônica para as análises de campo de dezembro de 2000
(sistema de wetlands da SABESP).**

Parâmetros	PC-01		PC-02		PC-03		PC-04		PC-05		PC-06	
	(mg/L)	(meq/L)	(mg/L)	(meq/L)	(mg/L)	(meq/L)	(mg/L)	(meq/L)	(mg/L)	(meq/L)	(mg/L)	(meq/L)
Anions												
Alcalinidade	49.7	0.81	66.4	1.09	46.5	0.76	53.0	0.87	72.9	1.20	89.6	1.47
Cloreto	15.0	0.42	16.0	0.45	14.0	0.39	15.0	0.42	10.0	0.28	12.0	0.34
Nitrato	3.01	0.05	3.00	0.05	3.00	0.05	3.00	0.05	3.00	0.05	3.00	0.05
Sulfato	9.44	0.20	9.78	0.20	6.52	0.14	6.07	0.13	5.00	0.10	0.50	0.01
SOMA		1.48		1.79		1.34		1.47		1.63		1.87
Cations												
Cálcio	14.1	0.71	13.8	0.69	12.8	0.63	13.9	0.70	15.2	0.76	16.7	0.84
Ferroil	0.50	0.02	0.50	0.02	0.50	0.02	0.50	0.02	1.00	0.04	0.50	0.02
Magnésio	2.45	0.20	2.20	0.18	1.75	0.15	1.94	0.16	2.12	0.18	2.11	0.18
Potássio	5.25	0.13	3.05	0.08	2.99	0.08	0.00	0.00	0.00	0.00	4.52	0.12
Sódio	12.5	0.54	12.8	0.55	11.8	0.50	9.84	0.43	9.50	0.41	8.73	0.38
SOMA		1.61		1.52		1.37		1.30		1.39		1.52
Erro (%)		3.97		-8.29		1.25		-5.92		-8.09		-10.1

**Erros obtidos através do balança iônica para as análises campo de janeiro de 2001
(sistema de wetlands da SABESP).**

Parâmetros	PC-01		PC-02		PC-03		PC-04		PC-05		PC-06	
	(mg/L)	(meq/L)	(mg/L)	(meq/L)	(mg/L)	(meq/L)	(mg/L)	(meq/L)	(mg/L)	(meq/L)	(mg/L)	(meq/L)
Anions												
Alcalinidade	60.0	0.98	63.2	1.04	52.6	0.86	55.3	0.91	60.0	0.98	78.4	1.29
Cloreto	26.0	0.73	24.0	0.68	25.0	0.70	22.0	0.62	25.0	0.70	19.0	0.54
Nitrato	5.54	0.09	7.84	0.12	4.87	0.08	6.53	0.11	2.43	0.04	2.66	0.04
Sulfato	10.5	0.22	8.00	0.17	9.00	0.19	6.50	0.14	0.50	0.01	0.50	0.01
SOMA		2.02		2.00		1.83		1.77		1.74		1.87
Cations												
Cálcio	14.5	0.73	13.6	0.68	13.4	0.67	13.0	0.65	15.0	0.75	15.8	0.79
Ferroil	0.50	0.02	0.50	0.02	2.2	0.08	0.50	0.02	2.60	0.09	1.90	0.07
Magnésio	2.31	0.19	2.20	0.18	1.70	0.14	2.22	0.19	2.15	0.18	2.14	0.18
Potássio	7.00	0.18	4.65	0.12	3.67	0.09	5.21	0.13	3.40	0.09	3.87	0.10
Sódio	13.2	0.57	12.8	0.56	12.7	0.55	11.2	0.49	10.0	0.43	9.80	0.42
SOMA		1.69		1.56		1.54		1.47		1.54		1.55
Erro (%)		-9.01		-12.5		-8.79		-9.06		-5.90		-9.37

