

SANDRO ROGÉRIO LAUTENSCHLAGER

**MODELAGEM DO DESEMPENHO
DE *WETLANDS* CONSTRUÍDAS**

Dissertação apresentada à Escola Politécnica da
Universidade de São Paulo para obtenção do título de
Mestre em Engenharia.

Área de Concentração:

Engenharia Hidráulica e Sanitária

Orientador:

Professor Dr. Sérgio Eiger

São Paulo

2001

FICHA CATALOGRÁFICA

Lautenschlager, Sandro Rogério

MODELAGEM DO DESEMPENHO DE *WETLANDS*
CONSTRUÍDAS. São Paulo, 2001.

90p.

Dissertação (Mestrado)-Escola Politécnica da
Universidade de São Paulo. Departamento de Engenharia
Hidráulica e Sanitária.

1. Modelagem 2. *Wetlands* 3. Nutrientes I.
Universidade de São Paulo. Escola Politécnica.
Departamento de Engenharia Hidráulica e Sanitária II.t

A arte da previsão consiste em antecipar o que acontecerá e depois explicar porque não aconteceu (Winston Churchill).

A minha esposa Sueli,
pelo estímulo e incansável
compreensão.

AGRADECIMENTOS

Ao amigo e orientador Prof. Dr. Sérgio Eiger que depositou sua confiança, sugeriu um tema tão desafiante e colaborou significativamente para a consecução deste trabalho.

Aos meus pais que incentivaram-me desde de criança a ir até o limite.

À Fapesp pela concessão da Bolsa de Mestrado, processo 98/15973-2.

A Deus que me concedeu a capacidade e a oportunidade de realizar este projeto.

À professora Ida Ribeiro Salomão pela revisão final desta dissertação.

Aos pesquisadores M. Zaki Moustafa e Carl H. Fitz (*South Florida Water Management District*) pela cooperação científica.

Aos professores Luiz Antônio Gomes e Emerson Arnaut de Toledo que me iniciaram no mundo da pesquisa através de uma bolsa de I.C.

Ao Laboratório de Computação Científica Avançada (LCCA) da USP, por ter disponibilizado seus equipamentos.

SUMÁRIO

Lista de tabelas

Lista de figuras

Lista de abreviaturas

Listas de Símbolos

Resumo

"Abstract"

1	Introdução	1
2	Objetivos	2
3	Fatores Influentes no Desempenho de <i>Wetlands</i> Construídas ...	3
3.1	Fatores Climáticos	4
3.2	Solo e Geologia	4
3.3	Fatores Biológicos	5
3.4	Características das Águas Residuárias Afluentes	5
3.5	Tipos de <i>Wetlands</i>	6
3.5.1	<i>Wetlands</i> Construídas de Fluxo Superficial (FS)	8
3.5.2	<i>Wetlands</i> Construídas de Fluxo Subsuperficial (FSS)	10
3.5.3	<i>Wetlands</i> Naturais	11
3.6	Descrição dos Processos que Ocorrem com Nitrogênio em <i>Wetlands</i>	12
3.6.1	Formas de Nitrogênio em <i>Wetlands</i>	14
3.6.2	Amonificação (Mineralização)	14
3.6.3	Nitrificação	15
3.6.4	Desnitrificação	17
3.6.5	Fixação de Nitrogênio	19
3.6.6	Assimilação do Nitrogênio	19
3.6.7	Volatilização da Amônia	20
3.7	Descrição dos Processos que Ocorrem com o Fósforo em <i>Wetlands</i>	21
3.7.1	Fósforo nas Plantas	24
3.7.2	Fósforo Contido na Biomassa	25
3.7.3	A Retirada e o Armazenamento de Fósforo pela Biota	26

3.7.4	Sedimentação e Sorção de Fósforo	27
3.7.5	Difusão Molecular do Fósforo no Solo.....	29
4	Dimensionamento de <i>Wetlands</i> de FS para Remoção de Nitrogênio Total e Fósforo Total.....	31
5	Revisão Bibliográfica de Modelos Existentes para Analisar suas Capacidades e suas Restrições.....	33
5.1	ELM Everglades Landscape Model.....	33
5.1.1	Entradas Globais.....	35
5.1.2	Hidrologia	35
5.1.3	Hidrodinâmica	36
5.1.4	Sedimentos Inorgânicos.....	36
5.1.5	Constituintes Químicos	37
5.1.6	Algas	37
5.1.7	Macrófitas.....	37
5.1.8	Material Orgânico Suspenso.....	37
5.1.9	Material Orgânico Depositado	37
5.2	WWQM Wetland Water Quality Model	37
5.2.1	Cinética do Módulo de Eutrofização	41
5.2.2	Módulo de Equilíbrio Químico.....	41
5.2.3	Módulo de Fluxo nos Sedimentos.....	42
5.2.4	Módulo de Vegetação Emergente	42
5.3	Wetlands Two Dimensional Model	43
5.4	Modelo CNP20.....	45
5.4.1	O Sub-Modelo de Carbono	46
5.4.2	O Sub-Modelo de Nitrogênio.....	46
5.4.3	O Sub-Modelo de Fósforo.....	46
5.5	PREWET Pollutant Removal Estimates for Wetland	46
5.5.1	Tempo de Detenção Hidráulico.....	48
5.5.2	Sólidos Suspensos Totais (SST)	48
5.5.3	Coliformes Totais (CT)	48
5.5.4	Nitrogênio Total (NT).....	49
5.5.5	Fósforo Total (PT)	49
5.6	Avaliação Comparativa entre os Modelos	50
6	Análise de Dados de <i>Wetlands</i>, Taxas de Decaimento Calculadas e a Abordagem Estatística.....	53

6.1	Análise Estatística para Eficiência de Remoção de Nitrogênio Total para Primavera-Verão e Outono-Inverno	65
6.1.1	Primavera-Verão	65
6.1.2	Outono-Inverno	66
6.1.3	Comparação entre a Eficiência de Remoção de Nitrogênio Total para o período Primavera-Verão e a Eficiência de Remoção de Nitrogênio Total para o período Outono-Inverno.	67
6.1.4	Análise Estatística para Eficiência de Remoção de Nitrogênio Total para Todas Estações.....	70
6.2	Análise Estatística para Eficiência de Remoção de Fósforo Total para Primavera-Verão e Outono-Inverno	73
6.2.1	Primavera-Verão	73
6.2.2	Outono-Inverno	74
6.2.3	Comparação entre a Eficiência de Remoção de Fósforo Total para o período Primavera-Verão e a Eficiência de Remoção de Fósforo Total para o período Outono-Inverno.....	75
6.2.4	Análise Estatística para Eficiência de Remoção de Fósforo Total para Todas Estações do Ano	77
7	Conclusões e Recomendações	82
8	Referências Bibliográficas	84

Lista de Tabelas

Tabela 1 Porcentagem de fósforo nos tecidos de plantas usadas em <i>wetlands</i> (KADLEC & KNIGHT, 1996).....	25
Tabela 2 Concentração de fósforo (mg/ℓ) em diversas alturas numa <i>wetland</i> em solo saturado (REDDY et al., 1991).	29
Tabela 3 Dados necessários para calibrar o modelo WWQM (HYDROQUAL, 1995a).	38
Tabela 4 Descrição das abreviações utilizadas na Figura 14.	41
Tabela 5 Valores obtidos U.S EPA North American Treatment Wetlands Database (1993).	54
Tabela 6 Resultados para as taxas de decaimento de primeira ordem para nitrogênio total e fósforo total.	56
Tabela 7 Dados observados da eficiência de remoção de nitrogênio total (%).	65
Tabela 8 Parâmetros estatísticos estimados para eficiência de remoção de nitrogênio total.	68
Tabela 9 Resumo dos parâmetros estatísticos considerando os dados (Tabela 7) como sendo oriundos de uma única população.	70
Tabela 10 Dados observados da eficiência de remoção de fósforo total (%)	73
Tabela 11 Parâmetros estatísticos estimados para eficiência de remoção de fósforo total.	75
Tabela 12 Resumo dos parâmetros estatísticos considerando os dados (Tabela 10) como sendo oriundos de uma única população.	78

Lista de Figuras

Figura 1 Alguns exemplos de perfil de solo para construção de <i>Wetlands</i> . a) acima do terreno natural, b) abaixo do terreno natural, c) preenchida com camada de brita, d) alternativas de perfis de solo (KADLEC & KNIGHT, 1996).....	7
Figura 2 Configuração típica de uma <i>wetland</i> construída de FS (KADLEC & KNIGHT, 1996).	9
Figura 3 Configuração típica de uma <i>wetland</i> construída de FSS (KADLEC & KNIGHT, 1996).	10
Figura 4 Componentes típicos de uma <i>wetland</i> natural (KADLEC & KNIGHT, 1996).....	12
Figura 5 Ciclo Simplificado do Nitrogênio em <i>Wetlands</i> (MITSCH & GOSSELINK, 1993).....	13
Figura 6 Distribuição de NH_3 e NH_4^+ na água (KADLEC & KNIGHT, 1996).....	20
Figura 7 Dados de volatilização de amônia em <i>wetland</i> , onde as linhas horizontais tracejadas são as médias para três dias (FRENEY et al., 1985).....	21
Figura 8 Esquema simplificado dos processos que ocorrem com fósforo em <i>wetlands</i> (KADLEC & KNIGHT, 1996).	22
Figura 9 Distribuição das espécies de fósforo na água a 25 ⁰ C (FREEZE & CHERRY, 1979).	23
Figura 10 Ciclo do fósforo na biomassa em <i>wetlands</i> (KADLEC & KNIGHT, 1996).	26
Figura 11 Ilustração microscópica de um solo (KADLEC & KNIGHT, 1996).....	27
Figura 12 Estrutura básica do ELM, mostrando cada célula (variável) para cada tipo de habitat (FITZ et al., 1993).....	34
Figura 13 Esquema do armazenamento de água e os fluxos considerados no módulo unitário GEM(FITZ et al., 1996).....	36
Figura 14 Estrutura cinética do modelo WWQM (HYDROQUAL, 1997).	40
Figura 15 Esquema dos fluxos considerados (HYDROQUAL, 1995a).	42
Figura 16 Variáveis consideradas no Modelo <i>Wetlands</i> (BLOOM et al., 1998).....	44

Figura 17 Histograma de frequências absolutas para K_{NT} (dia^{-1}).	57
Figura 18 Histograma de frequências absolutas para K_{PT} (dia^{-1}).	58
Figura 19 Relação linear entre eficiência de remoção de NT e temperatura.	59
Figura 20 Relação linear entre eficiência de remoção de PT e temperatura.	59
Figura 21 Relação linear entre eficiência de remoção de NT e tempo de detenção.	60
Figura 22 Relação linear entre eficiência de remoção de PT e tempo de detenção.	60
Figura 23 Relação entre $-(\text{LN}(1-ER))/\tau$ e temperatura, para dados de eficiência de remoção (ER) de nitrogênio total.	62
Figura 24 Relação entre $-(\text{LN}(1-ER))/\tau$ e temperatura, para dados de eficiência de remoção (ER) de fósforo total.	62
Figura 25 Eficiência de remoção de nitrogênio total agrupada conforme a estação do ano em cada <i>wetland</i> FS.	63
Figura 26 Eficiência de remoção de fósforo total agrupada conforme a estação do ano em cada <i>wetland</i> FS.	64
Figura 27 Eficiência de remoção de NT em gráfico de probabilidade normal para o período primavera-verão.	66
Figura 28 Eficiência de remoção de NT em gráfico de probabilidade normal para o período outono-inverno.	67
Figura 29 Eficiência de remoção de NT considerando os dados de eficiência de remoção como sendo oriundos de uma única população em gráfico de probabilidade normal... ..	71
Figura 30 Função de probabilidade acumulada normal para os dados de eficiência de remoção de NT agrupados.	72
Figura 31 Eficiência de remoção de PT em gráfico de probabilidade normal para o período primavera-verão.	74

Figura 32 Eficiência de remoção de PT em gráfico de probabilidade normal para o período outono-inverno.....	75
Figura 33 Eficiência de remoção de PT considerando os dados de eficiência de remoção como sendo oriundos de uma única população em gráfico de probabilidade normal...	79
Figura 34 Função de probabilidade acumulada normal para os dados de eficiência de remoção de PT agrupados.....	80

Lista de Abreviaturas

DBO - Demanda bioquímica de oxigênio;

PVC - Cloreto de polivinila;

HDPE - Polietileno de alta densidade;

FS - Fluxo superficial;

FSS - Fluxo subsuperficial;

OD - Oxigênio dissolvido;

PP - Fósforo particulado;

DP - Fósforo dissolvido;

ELM - Everglades landscape model;

WWQM - Wetland water quality model;

PREWET - Pollutant Removal Estimates for Wetland;

GEM - General Ecosystem Model.

Lista de Símbolos

C_W - Concentração de fósforo na água dos poros do solo, (ML^{-3});

C_S - Concentração de fósforo sorvido nas partículas sólidas do solo, (adimensional);

C_{IS} - Concentração de fósforo dentro das partículas sólidas do solo, (adimensional);

\bar{D}_h - Tensor de dispersão hidrodinâmica, (L^2t^{-1});

D_m - Coeficiente de difusão molecular, (L^2t^{-1});

H - Altura da água sobre a superfície do solo na *wetland*, (L);

Q - Vazão, (L^3t^{-1});

K_{NT} - Taxa de decaimento de primeira ordem para nitrogênio total, (t^{-1});

K_{PT} - Taxa de decaimento de primeira ordem para fósforo total, (t^{-1});

M_S - Massa de sólidos, (M);

SS – Termo de fonte ou sumidouro, ($ML^{-3}t^{-1}$);

V - Volume da *wetland*, (L^3);

\bar{v} - Velocidade do fluido no meio poroso, (Lt^{-1});

V_n – Velocidade de sedimentação, (Lt^{-1});

V_S - Volume das partículas sólidas do solo, (L^3);

V_T - Volume total do solo, (L^3);

V_W - Volume da água dos poros do solo, (L^3);

ρ_b - Densidade aparente do solo, (ML^{-3});

θ - Umidade volumétrica, (adimensional);

\tilde{N} - Operador nabla $\frac{\partial}{\partial x} + \frac{\partial}{\partial y} + \frac{\partial}{\partial z}$, (L^{-1});

Resumo

Este trabalho contém uma revisão bibliográfica relativa à eficiência de *wetlands* construídas para a remoção de nitrogênio total e fósforo total. Também foram revisados diversos modelos matemáticos para a simulação desta remoção e foi efetuada uma análise crítica destes modelos.

Foram empregados dados de domínio público da eficiência de remoção de nutrientes por *wetlands* construídas de fluxo superficial. Estes dados foram analisados procurando-se calibrar um modelo matemático para a simulação da eficiência de remoção. Observou-se, porém, que estes dados apresentam comportamento bastante complexo, sendo que, por vezes, a eficiência de remoção medida apresenta valores negativos.

Partiu-se então para uma abordagem estatística destes dados, a qual poderá servir para a avaliação do risco de ocorrência de desempenho insatisfatório envolvido no dimensionamento de *wetlands* construídas.

Abstract

This work presents a bibliographic review about the efficiency of constructed wetlands to remove total nitrogen and total phosphorus. Also many mathematics models to simulate this removal were reviewed and a critical analysis of these models was carried out.

Public domain data about the removal efficiency of nutrients by constructed wetlands of surface flux were used. These data were analyzed in order to fit a mathematical model to simulate the removal efficiency. However it was found that these data present a complex behavior, including the occurrence of negative values.

A statistical approach of these data was then carried out as an attempt to assess the risk of unsatisfactory performance involved in the design of constructed wetlands.

1 Introdução

Wetlands construídas têm sido cada vez mais utilizadas em várias partes do mundo, independentemente do grau de desenvolvimento econômico dos países que adotam esta prática. No caso do Brasil, já é possível registrar-se a existência de algumas *wetlands* desta categoria. Conforme apontado na literatura (U.S. EPA, 2000), existe uma tendência de que estes sistemas sejam cada vez mais utilizados para o incremento da qualidade das águas residuárias.

Existe, todavia, um aspecto muito importante que ainda não apresenta consenso entre os especialistas do assunto, pois devido à grande complexidade ecossistêmica característica das *wetlands*, não se possui um conhecimento adequado das respostas que estes sistemas podem apresentar. Portanto, o dimensionamento destes sistemas ainda é caracterizado por uma parcela grande de empirismo e incerteza. Assim, a adoção de um valor fixo para a capacidade de remoção de um determinado poluente pode ser sujeita à contestações variadas e, realmente, não atingir os objetivos específicos de um dado projeto.

Justifica-se assim, um estudo mais profundo destes sistemas, considerando-se as variáveis e processos mais relevantes, incluindo-se também a natureza dinâmica que caracteriza as taxas de remoção de poluentes.

2 Objetivos

Apresentar os conceitos mais relevantes sobre a capacidade de remoção de nitrogênio total e fósforo total por *wetlands*. Analisar as capacidades e as restrições de alguns modelos utilizados atualmente na simulação dos processos físicos, químicos e biológicos que ocorrem em *wetlands*.

Analisar dados disponíveis de eficiência de remoção de nitrogênio total e fósforo total em *wetlands* construídas, com o intuito de se obter uma metodologia para o dimensionamento destas.

3 Fatores Influentes no Desempenho de *Wetlands* Construídas

Wetlands (áreas alagadas) constituem um tipo de ecossistema que passam significativa parte, ou toda parte do tempo, cobertos por água a pouca profundidade (MITSCH & GOSSELINK, 1993).

Observou-se que as *wetlands* naturais apresentam grande capacidade de alterar a qualidade das águas que por elas passam através da ação de diversos mecanismos físicos, químicos e biológicos. Por esta razão, as *wetlands* têm sido introduzidas de maneira artificial, como uma forma de tratamento de águas poluídas, por diversas formas, sendo estas denominadas *wetlands* construídas.

As *wetlands* construídas têm sido empregadas no tratamento de águas residuárias domésticas, industriais, agrícolas e do *runoff* urbano e rural. Do ponto de vista de remoção de poluentes, a literatura (KADLEC & KNIGHT, 1996). relata que estas *wetlands* apresentam capacidade de remoção de poluentes tais como: demanda bioquímica de oxigênio (DBO), organismos patogênicos, material em suspensão, nutrientes, metais pesados e compostos orgânicos tóxicos.

Sem dúvida, além da natureza do poluente, podem afetar a eficiência de remoção as seguintes variáveis: tipo de solo, meteorologia, hidrologia, hidrodinâmica, flora, fauna e regras de operação e de manejo do sistema.

Wetlands construídas são caracterizadas por serem uma forma de tratamento de baixa tecnologia em contraposição a outras formas de tratamento relativamente de alta tecnologia, tais como o processo de lodos ativados, tratamentos físico-químicos e outros. Desta forma, o custo de tratamento característico de *wetlands* tende a ser inferior que o de outras formas de tratamento mais avançadas, devido à sua simplicidade intrínseca (U.S. EPA, 2000). Todavia, o custo de implantação de *wetlands* construídas pode ser desvantajoso em função da

magnitude das áreas envolvidas para implantá-las e do movimento de terra associado.

Dentre as aplicações práticas mais citadas de *wetlands* estão aquelas referentes ao tratamento de águas residuárias caracterizadas por vazões relativamente pequenas, justamente em função do fato de tenderem a ocupar áreas relativamente grandes para vazões de porte. Assim, tais aplicações tendem a se concentrar no tratamento de águas residuárias de pequenas comunidades e indústrias, embora não estejam restritas somente a estes casos.

Apresenta-se a seguir os principais fatores que podem afetar o funcionamento das *wetlands*.

3.1 Fatores Climáticos

Fatores climáticos podem afetar o funcionamento de *wetlands* em função de:

- Temperatura: afeta taxas de reações físico-químicas e bioquímicas, reaeração, volatilização e evapotranspiração;
- Radiação Solar: afeta a taxa de crescimento da vegetação devido à fotossíntese, a qual depende também do número de horas de insolação por dia;
- Precipitação: afeta o balanço hídrico das *wetlands*;
- Vento: afeta as taxas de evapotranspiração, trocas gasosas entre a atmosfera e o meio aquático e o efeito de mistura (turbulência no escoamento).

3.2 Solo e Geologia

Parte da capacidade de remoção de poluentes por uma *wetland* se dá às custas de processos envolvendo interações poluentes-solo. O fenômeno de sorção

desempenha papel fundamental neste processo e depende das características do solo e de cada poluente considerado.

Adicionalmente, é importante que a *wetland* apresente uma camada de solo que dificulte a percolação dos poluentes para o lençol freático.

3.3 Fatores Biológicos

As atividades biológicas que ocorrem dentro das *wetlands* podem ser de grande importância para o bom desempenho destas como removedoras de poluentes.

As plantas desempenham papel de primeira importância na melhoria da qualidade da água, absorvendo vários poluentes, ou então adsorvendo-os em suas raízes de grande superfície específica e caules submersos. Assim, a seleção e o manejo da vegetação devem ser cuidadosamente analisados para que sejam obtidas remoções satisfatórias dos poluentes. Também deve-se analisar a possibilidade de ocorrência do efeito de cargas tóxicas à biota local, para que esta não deixe de cumprir a função para a qual foi projetada.

Adicionalmente, microrganismos decompositores atuam sobre a matéria orgânica biodegradável, consumindo a DBO disponível.

Com relação à qualidade dos efluentes das *wetlands*, deve-se também verificar a possibilidade de estes estarem contaminados por organismos patogênicos.

3.4 Características das Águas Residuárias Afluentes

A vazão que flui através de uma *wetland* é uma das principais variáveis para o dimensionamento geométrico e a escolha dos parâmetros que definem a capacidade de remoção de poluentes em *wetlands*. A vazão apresenta, em geral,

variações diárias e sazonais, devendo a *wetland* estar preparada para lidar com estas variações.

O conhecimento das concentrações dos contaminantes na água a ser tratada também é um fator de primeira importância para que se elabore um projeto e se realize um manejo adequado da *wetland*. Novamente, variações temporais de qualidade da água devem ser bem conhecidas para que se possa projetar *wetlands* com respostas adequadas.

3.5 Tipos de *Wetlands*

Wetlands podem ser classificadas de diversas formas dependendo do tipo de plantas, se são naturais ou construídas, e de seus objetivos.

A construção planejada de *wetlands* constitui tecnologia relativamente recente (KADLEC & KNIGHT, 1996). Tais *wetlands* procuram introduzir organismos com o objetivo principal de prover a melhoria da qualidade da água. Estes sistemas também têm sido utilizados como instrumentos importantes no controle de inundações e para a produção de alimentos.

Wetlands construídas para tratamento podem ser edificadas acima ou abaixo da superfície do solo existente, conforme apresentado na Figura 1, o que geralmente envolve a necessidade de movimento de terra.

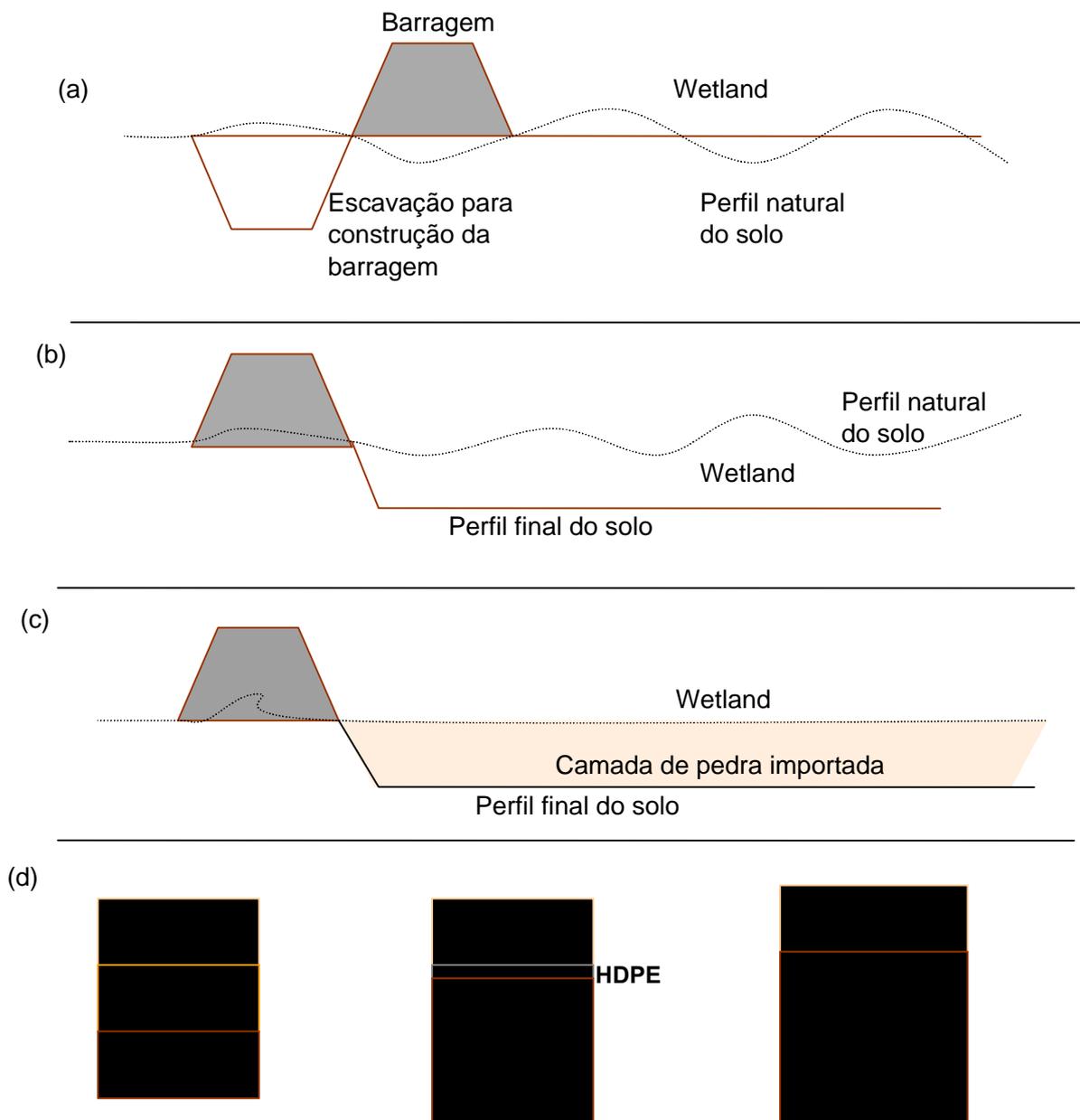


Figura 1 Alguns exemplos de perfil de solo para construção de *Wetlands*. a) acima do terreno natural, b) abaixo do terreno natural, c) preenchida com camada de brita, d) alternativas de perfis de solo (KADLEC & KNIGHT, 1996).

