

UNIVERSIDADE FEDERAL DO RIO GRANDE DO SUL
INSTITUTO DE PESQUISAS HIDRÁULICAS
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM RECURSOS HÍDRICOS E SANEAMENTO
AMBIENTAL

BEATRIZ EUGENIA OSPITIA THOLA

AVALIAÇÃO DA REMOÇÃO DE NITROGÊNIO E FÓSFORO EM BANHADOS
CONSTRUÍDOS PARA O TRATAMENTO COMBINADO DE ESGOTO SANITÁRIO E
LIXIVIADO DE ATERRO SANITÁRIO ESTABILIZADO

PORTO ALEGRE

2015

BEATRIZ EUGENIA OSPITIA THOLA

AVALIAÇÃO DA REMOÇÃO DE NITROGÊNIO E FÓSFORO EM BANHADOS
CONSTRUÍDOS PARA O TRATAMENTO COMBINADO DE ESGOTO SANITÁRIO E
LIXIVIADO DE ATERRO SANITÁRIO ESTABILIZADO

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-graduação em Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental da Universidade Federal do Rio Grande do Sul, como requisito parcial à obtenção do grau de mestre.

Orientador: Prof. Luiz Olinto Monteggia

PORTO ALEGRE
2015

OSPITIA THOLA, BEATRIZ EUGENIA

AVALIAÇÃO DA REMOÇÃO DE NITROGÊNIO E FÓSFORO EM BANHADOS
CONSTRUÍDOS PARA O TRATAMENTO COMBINADO DE ESGOTO SANITÁRIO E
LIXIVIADO DE ATERRO SANITÁRIO ESTABILIZADO / BEATRIZ EUEGENIA OSPITIA
THOLA. -- 2015.

115 F.

Orientado. LUIZ OLINTO MONTEGGIA.

Dissertação (Mestrado) -- Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Instituto de Pesquisas
Hidráulicas, Programa de Pós-Graduação em Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental, Porto
Alegre, BR-RS, 2015.

1. Banhados Construídos. 2. Tratamento Combinado: Esgoto e Lixiviado, 3. Remoção de
Nitrogênio e Fósforo. I. MONTEGGIA, LUIZ OLINTO, Orient. II. Título

BEATRIZ EUGENIA OSPITIA THOLA

AVALIAÇÃO DA REMOÇÃO DE NITROGÊNIO E FÓSFORO EM BANHADOS
CONSTRUÍDOS PARA O TRATAMENTO COMBINADO DE ESGOTO SANITÁRIO E
LIXIVIADO DE ATERRO SANITÁRIO ESTABILIZADO

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-graduação em Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental da Universidade Federal do Rio Grande do Sul, como requisito parcial à obtenção do grau de mestre.

Aprovado em: Porto Alegre, 5 de agosto de 2015.

Prof. Dr. Luiz Olinto Monteggia - IPH/UFRGS
Orientador

Prof. Dr.a Luciana Paulo Gomes, PPGEC/UNISINOS
Examinadora

Prof. Dr. Luis Alcides Schiavo Miranda, PPGEC/UNISINOS
Examinador

Prof. Dr. Gino Roberto Gehling, IPH/UFRGS
Examinador

Dedico este trabalho a Deus que é meu tudo. A Santa Marta, minha virgem intercessora. A minha mãe que é o anjo que Deus me deu aqui na terra. A meu pai que é meu outro anjo, mas no céu e a meu namorado que é o amor de minha vida.

AGRADECIMENTOS

A Deus, por me dar a oportunidade de empreender este mestrado, de me guiar e me manter firme nos momentos de fraqueza, permitindo-me assim, crescer profissionalmente e como pessoa.

A meu orientador *Luiz Olinto Monteggia* pelo incentivo e apoio em todas as etapas de meu trabalho; por me ensinar com seu exemplo, que para ser um grande profissional, primeiro se deve ser um grande ser humano.

Ao professor *Albano Schwarzbald* por me ajudar a conseguir a planta *Luziola Peruviana* (*L. Peruviana*).

A minha mãe *Beatriz Thola*, por me dar seu amor incondicional, por me pôr em suas orações e patrocinar parte deste grande sonho.

A meu namorado *Angelo Reyes* por todo seu amor, motivação, incentivo e paciência durante esta etapa de nossa vida.

A meus irmãos, sobrinhos, cunhadas, familiares e amigos, pela paciência e compreensão de minha ausência e espera de meu retorno a casa.

A *Terezinha Vulcão* e *Beatriz Leão*, por permitir-me ser parte de sua família e assim me tornar filha e irmã durante minha estadia no Brasil.