**Erros obtidos através do balança iônica para as análises de campo de março de 2001
(sistema de wetlands da SABESP).**

Parâmetros	PC-01		PC-02		PC-03		PC-04		PC-05		PC-06	
	(mg/L)	(meq/L)	(mg/L)	(meq/L)	(mg/L)	(meq/L)	(mg/L)	(meq/L)	(mg/L)	(meq/L)	(mg/L)	(meq/L)
Anions												
Alcalinidade	79.40	1.30	65.20	1.07	79.60	1.30	65.90	1.08	72.80	1.19	79.40	1.30
Cloreto	18.30	0.52	20.10	0.57	18.90	0.53	15.00	0.42	15.50	0.44	13.50	0.38
Nitrato	5.76	0.09	5.76	0.09	3.10	0.05	10.96	0.18	3.54	0.06	3.99	0.06
Sulfato	12.0	0.25	9.00	0.19	7.50	0.16	6.32	0.13	2.30	0.05	2.45	0.05
SOMA		2.16		1.92		2.04		1.81		1.74		1.80
Cations												
Cálcio	14.6	0.73	13.5	0.68	13.8	0.69	13.5	0.68	15.6	0.78	15.4	0.77
Ferroil	0.50	0.02	0.50	0.02	3.40	0.12	0.50	0.02	0.50	0.02	0.70	0.03
Magnésio	2.69	0.22	2.21	0.18	1.74	0.15	2.13	0.18	2.14	0.18	2.13	0.18
Potássio	6.34	0.16	3.99	0.10	3.02	0.08	2.87	0.07	2.54	0.07	4.59	0.12
Sódio	15.6	0.68	13.80	0.60	13.00	0.57	10.50	0.46	11.4	0.50	10.4	0.45
SOMA		1.81		1.58		1.60		1.40		1.54		1.54
Erro (%)		-8.74		-9.62		-12.2		-12.8		-6.05		-7.63

**ANEXO 6 – RESULTADOS DAS ANÁLISES QUÍMICAS DO SISTEMA *WETLANDS*
FORNECIDOS PELA SABESP REFERENTES AO ANO DE 1997**

Dados do sistema de wetlands da SABESP referentes ao ano de 1997.