As *wetlands* podem ser projetadas e operadas para que exista uma quantidade adequada de água que permita o estabelecimento da vegetação. Porém, se a vazão de entrada for limitada ou se esta for variável no tempo, uma *wetland* construída para tratamento pode chegar ao ponto de se tornar seca, impossibilitando a fixação da vegetação.

Quando é necessário proteger a qualidade da água do lençol freático, então são adicionadas camadas impermeáveis de solo ou de membranas geosintéticas.

Tais camadas de solo são frequentemente constituídas de bentonita ou então emprega-se mantas sintéticas de cloreto de polivinila (PVC) ou de polietileno de alta densidade (HDPE).

Um componente final para a formação do solo de uma *wetland* construída para tratamento é constituído por plantas apresentando propriedades de enraizamento adequadas. O solo tem que permitir amplas raízes para a estabilidade estrutural e nutrição das plantas. A maioria das plantas de *wetlands* geralmente apresentam um crescimento lento ou morrem quando colocadas em solos densos ou solos contendo pedras grandes e angulosas. Uma capa argilosa (tipicamente de 0,2 a 0,3 m de espessura) é recomendada para que as espécies vegetais prosperem (KADLEC & KNIGHT, 1996).

São descritas três alternativas de *wetlands*: *wetlands* construídas apresentando fluxo superficial (FS) ou fluxo subsuperficial (FSS) e *wetlands* naturais apresentando fluxo superficial (KADLEC & KNIGHT, 1996). Um grande número de variações de projeto existem para cada uma destas alternativas. Além destas três alternativas de *wetlands*, pode-se ainda combiná-las entre si, ou com outras tecnologias naturais e criar sistemas híbridos que satisfaçam necessidades específicas. Cada alternativa tem vantagens e desvantagens para aplicações diferentes.

3.5.1 *Wetlands* Construídas de Fluxo Superficial (FS)

Estas *wetlands* construídas procuram reproduzir o comportamento de *wetlands* naturais, principalmente aquelas que apresentam fluxos superficiais rasos.

A Figura 2 mostra as quatro características principais de *wetlands* deste tipo, as quais podem apresentar configurações distintas de:

- Dispositivo de entrada do afluente;

- Dique;
- Plantas;
- Dispositivo de saída do efluente.

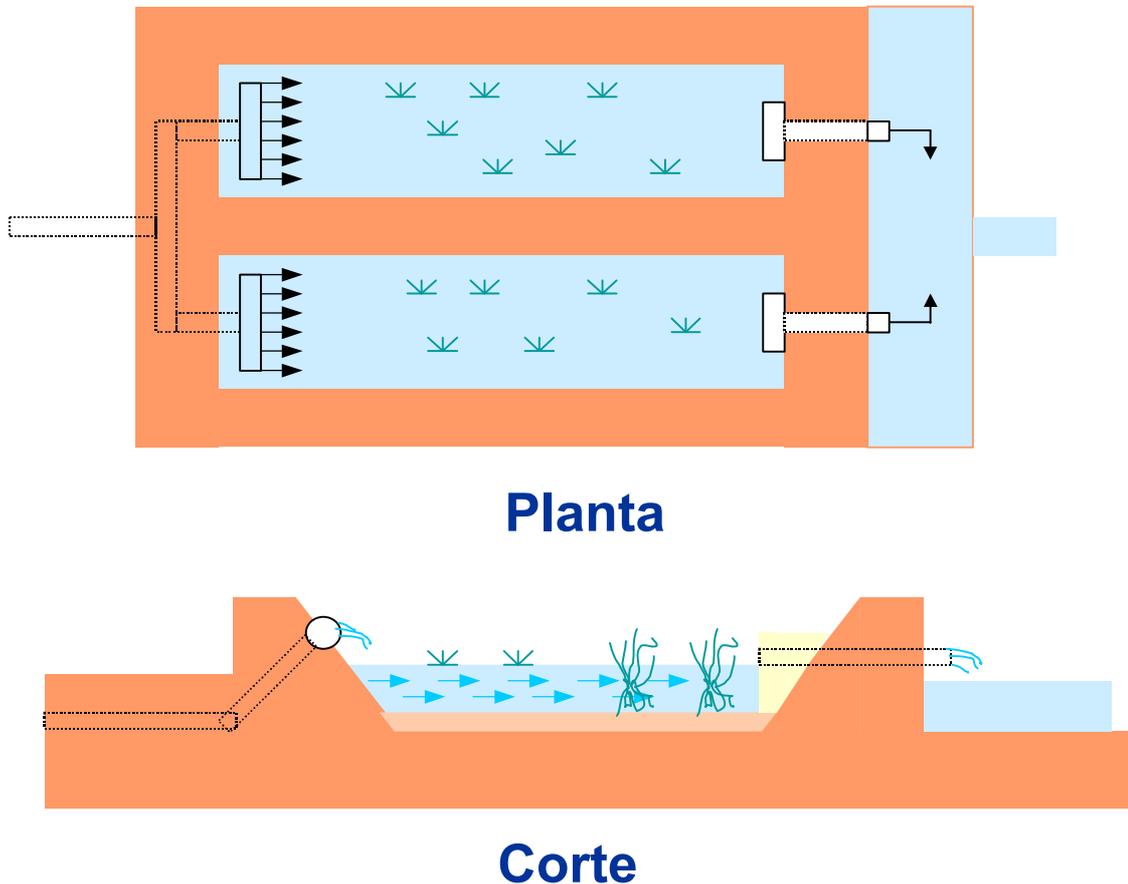


Figura 2 Configuração típica de uma *wetland* construída de FS (KADLEC & KNIGHT, 1996).

Os dispositivos de entrada de *wetlands* construídas são projetados de modo a se tentar otimizar o fluxo superficial do material afluente com relação à eficiência de tratamento (KADLEC & KNIGHT, 1996).

As plantas são as principais responsáveis pela reciclagem de sais minerais e também funcionam para remover substâncias contendo metais pesados e compostos orgânicos tóxicos.

Os dispositivos de saída em *wetlands* construídas de fluxo superficial coletam a água superficial e a dirigem para jusante. Tais dispositivos são também utilizados para controlar o fluxo do efluente.

3.5.2 *Wetlands* Construídas de Fluxo Subsuperficial (FSS)

Tais sistemas tratam as águas residuárias passando-as através de meios porosos contendo raízes de plantas, por meio de fluxos horizontais ou verticais.

Os componentes principais de uma *wetland* construída do tipo FSS são apresentados na Figura 3, sendo eles:

- Sistema de entrada do afluente;
- Dique;
- O meio poroso;
- Tipos de plantas;
- Sistema de controle de saída do efluente.

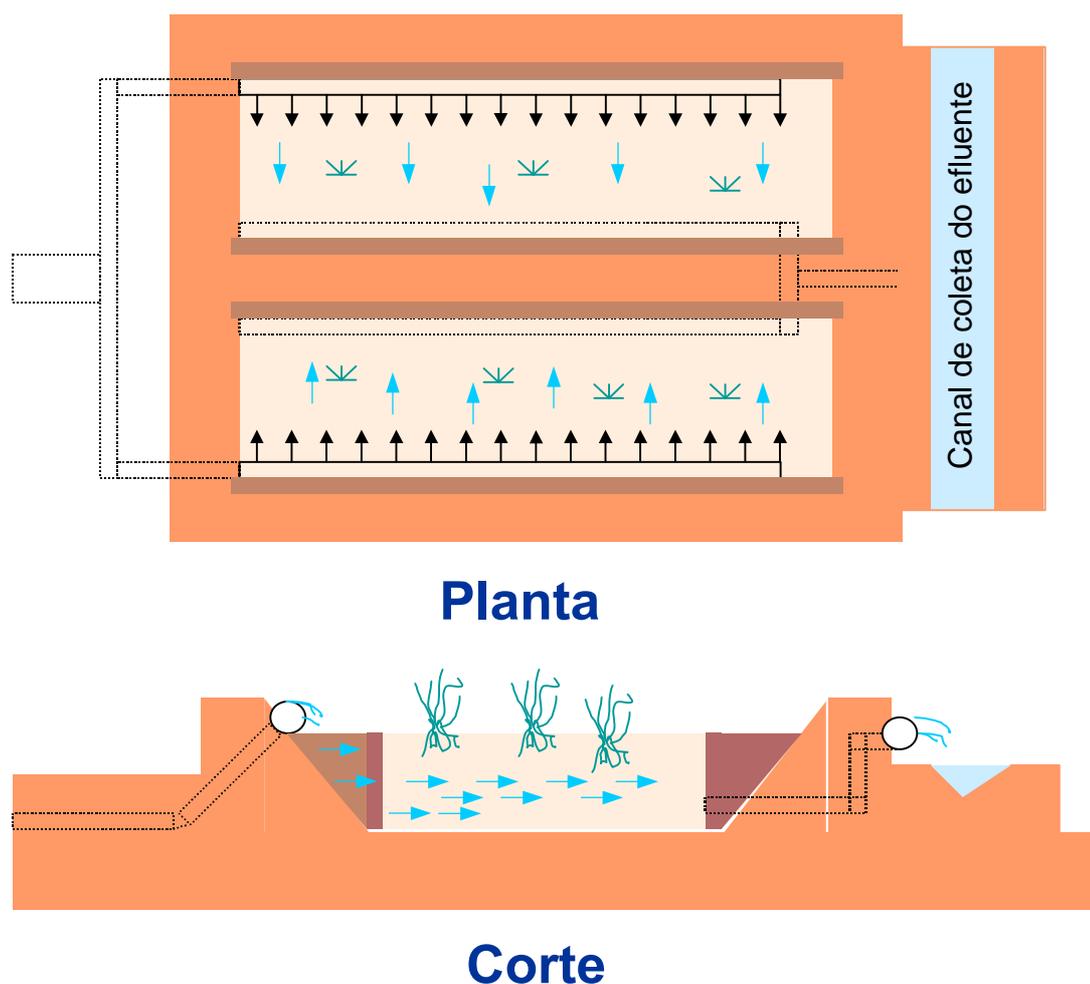


Figura 3 Configuração típica de uma *wetland* construída de FSS (KADLEC & KNIGHT, 1996).

O sistema de entrada e a configuração do dique em *wetlands* construídas de FSS apresentam objetivos análogos aos das *wetlands* do tipo FS, porém eles são projetados de um modo diferente, pois a operação destes devem manter todo o fluxo subsuperficial, ou sua maior parte, através do meio poroso.

3.5.3 *Wetlands* Naturais

As *wetlands* naturais usadas para o tratamento de águas residuárias necessitam de um menor esforço do ponto de vista de projeto do que as *wetlands* construídas. Nas *wetlands* naturais somente o efluente a ser tratado é um dado de projeto, as outras variáveis de projeto são pré-fixadas. Do ponto de vista qualitativo *wetlands* naturais incluem os mesmos componentes que as *wetlands* construídas.

A Figura 4 apresenta os principais componentes de um sistema de tratamento de *wetland* natural, sendo eles:

- Sistema de entrada do afluente;
- Área submersa da *wetland*;
- Vegetação natural;
- Meio poroso;
- Sistema de saída do efluente.

A distribuição do fluxo de entrada em *wetlands* naturais pode afetar a eficiência de remoção de poluentes. Isto pode ocorrer devido a caminhos preferenciais onde ocorre redução do tempo de detenção hidráulico.

Podem ser incluídas estruturas de saída em *wetlands* naturais, porém, na maioria dos casos, é viável manter a configuração do fluxo natural de saída.

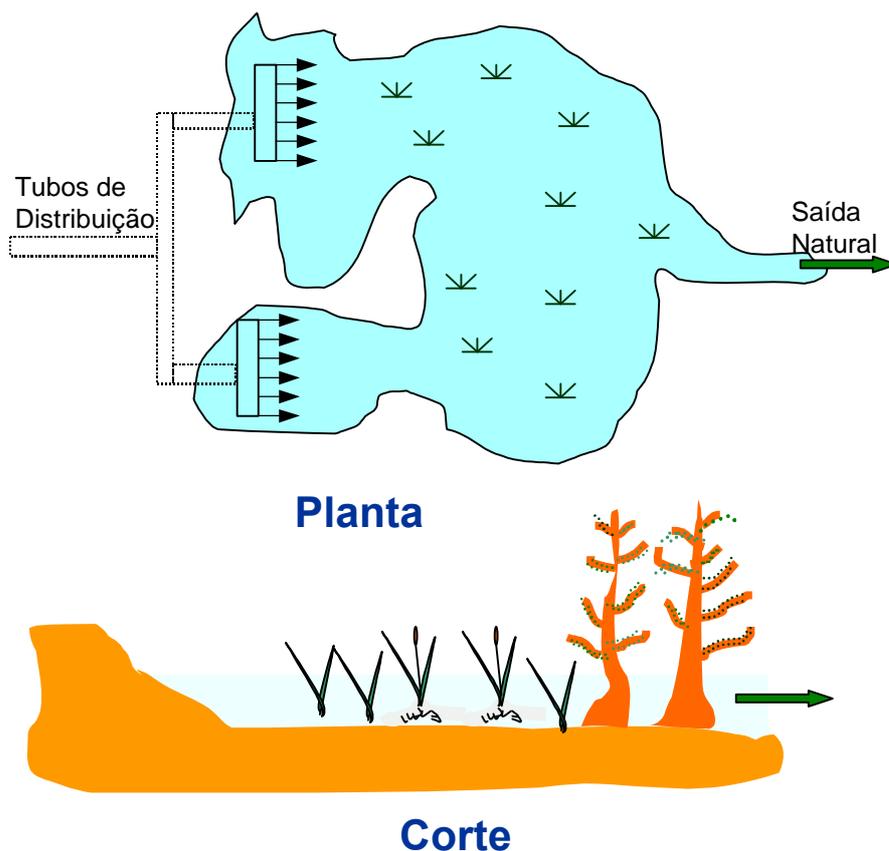


Figura 4 Componentes típicos de uma *wetland* natural (KADLEC & KNIGHT, 1996).

Embora existam diferenças entre estes três sistemas de *wetlands*, é possível verificar algumas semelhanças. Uma semelhança é o custo de construção, pois o mesmo é diretamente relacionado a intensidade do fluxo afluente e a taxa projetada de remoção de poluentes para ambos os sistemas.

Os projetos dos sistemas construídos devem ser, na sua maioria, suficientes para alcançar as metas de tratamento, porém para isto os projetos devem ser mais seguros do ponto de vista de remoção de poluentes, o que pode aumentar substancialmente os custos de construção pois as áreas devem tornar-se maiores.

3.6 Descrição dos Processos que Ocorrem com Nitrogênio em *Wetlands*

Os compostos de nitrogênio estão entre os principais componentes de preocupação em efluentes devido ao seu papel na eutrofização, seu efeito sobre o conteúdo de oxigênio de águas receptoras, e sua toxicidade para os vertebrados e

invertebrados aquáticos. Um dos compostos, o nitrato, pode causar uma doença chamada metaemoglobinemia infantil, que pode ser letal para crianças (KADLEC & KNIGHT, 1996). O nitrato se reduz a nitrito na corrente sanguínea, competindo com o oxigênio livre, tornando o sangue azul.

Estes compostos também são de interesse no estudo de *wetlands* devido ao papel benéfico que podem representar, sendo fundamentais ao crescimento das plantas e da vida selvagem.

O ciclo do nitrogênio é complexo, e o controle até mesmo das transformações mais básicas deste elemento é um desafio em engenharia ecológica.

A Figura 5 apresenta um esquema do ciclo do nitrogênio em *wetlands*.

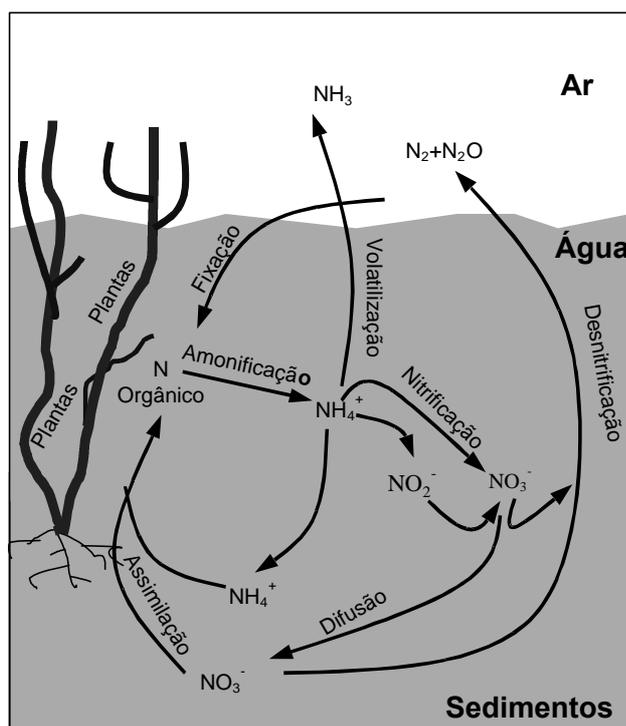


Figura 5 Ciclo Simplificado do Nitrogênio em *Wetlands* (MITSCH & GOSSELINK, 1993).

Apresenta-se a seguir as formas de nitrogênio encontradas em *wetlands*, tipos de transformações e os fatores ambientais que controlam estas transformações de nitrogênio.

3.6.1 Formas de Nitrogênio em *Wetlands*

O elemento nitrogênio tem peso atômico de 14,01 com cinco elétrons na última camada eletrônica. Devido ao fato de a última camada ter três posições de elétrons disponíveis, o nitrogênio pode formar compostos com várias valências, que tem estados de oxidação variando de -3 a $+5$. Estes compostos incluem uma variedade de formas inorgânicas e orgânicas.

As mais importantes formas inorgânicas de nitrogênio em *wetlands* são amônio (NH_4^+), nitrito (NO_2^-), nitrato (NO_3^-), óxido nítrico (N_2O) e gás nitrogênio (N_2). O nitrogênio pode também estar presente em *wetlands* em muitas formas orgânicas incluindo uréia, aminoácidos, aminas, purinas e pirimidinas.

As massas das várias formas de nitrogênio podem ser somadas para estimar-se a massa total de nitrogênio presente em uma *wetland*. Numa coluna de água, a concentração de nitrogênio total (NT) é calculada pela soma do valor da concentração de nitrogênio orgânico e amoniacal ou nitrogênio total *Kjeldahl* (TKN) e a concentração de NO_2^- mais NO_3^- . Nos detritos, solos e tecidos biológicos, o nitrogênio está predominantemente como nitrogênio orgânico solúvel ou insolúvel (KADLEC & KNIGHT, 1996).

3.6.2 Amonificação (Mineralização)

A amonificação é a transformação biológica de nitrogênio orgânico em amônia, sendo este o passo inicial na mineralização de nitrogênio orgânico (REDDY & PATRICK, 1984).

A amônia é convertida da forma orgânica por um processo bioquímico exotérmico complexo compreendendo várias etapas. Em alguns casos, esta energia é usada pelos microorganismos para o crescimento, e a amônia é diretamente

incorporada dentro da biomassa microbiana. As bactérias amonificadoras foram encontradas principalmente associadas com as raízes em sistemas de camadas de pedras com uma relação de 10^7 bactérias por grama de raiz (MAY et al., 1990).

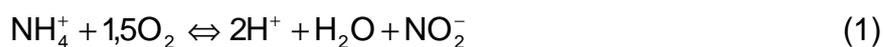
Em condições em que as *wetlands* não estejam inundadas a amonificação é substancialmente reduzida (REDDY & PATRICK, 1984).

A taxa de amonificação em solos inundados depende da temperatura e do pH. A taxa de amonificação dobra para um acréscimo de temperatura de 10^0C e a temperatura ótima para amonificação está no intervalo de 40^0C a 60^0C . Estas temperaturas tipicamente não são encontradas em sistemas de tratamento de *wetlands*. O pH ótimo para amonificação está entre 6,5 e 8,5 (REDDY & PATRICK, 1984).

Medidas de taxas de amonificação em *wetlands* naturais variam de 3 a 35 mg N/m²/dia (média anual 1,5 g/m²/ano) em uma floresta inundada em Minnesota (ZAK; GRIGAL, 1991). Altas taxas de mineralização de nitrogênio relatados em sólidos orgânicos na Flórida estavam entre 41 a 125 g/m²/ano (MESSER & BREZONIK, 1977).

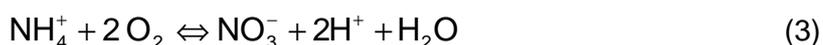
3.6.3 Nitrificação

A nitrificação pode ser considerada como o principal mecanismo de transformação que reduz a concentração de NH_4^+ em *wetlands* pela conversão de NH_4^+ em NO_3^- (REDDY & PATRICK, 1984). As equações seguintes apresentam as reações envolvidas:

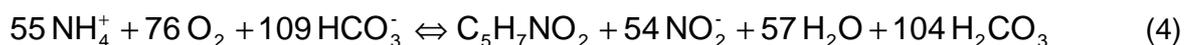


A taxa de nitrificação pode ser controlada pelo fluxo de oxigênio dissolvido, sendo que, este fluxo é tipicamente constituído pela transferência de oxigênio atmosférico para a água.

O processo total de nitrificação pode ser resumido pela expressão:



As reações 1 e 2 liberam energia que é utilizada pelas nitrosomonas e nitrobacter para a síntese celular. A combinação dos processos de síntese celular, oxidação e redução ocorrem durante a nitrificação. Esta combinação é resumida na reação 4 para a síntese celular realizada pelas nitrosomonas, e na reação 5 para síntese celular realizadas pelas nitrobacter (U.S. EPA, 1993):



As reações 4 e 5 podem ser combinadas para determinar a oxidação total de NH_4^+ e a síntese celular da biomassa durante a nitrificação:



A nitrificação consome oxigênio e íon bicarbonato e produz ácido carbônico. Por meio da reação 6, verifica-se que aproximadamente 3,22 g de O_2 são consumidos por grama de NH_4^+ oxidado e 1,11 g de O_2 por grama de NO_2^- oxidado para um uso total de aproximadamente 4,3g de O_2 para cada grama de NH_4^+ nitrificada. Portanto, a taxa atual de consumo de oxigênio durante a nitrificação é menor do que o valor 4,6 previsto na reação 3, devido à contribuição do oxigênio oriundo do carbonato durante a síntese celular.

Aproximadamente 7,14mg/l (como CaCO₃) de alcalinidade são consumidas para cada mg/l de NH₄⁺ nitrificado, e 1,98 mol de H⁺ são liberados para cada mol de NH₄⁺ consumido.

3.6.4 Desnitrificação

A desnitrificação é um processo de redução de energia onde elétrons são adicionados ao nitrato, resultando numa produção de nitrogênio gasoso, óxido nitroso (N₂O) ou óxido nítrico (NO).

A desnitrificação é essencialmente um processo complementar que acompanha o metabolismo heterotrófico num ambiente aquático ou no solo, quando oxigênio dissolvido ou livre é ausente (ambiente anóxico). O metabolismo heterotrófico aeróbio usa oxigênio como o acceptor de elétrons numa cadeia de transporte de elétrons após o ciclo de Krebs (U.S. EPA, 1993).

Na desnitrificação, a enzima nitrato redutase, permite a certos gêneros de bactérias usar os átomos de oxigênio mais fortemente ligados às moléculas de nitrato e nitrito, sendo o nitrito um acceptor final de elétrons. Os gêneros mais comuns de bactérias facultativas que realizam a desnitrificação são: *Bacillum*, *Enterobacter*, *Micrococcus*, *Pseudomonas* e *Spirillum* (U.S. EPA, 1993). Estes gêneros podem alternar facilmente de um metabolismo anóxico para aeróbio devido às similaridades bioquímicas destes dois processos. Contudo, como o uso do oxigênio livre como um acceptor final de elétrons, gera mais energia (aproximadamente 686 kcal/mol de glicose) do que o uso de nitrato (aproximadamente 570 kcal/mol de glicose), logo estes organismos tipicamente não desnitrificarão nitrato na presença de nitrogênio livre.

Em *wetlands*, nitrato e nitrito ($\text{NO}_3 + \text{NO}_2$) são somados porque o nitrito é geralmente uma forma transitória de nitrogênio. A combinação é normalmente denominada nitrogênio oxidado, abreviado como NO_x ou nitrogênio oxidado total.

Teoricamente, a desnitrificação não ocorre na presença de oxigênio dissolvido, entretanto a desnitrificação tem sido observada em sistemas de crescimento aderido ou suspenso com baixa concentração de oxigênio dissolvido (OD). Estas observações são explicadas pela presença de microscópicas zonas anóxicas que provavelmente ocorrem em filmes de bactérias (KADLEC & KNIGHT, 1996).

A desnitrificação tem sido observada em numerosas *wetlands* (PHIPPS & CRUMPTON, 1994 e VAN OOSTROM, 1994). O nitrato formado pela nitrificação em *wetlands* tende a difundir dentro das camadas de solos tornando-os anóxicos onde poderá ocorrer a desnitrificação (REDDY & PATRICK, 1984).