A minha colega *Patricia Tambosi*, pela ajuda no trabalho de campo e laboratório. Também a meus colegas do projeto de pesquisa *Felipe, Junior, Nestor, Maria Cristina, Eddie* e *Luis Carlos* por sua amizade e ajuda no trabalho. E ao pessoal do programa do IPH que contribuíram no meu trabalho de forma direta ou indiretamente.

A minha amiga e cunhada *Angelic Reyes* por me ajudar no início de meu mestrado. Aos bons amigos que fiz em POA *Jenny, Artur, Otto, Alba, Wilson, Eileen, Gi, Ana, Roberta* e *Lissi*, pelos momentos de riso e desabafo que vivemos juntos.

Às comunidades das igrejas *São Sebastião* e *São Martín* por me ajudar a aumentar minha fé.

RESUMO

O lixiviado, líquido complexo gerado nos aterros sanitários e depósitos de lixo a céu aberto, apresenta características de um poluidor em potencial, de difícil tratamento, devido a processos físico-químicos e de decomposição biológica dos resíduos sólidos no aterro sanitário, somado à infiltração de água de chuva. Formas de atenuar e tratar esse tipo de efluente vão desde tratamentos biológicos até técnicas avançadas de oxidação, sendo estes últimos de alto custo em sua infraestrutura, operação e manutenção. Uma alternativa adotada nos últimos tempos por muitas cidades de Brasil e o mundo inteiro é o tratamento combinado de lixiviado de aterro sanitário com esgoto sanitário, por ter vantagens custo-benefício viáveis. Na presente pesquisa foi avaliada a remoção de nutrientes, como nitrogênio e fósforo, em três sistemas de banhados construídos em escala piloto operados em paralelo (sistemas B1, B2, e B3), sendo cada um deles composto por duas unidades em série de fluxo vertical seguidos por duas unidades em série de fluxo horizontal de escoamento subsuperficial, plantados com macrófitas emergentes *L. Peruviana* e *Typha sp.*, respectivamente, para tratar a combinação de 10 % de lixiviado de aterro sanitário estabilizado com 90 % de esgoto sanitário afluyente à ETE Canoas, com tratamento prévio (B1: UASB+CBR e B2: UASB) e sem tratamento prévio (B3: esgoto bruto/lixiviado), com taxa de aplicação superficial de 400L/m².dia e aplicação em bateladas com períodos de aproximadamente 15 minutos. O estudo foi desenvolvido na estação climática de inverno da região Sul do Brasil, no qual a remoção média de amônio (N-NH₄⁺) foi maior que 95 % nos três banhados não sendo observada diferença significativa para $p > 0,05$, entre eles, enquanto que a remoção de nitrato (NO₃⁻) foi provavelmente limitada pela baixa relação carbono/nitrogênio (C/N). O fósforo total (P_T) apresentou remoções maiores que 45 % nos três sistemas sem diferença significativa, porém foi observada diferença significativa para a remoção de ortofosfato (P-PO₄⁻) ($p > 0,05$) no banhado B3, quando este mostrou remoção negativa. A remoção de N e P pela absorção das plantas (*L. Peruviana* e *Typha sp.*) foi de aproximadamente 1 % e 2 % respectivamente, comparado com a remoção destes nutrientes na fase líquida. A precipitação e evapotranspiração não apresentaram influência na remoção de nutrientes.

Palavras-chaves: Lixiviado de aterro sanitário, Tratamento combinado, Banhados construídos, *Luziola Peruviana*, *Typha sp.*, Nitrogênio, Fósforo.

ABSTRACT

The leachate, complex liquid generated in landfills and open dumps, has characteristics of a potential polluter, difficult to treat due to physical and chemical processes and biological decomposition of solid waste in landfills, added to rainwater infiltration. Ways to mitigate and treat this type of effluent range from biological treatments to advanced oxidation techniques, the latter being of high cost in its infrastructure, operation and maintenance. An alternative adopted recently by many cities of Brazil and the whole world is the combined treatment of landfill leachate with sanitary sewer, having advantages viable cost-effective. In the present study the removal of nutrients such as nitrogen and phosphorus were evaluated, in three pilot scale constructed wetlands systems, operated in parallel, (systems B1, B2 and B3) consisting each one of two vertical flow units in series followed by two horizontal flow units of subsurface flow, planted with emerging macrophytes *L. peruviana* and *Typha* sp., respectively, to treat the combination of 10% of stabilized landfill leachate with 90% of urban raw wastewater from ETE Canoas, with previous treatment (B1: UASB+CBR and B2: UASB) and untreated (B3: raw sewage / leachate), with superficial application rate of 400 L / m².day, fed in batch periods of approximately 15 minutes. The study was conducted during the winter season in the southern region of Brazil, in which the average removal of ammonium (N-NH₄⁺) was higher than 95 % in the three systems without significant difference among them (p> 0.001) and the removal of nitrate (NO₃⁻) was probably limited by the low ratio carbon / nitrogen (C / N). The total phosphorus (P_T) removal was greater than 45 % without significant difference among the three systems however a significant difference was observed for orthophosphate (P-PO₄⁻) (p> 0.05) removal at B3 system, when it showed a negative removal. The nitrogen and phosphorous removal due to the absorption by the plants (*L. peruviana* and *Typha* sp.) was approximately 1 % and 2 % respectively, compared to the removal of the nutrients in the liquid phase. The precipitation and evapotranspiration did not caused influence upon the nutrients removal.