Parâmetro	Ponto	Data de Coleta						
		31/03/97	07/04/97	14/04/97	28/04/97	12/05/97	20/08/97	01/09/97
Temperatura da amostra (°C)	PC1	20,0	19,0	20,0	20,0	18,0	24,5	17,5
	PC2	20,5	19,0	19,0	20,0	19,0	24,5	17,0
	PC3	21,0	20,0	20,0	20,0	19,0	24,5	17,0
	PC4	22,0	20,5	23,0	21,0	19,5	24,5	17,0
	PC5	22,0	20,5	*	22,0	20,0	24,5	17,5
Cor (uc)	PC1	70,0	65,0	70,0	90,0	65,0	90,0	150,0
	PC2	30,0	35,0	35,0	90,0	25,0	40,0	650,0
	PC3	20,0	20,0	20,0	25,0	15,0	40,0	25,0
	PC4	20,0	20,0	<5,00	30,0	25,0	20,0	30,0
	PC5	10,0	10,0	*	<5,00	<5,00	15,0	15,0
Eficiência		85,7%	84,6%	92,9%	94,4%	92,3%	83,3%	90,0%
Turbidez (NTU)	PC1	13,0	12,0	14,0	15,0	11,0	13,0	17,0
	PC2	3,90	3,80	4,20	6,80	2,50	5,80	6,80
	PC3	3,10	3,70	7,90	4,00	1,40	8,00	3,40
	PC4	2,20	1,80	0,62	4,90	2,80	3,40	4,50
	PC5	1,60	1,10	*	1,30	0,59	2,60	1,50
Eficiência		87,7%	90,8%	95,6%	91,3%	94,6%	80,0%	91,2%
Sólidos Suspensos Totais	PC1	<20,0	<20,0	<20,0	<20,0	<20,0	<20,0	<20,0
	PC2	<20,0	<20,0	<20,0	<20,0	<20,0	<20,0	70
	PC3	<20,0	<20,0	<20,0	<20,0	<20,0	<20,0	<20,0
	PC4	<20,0	<20,0	<20,0	<20,0	<20,0	<20,0	<20,0
	PC5	<20,0	<20,0	<20,0	<20,0	<20,0	<20,0	<20,0
pH	PC1	6,90	7,20	7,10	7,00	7,00	6,90	7,00
	PC2	6,80	6,70	6,90	6,60	6,80	6,60	6,50
	PC3	7,30	7,40	7,50	7,80	7,90	7,00	7,20
	PC4	8,00	7,40	8,20	7,50	7,60	7,10	7,40
	PC5	8,00	7,90	*	7,90	8,00	7,70	7,90
Dureza	PC1	*	*	32,4	*	*	*	*
	PC2	*	*	32,4	*	*	*	*
	PC3	*	*	113	*	*	*	*
	PC4	*	*	123	*	*	*	*
	PC5	*	*	*	*	*	*	*
Cloro (mg/L)	PC1	*	*	16,7	14,8	16,6	22,5	19,2
	PC2	*	*	22,9	19,8	20,2	21,9	23,3
	PC3	*	*	23,3	29,6	20,8	22,5	23,3
	PC4	*	*	22,5	19,8	21,1	22,5	23,3
	PC5	*	*	*	18,4	22,5	21,5	23,3
P total (mg/L)	PC1	0,160	0,132	*	0,195	0,177	0,339	0,300
	PC2	0,028	0,020	*	0,037	0,025	0,067	0,631
	PC3	0,028	0,020	*	0,020	0,009	0,073	0,029
	PC4	0,007	0,011	*	0,021	0,011	0,037	0,022
	PC5	<0,005	0,009	*	0,009	<0,005	0,027	*
Eficiência		96,9%	93,2%		95,4%	97,2%	92,0%	92,7%
N-amoniaco (mg/L)	PC1	1,290	1,880	*	1,970	2,190	3,700	3,480
	PC2	0,155	0,704	*	0,471	0,583	1,800	1,620
	PC3	0,096	0,624	*	0,078	0,049	0,763	0,377
	PC4	0,086	0,651	*	0,052	0,094	0,330	0,147
	PC5	0,040	0,660	*	0,047	0,078	<0,002	0,067
Eficiência		96,9%	64,9%		97,6%	96,4%	99,9%	98,1%
Nitrito (mg/L)	PC1	0,200	0,212	0,244	0,187	0,182	0,058	*
	PC2	0,024	0,015	0,089	0,010	0,007	0,022	0,030
	PC3	0,008	0,005	0,018	0,002	0,011	0,032	0,010
	PC4	0,003	<0,001	0,003	0,001	0,004	0,040	0,011
	PC5	0,001	0,001	*	<0,001	0,004	0,012	0,010
Eficiência		99,5%	99,5%	98,8%	99,4%	97,8%	79,3%	66,7%
Nitrato (mg/L)	PC1	1,18	1,15	0,11	2,04	0,90	1,91	1,37
	PC2	0,74	0,39	<0,10	0,21	0,49	1,79	1,85
	PC3	0,64	0,27	<0,10	0,14	0,70	1,77	1,10
	PC4	<0,10	<0,10	<0,10	0,24	0,21	0,72	0,83
	PC5	<0,10	<0,10	*	<0,10	0,15	0,35	0,66
Eficiência		91,5%	91,3%	12,3%	95,1%	83,4%	81,9%	51,6%
Arsênio (mg/L)	PC1	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001
	PC2	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001	0,002
	PC3	<0,001	<0,001	0,001	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001
	PC4	<0,001	<0,001	*	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001
	PC5	<0,001	0,001	0,001	0,001	<0,001	0,001	0,001
Bário (mg/L)	PC1	<0,20	<0,20	<0,20	<0,20	<0,20	<0,20	<0,20
	PC2	<0,20	<0,20	<0,20	<0,20	<0,20	<0,20	<0,20
	PC3	<0,20	<0,20	<0,20	<0,20	<0,20	<0,20	<0,20
	PC4	<0,20	<0,20	*	<0,20	<0,20	<0,20	<0,20
	PC5	<0,20	<0,20	<0,20	<0,20	<0,20	<0,20	<0,20

Dados do sistema de *wetlands* da SABESP referentes ao ano de 1997.