As bactérias desnitrificantes são mais abundantes do que as nitrificantes, em ambas as *wetlands* de FS e de FSS. As bactérias desnitrificantes foram encontradas nas camadas de pedras em níveis de aproximadamente 10^7 a 10^8 bactérias por grama de pedra, sendo que a maioria delas estava mais associada com as raízes do que com as pedras (MAY et. al., 1990).

Sabe-se também que as bactérias desnitrificantes são mais abundantes em *wetlands* construídas para o tratamento de esgoto do que em *wetlands* naturais. Dados da *wetland* construída em Clemont, FL, mostrou um aumento no número de 10^5 para 10^7 bactérias por grama de solo a partir da descarga do efluente (ZOLTEK et al., 1979).

Pode também ocorrer perda de nitrato em *wetlands* por assimilação pelas plantas e assimilação pela microbiota. Este tipo de redução foi observada (BARTLETT

et al., 1979, COOKE, 1994, STENGEL et al., 1987 e VAN OOSTROM, 1994), variando entre 1% a 34 % do nitrato total.

3.6.5 Fixação de Nitrogênio

A fixação biológica de nitrogênio é o processo pelo qual o gás nitrogênio da atmosfera difunde-se para dentro da solução e é reduzido a $\text{NH}_4\text{-N}$ pelas bactérias heterotróficas e autotróficas, algas azuis e verdes e plantas superiores (KADLEC & KNIGHT, 1996).

A taxa de fixação de nitrogênio foi observada em diversos lagos (BREZONIK, 1972) apresentando valores que variam de 0 a 2,45 $\text{mg NH}_4\text{-N/m}^3\text{/hora}$, sendo que a maioria dos valores se encontra abaixo de 0,14 $\text{mgNH}_4\text{-N/m}^3\text{/hora}$. Foram estimadas (DIERBERG & BREZONIK, 1984) as taxas de fixação de nitrogênio em *wetlands* recebendo efluente doméstico com altas concentrações de nitrogênio total. Observou-se valores de 0,012 a 0,19 $\text{g/m}^2\text{/ano}$. Concluiu-se que a fixação é um componente insignificante para as *wetlands* recebendo efluente doméstico.

3.6.6 Assimilação do Nitrogênio

A assimilação de nitrogênio é considerada como sendo o processo biológico que converte as formas de nitrogênio inorgânico em compostos orgânicos que serão usados pelas plantas. As duas formas de nitrogênio geralmente mais usadas para assimilação são NH_4^+ e NO_3^- .

A assimilação de nitrogênio em raízes na entrada de uma *wetland* de FS com *Typha.sp* na Austrália foi de 35 g/m^2 e o nível de assimilação nas folhas foi de 92 g/m^2 (ADCOCK et al., 1994). Aproximadamente 65% do nitrogênio adicionado nesta *wetland* foi posteriormente encontrado na biomassa das macrófitas. Os resultados para *wetland* de FSS com leito de pedra com *Schoenoplectus validus* foram de

aproximadamente 80% do nitrogênio aplicado nas plantas com uma taxa de aplicação de 0,7 a 2,7gN/m²/dia (ROGERS et al., 1991). Dados para leito de pedra com *Scirpus californicus* apresentou uma assimilação de 50 % do nitrogênio aplicado a uma taxa de 1,41 gN/m²/dia (BUSNARDO et al., 1992).

3.6.7 Volatilização da Amônia

A amônia (NH₃) é relativamente volátil e pode ser removida da solução para a atmosfera por meio de difusão. NH₃ geralmente é uma fração pequena em *wetlands*, compreendendo menos do que 1% em pH próximo ao neutro e temperatura entre zero e vinte cinco graus (Figura 6) (KADLEC & KNIGHT, 1996).

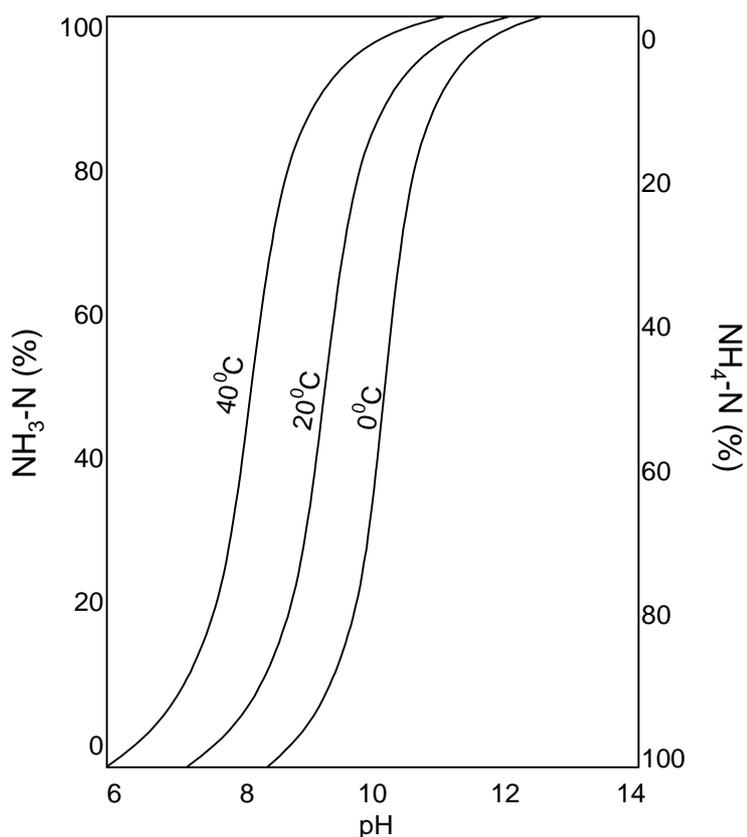


Figura 6 Distribuição de NH₃ e NH₄⁺ na água (KADLEC & KNIGHT, 1996).

Dados para a volatilização em *wetland* (FRENEY et al., 1985) são apresentados na Figura 7. A *wetland* possui 0,2 ha de área e a altura média anual de água sobre o solo de 11cm.

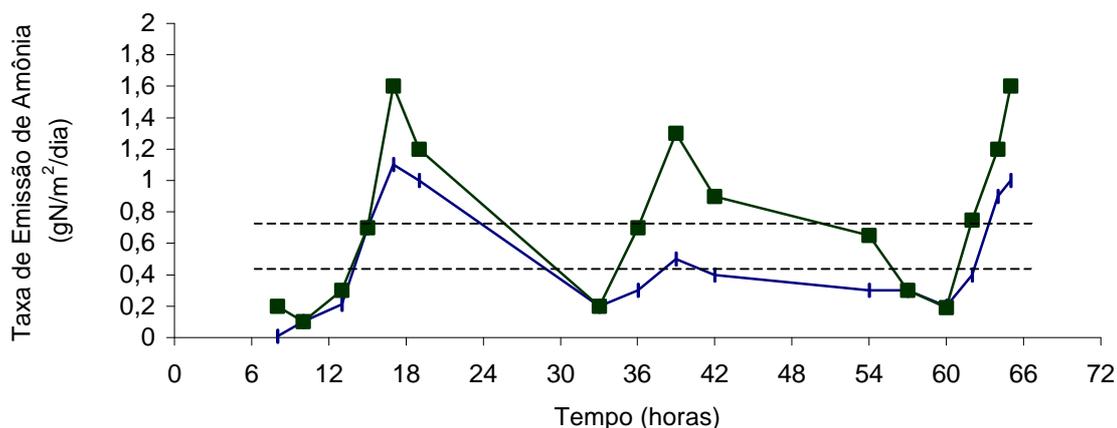


Figura 7 Dados de volatilização de amônia em *wetland*, onde as linhas horizontais tracejadas são as médias para três dias (FRENEY et al., 1985).

3.7 Descrição dos Processos que Ocorrem com o Fósforo em *Wetlands*

O fósforo é um nutriente necessário para o crescimento das plantas de forma que a introdução deste elemento em água receptora pode ter efeitos sobre o ecossistema aquático. Uma necessidade do ecossistema é a proporção entre os nutrientes carbono, nitrogênio e fósforo, sendo freqüentemente representada como 106C:16N:1P. Geralmente os efluentes não possuem esta relação e portanto a adição de efluente em ambientes aquáticos pode causar um desequilíbrio de nutrientes no ecossistema receptor. Freqüentemente, verifica-se que há fósforo em excesso nos efluentes (KADLEC & KNIGHT, 1996).

O fósforo é utilizado em *wetlands* num ciclo biogeoquímico complexo. Um esquema dos processos que ocorrem com fósforo em *wetlands* é apresentado na Figura 8.

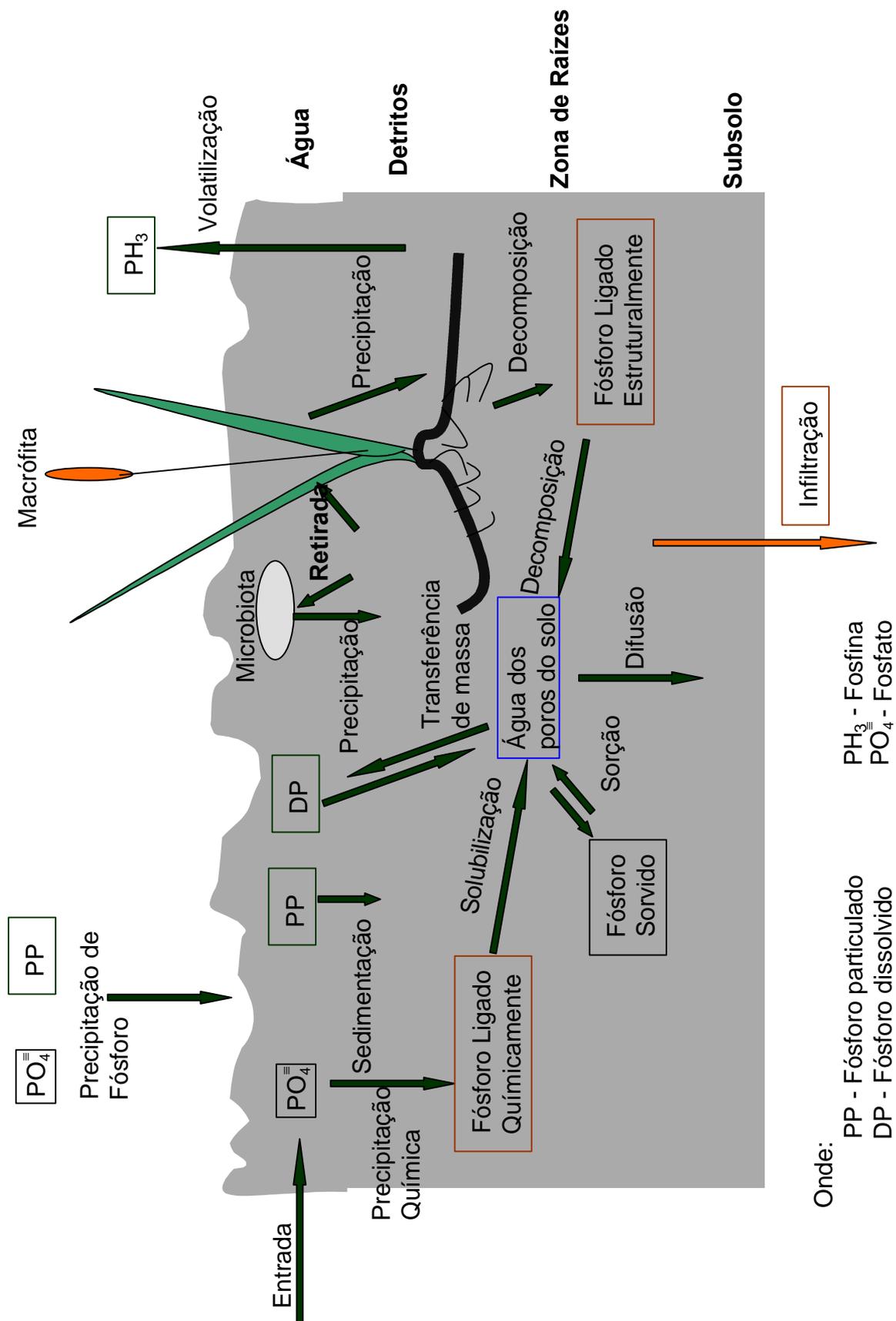


Figura 8 Esquema simplificado dos processos que ocorrem com fósforo em *wetlands* (KADLEC & KNIGHT, 1996).

As principais formas de fósforo em *wetlands* são: fósforo dissolvido, fósforo mineral sólido e fósforo orgânico sólido.

As principais formas inorgânicas estão relacionadas com o pH da solução (Figura 9) e a sua dissociação é representada pelas equações abaixo:



onde:

H_3PO_4 - Ácido fosfórico;

H_2PO_4^- - Dihidrogeno de fosfato;

HPO_4^{2-} - Monohidrogeno de fosfato;

PO_4^{3-} - Fosfato.

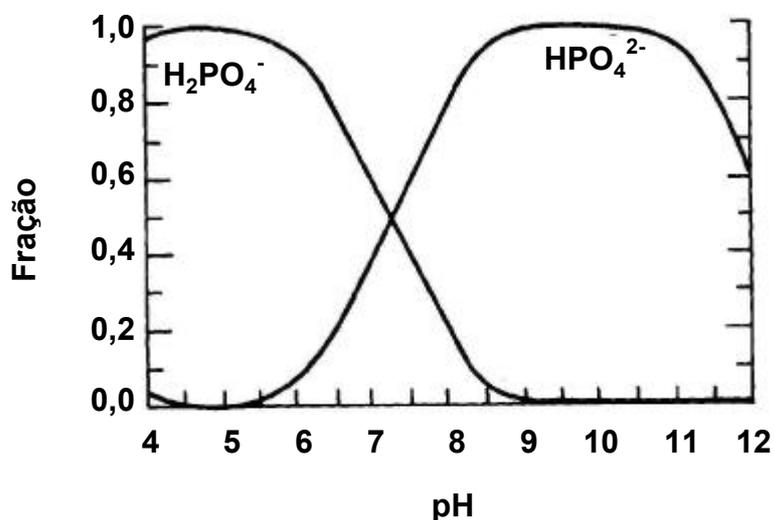


Figura 9 Distribuição das espécies de fósforo na água a 25°C (FREEZE & CHERRY, 1979).

Uma variedade de cátions podem precipitar fosfato sobre certas condições.

Alguns precipitados encontrados em *wetlands* são (REDDY & D' ANGELO, 1994):

Apatita	$\text{Ca}_5(\text{Cl,F})(\text{PO}_4)_3$
Hidroxilapatita	$\text{Ca}_5(\text{OH})(\text{PO}_4)_3$
Variscite	$\text{Al}(\text{PO}_4)2\text{H}_2\text{O}$
Strengite	$\text{Fe}(\text{PO}_4)2\text{H}_2\text{O}$
Vivianite	$\text{Fe}_3(\text{PO}_4)_2 \cdot 8\text{H}_2\text{O}$
Wavellit	$\text{Al}_3(\text{OH})_3(\text{PO}_4)_2 \cdot 5\text{H}_2\text{O}$

O fósforo pode coprecipitar com outros minerais como hidróxido férrico e carbonato de cálcio (CaCO_3). Em solos de *wetlands* a coprecipitação de fósforo pode ocorrer de duas maneiras (REDDY & D' ANGELO, 1994):

- Em solos ácidos o fósforo pode ser fixado através de alumínio e ferro, quando estes estão disponíveis;
- Em solos alcalinos o fósforo pode ser fixado por cálcio e magnésio, quando estes estão disponíveis.

Uma forma gasosa do fósforo é a fosfina (PH_3) a qual foi encontrada em *wetlands* (GASSMAN & GLINDEMANN, 1993). As emissões de PH_3 em *wetlands* construída com *Phragmites* na Hungria foram da ordem de $1,7 \text{ g/m}^2/\text{ano}$ (DÉVAI et al., 1988).

3.7.1 Fósforo nas Plantas

A Tabela 1 apresenta a porcentagem de fósforo em várias espécies de plantas. Esta porcentagem é a relação entre a massa de fósforo total e a massa das folhas secas. Valores da porcentagem para folhas vivas foram de 0,04% a 0,41% com média de 0,18% e desvio padrão de 0,11%.

Tabela 1 Porcentagem de fósforo nos tecidos de plantas usadas em *wetlands* (KADLEC & KNIGHT, 1996).

Planta	Estado Trófico da Água na <i>wetland</i>	Folha Viva (%)	Folha Morta (%)	Detrito (%)	Referência
<i>Cladium jamaicense</i>	Oligotrófico	0,04	0,02	0,02	DAVIS (1990)
<i>C. jamaicense</i>	Eutrófico	0,08	0,04	0,12	DAVIS (1990)
<i>Typha domingensis</i>	Oligotrófico	0,14	0,05	0,02	TOTH (1990), DAVIS, (1990)
<i>T. domingensis</i>	Eutrófico	0,20	0,07	0,16	TOTH (1990), DAVIS (1990)
<i>Eleocharis sp.</i>	Oligotrófico	0,18	0,08		WALKER et al. (1988)
<i>Eleocharis sp.</i>	Eutrófico	0,26	0,14		WALKER et al. (1988)
<i>Panicum spp.</i>	Oligotrófico	0,13	0,07		WALKER et al. (1988)
<i>Panicum spp.</i>	Eutrófico	0,16			WALKER et al. (1988)
<i>Sagittaria sp.</i>	Oligotrófico	0,40	0,10		WALKER et al. (1988)
<i>Sagittaria sp.</i>	Eutrófico	0,41	0,20		WALKER et al. (1988)
<i>Utricularia spp.</i>	Oligotrófico	0,11			WALKER et al. (1988)
<i>Utricularia spp.</i>	Eutrófico	0,16			WALKER et al. (1988)
<i>Salix spp.</i>	Oligotrófico	0,12		0,10	CHAMIE (1976)
<i>Betula pumila</i>	Oligotrófico	0,12		0,08	CHAMIE (1976)

Pela Tabela 1 verifica-se que quando o estado trófico de uma *wetland* é modificado de oligotrófico para eutrófico, ocorre um aumento pronunciado da porcentagem de fósforo nas plantas. Por esta mesma tabela verifica-se que as folhas mortas possuem uma porcentagem de fósforo menor do que a observada nas folhas vivas.

3.7.2 Fósforo Contido na Biomassa

A quantidade de fósforo efetivamente removida por uma *wetland* é geralmente menor do que a quantidade de fósforo retirado pelas plantas durante o seu crescimento (KADLEC & KNIGHT, 1996). Um ecossistema de *wetlands* sofre um ciclo de crescimento, morte e decomposição conforme é ilustrado na Figura 10. Verificou-se através de observações em *wetlands* (KADLEC & HAMMER, 1985) que a biomassa total foi relativamente constante durante as estações do ano.

Estudos (MITSCH & GOSSELINK, 1993) para macrófitas em *wetlands* localizadas no norte dos Estados Unidos apresentam uma rotatividade de um a dois o que significa que o material vivo acima do solo é substituído de uma a duas vezes a ano. A rotatividade foi de 3 a 6 em regiões quentes como a Flórida (KADLEC & KNIGHT, 1996).

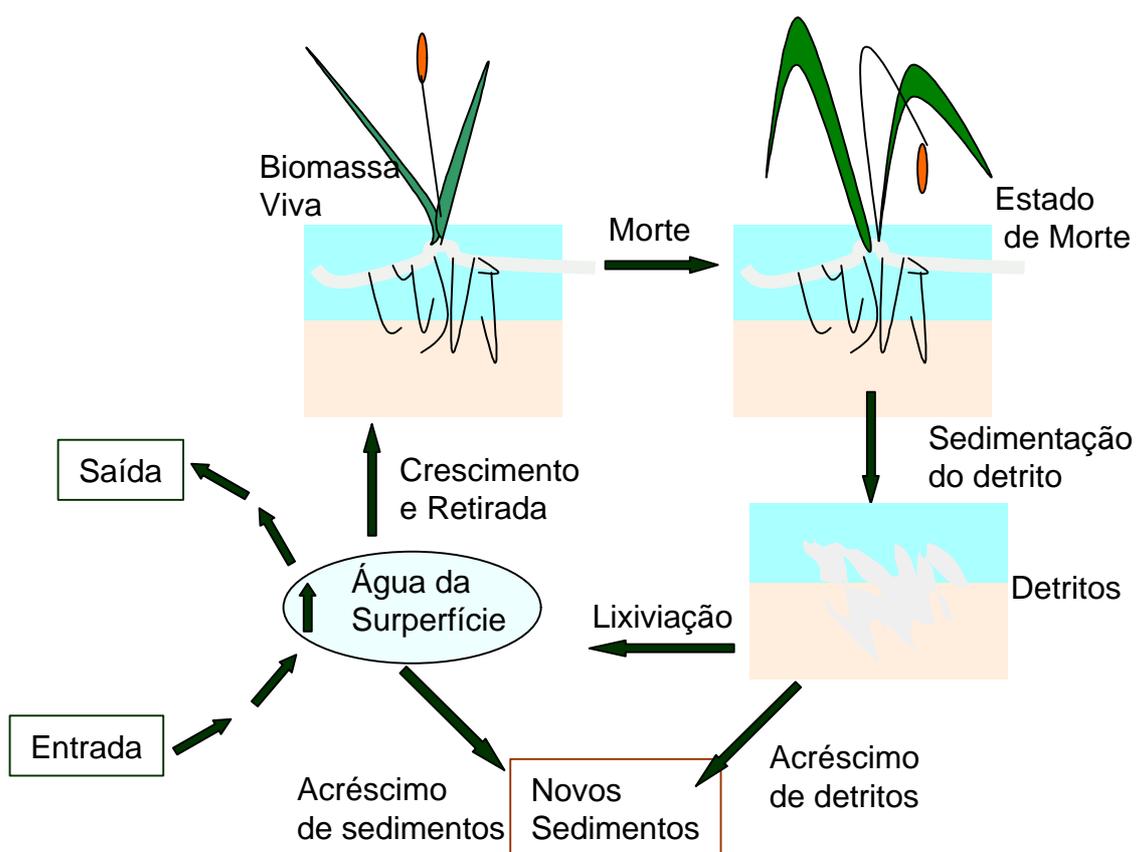


Figura 10 Ciclo do fósforo na biomassa em *wetlands* (KADLEC & KNIGHT, 1996).

3.7.3 A Retirada e o Armazenamento de Fósforo pela Biota

Os organismos que habitam *wetlands* usam o fósforo para o crescimento, incorporando o mesmo nos seus tecidos. A retirada pelos microorganismos (bactérias, fungos, algas e microinvertebrados) é rápida porque estes organismos crescem e multiplicam-se em altas taxas.

Como o fósforo é um nutriente, a adição deste elemento em *wetlands* estimula o crescimento das plantas causando acréscimo de biomassa e detritos (RICHARDSON & MARSHALL, 1986).

3.7.4 Sedimentação e Sorção de Fósforo

Sedimentação e sorção são processos importantes para remoção de fósforo em *wetlands*.

Os solos de *wetlands* têm uma capacidade adsorvedora de fósforo, porém esta capacidade possui um limite de saturação e, caso este limite seja ultrapassado, as *wetlands* tornam-se incapazes de retê-lo por sorção. Geralmente as *wetlands* de FS possuem uma capacidade adsorvedora menor do que as *wetlands* FSS e isto é decorrente do fato de as últimas possuírem um volume maior de grãos que podem ser preenchidos pelos poluentes. A Figura 11 ilustra uma seção de solo de uma *wetland*, consistindo de partículas de solo e água nos vazios.

◇ Volume de água = V_w ◇ Volume de Solo = V_s

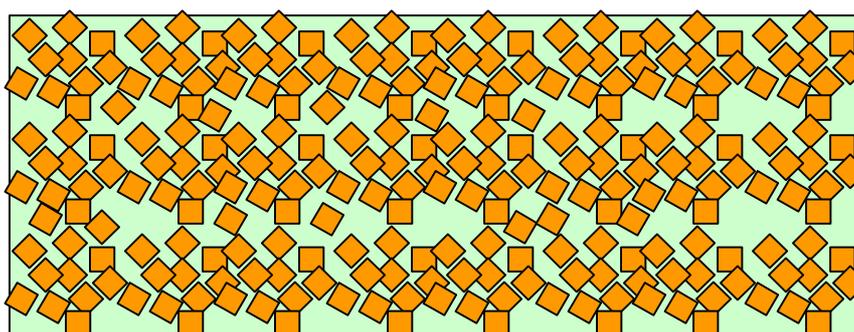


Figura 11 Ilustração microscópica de um solo (KADLEC & KNIGHT, 1996).

A armazenagem do fósforo no solo ocorre na água existente nos poros do solo, dentro da parte sólida e sobre a superfície da parte sólida.

Usando as equações seguintes pode-se definir o conteúdo total de fósforo no solo.

$$V_T = V_W + V_S \quad (10)$$

$$M_S = V_T \rho_b \quad (11)$$

$$P = C_W V_W + (C_S + C_{IS}) M_S \quad (12)$$

onde :

V_T - volume total do solo (L^3);

V_W - volume da água dos poros do solo, (L^3);

V_S - volume das partículas sólidas do solo, (L^3);

ρ_b - densidade aparente do solo (ML^{-3});

M_S - massa de sólidos (M);

C_W - concentração de fósforo na água dos poros do solo, (ML^{-3});

C_S - concentração de fósforo sorvido nas partículas sólidas do solo, (adimensional);

C_{IS} - concentração de fósforo dentro das partículas sólidas do solo, (adimensional);

P - massa total de fósforo no solo (M).

O fósforo na água dos poros do solo pode ser encontrado como: fósforo solúvel reativo, fósforo orgânico dissolvido, fósforo dissolvido total e fósforo como ortofosfato (KADLEC & KNIGHT, 1996).