Keywords: Landfill leachate, Combined treatment, Constructed wetlands, *Luziola Peruviana*, *Typha* sp., Nitrogen, Phosphorus.

LISTA DE FIGURAS

Figura 3.1 Classificação das características de diferentes tipos de BC (Vymazal, 2010).....	27
Figura 3.2 Classificação de BC (Vymazal, 2011).....	28
Figura 3.3 Esquema de um banhado com fluxo superficial.....	28
Figura 3.4 Esquema de um banhado de FSS Horizontal.....	29
Figura 3.5 Esquema de um banhado de FSS Vertical.....	30
Figura 3.6 Esquema de um BC Híbrido: BC FSS verticais seguido de BC FSS horizontais.....	31
Figura 3.7 Classificação das macrófitas aquáticas. (ESTEVES,1998).....	34
Figura 3.8 Biofilme nos BC FSS (Sezerino et al., 2004).	37
Figura 3.9 Transformações de N nos banhados. Adaptado de VYMAZAL E KROPFELOVÁ, (2008).	41
Figura 3.10 Parâmetros que podem afetar a volatilização da amônia.....	47
Figura 4.1 Esquema do sistema piloto implantado na ETE de Canoas.....	54
Figura 4.2 Configuração de cada sistema Híbrido: 2 BC FSS verticais seguidos por 2 BC FSS horizontais.	55
Figura 4.3 Plantação da <i>Typha</i> nos BC FSS Horizontais (a) e <i>L. peruviana</i> (b).....	57
Figura 5.1 Variação temporal de NTK para B1 e a precipitação pluviométrica da região.....	65
Figura 5.2 Variação temporal de NTK para B2 e a a precipitação pluviométrica da região.....	66
Figura 5.3 Variação temporal de NTK para B3 e a precipitação pluviométrica da região.....	67
Figura 5.4 Percentagens de remoção de NTK nos sistemas BC.	68
Figura 5.5 Variação temporal de N-NH ₄ ⁺ para B1 e a precipitação pluviométrica da região.	69
Figura 5.6 Variação temporal de N-NH ₄ ⁺ para B2 e a precipitação pluviométrica da região. ...	70
Figura 5.7 Variação temporal de N-NH ₄ ⁺ para B3 e a precipitação pluviométrica da região. ...	71
Figura 5.8 Percentagens de remoção de N-NH ₄ ⁺ nos sistemas BC.	73

Figura 5.9 Variação temporal de $N-NO_3^-$ para B1 e a precipitação pluviométrica da região.	74
Figura 5.10 Variação temporal de $N-NO_3^-$ para B2 e a precipitação pluviométrica da região. ...	75
Figura 5.11 Variação temporal de $N-NO_3^-$ para B3 e a precipitação pluviométrica da região....	76
Figura 5.12 Percentagens de remoção de $N-NO_3^-$ nos sistemas BC.	77
Figura 5.13 Balanço das concentrações médias de nitrogênio nos BC na entrada e saída.	78
Figura 5.14 Variação temporal de PT para B1 e a precipitação pluviométrica da região.	80
Figura 5.15 Variação temporal de PT para B2 e a precipitação pluviométrica da região.	80
Figura 5.16 Variação temporal de PT para B3 e a precipitação pluviométrica da região.	81
Figura 5.17 Percentagens de remoção de PT nos sistemas BC.	82
Figura 5.18 Variação temporal de $P-PO_4^-$ para B1 e a precipitação pluviométrica da região....	83
Figura 5.19 Variação temporal de $P-PO_4^-$ para B2 e a precipitação pluviométrica da região....	84
Figura 5.20 Variação temporal de $P-PO_4^-$ para B3 e a precipitação pluviométrica da região....	85
Figura 5.21 Percentagens de remoção de $P-PO_4^-$ nos sistemas BC.	86
Figura 5.22 Primeiro banhado do BC FSS vertical com a planta <i>L. peruviana</i> no B1, antes (a) e após (b) a instalação dos distribuidores de superfície.	87
Figura 5.23 Desenvolvimento da <i>Thypa sp.</i> em verão.	87
Figura 5.24 Primeira (a) e segunda (b) banhado do BC FSS vertical do B1 no verão.	88
Figura 5.25 Quarto banhado do sistema B1 após o primeiro corte (a) e primeiro banhado do sistema B3 após o primeiro corte (b).	89
Figura 5.26 Efeito adverso causado pela ação dos ventos (semana anterior ao corte).	90
Figura 5.27 Massa de nitrogênio e fósforo retido nos sistemas BC para o 2º período.	92