Parâmetro	Ponto	Data de Coleta						
		31/03/97	07/04/97	14/04/97	28/04/97	12/05/97	20/08/97	01/09/97
Cádmio (mg/L)	PC1	0,0014	0,0008	0,0006	0,0007	0,0008	<0,0005	<0,0005
	PC2	0,0008	0,0005	0,0008	0,0012	0,0006	<0,0005	0,0019
	PC3	0,0010	0,0009	0,0013	0,0015	0,0009	<0,0005	0,0006
	PC4	0,0012	0,0016	*	0,0012	0,0009	<0,0005	0,0006
	PC5	0,0016	0,0010	0,0014	0,0009	0,0006	0,0005	0,0009
Chumbo (mg/L)	PC1	0,0070	0,0060	0,0070	0,0090	<0,0050	0,0060	<0,0050
	PC2	0,0060	0,0060	0,0050	0,0080	<0,0050	0,0070	0,0100
	PC3	0,0070	0,0120	0,0013	0,0120	<0,0050	0,0070	<0,0050
	PC4	0,0060	0,0220	*	0,0120	0,0060	0,0070	0,0050
	PC5	0,0110	0,0110	0,0014	0,0009	0,0100	0,0080	0,0050
Cobre (mg/L)	PC1	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02
	PC2	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02
	PC3	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02
	PC4	<0,02	<0,02	*	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02
	PC5	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02
Cromo Total (mg/L)	PC1	0,003	<0,003	<0,003	<0,003	<0,003	0,003	<0,003
	PC2	<0,003	<0,003	<0,003	<0,003	<0,003	<0,003	0,005
	PC3	<0,003	<0,003	<0,003	<0,003	<0,003	<0,003	<0,003
	PC4	<0,003	<0,003	*	<0,003	<0,003	<0,003	<0,003
	PC5	<0,003	<0,003	<0,003	<0,003	<0,003	<0,003	<0,003
Ferro Total (mg/L)	PC1	1,90	2,00	2,40	2,90	2,20	3,50	3,00
	PC2	0,64	0,71	0,75	1,60	0,52	1,50	31,50
	PC3	0,42	0,35	0,63	0,49	0,16	0,82	0,56
	PC4	0,22	0,10	*	0,45	0,06	0,51	0,54
	PC5	0,12	0,06	0,05	0,11	0,39	0,28	0,12
Manganês Total (mg/L)	PC1	0,12	0,12	0,15	0,24	0,14	0,31	0,26
	PC2	0,03	0,04	0,06	1,3	0,02	0,44	0,72
	PC3	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	0,03
	PC4	<0,02	<0,02	*	0,02	<0,02	<0,02	0,02
	PC5	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02
Mercúrio (mg/L)	PC1	<0,0005	<0,0005	<0,0005	<0,0005	<0,0005	<0,0005	<0,0005
	PC2	<0,0005	<0,0005	<0,0005	<0,0005	<0,0005	<0,0005	<0,0005
	PC3	<0,0005	<0,0005	<0,0005	<0,0005	<0,0005	<0,0005	0,001
	PC4	<0,0005	<0,0005	*	<0,0005	<0,0005	<0,0005	<0,0005
	PC5	<0,0005	<0,0005	<0,0005	<0,0005	<0,0005	<0,0005	<0,0005
Prata (mg/L)	PC1	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001	0,001
	PC2	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001	0,002
	PC3	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001
	PC4	<0,001	<0,001	*	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001
	PC5	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001	0,001
Selênio (mg/L)	PC1	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001
	PC2	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001
	PC3	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001
	PC4	<0,001	<0,001	*	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001
	PC5	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001
Zinco (mg/L)	PC1	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05
	PC2	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05
	PC3	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05
	PC4	<0,05	<0,05	*	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05
	PC5	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05
Agentes Tenso Ativos (mg/L)	PC1	0,14	0,13	0,16	0,12	0,24	*	<0,02
	PC2	<0,02	0,02	0,02	0,02	0,02	*	0,21
	PC3	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	*	<0,02
	PC4	<0,02	<0,02	*	<0,02	<0,02	*	<0,02
	PC5	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	*	<0,02
Fenóis (mg/L)	PC1	<0,0005	0,0012	*	0,0007	0,0005	0,0008	0,0015
	PC2	0,0004	<0,0005	*	0,0007	0,0005	0,0008	0,0015
	PC3	0,0006	0,0010	*	0,0006	0,0006	<0,0005	0,0005
	PC4	0,0010	<0,0005	*	0,0008	0,0015	0,0008	<0,0005
	PC5	<0,0005	<0,0005	*	0,0006	<0,0005	<0,0005	*
DQO (mg/L)	PC1	20,0	<6,00	10,0	15,0	43,0	24,0	25,0
	PC2	20,0	10,0	<6,00	11,0	<6,00	12,0	25,0
	PC3	25,0	12,0	<6,00	8,0	<6,00	12,0	8,00
	PC4	50,0	<6,00	10,0	18,0	10,0	7,00	8,00
	PC5	32,0	12,0	*	11,0	<6,00	6,00	*
Eficiência		-60,0%	-100%	0,0%	26,7%	86,0%	75,0%	68,0%
Oxigênio Dissolvido (mg/L)	PC1	5,70	5,70	5,50	6,00	5,50	5,50	3,70
	PC2	3,70	3,70	3,50	2,40	1,80	2,20	0,80
	PC3	6,50	6,50	6,30	3,40	2,80	3,20	2,30
	PC4	9,00	9,00	3,30	4,40	3,70	5,40	5,00
	PC5	6,10	6,10	*	4,50	4,20	6,20	*
Eficiência		-0,07	-0,07	40,0%	25,0%	23,6%	-12,7%	-35,1%