A Tabela 2 ilustra as quantidades de fósforo encontradas num solo de uma *wetland* ao longo da profundidade do solo. Verifica-se nestes dados que ocorre uma redução acentuada da concentração ao longo dos 30 cm. Segundo KADLEC & KNIGHT (1996) solos de *wetlands* freqüentemente apresenta grande redução ao longo dos primeiros 30 cm porque esta profundidade corresponde à zona de raízes das macrófitas.

A primeira coluna apresenta a deposição ocorrida durante 25 anos (REDDY et al., 1991).

Tabela 2 Concentração de fósforo (mg/ℓ) em diversas alturas numa *wetland* em solo saturado (REDDY et al., 1991).

Compartimento do solo	Tipo Composto	Altura (cm)			
		0-10	10-20	20-30	30-36.5
Águas dos Poros	Fósforo reativo solúvel	0,62	0,24	0,07	0,00
Superfície das Partículas. Sólidas	Fósforo inorgânico sorvido	0,82	0,29	0,20	0,01
Superfície das Partículas. Sólidas	Fósforo orgânico sorvido	0,63	0,13	0,08	0,10
Superfície das Partículas. Sólidas	Total de Fósforo sorvido	1,45	0,42	0,28	0,12
Dentro das Partículas. Sólidas	Fe + Al	9,97	1,87	1,23	0,36
Dentro das Partículas. Sólidas	Ca	15,02	2,36	0,63	0,18
Dentro das Partículas. Sólidas	Inorgânico Total	26,37	4,39	1,96	0,61
Dentro das Partículas. Sólidas	Fúlvico/Húmico	16,96	5,63	3,87	1,64
Dentro das Partículas. Sólidas	Fósforo Orgânico residual	30,79	11,26	6,66	3,81
Dentro das Partículas. Sólidas	Total de Fósforo Orgânico	47,75	16,89	10,54	5,45
Dentro das Partículas. Sólidas	Total	74,12	21,28	12,50	6,06
Total		76,19	21,94	12,84	6,19

3.7.5 Difusão Molecular do Fósforo no Solo

Segundo a lei de Fick, a difusão molecular é proporcional ao gradiente de concentração e para uma dimensão temos:

$$N = -D_m \frac{\partial C}{\partial x} \quad (13)$$

onde:

D_m - coeficiente de difusão molecular, (L^2t^{-1});

N - fluxo difusivo de massa, ($ML^{-2}t^{-1}$);

x - coordenada considerada, (L);

C - concentração do constituinte de interesse, (ML^{-3}).

A lei de Fick pode ser expandida para três dimensões. Considerando que o coeficiente de difusão molecular seja o mesmo para as três direções x , y e z , tem-se:

$$\frac{\partial C}{\partial t} = Dm \left[\frac{\partial^2 C}{\partial x^2} + \frac{\partial^2 C}{\partial y^2} + \frac{\partial^2 C}{\partial z^2} \right] \quad (14)$$

A difusão molecular vertical num solo pode ser estimada utilizando-se dados observados de concentração ao longo de um perfil de solo. Para ilustrar utiliza-se os dados da Tabela 2, equação 13 e considera-se o coeficiente de difusão molecular como sendo da ordem de $0,5 \times 10^{-5} \text{ cm}^2 / \text{s} = 0,016 \text{ m}^2 / \text{ano}$ para o solo em questão (KADLEC & KNIGHT, 1996).

Encontra-se a seguinte estimativa para o fluxo difusivo do fósforo para o solo apresentado na Tabela 2:

$$N \approx (0,016) \left[\frac{0,62 - 0,24}{0,10} \right] = 0,06 \text{ g/m}^2 / \text{ano} \quad (15)$$

4 Dimensionamento de *Wetlands* de FS para Remoção de Nitrogênio Total e Fósforo Total

Segundo KADLEC & KNIGHT (1996) o processo de dimensionamento de *wetlands* de FS para remoção de nitrogênio total e fósforo total pode ser resumido na equação seguinte:

$$A = \frac{0,0365Q}{K} \text{LN} \left(\frac{C_e - C^*}{C_s - C^*} \right) \quad (16)$$

onde:

A - Área da *wetland* requerida, (ha);

C_s - Concentração na saída da *wetland*, (mg/l);

C_e - Concentração na entrada da *wetland*, (mg/l);

C* - Concentração já existente na *wetland*, (mg/l);

Q - Vazão, (m³/dia);

K - Taxa de decaimento de primeira ordem, (m/ano);

KADLEC & KNIGHT (1996) sugerem os seguintes valores para K e C* para o dimensionamento de *wetlands* de FS:

- Nitrogênio Total, K = 12 m/ano e C* = 2 mg/ℓ;
- Fósforo Total, K = 22 m/ano e C* = 0,05 mg/ℓ;

Supondo que se deseje utilizar uma *wetland* para remoção de nitrogênio total e fósforo total de um efluente com as seguintes características:

$$\left\{ \begin{array}{l} Q = 1000 \text{ m}^3 / \text{dia} \\ C_e \text{ para nitrogênio total} = 30 \text{ mg} / \ell \\ C_s \text{ desejado para nitrogênio total} = 5 \text{ mg} / \ell \\ C_e \text{ para fósforo total} = 10 \text{ mg} / \ell \\ C_s \text{ desejado para fósforo total} = 1 \text{ mg} / \ell \end{array} \right.$$

Substituindo-se os valores na equação 16 tem-se os seguintes valores para a área:

- Área para atender a remoção de nitrogênio total igual a 3,7ha;
- Área para atender a remoção de fósforo total igual a 7,14ha.

Neste caso, adota-se a maior área para atender a remoção de fósforo total. Tem-se um tempo de detenção hidráulico de 21,4 dias caso adote-se uma altura de água na *wetland* de 30cm.

O uso de um valor fixo para a taxa de decaimento pode não atender às expectativas de um dado projeto pois as *wetlands* apresentam desempenho variável no tempo e no espaço, além de também estarem sujeitas a insumos variáveis no tempo.

A utilização de cinética de decaimento de primeira ordem (KADLEC & KNIGHT, 1996) homogênea para toda uma *wetland* parece ser uma aproximação que deva ser melhor avaliada, pois as *wetlands* são freqüentemente compostas de regiões anaeróbias em sua parte inicial, onde geralmente são totalmente vegetadas, e posteriormente aeróbias onde existe uma quantidade menor de vegetação e também pelo fato de o efluente apresentar uma menor concentração de nutrientes.

5 Revisão Bibliográfica de Modelos Existentes para Analisar suas Capacidades e suas Restrições

A modelagem matemática constitui uma ferramenta útil para a compreensão do funcionamento de *wetlands*, para testar hipóteses e para fazer previsões.

Modelos matemáticos que simulam os processos mais relevantes em *wetlands* têm sido utilizados. Dentre os vários existentes foram selecionados cinco modelos para análise: Everglades Landscape Model-ELM (FITZ et al., 1993), Wetland Water Quality Model-WWQM (MOUSTAFA et al., 1999), Wetlands Two Dimensional Model (BLOOM et al., 1998), CNP20 (PEIJL DER VAN et al., 1999) e Pollutant Removal Estimates for Wetland-PREWET (DORTCH et al., 1995). Estes modelos foram selecionados devido:

- À escassez de referências indicando qual é o modelo mais adequado para simular a remoção de nutrientes em *wetlands*;
- Ao fato de serem de domínio público;
- Tratarem de assuntos relacionados à simulação da eficiência de remoção de nutrientes em *wetlands* construídas;
- Terem sido usados por outros pesquisadores, ou seja, acredita-se que os mesmos já foram submetidos a uma análise crítica;
- Já terem sido bastante consistidos em relação a erros de programação.

5.1 ELM Everglades Landscape Model

O modelo ELM (FITZ et al., 1993) usa um submodelo unitário como base de simulação dinâmica dos principais processos físicos, químicos e biológicos encontrados em *wetlands* em um conjunto de células unitárias e posteriormente considera o fluxo de água entre as células vizinhas conforme ilustrado na Figura 12.

O ELM é o modelo de simulação mais indicado para grandes áreas, pois o mesmo foi elaborado para a gestão de bacias hidrográficas sobre diferentes cenários de *inputs* ambientais. O sub-modelo unitário é usado para áreas de aproximadamente 1 km² e no caso de se utilizar este modelo com uma configuração de célula unitária menor, o problema simulado torna-se grande no aspecto computacional e também requer uma quantidade maior de informação para a calibração. O sub-modelo unitário usado pelo ELM é o General Ecosystem Model (GEM), (FITZ et al., 1996).

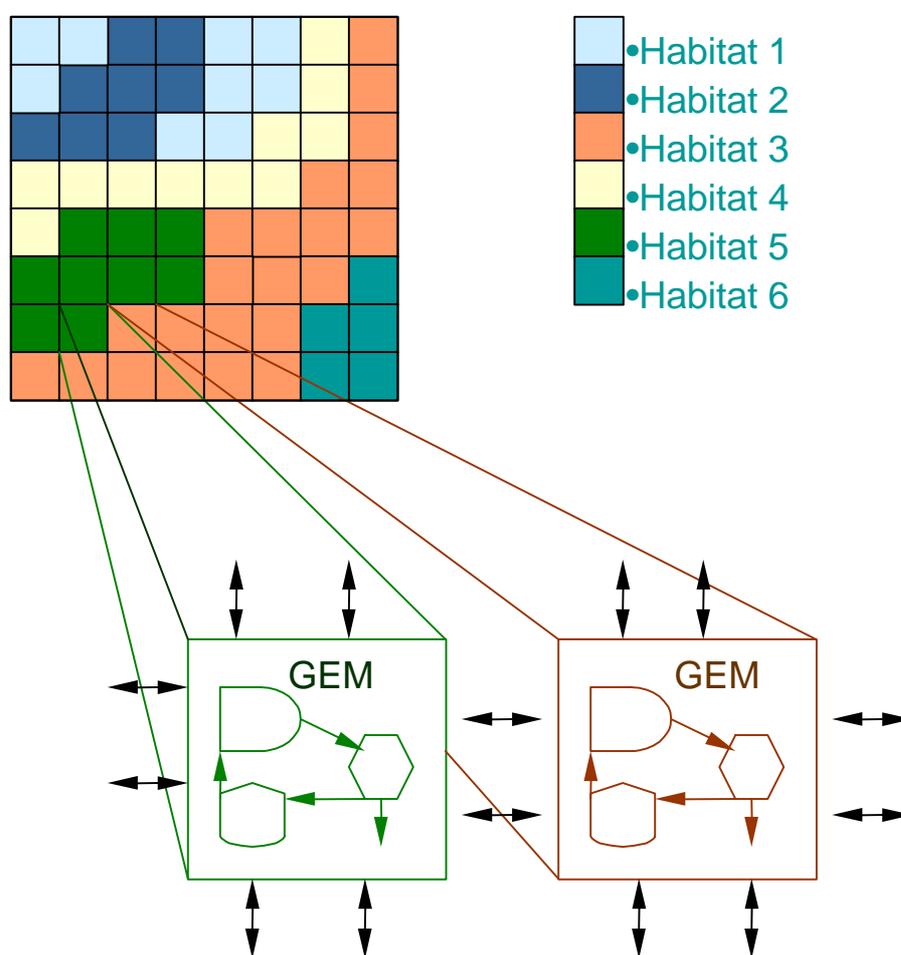


Figura 12 Estrutura básica do ELM, mostrando cada célula (variável) para cada tipo de habitat (FITZ et al., 1993).

O sub-modelo GEM, simula a resposta de plantas e comunidades de algas à diferentes níveis de cargas de nutrientes, água e também outros *inputs* ambientais. O ambiente de desenvolvimento do sub-modelo é o software Stella (High Performance Systems-Inc, 2000). Este ambiente de desenvolvimento é gráfico,

aliviando a necessidade de ter um alto nível de conhecimento em programação para compreendê-lo ou modificá-lo.

O software Stella aloca rapidamente os conceitos envolvidos no fenômeno de interesse em expressões matemáticas, providenciando um mapa com estas informações. Um modelo construído dentro do ambiente computacional Stella pode ser dividido em sub-modelos, que podem ser utilizados independentemente. Uma outra vantagem é que grande parte dos modelos construídos com esta linguagem de programação apresenta-se com o código fonte disponível. Modelos desenvolvidos usando o software Stella podem ser usados para plataforma Windows ou Macintosh.

O GEM é um modelo **unitário** dinâmico dividido em módulos que simulam processos ecológicos importantes (incluindo físicos). Estes módulos são: Entradas Globais, Hidrologia, Hidrodinâmica, Sedimentos Inorgânicos, Constituintes Químicos, Oxigênio Dissolvido, Algas, Macrófitas, Material Orgânicos Suspenso e Material Orgânico Depositado. Estes módulos são descritos sucintamente abaixo.

5.1.1 Entradas Globais

Neste módulo alguns dos dados de entrada são os valores médios diários de: precipitação, temperatura e umidade do ar. A radiação solar é simulada usando um algoritmo (NIKOLOV & ZELLER, 1992), o qual usa como base a latitude do local, dia juliano, declinação solar e outros fatores.

5.1.2 Hidrologia

Neste módulo a água pode ocorrer como:

- Água superficial: água armazenada acima da superfície do solo;
- Água na zona não saturada: água armazenada nos poros do solo que não satura esta zona;

- Água na zona saturada: água armazenada nos poros do solo que estão saturados.

A Figura 13 ilustra os fluxos considerados nestas zonas de armazenagem de água.

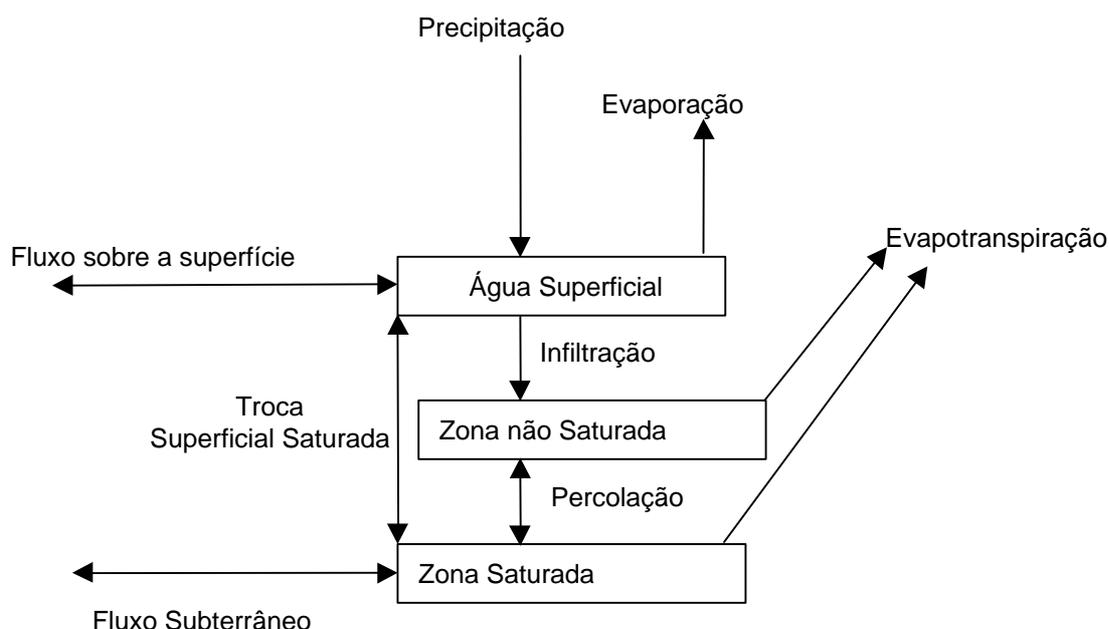


Figura 13 Esquema do armazenamento de água e os fluxos considerados no módulo unitário GEM(FITZ et al., 1996).

5.1.3 Hidrodinâmica

O GEM simula a hidrodinâmica associada à transferência de energia do vento para água e simula a turbulência próxima ao topo dos sedimentos. Esta turbulência afeta a deposição ou a suspensão dos sedimentos, que por sua vez irão afetar a qualidade da água.

5.1.4 Sedimentos Inorgânicos

Neste módulo são considerados os sedimentos inorgânicos suspensos e depositados. Estes sedimentos representam a totalidade das partículas minerais de todos os tamanhos. A altura dos sedimentos depositados pode ser alterada devido à

decomposição de material orgânico e à deposição de sedimentos. O sub-modelo GEM considera um volume inicial de sedimentos e determina sua altura por meio da variação deste volume.

5.1.5 Constituintes Químicos

Neste módulo são considerados todos os sais, nitrogênio inorgânico e ortofosfato. Cada constituinte é dividido em uma parte dissolvida na água superficial e uma parte dissolvida na água subsuperficial.

5.1.6 Algas

Neste módulo são considerados o fitoplâncton e o perifiton. Este módulo considera a variação de biomassa ocorrida mediante o crescimento, respiração e mortalidade.

5.1.7 Macrófitas

Como no módulo de algas, este módulo simula a biomassa das macrófitas.

5.1.8 Material Orgânico Suspenso

Neste módulo tem-se a massa de material orgânico vivo e morto na água superficial.

5.1.9 Material Orgânico Depositado

Neste módulo tem-se a massa de material orgânico depositado junto ao solo.

5.2 WWQM Wetland Water Quality Model

O WWQM (MOUSTAFA et al., 1999) é um modelo desenvolvido pela HydroQual-Inc, juntamente com o Distrito de Gerenciamento de Água do Sul da

Flórida (SFWMD), para simular alterações na qualidade da água de *wetlands* construídas sobre diferentes alternativas de gerenciamento. O WWQM é composto de dois sub-modelos, um hidrodinâmico e outro de qualidade de água. A linguagem de programação utilizada nesses sub-modelos é o FORTRAN 77. Os sub-modelos requerem alguns dados essenciais para que possam ser calibrados, conforme ilustrado na Tabela 3.

Tabela 3 Dados necessários para calibrar o modelo WWQM (HYDROQUAL, 1995a).

Geometria	Meteorologia	Hidráulico Hidrológico	Qualidade de Água	Sedimentos
Numero de células do grid na direção x (linhas), y (colunas) e z (camadas), comprimento, largura e profundidade.	Velocidade do vento, coeficiente de troca de energia superficial, temperatura, radiação solar, evaporação e precipitação	Altura média ou segmentos verticais, vazão, carga hidráulica, entrada de tributários.	Concentração inicial dos parâmetros de qualidade de água, variação da concentração de entrada, coeficientes da cinética das reações.	Concentração na fase sólida na água dos poros do solo para: carbono orgânico particulado, fósforo, nitrogênio e sílica, e concentração da amônia, nitrato fósforo, sílica dissolvido.

O sub-modelo hidrodinâmico desenvolvido pelo Dr. John Hamrick do *Virginia Institute of Marine Sciences* (HAMRICK, 1992) resolve a equação de movimento tridimensional, verticalmente hidrostática para um fluxo turbulento num sistema de coordenada o qual é curvilíneo e ortogonal no plano horizontal e expandido para acompanhar a topografia e a superfície livre na direção vertical a qual é alinhada com o vetor gravitacional. É realizada uma mudança de variável para fornecer uma resolução uniforme na direção vertical, alinhada com o vetor gravitacional.

O sub-modelo de qualidade de água calcula a distribuição espacial e temporal de nutrientes particulados e dissolvidos considerando os seguintes efeitos:

- Retirada de nutrientes pelas plantas;
- Transporte horizontal dos nutrientes;

- Reciclagem dos nutrientes por meio de processos biológicos;
- Precipitação química;
- Entradas associadas com a precipitação atmosférica.

A plataforma de desenvolvimento do sub-modelo de qualidade de água foi o Row-Column-AESOP (Advanced Ecological Systems Modeling Program-RCA). O RCA é um modelo de qualidade de água tridimensional desenvolvido pela HydroQual-Inc (HYDROQUAL, 1997) que realiza uma interface direta com o sub-modelo hidrodinâmico. O sub-modelo de qualidade de água consiste de quatro módulos :

- Eutrofização;
- Equilíbrio químico;
- Fluxo de nutrientes nos sedimentos;
- Vegetação emergente.

Um esquema da estrutura química e biológica do sub-modelo de qualidade de água é apresentado na Figura 14. A Tabela 4 apresenta o significado de cada abreviação usada na Figura 14.

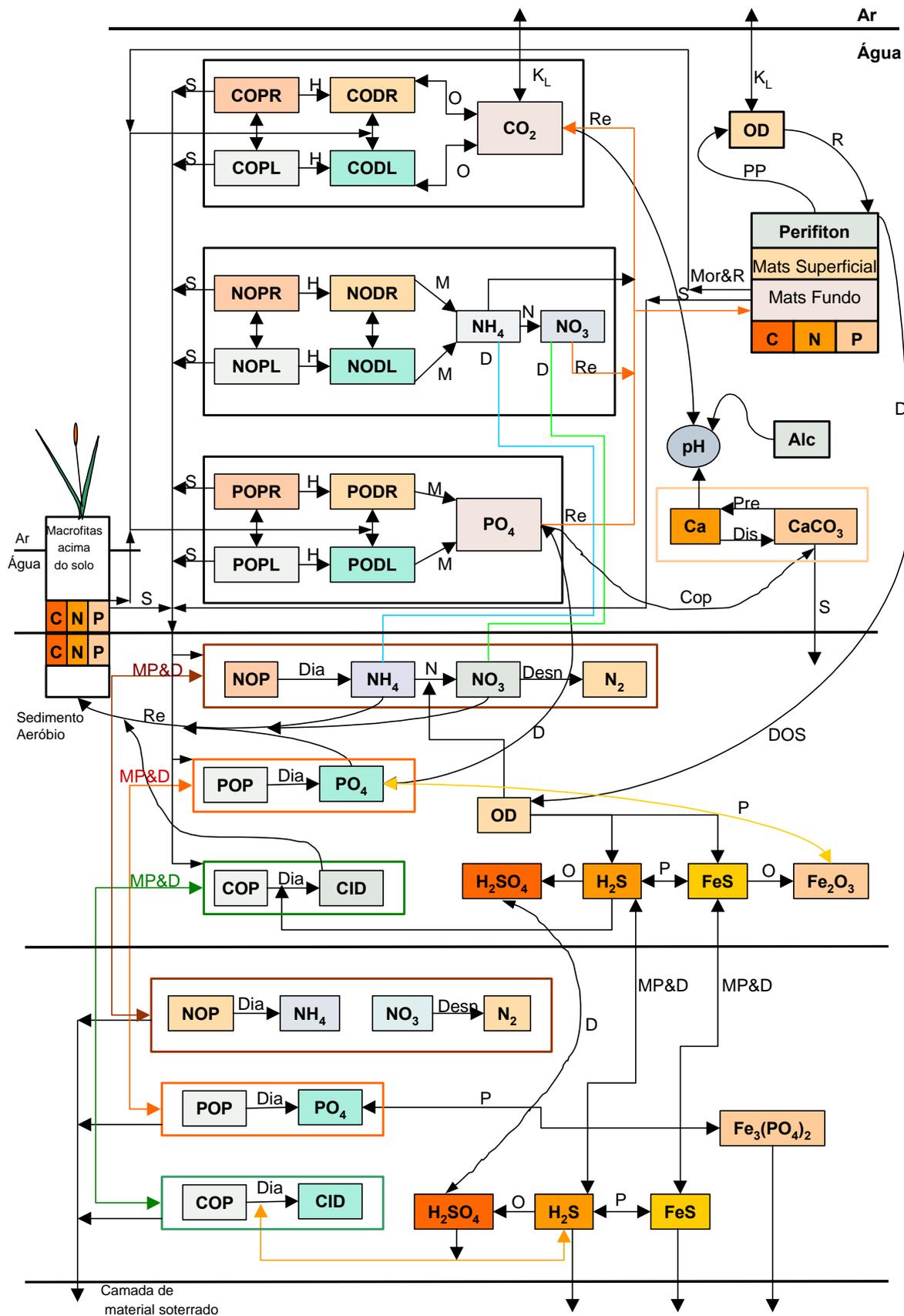


Figura 14 Estrutura cinética do modelo WWQM (HYDROQUAL, 1997).

Tabela 4 Descrição das abreviações utilizadas na Figura 14.

Variáveis	Processos
COP – Carbono orgânico particulado	PP – Produção primária
NOP – Nitrogênio orgânico particulado	R – Respiração
POP – Fósforo orgânico particulado	Mor – Mortalidade
CID – Carbono inorgânico dissolvido	Senes – Senescência
POPR - Fósforo orgânico particulado refratario	Re – Retirada
POPL – Fósforo orgânico particulado labile	S – Sedimentação
PODR - Fósforo orgânico dissolvido refratario	K_L – Troca água/atmosfera
PODL - Fósforo orgânico dissolvido labile	H – Hidrólise
NOPR – Nitrogênio orgânico particulado refratario	M – Mineralização
NOPL – Nitrogênio orgânico oarticulado labile	O – Oxidação
NODR – Nitrogênio orgânico dissolvido refratario	N – Nitrificação
NODL – Nitrogênio orgânico dissolvido labile	D – Difusão
COPR – Carbono orgânico particulado refratário	MP – Mistura de partículas
COPL – Carbono orgânico particulado labile	P – Partição
CODL – Carbono orgânico dissolvido labile	Cop – Coprecipitação
CODR – Carbono orgânico dissolvido refratario	Dia – Diagênese
	Des – Desnitrificação
	Pre – Precipitação
	Dis – Dissolução
	DOS – Demanda de oxigênio nos sedimento

5.2.1 Cinética do Módulo de Eutrofização

Este módulo inclui dois grupos de perifiton o qual considera a interação entre suas biomassas. A estrutura cinética para ambos os grupos é a mesma, mudando apenas a escolha dos coeficientes.