LISTA DE TABELAS

Tabela 3.1 Valores típicos da composição de lixiviados de aterros novos e maduros.	21
Tabela 3.2 Composição do lixiviado em aterros brasileiros.	22
Tabela 3.3 Parâmetros e efeitos causados pela presença de lixiviados de RSU nas águas.....	25
Tabela 3.4 Características de meios suportes utilizados para sistemas FSS.	33
Tabela 3.5 Processos de remoção de poluentes na subsuperfície dos BC.....	39
Tabela 3.6 Taxas de evapotranspiração para diferentes espécies de macrófitas, em função da temperatura do ar.	52
Tabela 4.1 Número e pontos de coleta no período de nove meses.	58
Tabela 4.2 Parâmetros físicos e químicos analisados e metodologia.	59
Tabela 4.3 Sequência de eventos	60
Tabela 5.1 Características físicas e químicas do esgoto sanitário Bruto.	62
Tabela 5.2 Características físicas e químicas do lixiviado.	63
Tabela 5.3 Valores de NTK afluente (mg.L^{-1}) no sistema B1 e respectivos valores de p	65
Tabela 5.4 Valores de NTK afluente (mg.L^{-1}) no sistema B2 e respectivo valor de p	66
Tabela 5.5 Valores de NTK afluente (mg.L^{-1}) no sistema B3 e respectivo valor de p	68
Tabela 5.6 Valores de N-NH_4^+ afluente (mg.L^{-1}) no sistema B1 e respectivo valor de p	69
Tabela 5.7 Valores de N-NH_4^+ afluente (mg.L^{-1}) no sistema B2 e respectivos valores de p	70
Tabela 5.8 Valores de N-NH_4^+ afluente (mg.L^{-1}) no sistema B3 e valor respectivo de p	71
Tabela 5.9 Concentrações de nitrogênio amoniacal efluente e padrão de lançamento.....	72
Tabela 5.10 Valores de N-NO_3^- afluente (mg.L^{-1}) no sistema B1 e valor respectivo de p	74
Tabela 5.11 Valores de N-NO_3^- afluente (mg.L^{-1}) no sistema B2 e valor respectivo de p	75
Tabela 5.12 Valores de N-NO_3^- afluente (mg.L^{-1}) no sistema B3 e valor respectivo de p	76
Tabela 5.13 Valores de P-PO_4^- afluente (mg.L^{-1}) no sistema B1 e respectivo valor de p	83

Tabela 5.14 Valores de P-PO ₄ ⁻ afluyente (mg.L ⁻¹) no sistema B2 e respectivo valor de <i>p</i>	84
Tabela 5.15 Valores de P-PO ₄ ⁻ afluyente (mg.L ⁻¹) no sistema B3 e respectivo valor de <i>p</i>	85
Tabela 5.16 Produtividade de massa verde e seca da <i>L. peruviana</i> e <i>Typha sp</i>	91
Tabela 5.17 Resultados médios de vazão de entrada e saída dos banhados.	92
Tabela 5.18 Valores da temperatura média mensal nos banhados e no ar no período maio a novembro de 2014.....	93

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

AGV	Ácidos Graxos Voláteis
B1	Sistema Banhado 1 alimentado com efluente do UASB 2 + CBR
B2	Sistema Banhado 2 alimentado com efluente do UASB 1
B3	Sistema Banhado 3 alimentado com efluente de esgoto bruto+ lixiviado
BC FS	Banhados Construídos de Fluxo Superficial
BC FSS	Banhados Construídos de Fluxo Subsuperficial
BC	Banhados Construídos.
CBR	Contactador Biológico Rotatório
CC	Coefficiente de curvatura
CH ₄	Metano
Cl ⁻	Cloretos
Cl ₂	Cloro
COT	Carbono Orgânico Total (mg.L ⁻¹)
CU	Coefficiente de uniformidade
DBO ₂₀	Demanda bioquímica de oxigênio aos 20 dias (mg.L ⁻¹)
DBO ₅	Demanda bioquímica de oxigênio aos 5 dias (mg.L ⁻¹)
DP	Desvio padrão
DQO	Demanda química de oxigênio (mg O ₂ .L ⁻¹)
DQOt	Demanda química de oxigênio Total (mg O ₂ .L ⁻¹)
DQOs	Demanda química de oxigênio Solúvel (mg O ₂ .L ⁻¹)
EB	Esgoto bruto
EB/LIX	Mistura de esgoto bruto e lixiviado de aterro sanitário.
ETA	Estação de Tratamento de água
ETE	Estação de Tratamento de Esgotos
FSS	Fluxo Subsuperficial
INMET	Instituto Nacional de Meteorologia
KMnO ₄	Permanganato de potássio
<i>L. Peruviana</i>	<i>Luziola Peruviana</i>
LAS	Lixiviado de Aterro Sanitário
Lix	Lixiviado
M.O.	Matéria Orgânica
NT	Nitrogênio Total
NH ₄ ⁺	Amônio

NO ₂	Nitrito
NO ₃ ⁻	Nitrato
NTK	Nitrogênio Total Kjeldal
OD	Oxigênio Dissolvido
PT	Fósforo Total
Ph	Potencial Hidrogeniônico
P-PO ₄ ⁻	Ortofosfato
RS	Estado de Rio Grande do Sul
RSU	Resíduos Sólidos Urbanos
S ⁻²	Sulfetos
Sem	Semana
SO ₄ ⁻²	Sulfatos
SST	Sólidos Suspensos Totais
TE	Tamanho Efetivo
UASB	Reator Anaeróbio de Fluxo Ascendente.
UFRGS	Universidade de Rio Grande do Sul

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO	14
2. OBJETIVOS	17
2.1. OBJETIVO GERAL	17
2.2. OBJETIVOS ESPECÍFICOS	17
3. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	18
3.1 LIXIVIADOS DE ATERROS SANITÁRIOS.....	18
3.1.1 Definição.....	19
3.1.2 Composição.....	19
3.1.3 Tratamento pela combinação de lixiviados com esgotos.....	23
3.1.4 Impactos Ambientais.....	24
3.1.5 Legislação Ambiental Brasileira	25
3.2. BANHADOS CONSTRUÍDOS.....	26
3.2.1. Definição.....	26
3.2.2. Classificação.....	27
3.2.3 Componentes dos Banhados Construídos	32
3.2.4. Mecanismos de remoção	38
3.2.5. Precipitação e evapotranspiração nos Banhados Construídos.....	50
4. MATERIAIS E MÉTODOS	53
4.1. ÁREA DE ESTUDO	53
4.2. DESCRIÇÃO DO EXPERIMENTO.....	53
4.2.1 Operação do sistema	55
4.2.2 Material Suporte.....	56
4.2.3 Plantas utilizadas	57
4.3. PARÂMETROS DE AVALIAÇÃO DE DESEMPENHO E PERIODICIDADE DAS AMOSTRAS.....	58
4.4 EVENTOS NA PESQUISA.....	60
4.5. TESTES ESTATÍSTICOS	60
5. RESULTADOS E DISCUSSÃO	62
5.1 CARACTERÍSTICAS DO AFLUENTE	62
5.2 EFICIÊNCIAS DE REMOÇÃO	64
5.2.1 Remoção de Nitrogênio	64
5.2.2 Remoção de Fósforo	79

5.3 DESENVOLVIMENTO DAS PLANTAS E ABSORÇÃO DE NUTRIENTES	86
5.3.1 Adaptação e desenvolvimento das plantas	86
5.3.2 Desenvolvimento das plantas durante o período de monitoramento do sistema ..	88
5.3.3 Produtividade de massa verde e massa seca	90
5.3.4 Remoção por absorção.....	91
5.4 PRECIPITAÇÃO E EVAPOTRANSPIRAÇÃO NOS BANHADOS CONSTRUÍDOS.	92
6. CONCLUSÕES	94
7. RECOMENDAÇÕES	96
8. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	97
ANEXOS	108

1. INTRODUÇÃO

O crescimento econômico, a industrialização e o desenvolvimento urbano estão trazendo grandes mudanças à humanidade e ao seu ambiente. Testemunho disso são as cidades metropolitanas, as quais vêm sofrendo grandes problemas ambientais, como a geração de milhares de toneladas de resíduos sólidos, problema que está em crescimento segundo a ONU (2010). A busca por uma solução a essa situação torna-se uma luta para todos os governos, especialmente os dos países em desenvolvimento.

No Brasil, ao comparar os dados levantados pela Pesquisa Nacional de Saneamento (PNSB) 2008 com os da PNSB do ano 2000, constata-se a evolução, embora lenta, dos serviços de saneamento básico oferecidos à população nesse intervalo de tempo (IBGE, 2010). Destaca-se a melhoria do serviço de manejo de resíduos sólidos, o qual aumentou de 17,3% em 2000 para 27,7% em 2008 e um aumento no número de municípios (sobretudo nos estados do sul do país) que dão um destino final adequado aos lixos, como os aterros sanitários.