5.2.2 Módulo de Equilíbrio Químico

Este módulo consiste de dois componentes: um módulo de equilíbrio químico propriamente dito e um módulo de transporte e balanço de massa, os quais incluem a formação e dissolução de CaCO_3 como parte da estrutura cinética. O CaCO_3 quando usado para expressar a alcalinidade do sistema pode auxiliar no acompanhamento dos processos de nitrificação e desnitrificação conforme apresentado anteriormente. Adicionalmente pode-se monitorar, por meio de CaCO_3 , a reação direta de fósforo com os minerais de carbonato. Esta reação forma

coprecipitados de fósforo na forma de fosfatos o qual auxiliará na remoção de fósforo da água. O módulo de equilíbrio químico também considera a interação entre fitoplâncton, carbono inorgânico total (CIT) e a alcalinidade.

5.2.3 Módulo de Fluxo nos Sedimentos

Este módulo é baseado no princípio do balanço de massa. Este módulo calcula a transferência de nutrientes nos sedimentos através da difusão e mistura de espécies reduzidas, particuladas e dissolvidas. Este módulo também considera a deposição de matéria orgânica particulada (MOP), o seu subsequente decaimento e a sua mineralização.

O módulo recebe fluxos de carbono orgânico particulado (COP), nitrogênio orgânico particulado (NOP) e fósforo orgânico particulado (POP) e considera todos estes como MOP. A Figura 15 apresenta um esquema dos fluxos considerados.

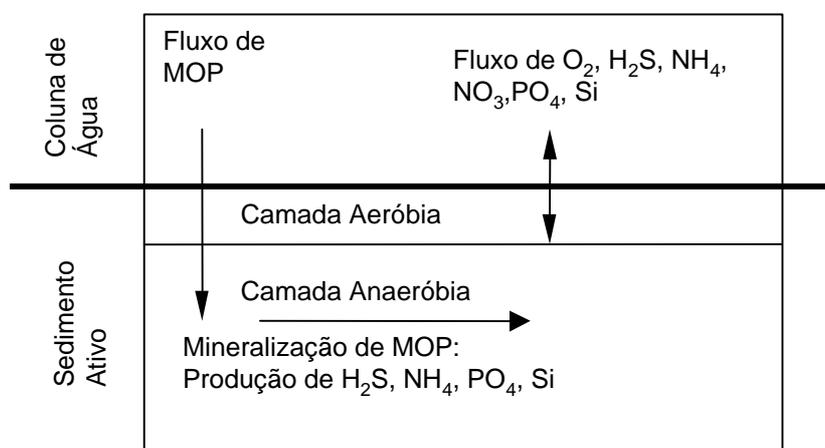


Figura 15 Esquema dos fluxos considerados (HYDROQUAL, 1995a).

5.2.4 Módulo de Vegetação Emergente

Este módulo de vegetação emergente considera a biomassa acima e abaixo do solo e modela a interação entre os nutrientes nos sedimentos, crescimento das plantas e composição de nutrientes das plantas.

O aumento de fósforo nas raízes ocorre por meio da retirada do fósforo da água contida nos poros do solo e diminui pela morte das raízes. Nas folhas, o aumento de fósforo se dá por meio do transporte deste, oriundo das estruturas inferiores.

5.3 Wetlands Two Dimensional Model

O modelo Wetlands Two Dimensional Model (BLOOM et al., 1998) é uma forma alterada do modelo Variably Saturated Two Dimensional Transport-VS2DT desenvolvido pelo U.S. Geological Survey (LAPPALA et al., 1987).

O modelo VS2DT resolve problemas de movimento de soluto e água em meio poroso saturado variável. As derivadas espaciais na equação de fluxo são aproximadas por diferenças centrais e as derivadas temporais são aproximadas por um esquema de diferença regressiva ou centrada.

A equação de dispersão advectiva que descreve o transporte de soluto sobre condição saturada variavelmente pode ser escrita como (BEAR, 1979):

$$\frac{\partial(\theta C)}{\partial t} = \nabla \theta \bar{D}_h \nabla C - \nabla \theta \bar{v} C + SS \quad (17)$$

onde:

θ - Umidade volumétrica, (adimensional);

C - Concentração do constituinte químico, (ML^{-3});

t - Tempo, (t);

∇ - Operador nabla $\frac{\partial}{\partial x} + \frac{\partial}{\partial y} + \frac{\partial}{\partial z}$, (L^{-1});

\bar{D}_h - Tensor de dispersão hidrodinâmica, (L^2t^{-1});

\bar{v} - Velocidade do fluido, (Lt^{-1});

SS – Termo fonte ou sumidouro, ($ML^{-3} t^{-1}$).

A retirada de água pelas raízes das plantas causada pela demanda atmosférica (evapotranspiração real) é incluída como um termo sumidouro não linear. As condições de fronteira não lineares incluem infiltração e evapotranspiração. Estas condições e o termo sumidouro são linearizados implicitamente.

As alterações realizadas no VS2DT incluem: um reservatório de água com variação dinâmica sazonal do nível de água, utilização da equação de *Priestley-Taylor* para estimar a evapotranspiração potencial de uma quantidade reduzida de dados de médias diárias de temperatura e radiação solar e acoplar a evapotranspiração para múltiplas espécies de plantas. A Figura 16 apresenta uma descrição de como os processos são considerados no modelo.

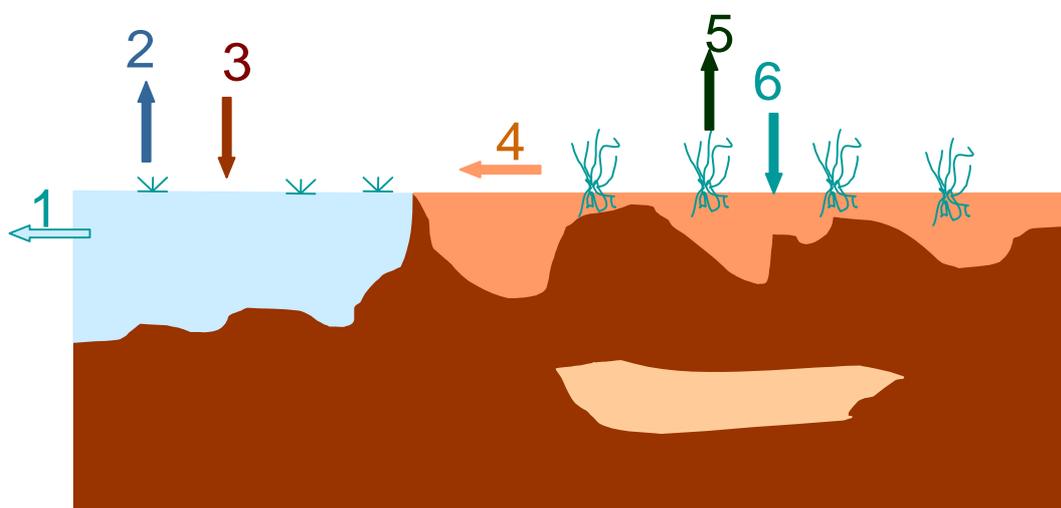


Figura 16 Variáveis consideradas no Modelo *Wetlands* (BLOOM et al., 1998).

Onde:

- 1 - Escoamento saindo da *wetland*;
- 2 - Evapotranspiração na *wetland*;
- 3 - Precipitação sobre a *wetland*;
- 4 - Escoamento para dentro do sistema;

5 - Evapotranspiração no solo;

6 - Precipitação sobre o solo.

5.4 Modelo CNP20

O CNP20 (PEIJL DER VAN et al., 1999) é um modelo que descreve a interação entre carbono, nitrogênio e fósforo em *wetlands*. O modelo foi desenvolvido para investigar:

- A natureza das interações entre os ciclos de carbono, nitrogênio e fósforo;
- Estudar o papel destes processos sobre a vegetação e o solo;
- Simular efeitos de gestão e outras influências humanas;

O modelo simula os processos ocorridos nas plantas e no solo e como estes processos são influenciados por fatores como: temperatura, quantidade de água, qualidade da água e o manejo do sistema.

Foi usada o software Stella para o desenvolvimento do modelo. O modelo consiste de três sub-modelos: carbono, nitrogênio e fósforo.

Existem conexões entre as variáveis de armazenamento dos sub-modelos. Estas conexões são facilmente realizadas no software Stella. A unidade destas conexões (fluxos) é expressa em (g C,N ou P/m²/semana). Estes fluxos descrevem processos associados com: assimilação, respiração, transporte de nutrientes entre as partes da planta, remobilização de nutrientes, morte, processos microbiológicos no solo, adsorção e lançamento de fósforo, deposição atmosférica, desnitrificação e retirada de nutrientes pelas plantas.

5.4.1 O Sub-Modelo de Carbono

Este sub-modelo considera como variáveis de armazenamento: carbono em grandes herbívoros, carbono em raízes das plantas, carbono em plantas mortas no solo (material orgânico do solo) e carbono nos brotos das plantas.

5.4.2 O Sub-Modelo de Nitrogênio

O sub-modelo de nitrogênio considera como variáveis de armazenamento: nitrogênio em grandes herbívoros, nitrogênio como NH_4 no solo, nitrogênio como NH_3 na água intersticial no solo, nitrogênio nas raízes das plantas, nitrogênio no material das plantas mortas, nitrogênio nos brotos das plantas e nitrogênio no material orgânico do solo.

5.4.3 O Sub-Modelo de Fósforo

O sub-modelo de fósforo considera como variáveis de armazenamento: fósforo adsorvido nos componentes do solo, fósforo no solo disponível para ser retirado pelas plantas, fósforo em grandes herbívoros, fósforo nas raízes das plantas, fósforo nos brotos, fósforo contido no material de plantas mortas e fósforo ligado à matéria orgânica do solo.

5.5 PREWET Pollutant Removal Estimates for Wetland

O modelo PREWET (DORTCH et al., 1995) foi desenvolvido com o objetivo de obter a eficiência de remoção de poluentes de águas poluídas que passam por meio de *wetlands* com fluxo superficial. Este modelo realiza uma série de simplificações permitindo estimar as taxas de remoção dos poluentes por meio de uma quantidade reduzida de informações sobre a *wetland* de interesse.

Apresenta-se a seguir as informações que são necessárias para a simulação da eficiência de remoção de qualquer um dos seguintes poluentes: nitrogênio, fósforo, sólidos suspensos totais, coliformes totais e demanda bioquímica de oxigênio:

- Média anual da área da *wetland* (L^2);
- Média anual da altura de água sobre o solo, (L);
- Média anual do comprimento ou largura da *wetland*, (L);
- Média anual da temperatura, (T);
- Média anual do fluxo de água, (L^3t^{-1});
- Tempo de detenção, caso o mesmo tenha sido observado (pode-se utilizar o tempo de detenção hidráulico caso não se tenha esta informação), (t).

As demais informações necessárias são específicas para cada tipo de poluente a ser simulado como, por exemplo:

- Velocidade de sedimentação para cálculo da taxa de remoção de sólidos suspensos totais, (Lt^{-1});
- Taxa de decaimento de primeira ordem mais o fator de correção de temperatura para cálculo da redução de coliformes totais, (t^{-1});
- Taxa de decaimento de primeira ordem mais o fator de correção de temperatura para cálculo da redução da demanda bioquímica de oxigênio, (t^{-1});
- Taxa de decaimento de primeira ordem e fator de correção de temperatura para cálculo da taxa de remoção de nitrogênio total, (t^{-1});
- Taxa de decaimento de primeira ordem para cálculo da taxa de remoção de fósforo total, (t^{-1}).

O modelo está implementado usando a linguagem de programação C++ e o mesmo possui uma interface gráfica com o usuário, o que torna sua operação fácil e auto-explicativa. É possível definir a *wetland* como um reator totalmente misturado ou como um reator pistonado (*plug-flow*). O modelo não simula os efeitos de sazonalidade que ocorrem em *wetlands*.

5.5.1 Tempo de Detenção Hidráulico

No modelo, o tempo de detenção τ (t) é determinado pela seguinte equação (THACKSTON et al., 1987):

$$\tau = 0,84 \frac{V}{Q} \left(1 - e^{-0,59 \frac{\text{Comprimento da wetland}}{\text{Largura da wetland}}} \right) \quad (18)$$

onde:

V - volume da *wetland*, (L³);

Q - vazão, (L³t⁻¹).

5.5.2 Sólidos Suspensos Totais (SST)

A taxa de remoção K_s (t⁻¹) é obtida pela relação:

$$K_s = \frac{V_n}{H} \quad (19)$$

onde:

V_n – velocidade de sedimentação (Lt⁻¹);

H – altura da água sobre a superfície do solo na *wetland* (L).

5.5.3 Coliformes Totais (CT)

A taxa de remoção de coliformes totais $K_{B(\text{Temperatura})}$ (t⁻¹) em uma dada temperatura é corrigida pela seguinte equação (THOMANN et al., 1987):

$$K_{B(\text{Temperatura})} = K_{B20} \theta^{\text{Temperatura}-20} \quad (20)$$

onde:

K_{B20} - Taxa de decaimento a 20°C;

θ - fator de correção de temperatura o qual segundo THOMANN et al., 1987

apresenta valor próximo a 1,07. E a equação diferencial para CT é:

$$\frac{d(CT)}{dt} = -K_{B(\text{Temperatura})}(CT) \quad (21)$$

5.5.4 Nitrogênio Total (NT)

Somente nitrogênio total (NT) é considerado pelo modelo embora as outras formas estejam envolvidas em processos importantes (mineralização, nitrificação e desnitrificação) na *wetland*. A equação diferencial para NT é:

$$\frac{d(NT)}{dt} = -K_{NT}(NT) \quad (22)$$

onde:

K_{NT} - Taxa de decaimento de primeira ordem para o nitrogênio total, (t^{-1}).

5.5.5 Fósforo Total (PT)

Como ocorre com o nitrogênio outras formas de fósforo podem também existir na água das *wetlands*, porém somente fósforo total é considerado e tem-se a seguinte equação:

$$\frac{d(PT)}{dt} = -K_{PT}(PT) \quad (23)$$

onde:

K_{PT} - Taxa de decaimento de primeira ordem para o fósforo total, (t^{-1}).

5.6 Avaliação Comparativa entre os Modelos

O modelo **ELM** é indicado para grandes áreas naturais e requer o uso de *Workstation*. Atualmente está sendo desenvolvido por Carl Fitz (Comunicação pessoal) um banco de dados de coeficientes usados no modelo unitário GEM para cada tipo de habitat. Estes valores são necessários para a replicação do modelo unitário em diversos ambientes (várias células) e o banco de dados facilitará a utilização do modelo para simulação, uma vez que os valores dos coeficientes modificar-se-ão automaticamente. Atualmente, caso se queira realizar uma simulação para diversas células, é necessário modificar os coeficientes manualmente e isto demanda tempo. O modelo também é mais indicado para descrever as mudanças que ocorrem na vegetação sobre vários cenários de regime hidrológico e cargas de nutrientes em *wetlands* naturais.

O modelo **Wetlands Two Dimensional Model** não simula as cinéticas envolvidas nos processos biológicos. Como o manual do usuário possui pouca informação, torna-se difícil operar o modelo. A interface gráfica é deficiente. Atualmente encontram-se disponíveis interfaces gráficas melhores, como é o caso do VS2DI (HSIEH et al., 1999).

Existe apenas um relato (MANSELL et al., 1999) onde compara-se dados de campo com os resultados produzidos pelo modelo para simular a hidrologia de uma *wetland*. O modelo na forma atual é deficiente para simular a qualidade de água de *wetlands* sendo uma ferramenta mais recomendada para simulações hidrológicas de *wetlands*.

O modelo **CNP20** considera basicamente processos que ocorrem em *wetlands* com os compostos de C, N, P. Este modelo não incorpora um modelo

hidrodinâmico. A cinética considerada é importante para realizar uma comparação com a cinética existente nos modelos mais completos como o ELM e WWQM.

No modelo **WWQM** os módulos hidrodinâmico e de qualidade de água foram usados por outros pesquisadores. O módulo hidrodinâmico foi usado na área de conservação de água no sul da Flórida (HYDROQUAL, 1997) e no rio York (SISSON, et al., 1997). O módulo de qualidade foi usado em vários locais (HYDROQUAL, 1995b, 1997 e FITZPATRICK et al., 1988). O modelo possui uma boa documentação sobre a teoria considerada e as respectivas hipóteses. É capaz de simular a cinética dos nutrientes, a coprecipitação de fósforo com carbonato de cálcio e outros processos que os modelos anteriores não contemplam. Entre os modelos apresentados anteriormente, o modelo **WWQM** é o mais completo. Algumas das desvantagens de usar o modelo para o dimensionamento de *wetlands* é a necessidade de uma grande variedade de informação, o que normalmente não se dispõe no início do projeto e também o tempo necessário para entrada dos dados. Recomenda-se este modelo para o acompanhamento da operação da *wetland* para que se realize uma otimização da mesma por meio de criação de cenários futuros.

Os modelos apresentados anteriormente não atendem o objetivo inicial de usa-los para dimensionar *wetlands* construídas de FS. Mesmo realizando uma série de simplificações, o modelo **PREWET** apresenta-se como a ferramenta de análise que melhor se ajusta no dimensionamento de *wetlands* construídas de FS. Deve-se utilizar uma margem de segurança no valor de remoção obtido pelo modelo pois o modelo não simula os efeitos de sazonalidade freqüentemente observados em *wetlands*.

Para utilizar-se o modelo **PREWET** como uma ferramenta de previsão da remoção ocorrida com CT, DBO, SST, NT e PT é necessário conhecer-se a taxa de

decaimento de primeira ordem dos poluentes de interesse. Para a determinação dos valores aproximados para as taxas de decaimento de primeira ordem para nitrogênio total e fósforo total foi utilizado o banco de dados produzido pela U.S EPA North American Treatment Wetlands Database (NADB) (NADB, 1993). Os resultados existentes são apresentados a seguir.

6 Análise de Dados de *Wetlands*, Taxas de Decaimento Calculadas e a Abordagem Estatística

Os dados apresentados na Tabela 5 foram obtidos junto a NADB (1993). Este banco de dados contém informações de 154 *wetlands* utilizadas para o tratamento de efluentes municipais, 9 *wetlands* utilizadas para o tratamento de efluentes industriais e 6 *wetlands* utilizadas para receber o *runoff* urbano e rural. Vinte quatro por cento destas *wetlands* são do tipo natural e setenta e seis por cento do tipo construídas. Sessenta e oito por cento destas *wetlands* são do tipo FS e o restante do tipo FSS ou híbrido FSS e FS juntos. Do total de 169 *wetlands* foram selecionados dados de nove *wetlands*. Os critérios de seleção das *wetlands* foram decorrentes de:

- Grande parte das 169 *wetlands* não possuem dados anuais de remoção de nitrogênio total e de fósforo total;
- Existem contestações (NADB, 1993) sobre a qualidade dos dados de algumas *wetlands*, pois cada operador ou pesquisador utilizou um método de controle de qualidade.
- O uso somente de dados de *wetlands* construídas do tipo fluxo superficial (FS).

Tabela 5 Valores obtidos U.S EPA North American Treatment Wetlands Database (1993).

Local-Estado (Estação ou Mês-Ano)- Tipo de Fluxo	Area (m ²)	Compr (m)	Larg (m)	Alt (m)	Flux (m ³ /s)	Temp (°C)	T. Det Obs.(dia)	T. Det Cal.(dia)	REobs. NT(%)	REobs. PT(%)	Veg Pred.
Des Plaines 3-IL(Outono-89)-FS	23896	206	116	0,66	0,0171	12,8	10,6	10,6	-	65,38	Taboa
Des Plaines 3-IL(Inverno-90)-FS	23896	206	116	0,66	0,0137	-3,9	13,4	13,3	-	27,40	Taboa
Des Plaines 3-IL(Primavera 90)-FS	23896	206	116	0,66	0,0124	12,8	15,8	14,7	-	22,81	Taboa
Des Plaines 3-IL(Verão-90)-FS	23896	206	116	0,66	0,0181	21,1	10,0	10,1	-	75,16	Taboa
Des Plaines 3-IL(Outono-90)-FS	23896	206	116	0,66	0,0185	12,8	10,2	9,8	31,64	76,23	Taboa
Média (90)	23896	206	116	0,66	0,0157	10,7	12,4	12,0	31,64	50,40	
Des Plaines 3-IL(Primavera-91)-FS	23896	206	116	0,66	0,0183	12,8	9,3	9,9	56,72	81,73	Taboa
Des Plaines 3-IL(Verão-91)-FS	23896	206	116	0,66	0,0155	21,1	11,4	11,8	51,39	85,88	Taboa
Des Plaines 3-IL(Outono-91)-FS	23896	206	116	0,66	0,0101	12,8	18,1	18,1	51,26	66,96	Taboa
Média (91)	23896	206	116	0,66	0,0146	15,6	12,9	13,3	53,12	78,19	
Benton 1-KY (Março-88)-FS	14652	333	44	0,25	0,0098	5,3	5,2	4,3	61,02	24,32	Taboa
Benton 1-KY (Abril-88)-FS	14652	333	44	0,25	0,0044	12,8	11,5	9,6	10,93	17,78	Taboa
Benton 1-KY (Maio-88)-FS	14652	333	44	0,25	0,0061	15,0	8,3	7,0	45,00	20,59	Taboa
Benton 1-KY (Junho-88)-FS	14652	333	44	0,25	0,0034	21,1	15,0	12,5	51,85	-1,28	Taboa
Benton 1-KY (Julho-88)-FS	14652	333	44	0,25	0,0039	22,2	12,9	10,8	41,53	3,57	Taboa
Benton 1-KY (Agosto-88)-FS	14652	333	44	0,25	0,0054	21,9	9,5	7,9	-48,76	31,58	Taboa
Benton 1-KY (Setembro-88)-FS	14652	333	44	0,25	0,0040	19,2	12,7	10,6	0,58	-31,58	Taboa
Benton 1-KY (Outubro-88)-FS	14652	333	44	0,25	0,0055	13,1	9,3	7,7	30,48	28,79	Taboa
Benton 1-KY (Novembro-88)-FS	14652	333	44	0,25	0,0143	4,7	3,6	3,0	45,11	-17,65	Taboa
Benton 1-KY (Dezembro-88)-FS	14652	333	44	0,25	0,0054	-1,1	9,5	7,9	26,26	-3,03	Taboa
Média (88)	14652	333	44	0,25	0,0062	13,4	9,7	8,1	26,40	7,31	
Benton 1-KY (Janeiro-89)-FS	14652	333	44	0,25	0,0096	-2,2	5,3	4,4	-25,44	48,65	Taboa
Benton 1-KY (Fevereiro-89)-FS	14652	333	44	0,25	0,0214	-1,1	2,4	2,0	39,18	21,43	Taboa
Benton 1-KY (Março-89)-FS	14652	333	44	0,25	0,0101	5,3	5,0	4,2	-6,53	-76,92	Taboa
Benton 1-KY (Abril-89)-FS	14652	333	44	0,25	0,0103	12,8	4,9	4,1	96,00	-13,79	Taboa
Benton 1-KY (Maio-89)-FS	14652	333	44	0,25	0,0058	15,0	8,8	7,3	-44,54	-51,61	Taboa
Benton 1-KY (Junho-89)-FS	14652	333	44	0,25	0,0284	21,1	1,8	1,5	46,99	19,35	Taboa
Benton 1-KY (Julho-89)-FS	14652	333	44	0,25	0,0109	22,2	4,6	3,9	38,40	20,00	Taboa
Benton 1-KY (Agosto-89)-FS	14652	333	44	0,25	0,0074	21,9	6,9	5,7	9,63	-13,16	Taboa
Benton 1-KY (Setembro-89)-FS	14652	333	44	0,25	0,0097	19,2	5,2	4,4	33,78	10,42	Taboa
Benton 1-KY (Outubro-89)-FS	14652	333	44	0,25	0,0126	7,2	4,0	3,4	39,95	28,89	Taboa
Média (89)	14652	333	44	0,25	0,0126	12,1	4,9	4,1	22,74	-0,67	
Leaf River 3-MS (90)-FS	1320	60	22	0,3	0,0029	18,8	-	1,6	32,05	38,06	Taboa
Leaf River 2-MS (92)-FS	1320	60	22	0,3	0,0011	18,8	-	4,2	-	19,47	Taboa
Leaf River 1-MS(10/89-12/90)-FS	1320	60	22	0,3	0,0026	18,8	-	1,8	32,99	26,60	Taboa
Leaf River 3-MS (92)-FS	1320	60	22	0,3	0,0017	18,8	-	2,8	-	11,49	Taboa
Leaf River 3-MS(10/91-12/92)-FS	1320	60	22	0,3	0,0017	18,8	-	2,8	-	13,57	Taboa
Leaf River 1-MS(10/91-12/92)-FS	1320	60	22	0,3	0,0005	18,8	-	9,2	-	33,33	Taboa
Leaf River 1-MS(90)-FS	1320	60	22	0,3	0,0030	18,8	-	1,5	30,11	20,79	Taboa
Leaf River 2-MS(10/91-12/92)-FS	1320	60	22	0,3	0,0011	18,8	-	4,2	-	20,08	Taboa
Leaf River 2-MS (90)-FS	1320	60	22	0,3	0,0035	18,8	-	1,3	32,10	-6,40	Taboa
West Jackson County-MS (91)-FS	226800	1260	180	0,23	0,0828	19,7	-	7,3	67,27	33,62	Taboa
West Jackson County-MS (92)-FS	226800	1260	180	0,23	0,0770	19,7	-	7,8	63,98	22,92	Taboa
Hillsboro-OR-FS	3840	384	10	0,84	0,0182	10,9	-	2,0	-	41,45	Taboa
Central-SC (90)-FS	382470	1159	330	0,46	0,0651	15,9	-	31,3	77,66	53,14	Taboa
Sea Pines-SC (91)-FS	223016	914	244	0,3	0,0728	18,7	-	10,6	73,72	-	Taboa
Sea Pines-SC (92)-FS	223016	914	244	0,3	0,0702	18,7	-	11,0	84,80	-	Taboa
Sea Pines-SC (85-87)-FS	223016	914	244	0,3	0,0290	18,7	19,0	26,7	68,54	21,36	Taboa
Sea Pines-SC (90)-FS	223016	914	244	0,3	0,0626	18,7	-	12,4	86,05	-	Taboa
Sea Pines-SC (89)-FS	223016	914	244	0,3	0,0707	18,7	-	11,0	-	-41,25	Taboa
Sea Pines-SC (Verão-89)-FS	223016	914	244	0,3	0,0787	18,7	-	9,8	85,69	-35,33	Taboa
Sea Pines-SC (Primavera-89)-FS	223016	914	244	0,3	0,0511	18,7	-	15,2	80,73	-45,83	Taboa
Média(89)	223016	914	244	0,3	0,0668	18,7	-	12,5	83,21	-40,80	

Onde :

Compri - Comprimento da *wetland*;

Larg - Largura da *wetland*;

Alt - Altura da *wetland*;

Flux - Fluxo ou vazão de entrada;

Temp - Temperatura observada na *wetland*;

T. Det. Obs. - Tempo de detenção hidráulico observado;

T. Det. Cal. - Tempo de detenção hidráulico calculado;

RE Obs. NT - Remoção de nitrogênio total observado;

RE Obs. PT - Remoção de fósforo total observado;

Veg. Pred. - Vegetação predominante na *wetland*.

Supondo que as *wetlands* apresentadas na Tabela 5 comportem-se como reatores do tipo *plug-flow* foram calculadas as taxas de decaimento de primeira ordem através das equações (22) e (23).

A Tabela 6 apresenta os resultados para as taxas de decaimento de primeira ordem para o nitrogênio total (K_{NT}) e fósforo total (K_{PT}) utilizando-se os dados da Tabela 5.

Tabela 6 Resultados para as taxas de decaimento de primeira ordem para nitrogênio total e fósforo total.

Local-Estado (Estação ou Mês-Ano)-Tipo de Fluxo	K_{NT}	K_{PT}
	dia ⁻¹	dia ⁻¹
Des Plaines 3-IL(Outono-89)-FS	-	0,100
Des Plaines 3-IL(Inverno-90)-FS	-	0,024
Des Plaines 3-IL(Primavera 90)-FS	-	0,018
Des Plaines 3-IL(Verão-90)-FS	-	0,138
Des Plaines 3-IL(Outono-90)-FS	0,039	0,146
Média (90)	0,039	0,082
Des Plaines 3-IL(Primavera-91)-FS	0,084	0,171
Des Plaines 3-IL(Verão-91)-FS	0,061	0,167
Des Plaines 3-IL(Outono-91)-FS	0,040	0,061
Média (91)	0,062	0,133
Benton 1-KY (Março-88)-FS	0,218	0,064
Benton 1-KY (Abril-88)-FS	0,012	0,020
Benton 1-KY (Maio-88)-FS	0,086	0,033
Benton 1-KY (Junho-88)-FS	0,058	-0,001
Benton 1-KY (Julho-88)-FS	0,050	0,003
Benton 1-KY (Agosto-88)-FS	-0,050	0,048
Benton 1-KY (Setembro-88)-FS	0,001	-0,026
Benton 1-KY (Outubro-88)-FS	0,047	0,044
Benton 1-KY (Novembro-88)-FS	0,203	-0,055
Benton 1-KY (Dezembro-88)-FS	0,039	-0,004
Média (88)	0,066	0,013
Benton 1-KY (Janeiro-89)-FS	-0,051	0,151
Benton 1-KY (Fevereiro-89)-FS	0,251	0,122
Benton 1-KY (Março-89)-FS	-0,015	-0,136
Benton 1-KY (Abril-89)-FS	0,782	-0,031
Benton 1-KY (Maio-89)-FS	-0,050	-0,057
Benton 1-KY (Junho-89)-FS	0,424	0,144
Benton 1-KY (Julho-89)-FS	0,125	0,058
Benton 1-KY (Agosto-89)-FS	0,018	-0,022
Benton 1-KY (Setembro-89)-FS	0,095	0,025
Benton 1-KY (Outubro-89)-FS	0,152	0,102
Média (89)	0,173	0,036
Leaf River 3-MS (90)-FS	0,248	0,307
Leaf River 2-MS (92)-FS	-	0,052
Leaf River 1-MS(10/89-12/90)-FS	0,227	0,176
Leaf River 3-MS (92)-FS	-	0,044
Leaf River 3-MS(10/91-12/92)-FS	-	0,053
Leaf River 1-MS(10/91-12/92)-FS	-	0,044
Leaf River 1-MS(90)-FS	0,236	0,154
Leaf River 2-MS(10/91-12/92)-FS	-	0,054
Leaf River 2-MS (90)-FS	0,292	-0,047
West Jackson County-MS (91)-FS	0,153	0,056
West Jackson County-MS (92)-FS	0,130	0,033
Hillsboro-OR-FS	-	0,261
Central-SC (90)-FS	0,048	0,024
Sea Pines-SC (91)-FS	0,126	-
Sea Pines-SC (92)-FS	0,171	-
Sea Pines-SC (85-87)-FS	0,043	0,009
Sea Pines-SC (90)-FS	0,159	-
Sea Pines-SC (89)-FS	-	-0,032
Sea Pines-SC (Verão-89)-FS	0,198	-0,031
Sea Pines-SC (Primavera-89)-FS	0,109	-0,025
Média(89)	0,153	-0,028

Com estes valores foi realizado um estudo estatístico com o objetivo de determinar intervalos de confiança para as taxas de decaimento de primeira ordem para o nitrogênio total e fósforo total. Para K_{NT} o intervalo encontrado com 95% de confiança foi $0,0642 \leq K_{NT} \leq 0,1468$ e para 90% de confiança o intervalo foi $0,0678 \leq K_{NT} \leq 0,137$.

Para K_{PT} o intervalo encontrado com 95% de confiança foi $0,0283 \leq K_{PT} \leq 0,073$ e para 90% de confiança o intervalo foi $0,030 \leq K_{PT} \leq 0,069$.

Na Figura 17 encontra-se um gráfico ilustrando o histograma de freqüências absolutas dos valores de K_{NT} e na Figura 18 encontra-se um gráfico análogo para K_{PT} .

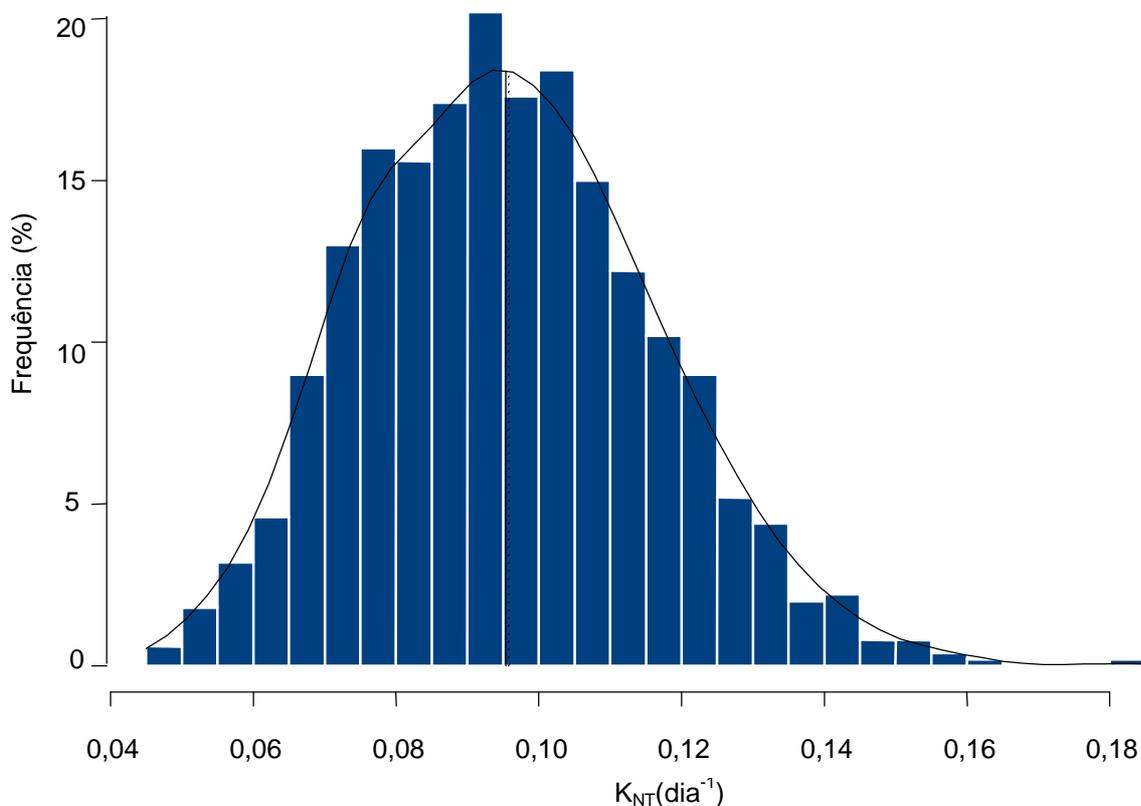


Figura 17 Histograma de frequências absolutas para K_{NT} (dia^{-1}).

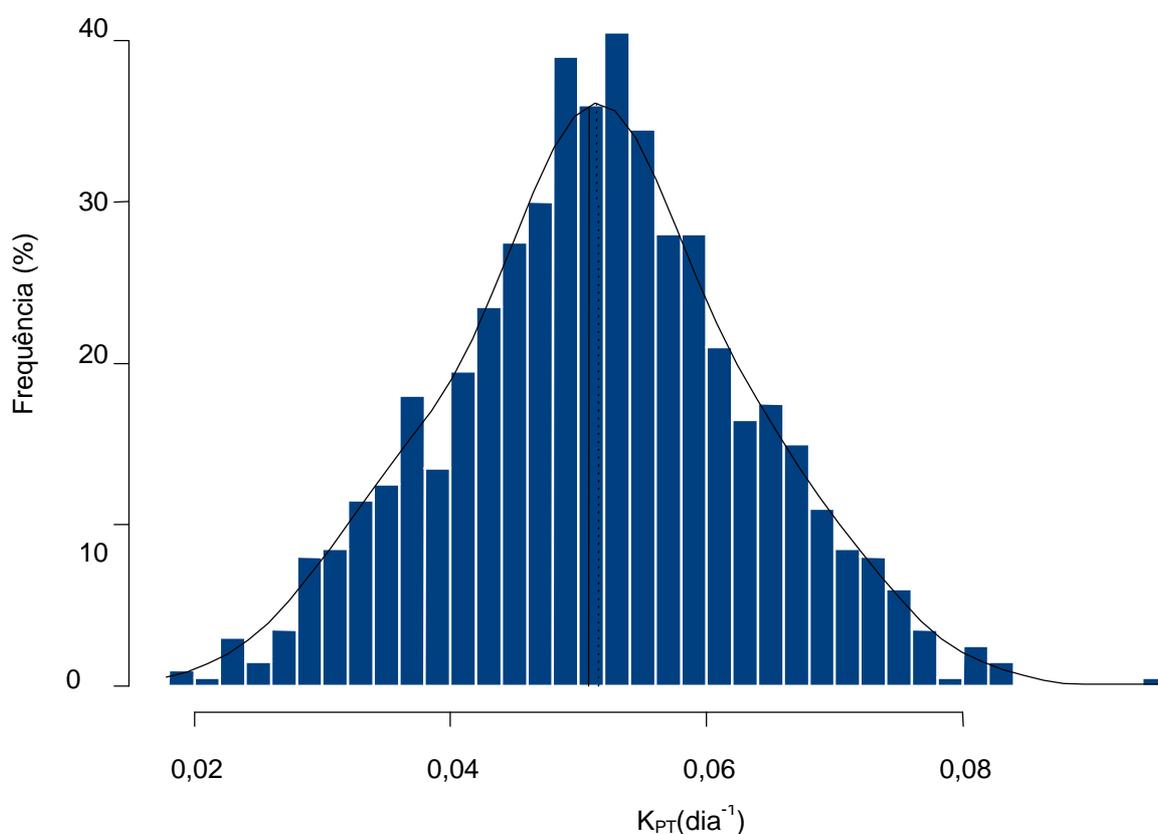


Figura 18 Histograma de frequências absolutas para K_{PT} (dia^{-1}).

Como os intervalos de confiança obtidos para K_{NT} e K_{PT} foram amplos, torna-se difícil determinar um valor específico para o dimensionamento de uma *wetland* construída. Conforme apresentado na revisão bibliográfica, fatores como temperatura e tempo de detenção influenciam os processos que ocorrem em *wetlands*. Optou-se então por verificar se ocorria uma relação entre a eficiência de remoção dos poluentes com a temperatura e o tempo de detenção. Para isto foram realizados testes de regressão linear.

Na Figura 19 encontra-se o resultado obtido para nitrogênio total e a temperatura. Na Figura 20 encontra-se o resultado para o fósforo total e a temperatura. Na Figura 21 encontra-se o resultado para nitrogênio total e o tempo de

detenção. Na Figura 22 encontra-se o resultado para fósforo total e o tempo de detenção.

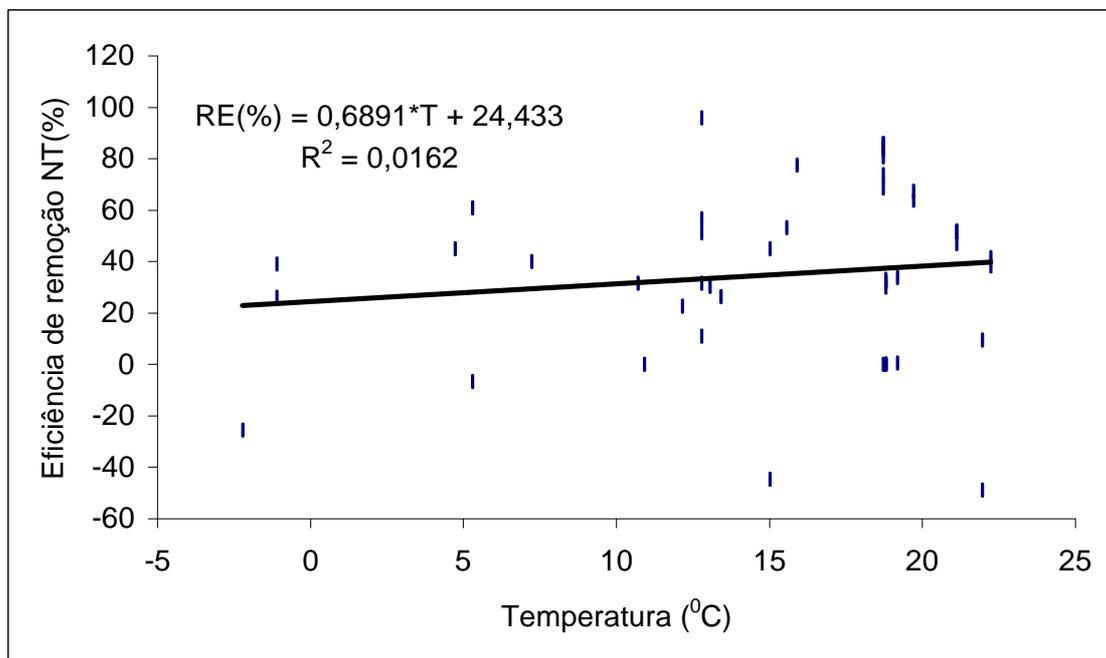


Figura 19 Relação linear entre eficiência de remoção de NT e temperatura.

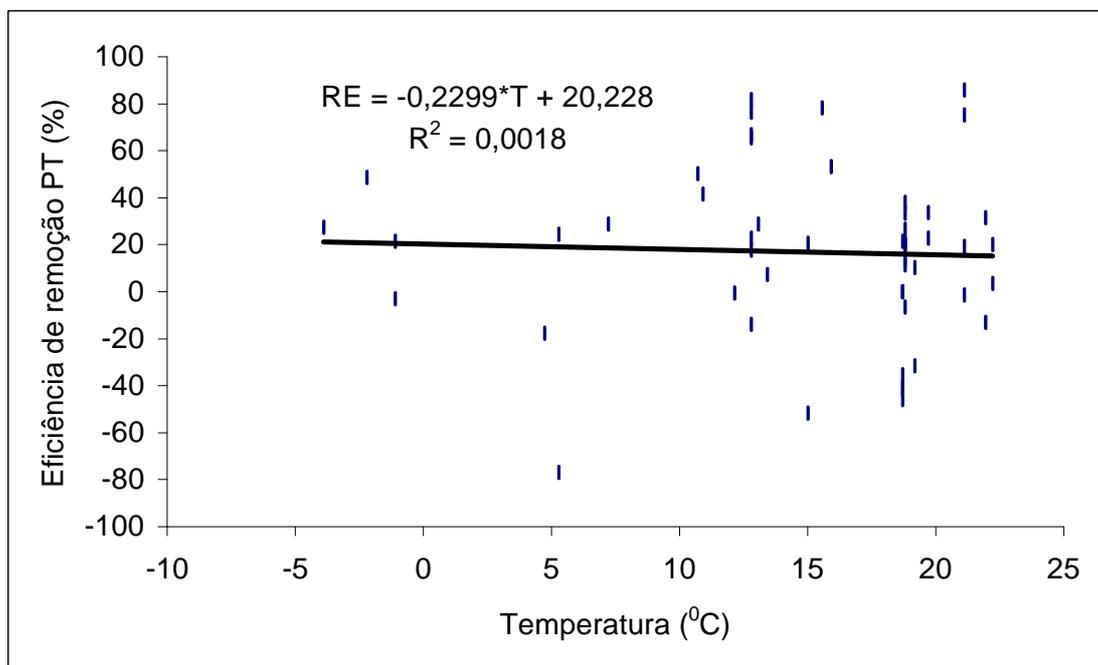


Figura 20 Relação linear entre eficiência de remoção de PT e temperatura.

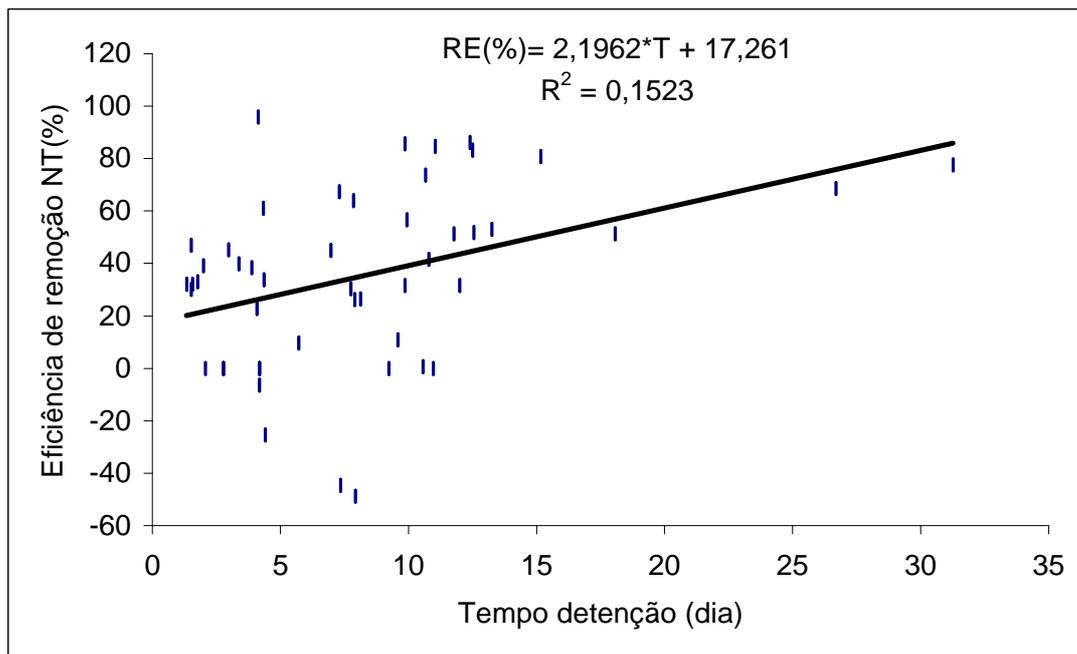


Figura 21 Relação linear entre eficiência de remoção de NT e tempo de detenção.

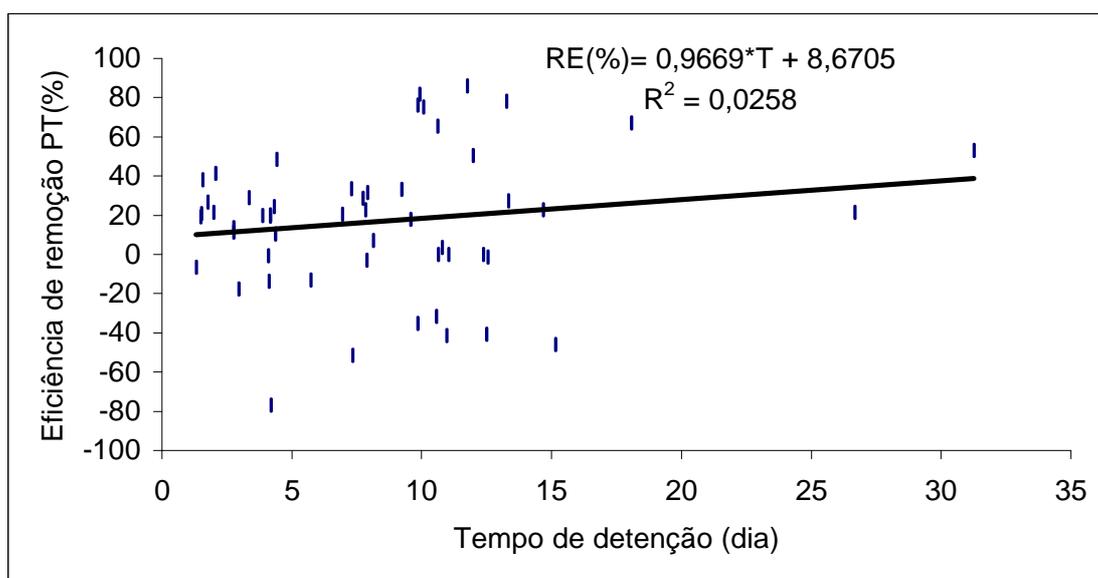


Figura 22 Relação linear entre eficiência de remoção de PT e tempo de detenção.

Usando a equação seguinte para reatores do tipo *plug-flow*

$$u \frac{dC}{dx} = -kC \Rightarrow \frac{dC}{C} = -\frac{k}{u} dx \quad (24)$$

onde:

C - Concentração do constituinte de interesse (ML⁻³);

u - Velocidade do fluido (Lt⁻¹);

k - Taxa de decaimento de primeira ordem (t^{-1});

x - Coordenada geométrica, (L).

Integrando a equação (24) tem-se:

$$\frac{C_s}{C_e} = e^{\left(-\frac{k(\text{Comprimento da } wetland)A_{transversal}}{Q}\right)} \Rightarrow \frac{C_s}{C_e} = e^{-k\tau} \quad (25)$$

onde:

$A_{transversal}$ - Área transversal da *wetland* (L^2);

C_e - Concentração do constituinte na entrada da *wetland* (ML^{-3});

C_s - Concentração do constituinte na saída da *wetland* (ML^{-3});

Q - Vazão (L^3t^{-1});

τ - Tempo de detenção hidráulico (t).

Considerando que a remoção do constituinte (ER) seja dada pela equação abaixo:

$$ER = \frac{C_e - C_s}{C_e} = 1 - \frac{C_s}{C_e} \Rightarrow \frac{C_s}{C_e} = 1 - ER \quad (26)$$

Através das equações (25) e (26) tem-se:

$$1 - ER = e^{-k\tau} \quad (27)$$

ou

$$\ln(1 - ER) = -k\tau \Rightarrow k = -\frac{\ln(1 - ER)}{\tau} \quad (28)$$

Através das equações (20) e (28) tem-se:

$$k = k_{20} \theta^{T-20} = -\frac{\ln(1 - ER)}{\tau} = f(T) \quad (29)$$

Na Figura 23 encontra-se o resultado para nitrogênio total e a temperatura usando a equação (29) e os dados da Tabela 5. Na Figura 24 encontra-se o resultado para fósforo total e a temperatura usando a equação (29) e os dados da Tabela 5.

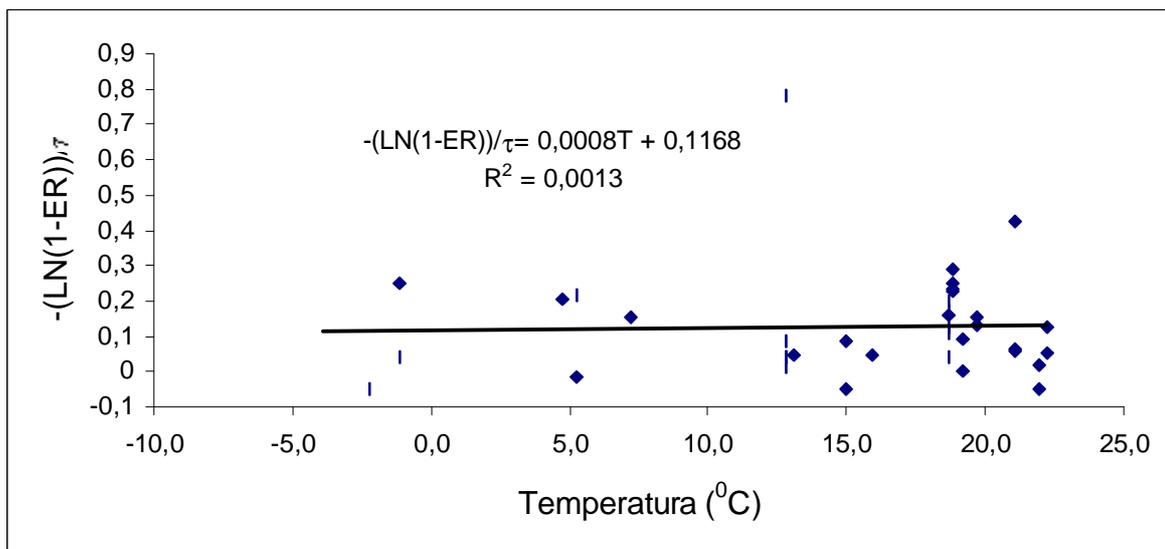


Figura 23 Relação entre $-(\text{LN}(1-\text{ER}))/\tau$ e temperatura, para dados de eficiência de remoção (ER) de nitrogênio total.