Esses lugares, operados de forma controlada ou não, geram hoje duas das principais fontes de poluição oriundas dos resíduos sólidos urbanos (RSU): o gás de aterro e o lixiviado, sendo que por aterros sanitários (forma controlada) podem-se minimizar os efeitos poluidores. O gás, também conhecido como biogás, composto principalmente por metano e dióxido de carbono (NÁJERA et al., 2009); pode ser drenado através de tubulações adequadas e encaminhado para queima ou eventual aproveitamento energético. O lixiviado, no entanto, por sua composição química e física precisa de tratamentos mais complexos (PROSAB, 2009).

Os lixiviados resultam da decomposição biológica e química da massa de resíduos que foram depositados nos aterros sanitários, acrescentados pela infiltração de água de chuva e águas subterrâneas, entre outras. Esses líquidos também são influenciados por variáveis climáticas e geológicas, ou mesmo pela técnica de tratamento dos resíduos nos aterros sanitários (EHRING, 1999; BORZACCONI, 1996).

Os lixiviados se constituem uma potencial fonte poluidora, que ao atingir as águas superficiais e subterrâneas e os solos, podem trazer consideráveis variações na qualidade, pois apresentam alto conteúdo de matéria orgânica, nitrogênio, fósforo, patógenos e igualmente substâncias tóxicas como metais pesados e constituintes orgânicos de lenta

degradação (GIRALDO, 2001), afetando assim o ambiente e os seres humanos que dele fazem uso (PROSAB, 2009).

Desde a década de 70, estudos foram feitos para tratamento de lixiviado com o objetivo de cumprir as remoções da demanda bioquímica de oxigênio ($DBO_{5,20}$), demanda química de oxigênio (DQO), nitrogênio amoniacal, e mais outros contaminantes estabelecidos pela legislação ambiental brasileira como a Resolução Conama Nº 430, de 13 de maio de 2011, que dispõe sobre o lançamento de efluentes líquidos em corpos receptores, evitando assim a poluição do meio ambiente. Até a atualidade distintas técnicas têm sido avaliadas para a depuração de lixiviado tais como: os lodos ativados, filtros biológicos percoladores, lagoas de estabilização, banhados construídos, processos físico-químicos, combinação desses, ou ainda, diluição do lixiviado em estações de tratamento de esgoto sanitário (BIDONE, 2007).

O tratamento combinado de lixiviados de aterro sanitário com águas residuais urbanas em estações de tratamento de esgoto (ETE) vem sendo uma das alternativas adotadas em vários países como uma forma de reduzir os custos de operação dos aterros em sua fase ativa, como também na fase posterior ao encerramento (PROSAB, 2009), como no caso de aterro sanitário de Saginaw Township nos Estados Unidos (KADLEC e ZMARTHIE, 2010). Apresenta também a vantagem de minimizar efeitos inibitórios e de toxicidade por alguns dos compostos presentes no lixiviado (DEL BORGHI et al., 2003; TORRES et al., 2010).

No Brasil, algumas cidades estão empregando esse tipo de tratamento, motivo pelo qual é importante que a mistura de esgoto sanitário/lixiviado seja entendida como um efluente complexo, o qual precisa de pesquisas que permitam a obtenção de condições operacionais e biológicas ótimas na operação das ETE para evitar problemas de inibição da biomassa atuante e manter a estabilidade operacional do sistema.

Em busca de um maior entendimento do tratamento de lixiviados de aterro sanitário combinado com esgoto em ETE esta pesquisa utilizou banhados construídos (BC) híbridos de fluxo subsuperficial vertical seguido de banhados de fluxo horizontal, os quais apresentam boa capacidade de nitrificação, remoção de demanda química de oxigênio (fração orgânica da DQO), demanda bioquímica de oxigênio (DBO), sólidos suspensos, bem como apresentam capacidade satisfatória de receber sobrecarga hidráulica. O uso dos BC híbridos tornou-se assim um sistema atrativo que até o momento foi pouco estudado em escala piloto e que pode determinar uma solução econômica e tecnicamente sustentável, tanto para o tratamento quanto o pós-tratamento de efluentes complexos com altos teores de nutrientes.

Nesta pesquisa foi avaliada a eficiência de remoção dos nutrientes N e P pelos sistemas de banhados construídos de fluxo subsuperficial (BC FSS) em escala piloto, os quais foram compostos cada um por duas unidades em serie de fluxo vertical seguidos por duas unidades em serie de fluxo horizontal de escoamento subsuperficial, plantados com macrófitas emergentes *L. Peruviana* e *Typha sp.*, respectivamente; No presente estudo foi avaliada a combinação de 10 % de lixiviado de aterro sanitário estabilizado com 90 % de águas sanitárias afluentes na ETE Canoas, com tratamento prévio (B1: UASB+CBR e B2: UASB) e sem tratamento (B3: esgoto bruto/lixiviado), no período de maio a novembro de 2014 (inverno), nos quais registram-se as temperaturas mais baixas do ano e precipitações mais elevadas.