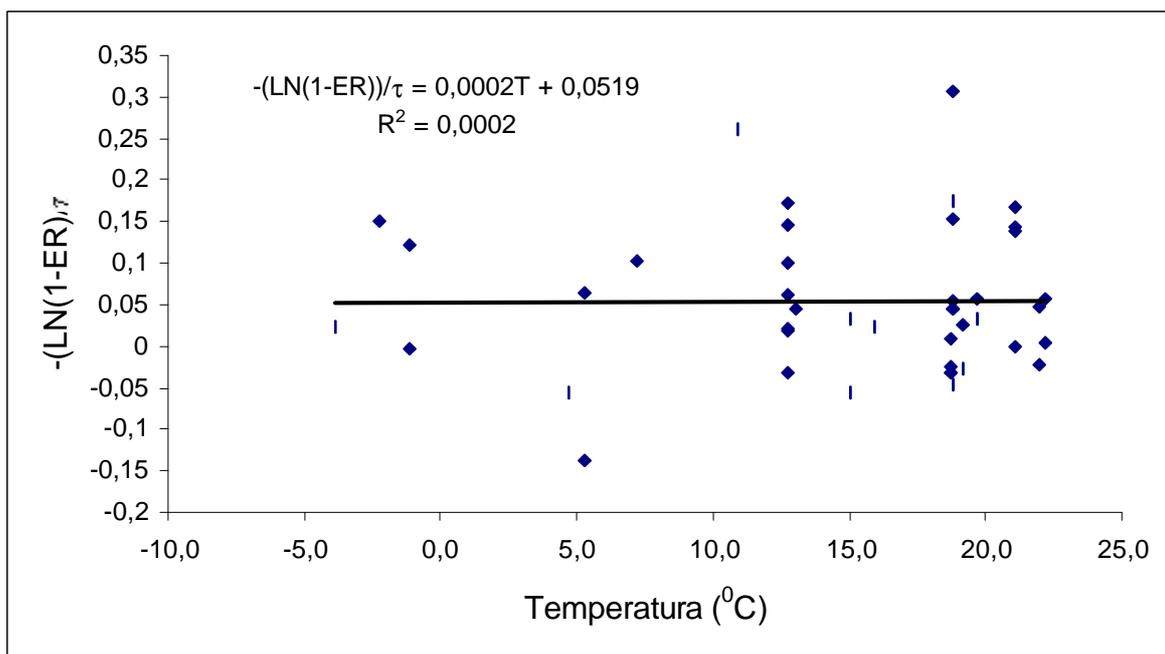


Figura 24 Relação entre $-(\text{LN}(1-\text{ER}))/\tau$ e temperatura, para dados de eficiência de remoção (ER) de fósforo total.

Os baixos valores de R^2 (Figura 19, Figura 20, Figura 21 e Figura 22, Figura 23, Figura 24) indicam que nenhuma relação linear significativa pode ser considerada entre as variáveis.

Como os resultados não foram satisfatórios, optou-se por agrupar os dados de acordo com as estações do ano como forma de se considerar possíveis efeitos sazonais. A Figura 25 ilustra os resultados obtidos para remoção de nitrogênio total nas estações do ano para cinco *wetlands* e na Figura 26 encontram-se os resultados obtidos para a remoção de fósforo total nas estações do ano para seis *wetlands*.

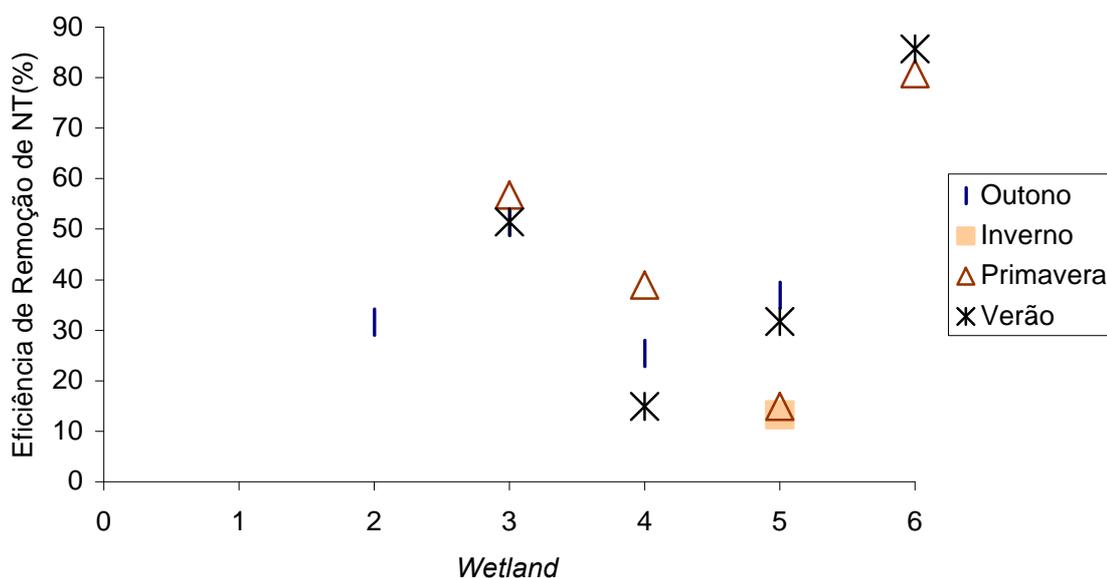


Figura 25 Eficiência de remoção de nitrogênio total agrupada conforme a estação do ano em cada *wetland* FS.

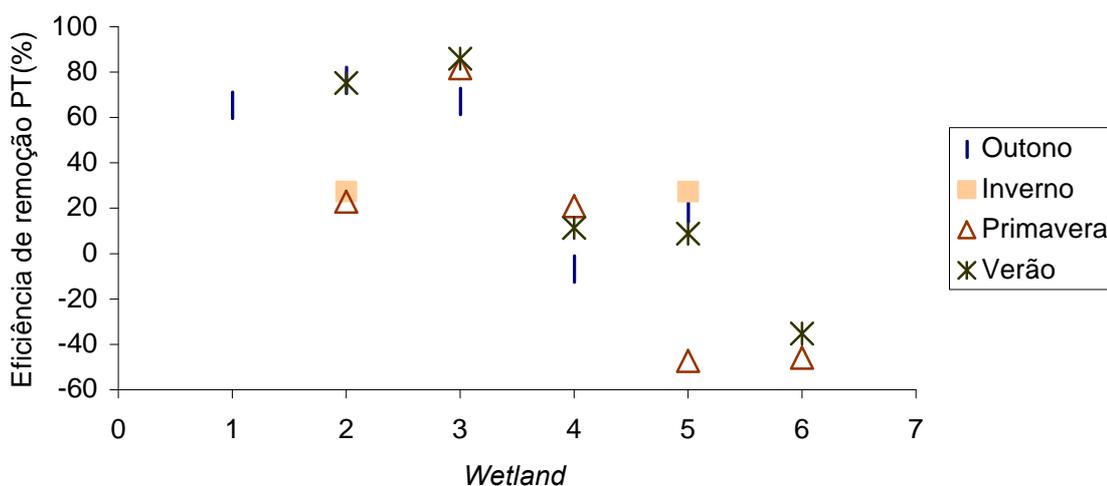


Figura 26 Eficiência de remoção de fósforo total agrupada conforme a estação do ano em cada *wetland* FS.

Teoricamente esperava-se que os dados de remoção pudessem obedecer uma seqüência com os menores valores encontrados no inverno e os maiores no verão, pois durante a primavera e o verão as atividades dos ecossistemas que compõem as *wetlands* apresentariam taxas de produtividade maiores o que acarretaria numa demanda de nutrientes maior. Porém não é isto o que a Figura 25 e a Figura 26 mostram. Por exemplo, na Figura 26 para a remoção de fósforo na *wetland* número 5, a seqüência decrescente observada para remoção de fósforo foi: inverno 27%, outono 19%, verão 9% e primavera - 47%. Este exemplo é interessante, pois esta *wetland* está funcionando como uma fonte de nutriente durante a primavera.

Outro resultado interessante é a relação linear encontrada entre a remoção de fósforo total e a temperatura (Figura 20). Segundo esta relação tem-se que quanto maior for o valor da temperatura menor será a remoção de fósforo total. Teoricamente espera-se que quanto maior for a temperatura maior deverá ser a remoção de fósforo total, pois as atividades dos ecossistemas que compõem as

wetlands apresentariam taxas de produtividade maiores o que acarretaria numa demanda de nutrientes maior.

Como não se encontrou um modelo determinístico razoável para a simulação dos valores observados de remoção de nitrogênio total e fósforo total adotou-se uma abordagem estatística para o problema.

Partiu-se da idéia de se considerar os valores de porcentagem de remoção de nitrogênio total e fósforo total como variáveis aleatórias de modo a se considerar a variabilidade destas grandezas e possíveis impactos no funcionamento de *wetlands*.

As análises estatísticas apresentadas a seguir procuram caracterizar esta variabilidade.

6.1 Análise Estatística para Eficiência de Remoção de Nitrogênio Total para Primavera-Verão e Outono-Inverno

A Tabela 7 apresenta os dados referentes à eficiência de remoção de nitrogênio total. Estes dados foram selecionados da Tabela 5.

Tabela 7 Dados observados da eficiência de remoção de nitrogênio total (%).

Primavera-Verão	Outono-Inverno
56,72	31,64
38,98	51,26
14,98	25,39
80,73	36,86
51,39	13,33
14,87	
31,67	
85,69	

6.1.1 Primavera-Verão

Foi empregado o teste de aderência de *Kolmogorov-Smirnov* (CAULCUTT, 1991) para o ajuste dos dados a uma distribuição normal de probabilidades.

De acordo com este teste não se pode rejeitar a hipótese, com um nível de confiança de 90%, que os valores utilizados sejam modelados por uma distribuição normal. A Figura 27 apresenta os dados observados para a eficiência de remoção de nitrogênio total para o período primavera-verão em gráfico de probabilidade normal.

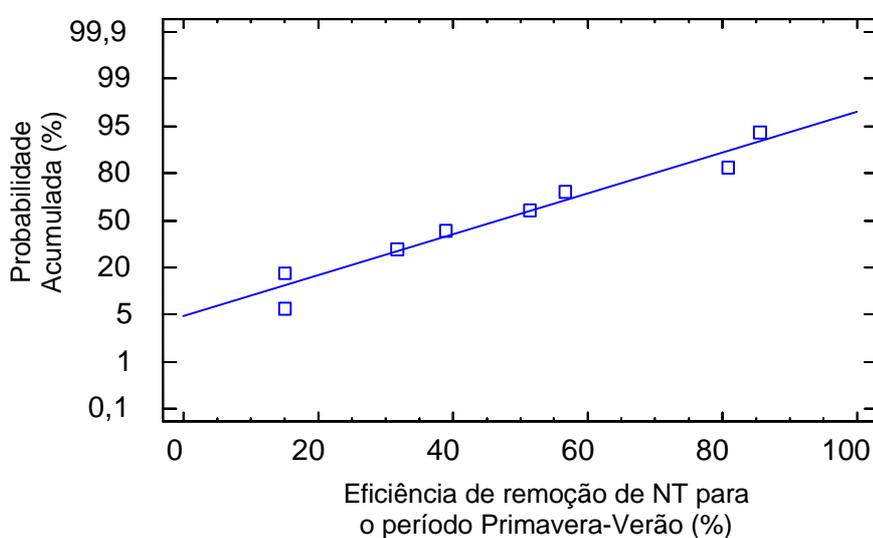


Figura 27 Eficiência de remoção de NT em gráfico de probabilidade normal para o período primavera-verão.

6.1.2 Outono-Inverno

Foi empregado o teste de aderência de *Kolmogorov-Smirnov* (CAULCUTT, 1991) para o ajuste dos dados à uma distribuição normal de probabilidades.

De acordo com este teste não se pode rejeitar a hipótese, com um nível de confiança de 90%, que os valores utilizados sejam modelados por uma distribuição normal. A Figura 28 apresenta os dados observados de remoção de nitrogênio total para o período outono-inverno em gráfico de probabilidade normal.

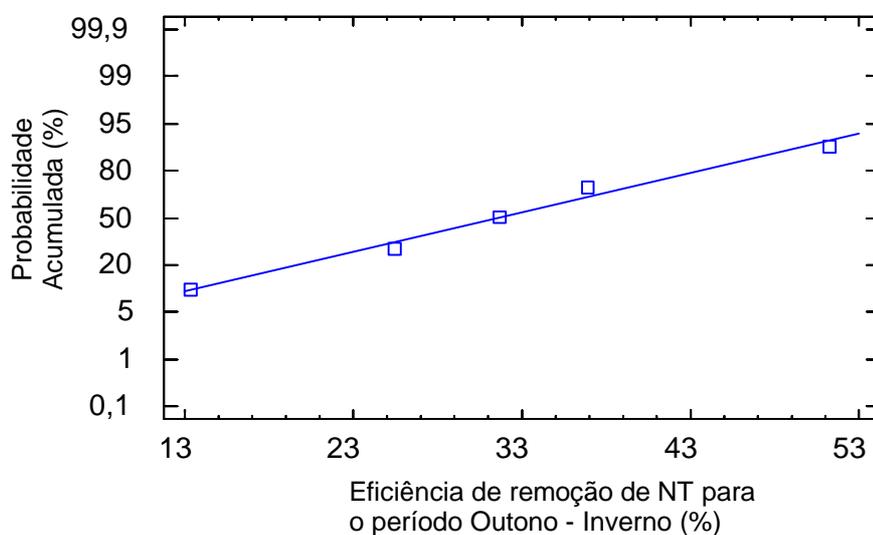


Figura 28 Eficiência de remoção de NT em gráfico de probabilidade normal para o período outono-inverno.

6.1.3 Comparação entre a Eficiência de Remoção de Nitrogênio Total para o período Primavera-Verão e a Eficiência de Remoção de Nitrogênio Total para o período Outono-Inverno

Os parâmetros estatísticos estimados da variável eficiência de remoção de nitrogênio total para os períodos Primavera-Verão e Outono-Inverno estão apresentados na Tabela 8. Os dados de eficiência de remoção de nitrogênio total utilizados para a obtenção destes parâmetros são aqueles encontrados na Tabela 7.

Tabela 8 Parâmetros estatísticos estimados para eficiência de remoção de nitrogênio total.

Descrição dos parâmetros	Primavera-Verão	Outono-Inverno
Quantidade de Dados	8	5
Média	46,87	31,69
Mediana	45,18	31,64
Desvio padrão	27	14,02
Erro padrão	9,55	6,27
Menor valor	14,87	13,33
Maior valor	85,69	51,26
Amplitude	70,82	37,93
Coef. de assimetria	0,28	0,178
Coef. de curtose	-1,20	0,489
Coef. de variação	57,60%	44,24%

O teste *t* de *Student* (CAULCUTT, 1991) para comparar as médias de duas amostras foi realizado. Este teste constrói intervalos de confiança para cada média e para a diferença entre as médias. Para um intervalo de confiança de 95%, tem-se os seguintes valores para a média

- Primavera-Verão

$$46,87 \pm 22,57 \Rightarrow \text{intervalo } [24,3; 69,45]$$

- Outono-Inverno

$$31,69 \pm 17,41 \Rightarrow \text{intervalo } [14,28; 49,11]$$

- Diferença entre as médias supondo igual variância

$$15,18 \pm 29,04 \Rightarrow \text{intervalo } [-13,85; 44,22]$$

O intervalo de confiança para a diferença entre as médias é de particular interesse para o teste *t* pois permite analisar se existe diferença entre as médias das amostras utilizadas. Para os dados empregados obteve-se o seguinte intervalo de confiança para a diferença entre as médias, $[-13,85; 44,22]$. Desde que este intervalo contém o valor zero, não existe diferença estatística significativa entre as médias das duas amostras para um nível de confiança de 95%.

O teste **F** (CAULCUTT, 1991) para comparar os desvios padrões de duas amostras foi realizado. Este teste também constrói intervalos de confiança para cada desvio padrão e para a relação entre os desvios. Com intervalo de confiança de 95%, tem-se os seguintes valores:

- Primavera-Verão
[17,85; 54,96]
- Outono-Inverno
[8,4; 40,29]
- Relação entre as variâncias
[0,408; 20,48]

O intervalo de confiança para a relação das variâncias das duas amostras é de particular interesse para o teste **F** pois permite inferir se existe diferença entre as amostras utilizadas. Para os dados empregados obteve-se o seguinte intervalo para a relação das variâncias, [0,408; 20,48]. Desde que este intervalo contém o valor 1, não existe diferença estatística significativa entre os desvios padrões das duas amostras com um nível de confiança de 95%.

O teste de *Wilcoxon* (CAULCUTT, 1991), ou simplesmente teste **W**, para comparar as medianas de duas amostras foi realizado. Para os dados em questão verificou-se que não existe diferença estatística significativa para as medianas para um nível de confiança de 95%.

O teste de *Kolmogorov-Smirnov* (CAULCUTT, 1991) compara as distribuições de duas amostras. Para os dados utilizados constatou-se que não existe diferença estatística entre as duas distribuições para um nível de confiança de 95%.

Os testes estatísticos efetuados sugerem que as amostras de Primavera-Verão e de Outono-Inverno vieram da mesma população. Isto significa que, do ponto de vista estatístico (com nível de confiança de 95%), os valores amostrados não apresentam comportamentos distintos para as duas épocas do ano.

Consequentemente, é aceitável tratar os dados amostrados como oriundos de uma única população característica do ano inteiro, ou seja, estes dados não apresentam sazonalidade significativa.

6.1.4 Análise Estatística para Eficiência de Remoção de Nitrogênio Total para Todas Estações

A Tabela 9 apresenta um resumo dos parâmetros estatísticos para a variável eficiência de remoção de nitrogênio total, considerando que os dados de eficiência de remoção de nitrogênio total para Primavera-Verão e de Outono-Inverno (Tabela 7) são oriundos de uma única população.

Tabela 9 Resumo dos parâmetros estatísticos considerando os dados (Tabela 7) como sendo oriundos de uma única população.

Descrição dos parâmetros	Todas estações
Quantidade de dados	13
Média	41,04
Mediana	36,86
Variância	550,08
Desvio padrão	23,45
Erro padrão	6,5
Menor valor	13,33
Maior valor	85,69
Amplitude	72,36
Coef. de assimetria	0,726
Coef. de curtose	-0,22
Coef. de variação	57,15%

Aplicando-se o teste de aderência de *Kolmogorov-Smirnov* (CAULCUTT, 1991) aos dados em questão para uma distribuição normal, constata-se que não se pode rejeitar a hipótese que esta amostra é oriunda de uma população normal para um nível de confiança de 90%.

A Figura 29 apresenta os dados observados de eficiência de remoção de nitrogênio total (Tabela 7) como sendo oriundos de uma única população em gráfico de probabilidade normal.

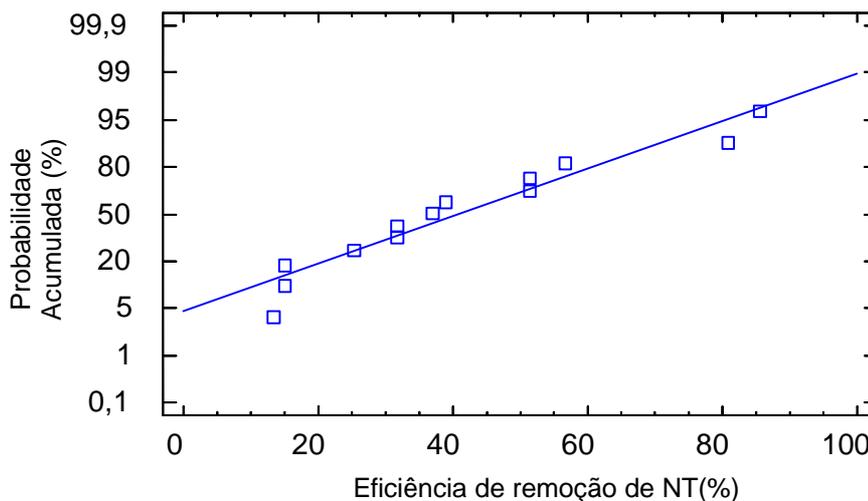


Figura 29 Eficiência de remoção de NT considerando os dados de eficiência de remoção como sendo oriundos de uma única população em gráfico de probabilidade normal.

Os intervalos para a média e o desvio padrão com 95% de confiança encontrados para todas as estações são:

- Média

$$41,04 \pm 14,17 \Rightarrow \text{intervalo } [26,86; 55,21]$$

- Desvio Padrão

$$[16,81; 38,71]$$

Em outras palavras, pode-se afirmar que, com 95% de confiança, a média de eficiência de remoção de nitrogênio total para todas as estações está entre 26,86% e 55,21% enquanto que o desvio padrão está entre 16,81% e 38,71%. A função de

probabilidade acumulada normal estimada para todos os dados considerados de eficiência de remoção de nitrogênio total está apresentada na Figura 30 .

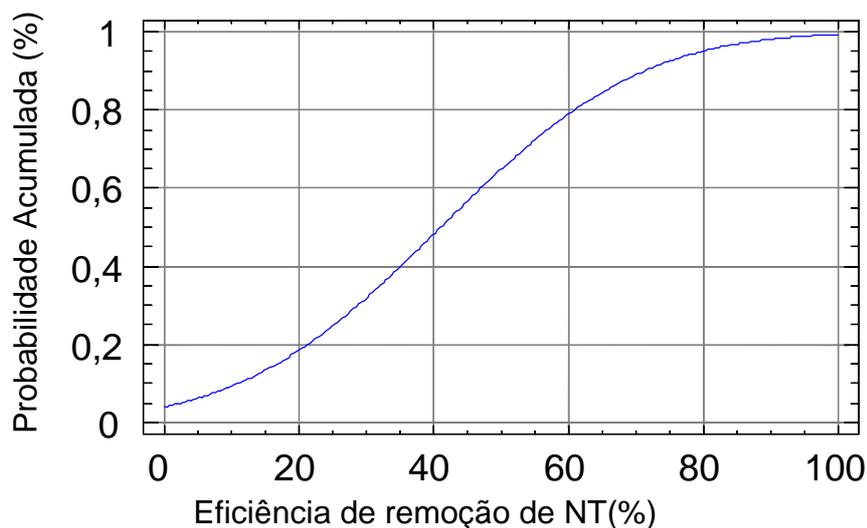


Figura 30 Função de probabilidade acumulada normal para os dados de eficiência de remoção de NT agrupados.

Os dados utilizados e a análise estatística elaborada sugerem que:

- Não existe diferença significativa de comportamento da porcentagem de remoção de nitrogênio total em função da época do ano nas *wetlands* amostradas;
- Considerando-se todos os dados apresentados de forma sazonal como sendo uma amostra conjunta da mesma população inferiu-se que esta pode ser normal ao nível de confiança de 90%;
- Testes estatísticos indicaram que, com 95% de confiança, a média populacional dos dados empregados está entre 26,86% e 55,21%, sendo esta faixa consideravelmente ampla em termos práticos para o dimensionamento de *wetlands* construídas;

Estas conclusões estão limitadas às condições vigentes nas *wetlands* amostradas como, por exemplo, o tipo de vegetação atuante, o tipo de efluente, a localização e o manejo.

6.2 Análise Estatística para Eficiência de Remoção de Fósforo Total para Primavera-Verão e Outono-Inverno

A Tabela 10 apresenta os dados referentes à eficiência de remoção de fósforo total. Estes dados foram selecionados da Tabela 5.

Tabela 10 Dados observados da eficiência de remoção de fósforo total (%)

Primavera-Verão	Outono-Inverno
22,81	65,88
81,73	76,23
20,9	66,96
-47,44	-6,81
-45,83	19,95
75,16	27,4
85,88	22,35
11,29	
8,73	
-35,33	

6.2.1 Primavera-Verão

Foi empregado o teste de aderência de *Kolmogorov-Smirnov* (CAULCUTT, 1991) para o ajuste dos dados à uma distribuição normal de probabilidades.

De acordo com este teste não se pode rejeitar a hipótese, com um nível de confiança de 90%, que os valores utilizados sejam modelados por uma distribuição normal. A Figura 31 apresenta os dados observados de eficiência de remoção de fósforo total em gráfico de probabilidade normal.

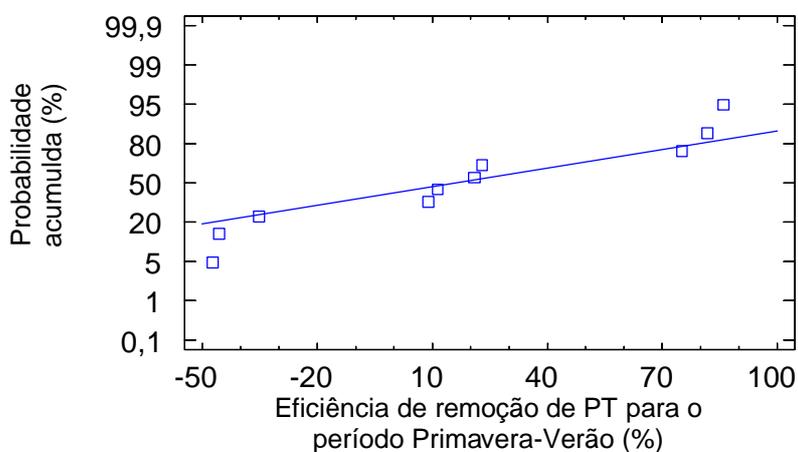


Figura 31 Eficiência de remoção de PT em gráfico de probabilidade normal para o período primavera-verão.