2. OBJETIVOS

2.1. OBJETIVO GERAL

Avaliar a remoção dos nutrientes nitrogênio (N) e fósforo (P), em sistemas de banhados construídos, em escala piloto, tratando afluente com mistura de 10 % de lixiviado de aterro sanitário estabilizado e 90 % de esgoto sanitário, com e sem tratamento prévio.

2.2. OBJETIVOS ESPECÍFICOS

- Determinar a eficiência de remoção de nitrogênio por processos biológicos para o tratamento do lixiviado de aterro sanitário combinado com esgoto doméstico nos sistemas BC híbridos.
- Determinar a remoção de fósforo no tratamento de lixiviado de aterro sanitário combinado com esgoto doméstico nos sistemas BC híbridos.
- Avaliar a contribuição das plantas nos BC (*L. Peruviana* e *Typha sp.*) na remoção dos nutrientes.
- Identificar a influência da precipitação e a temperatura da região na estação de inverno na eficiência global dos sistemas.

3. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

3.1 LIXIVIADOS DE ATERROS SANITÁRIOS

Cada dia chega aos vazadouros a céu aberto ou aterros sanitários centenas de quilos de resíduos sólidos oriundos das zonas urbanas e rurais de municípios e cidades próximas, que ao não serem tratados de maneira adequada podem trazer problemas ambientais.

Na NBR-10.004 estes resíduos sólidos são definidos como “todos aqueles resíduos nos estados sólido e semissólido, que resultam da atividade da comunidade de origem industrial, doméstica, hospitalar, comercial, de serviços, de varrição ou agrícola. Incluem-se lodos das estações de tratamento de águas (ETA) e de esgotos (ETE), resíduos gerados em equipamentos e instalações de controle da poluição e líquidos que, por possuir características peculiares, não podem ser lançados à rede pública de esgotos”. Porém os resíduos sólidos que têm como disposição final os lixões ou os aterros sanitários são, em sua maioria, resíduos de tipo residencial, comercial e industrial, os quais podem variar em quantidades e características de um aterro sanitário a outro dependendo do nível socioeconômico e cultural da população.

Segundo o Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (2010), 50,8 % dos municípios brasileiros têm como destinação final dos resíduos sólidos os lixões a céu aberto, sendo a porcentagem restante, nos últimos tempos, destinada a aterros sanitários controlados. Destaca-se a região sul do país, formada pelos Estados do Paraná, Santa Catarina e Rio Grande de Sul (RS), em que as porcentagens de resíduos destinados a aterros sanitários controlados são de 81,7 %, 87,2 % e 79,2 %, respectivamente.

Os aterros sanitários, hoje em dia, são a forma de disposição mais viável dentro da realidade brasileira, tanto do ponto de vista técnico quanto do ponto de vista econômico, já que suas características construtivas permitem minimizar os efeitos das duas principais fontes de poluição oriundas dos resíduos sólidos: o gás do aterro e o lixiviado de difícil tratamento (PROSAB, 2009).

O gás do aterro é composto principalmente por metano (CH_4 : 45 a 60 %) e dióxido de carbono (CO_2 : 40 a 60 %), normalmente denominado biogás (MMA, 2009), o qual pode ser drenado através de tubulações adequadas e encaminhado para queima ou eventual aproveitamento energético (PROSAB, 2009). Os lixiviados (líquido negro, ácido e mal cheiroso) contém substâncias de difícil caracterização por vir de resíduos heterogêneos presentes no aterro sanitário, somados à infiltração de água da chuva que arrasta todo tipo

de contaminantes, muitos deles em altas concentrações, tornando-o assim um líquido residual complexo de difícil tratamento (LUNA et al., 2007).

3.1.1 Definição

Este líquido, conhecido como lixiviado, lixívia, chorume, sumeiro, purina, líquido lixiviado, percolado e líquido percolado (FLECK, 2003), é o resultado da percolação de água que pode ser de fontes externas como a água de chuva, escoamentos superficiais, águas subterrâneas ou águas de nascente e a resultante da decomposição da massa de resíduos, acompanhada de extração de materiais dissolvidos ou em suspensão (DINIS, 2009).

A geração de lixiviado também pode ser influenciada por condições ambientais (clima, regime de precipitações, temperatura, evapotranspiração); características dos resíduos (permeabilidade, compactação, composição gravimétrica, granulometria, peso específico, umidade inicial, etc.); hidrogeológicos (topografia, escoamento superficial, infiltração, geologia e recirculação do lixiviado), pelas características da camada de cobertura (umidade, vegetação, declividade), pela forma de operação do aterro (impermeabilização do local) (PROSAB, 2009); e principalmente, pela dinâmica dos processos de decomposição que ocorrem no interior dos banhados do aterro sanitário em função da idade dos mesmos (YABROUDI et al., 2010).