6.2.2 Outono-Inverno

Foi empregado o teste de aderência de *Kolmogorov-Smirnov* (CAULCUTT, 1991) para o ajuste dos dados à uma distribuição normal de probabilidades.

De acordo com este teste não se pode rejeitar a hipótese, com um nível de confiança de 90%, que os valores utilizados sejam modelados por uma distribuição normal. A Figura 32 apresenta os dados observados de remoção de fósforo total para o período outono-inverno em gráfico de probabilidade normal.

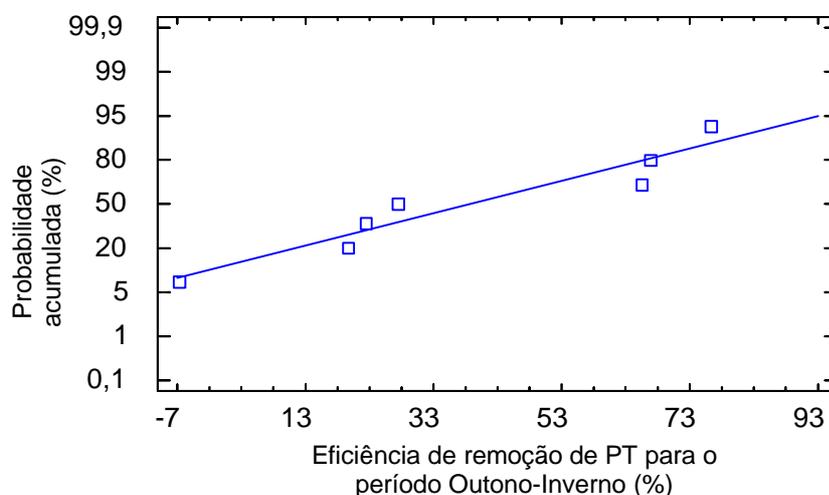


Figura 32 Eficiência de remoção de PT em gráfico de probabilidade normal para o período outono-inverno.

6.2.3 Comparação entre a Eficiência de Remoção de Fósforo Total para o período Primavera-Verão e a Eficiência de Remoção de Fósforo Total para o período Outono-Inverno

Os parâmetros estatísticos estimados da variável eficiência de remoção de fósforo total para os períodos Primavera-Verão e Outono-Inverno estão apresentados na Tabela 11. Os dados de eficiência de remoção de fósforo total utilizados para obter estes parâmetros são aqueles encontrados na Tabela 10.

Tabela 11 Parâmetros estatísticos estimados para eficiência de remoção de fósforo total.

Descrição dos parâmetros	Primavera-Verão	Outono-Inverno
Quantidade de dados	10	7
Média	17,79	38,73
Mediana	16,09	27,4
Desvio padrão	50,88	30,95
Erro padrão	16,09	11,69
Menor valor	-47,44	-6,81
Maior valor	85,88	76,23
Amplitude	133,32	83,04
Coef. de assimetria	0,084	-0,103
Coef. de curtose	-1,359	-1,515
Coef. de variação	286%	79,9%

O teste **t** de *Student* (CAULCUTT, 1991) para comparar as médias de duas amostras foi realizado. Este teste constrói intervalos de confiança para cada média e para a diferença entre as médias. Para um intervalo de confiança de 95% tem-se os seguintes valores para a média

- Primavera-Verão

$$17,79 \pm 36,39 \Rightarrow \text{intervalo } [-18,60; 54,18]$$

- Outono-Inverno

$$38,73 \pm 28,62 \Rightarrow \text{intervalo } [10,11; 67,36]$$

- Diferença entre as médias supondo igual variância

$$-20,94 \pm 46,22 \Rightarrow \text{intervalo } [-67,17; 25,27]$$

O intervalo de confiança para a diferença entre as médias é de particular interesse para o teste **t** pois permite analisar se existe diferença entre as médias das amostras utilizadas. Para os dados empregados obteve-se o seguinte intervalo de confiança para a diferença entre as médias, $[-67,17; 25,27]$. Desde que este intervalo contém o valor zero, não existe diferença estatística significativa entre as médias das duas amostras para um nível de confiança de 95%.

O teste **F** (CAULCUTT, 1991) para comparar os desvios padrões de duas amostras foi realizado. Este teste também constrói intervalos de confiança para cada desvio padrão e para a relação entre os desvios. Com intervalo de confiança de 95% tem-se os seguintes valores:

- Primavera-Verão

$$[34,99; 92,88]$$

- Outono-Inverno

$$[19,94; 68,15]$$

- Relação entre as variâncias

[0,489; 11,67]

O intervalo de confiança para a relação das variâncias das duas amostras é de particular interesse para o teste **F** pois permite analisar se existe diferença entre as amostras utilizadas. Para os dados empregados obteve-se o seguinte intervalo para a relação das variâncias, [0,489; 11,67]. Desde que este intervalo contém o valor 1, não existe diferença estatística significativa entre os desvios padrões das duas amostras, com um nível de confiança de 95%.

O teste de *Wilcoxon* (CAULCUTT, 1991), ou simplesmente teste **W**, para comparar as medianas de duas amostras foi realizado. Para os dados em questão verificou-se que não existe diferença estatística significativa para as medianas para um nível de confiança de 95%.

O teste de *Kolmogorov-Smirnov* (CAULCUTT, 1991) compara as distribuições de duas amostras. Para os dados utilizados constatou-se que não existe diferença estatística entre as duas distribuições para um nível de confiança de 95%.

Os testes estatísticos efetuados sugerem que as amostras de Primavera-Verão e de Outono-Inverno vieram da mesma população. Isto significa que, do ponto de vista estatístico (com nível de confiança de 95%), os valores amostrados não apresentam comportamentos distintos para as duas épocas do ano.

Consequentemente, é aceitável tratar os dados amostrados como oriundos de uma única população característica do ano inteiro, ou seja, estes dados não apresentam sazonalidade significativa.

6.2.4 Análise Estatística para Eficiência de Remoção de Fósforo Total para Todas Estações do Ano

A Tabela 12 apresenta um resumo dos parâmetros estatísticos para a variável eficiência de remoção de fósforo total considerando os dados de eficiência

de remoção de fósforo total para Primavera-Verão e de Outono-Inverno (Tabela 10) como sendo oriundos de uma única população.

Tabela 12 Resumo dos parâmetros estatísticos considerando os dados (Tabela 10) como sendo oriundos de uma única população.

Descrição dos parâmetros	Dado para todas as estações
Quantidade de dados	17
Média	26,41
Mediana	22,35
Variância	1928,38
Desvio padrão	43,91
Erro padrão	10,65
Menor valor	-47,44
Maior valor	85,88
Amplitude	133,32
Coef. de assimetria	-0,265
Coef. de curtose	-0,92
Coef. de variação	166,24%

Aplicando-se o teste de aderência de *Kolmogorov-Smirnov* (CAULCUTT, 1991) aos dados em questão para uma distribuição normal, constata-se que não se pode rejeitar a hipótese que esta amostra é oriunda de uma população normal para um nível de confiança de 90%.

A Figura 33 apresenta os dados observados de eficiência de remoção de fósforo total (Tabela 12) como sendo oriundos de uma única população em gráfico de probabilidade normal.

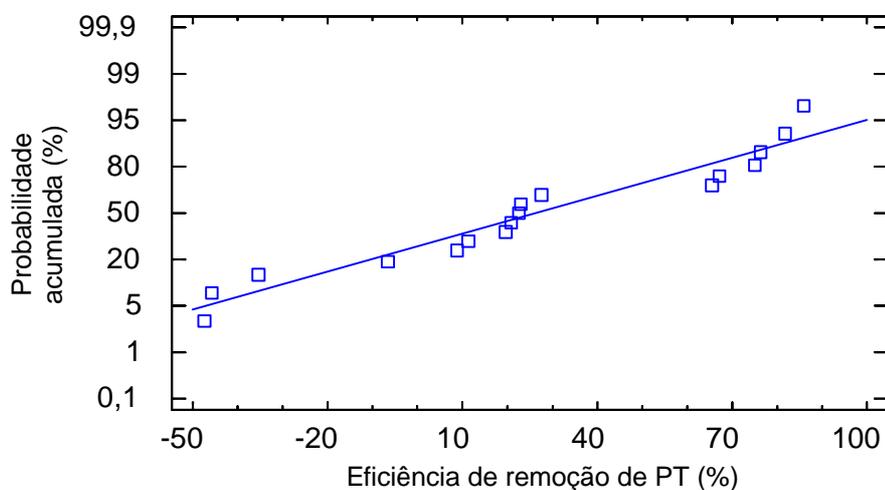


Figura 33 Eficiência de remoção de PT considerando os dados de eficiência de remoção como sendo oriundos de uma única população em gráfico de probabilidade normal.

Os intervalos para a média e o desvio padrão, com 95% de confiança, encontrados para todas as estações são:

- Média

$$26,41 \pm 22,57 \Rightarrow \text{intervalo } [3,83; 48,99]$$

- Desvio Padrão

$$[32,7; 66,83]$$

Em outras palavras, pode-se afirmar que, com 95% de confiança, a média de eficiência de remoção de fósforo total para todas as estações está entre 3,83% e 49% enquanto que o desvio padrão está entre 32,7% e 66,83%. A função de probabilidade acumulada normal estimada para todos os dados considerados de eficiência de remoção de fósforo total está apresentada na Figura 34.

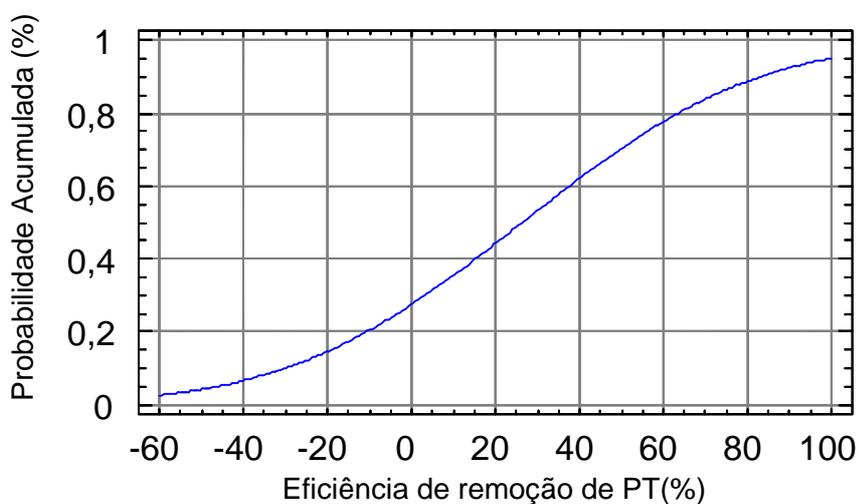


Figura 34 Função de probabilidade acumulada normal para os dados de eficiência de remoção de PT agrupados.

Os dados utilizados e a análise estatística elaborada sugerem que:

- Não existe diferença significativa de comportamento da eficiência de remoção de fósforo total em função da época do ano nas *wetlands* amostradas;
- Valores negativos de eficiência de remoção ocorrem de forma estatisticamente similar, tanto no período Primavera-Verão como no período Outono-Inverno, conforme pode ser inferido pela aceitação do teste de hipótese para nível de significância de 95% de que todos os dados são oriundos da mesma população;
- Considerando-se todos os dados apresentados de forma sazonal como sendo uma amostra da mesma população, inferiu-se que esta pode ser normal ao nível de confiança de 90%;
- Testes estatísticos indicaram que, com 95% de nível de confiança, a média populacional dos dados empregados está entre 3,83% e 49,0%,

sendo esta faixa muito ampla em termos práticos para o dimensionamento de *wetlands* construídas;

- Segundo esta distribuição, a probabilidade de ocorrer valores negativos para a eficiência de remoção de fósforo total é aproximadamente igual a 30%;

Estas conclusões estão limitadas às condições vigentes nas *wetlands* amostradas como, por exemplo, o tipo de vegetação atuante, o tipo de efluente, a localização e o manejo.

7 Conclusões e Recomendações

De acordo com os dados utilizados neste trabalho verifica-se que freqüentemente as *wetlands* podem apresentar uma baixa eficiência de remoção de nitrogênio total e de fósforo total. Segundo estes dados, uma grande parcela das *wetlands* inventariadas apresenta eficiência de remoção de nitrogênio total e de fósforo total por volta de 50%, sendo poucos os casos onde a eficiência de remoção alcance valores acima de 80% e outros casos onde a eficiência de remoção é negativa com valores por volta de -40%.

O manejo das *wetlands* deve exercer influência fundamental na eficiência de remoção, porém os dados disponíveis não permitem a verificação desta hipótese. Entretanto a importância do manejo é levantada porque se as plantas não forem podadas de forma adequada logo os nutrientes retidos são devolvidos para o efluente.

O uso de um valor fixo para a taxa de decaimento pode não atender as expectativas de um dado projeto pois as *wetlands* apresentam desempenho variável no tempo e no espaço, além de também estarem sujeitas a insumos variáveis no tempo.

A utilização de cinética de decaimento de primeira ordem (KADLEC & KNIGHT, 1996) homogênea para toda uma *wetland* parece ser uma aproximação que deva ser melhor avaliada, pois as *wetlands* são freqüentemente compostas de regiões anaeróbias em sua parte inicial, onde geralmente são totalmente vegetadas, e posteriormente aeróbias onde existe uma quantidade menor de vegetação e também pelo fato de o efluente apresentar uma menor concentração de nutrientes.

O estado da arte em modelagem matemática de *wetlands* requer uma equipe multidisciplinar, pois modelos complexos como o **WWQM** utilizados para

simular o desempenho de *wetlands* construídas requerem uma grande quantidade de dados de campo, conhecimentos de matemática, estatística, engenharia, química, ciência do solo, biologia e informática. Para uso dos modelos complexos é necessário ajustar uma grande quantidade de parâmetros. Por exemplo, para o uso do modelo **GEM** é necessário ajustar mais de 100 parâmetros.

Com os dados disponíveis e os modelos simplificados analisados não se encontrou uma forma de estimar a eficiência de remoção com um grau razoável de confiabilidade, conforme mostraram os testes estatísticos realizados no conjunto de valores de eficiência de remoção de nitrogênio total e fósforo total.

Atualmente existe um esforço (U.S.EPA, 2000) em realizar um levantamento das principais características das *wetlands* construídas e disponibilizar estes valores em um banco de dados que possa auxiliar no projeto e na formulação de novos modelos.

De acordo com o que foi apresentado e discutido neste trabalho, recomenda-se a construção de *wetlands* em escala piloto, desde que isto seja factível, para monitoramento ao longo de um período de pelo menos um ano aonde possa-se coletar informações sobre efeitos sazonais, condições climáticas locais, tipo de vegetação e manejo da *wetland*.

Recomenda-se que se estabeleça um plano de monitoramento para coleta de informações que possam ser usadas posteriormente num modelo escolhido. Um exemplo de variáveis importantes são aquelas encontradas na Tabela 3 como: velocidade do vento, coeficiente de troca de energia superficial, temperatura, radiação solar, evaporação, precipitação, vazão, carga hidráulica e oxigênio dissolvido, entre outras.

8 Referências Bibliográficas

ADCOCK, P.W., RYAN, G.L., AND OSBORNE, P.L. Nutrient partitioning in a clay - based surface flow wetland, In: INTERNATIONAL CONFERENCE ON WETLAND SYSTEMS FOR WATER POLLUTION CONTROL, 4, Guangzhou, China, 1994 p. 162-170.

BARTLETT, M.S., et al. Denitrification in freshwater wetland soil. **Journal of Environmental Quality**, v.8, n.4 p.460-64, 1979.

BEAR, J. **Hydraulic of Groundwater**, McGraw-Hill, 1979. (Series in Water Resources and Environmental Engineering, p.541).

BLOOM, S. A., MANSELL R.S. User's guide wetlands two dimensional model for water flow and solute transport, Archer Florida USA, 1998.

BREZONIK, P.L. Nitrogen sources and transformations in natural water. In: ALLEN, H.E. and KRAMER, J.R. **Nutrients in Natural Waters**. New York NY: Wiley-Interscience, 1972. p. 1-50.

BUSNARDO, M.J. et al. Nitrogen and phosphorus removal by wetland mesocosms subjected to different hydroperiods. **Ecological Engineering**, v.1, n.4 p.287-308, 1992.

CAULCUTT, ROLAND. **Statistics in Research and Development**. Chapman&Hall, 1991. p. 510 New York NY.

CHAMIE, J.P.M. The effects of simulated sewage effluent upon decomposition, nutrient status and litterfall in a central michigan peatland. Ann Arbor, Michigan , 1976 p.195. P.h.D. Thesis . University of Michigan.

COOKE, J.G. Nutrient transformations in natural wetland receiving sewage effluent and the implications for waste treatment. **Water Science and Technology**, v.29 n.4 p.209-17, 1994.

DAVIS, S.M. Growth, decomposition and nutrient retention of sawgrass and cattail in the everglades. South Florida Water Management District, West Palm Beach, FL Technical Publication 1990, p.90-03.

DÉVAL, I. et al. Detection of phosphine new aspects of the phosphorus cycle in the hydrosphere. **Nature**, v.333 p.343-45, 1988.

DIERBERG, F.E. AND BREZONIK, P.L. Nitrogen and phosphorus mass balances in a cypress dome receiving wastewater. In: EWEL K.C. and ODUM H.T. **Cypress Swamps**. Gainesville: University of Florida Press, 1984. p.112-18.

DORTCH, M.S., AND GERALD, J.A. Screening-level model for estimating pollutant removal by wetlands. Technical Report WRp-CP-9, U.S. Army Engineer Waterways Experiment Station. Vicksburg, MS, 1995.

FITZ, H.C., REYES E., COSTANZA R. The everglades landscape model: summary report of task 2 model development. Report to the South Florida Water Management District, Everglades Research Division, 1993. p.106.

FITZ, H.C. et al. Development of general ecosystem model for a range of scales and ecosystems. **Ecological Modelling**, n.88, p.263-95, 1996.

FITZPATRICK, J.J. et al. Development and application of the chesapeake bay eutrophication model. In: NATIONAL CONFERENCE Hydraulic ASCE, Colorado, Colorado Springs, 1988.

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

FRENEY, J.R. et al . 1985. Estimating ammonia volatilization from flooded rice fields by simplifield techniques. **Journal of Soil and Science**, v.49, p.1049-54.

GASSMAN, G. AND GLINDEMANN, D. In: Chemical engineering news May 17, p.31, 1993.

HAMRICK, J. A three-dimensional environmental fluid dynamic computer code: Theoretical and computations aspects. The College of William and Mary, Virginia Institute of Marine Science Special Report 317, 1992.

HIGH PERFORMANCE SYSTEMS-INC. Electronic User's Guide, 45 Lyne Road, Suite 300 Hanover, NH 03755, 2000.

HSIEH, P.A. et al. VS2DI a graphical software package for simulating fluid flow and solute or energy transport in variably saturated porous media: U.S. Geological Survey Water-Resources Investigations Report 99-4130, p.16, 1999.

HYDROQUAL. SFWD Wetlands model. In: Model design. Prepared for the SFWMD. Mahwah, NJ, 1995a.

HYDROQUAL. A Water Quality Model for Massachusetts Bay and Cape Cod Bays-The Bay Eutrophication Model. Prepared for MWRA, Boston, Massachusetts. Mahwah, New Jersey, 1995b.

HYDROQUAL. SFWMD Wetland Model: Calibration of the Coupled Periphyton/Vegetation Model to WCA-2A. Report submitted to the South Florida Water Management District, West Palm Beach, FL, 1997.

KADLEC, R.H. AND HAMMER, D.E. Simplified computation of wetland vegetation cycles. In: PRINCE H.H. and D'ITRI F.M. **Coastal Wetlands**. Michigan: Lewis Publishing, 1985. p.141-157.

KADLEC, R.H AND KNIGHT, R.L. **Treatment Wetlands**. Boca Raton Lewis Publishes, 1996.

LAPPALA, E.G., HEALY R.W. AND WEEKS E.P. Documentation of computer program VS2D to solve the equations of fluid flow in variably saturated porous media. U.S.Geological Survey Water Resouserces Investigations Report 83-4099. 1987. p.184.

MANSELL R. S., BLOOM S. A., AND GE SUN. A model for wetland hydrology description and validation. Soil and Water Science Department, University of Florida, Gainesville. 1999. p.49.

MAY, E. et al. Chemical and microbiological processes in gravel-bed hydroponic systems for sewage treatment. In: COOPER P.F. and FINDLATER B.C. **Constructed wetlands in water pollution control**. Oxford, UK: Pergamon Press, 1990. p.33-40.

MESSER, J.J. AND BREZONIK, P.L. Nitrogen transformations in everglades agricultural area soils and sediments. Report presented to the Florida Sugar Cane League. Black Crow & Eidsness/CH2M HILL, 1977.

MITSCH, W.J. AND GOSSELINK, J.G. **Wetlands**. New York: Van Nostrand Reinhold, 1993.

MOUSTAFA, M.Z , CHIMNEY M.J.. Effectiveness and optimization of stormwater treatment areas for phosphorus removal chapter 6 everglades interim report, West Palm Beach, FL. 1999.

NADB (North American Treatment Wetlands Database).. Electronic database created by R. Knight, R. Ruble, R. Kadlec, and S. Reed for the U.S. Environmental Protection Agency, 1993. (Copias disponíveis pela U.S.EPA (513) 569-7630 ou pelo e-mail Brown.Donald@epamail.epa.gov).

NIKOLOV, N.T. AND ZELLER, K.F. A solar radiation algorithm for ecosystem dynamic models. **Ecological Modelling**, v.61, p.149-168, 1992.

PEIJL DER VAN, M., VERHOEVEN J.T.A.. A model of carbon, nitrogen and phosphorus dynamics and their interactions in river marginal wetlands **Ecological Modelling**, v.118, p.95-130, 1999.

PHIPPS, R.G. AND CRUMPTON, W.G. Factors affecting nitrogen loss in experimental wetlands with different hydrologic loads. **Ecological Engineering**, v.3, n.4, p.399-408, 1994.

REDDY, K.R. AND PATRICK, W.H. Nitrogen transformations and loss in flooded soils and sediments. *CRC Crit. Ver. Environ. Control*, v.13, p.273-309, 1984.

REDDY, K.R. et al. Physico-Chemical Properties of Soils in the Water Conservation Area 2 of the Everglades. Report to the South Florida Water Management District, West Palm Beach, FL, 1991.

REDDY, K. R. AND D'ANGELO, E.M.. Soil Processes Regulating Water Quality. In MITSCH W. **Global Wetlands Old Word and New**. Amsterdam: Elsevier, 1994 p. 309-24.

RICHARDSON, C.J. AND MARSHALL, P.E. Processes controlling movement, storage, and export of phosphorus in a fen peatland. **Ecology Monographic**. v.56, n.4 p.279-302, 1986.

ROGERS, K.H., BREEN, P.F., AND CHICK, A.J.. Nitrogen removal in experimental wetland treatment systems evidence for the role of aquatic plants. **Research Journal WPCF**. v.63, n.7, p.934-41, 1991.

SISSON G. M. et al.. VIMS Three-Dimensional Hydrodynamic-Eutrophication Model (HEM-3D), Application of the hydrodynamic model to the york river system. Special report in applied marine science and ocean engineering No. 341, 1997.

STENGEL, E., CARDUCK, W., AND JEBSEN, C. Evidence for denitrification in artificial wetlands. In REDDY K.R. and SMITH W.H. **Aquatic Plants for Water Treatment and Resource Recovery**. Orlando, FL: Magnolia Publishing, 1987. p. 543-50.

THACKSTON, E.L., SHIELDS, F.D. AND SCHROEDER, P.R. Residence time distributions of shallow basins. **Journal of Environmental Engineering ASCE**. v.113, n.6, p.1319-32, 1987.

TOTH, L.A. Effects of hydrologic regimes on lifetime production and nutrient dynamics of cattail. Technical publication. South Florida Water Management District, West Palm Beach, Fl. v.88-6, 1990.

THOMANN, R. V., AND MUELLER, J.A. **Principles of surface water quality modeling and control**. New York, NY: Harper&Row, 1987. p. 644.

U.S. ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. **Nitrogen control manual**. Office of research and development, EPA/625/R-93/010, 1993.

U.S. ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. **Constructed wetlands treatment of municipal wastewater**. Office of research and development. EPA/625/R-99/010, 2000.

VAN OOSTROM, A.J.,. Nitrogen removal in constructed wetlands treating nitrified meat processing wastewater. In: INTERNATIONAL CONFERENCE ON WETLAND SYSTEMS FOR WATER POLLUTION CONTROL, 4. Guanzhou, China Center for International Development and Research, South China Institute for Environmental Sciences, 1994. p. 569-79.

WALKER, D.R. et al. Response of the everglades marsh to increased nitrogen and phosphorus loading. Part II: Macrophyte community structure and chemical composition. Report to the superintendent, everglades national ark, Homestead, FL, 1998.

ZAK, D.R. AND GRIGAL, D. F. Nitrogen mineralization, nitrification and denitrification in upland and wetland ecosystems. **Oecologia**, v.88, p.189-196, 1991.

ZOLTEK, J. et al. Removal of nutrients from treated municipal wastewater by freshwater marshes. Report to City of Clermont, FL. Center for Wetlands, University of Florida, Gainesville, 1979.