3.1.2 Composição

A composição dos lixiviados é muito variada e complexa, já que pode conter ácidos graxos, nutrientes, metais, poluentes orgânicos tóxicos persistentes (CASTILHOS JR, 2006), até bactérias, sais de íons inorgânicos comuns e micropoluentes como tolueno e diclorometano (BAIRD, 2002).

Segundo Christensen et al., (2001) os lixiviados podem ser divididos em cinco frações:

1. Matéria orgânica dissolvida: DQO ou carbono orgânico total (COT), metano (CH₄), ácidos graxos voláteis (AGV) e compostos recalcitrantes, como por exemplo, compostos húmicos e fúlvicos.

2. Macro-componentes inorgânicos: metais como Ca, Na, Mg, K, Fe e vários íons como: NH₄⁺, Cl⁻, SO₄⁻², S⁻², CO₃⁻². Presença de metais pesados: Cd, Cr, Cu, Pb, Ni e Zn.

3. Compostos orgânicos xenobióticos: como os diferentes hidrocarbonetos halogenados, compostos fenólicos, álcoois, aldeídos, cetonas e ácidos carboxílicos, além de outras substâncias tóxicas.

4. Compostos encontrados em menor proporção: metais como Ba, Co, Li e Hg; e semi-metais: B e As e não metal Se.

5. Bactérias: acetogênicas, metanogênicas, desnitrificantes e coliformes.

Alguns autores, como Tchobanoglous et al. (1998) e Kurniawan et al. (2006), apresentam a composição dos lixiviados segundo a idade dos aterros de resíduos sólidos urbanos (RSU). A importância da idade em um aterro de RSU deve-se ao fato de que, dependendo do tempo dos resíduos nesse, ocorrem modificações dos parâmetros que influenciam a qualidade dos lixiviados (MÁXIMO, 2007). Por exemplo, têm-se comprovado que os aterros novos são aeróbios e ricos em matéria orgânica biodegradável. Por tal motivo, nesses casos a relação DBO/DQO, sinônimo de biodegradabilidade, é maior ou igual a 0,5. Igualmente, nos aterros novos aumentam os valores de COT, AGV, sais dissolvidos, metais pesados e diminuem os valores de pH e de potencial de oxidação-redução (GIRALDO, 2001; WANG et al., 2003; SALAZAR et al., 2009).

Já os aterros maduros, também chamados de estabilizados, predominam condições anaeróbias, onde a relação DBO/DQO é menor que 0,5. A matéria orgânica de lenta biodegradação passa por um processo de menor taxa de metabolização, formando moléculas complexas de alto peso molecular e cadeias longas como os ácidos húmicos e fúlvicos. Outro parâmetro que muda é o nitrogênio amoniacal, já que aumenta com o tempo, isto devido ao processo de degradação que ocorre no aterro de RSU, onde há liberação de nitrogênio em consórcio com a matéria orgânica, assim como a alta concentração de sólidos totais e alcalinidade (HARMSSEN et al., 1983; IM et al., 2001; CINTRA et al., 2002; EI FADEL et al., 2002). Outra mudança clara é a cor, que passa de preta nos aterros novos a marrom escuro ou amarelo nos maduros. Tabela (3.1)

Tabela 3.1 Valores típicos da composição de lixiviados de aterros novos e maduros.

Parâmetro (mg.L ⁻¹)	Aterro Sanitário novo < 2 anos.		R.S. maduro > 10 anos
	Faixa	Típico	
DBO ₅	2 000-30 000	10 000	100-200
DQO	3 000-60 000	18 000	100-500
COT	1 500-20 000	6 000	80-160
SST	200-2 000	500	100-400
Nitrogênio Org.	10-800	200	80-120
N-amoniacal	10-800	200	20-40
Nitratos	5-40	25	5-10
Fósforo total	5-100	30	5-10
Alcalinidade total (CaCO ₃)	000-10 000	3 000	200-1 000
pH	4,5-7,5	6	6,6-7,5
Dureza Total(CaCO ₃)	0-10 000	3 500	200-500
Calcio	200-3 000	1 000	100-400
Magnésio	50-1 500	250	50-200
Potásio	200-1 000	300	50-400
Sódio	200-2 500	500	100-200
Cloro	200-3 000	500	100-400
Sulfatos	50-1 000	300	20-50
Ferro total	50-1 200	60	20-200

Fonte: Tchobanoglous et al., 1998.

Em países da América Latina, como o Brasil, a composição dos RSU é, em sua maioria, matéria orgânica facilmente biodegradável, a qual conta com um alto conteúdo de umidade, o que permite rápida degradação nos aterros RSU, produzindo concentrações altas de ácidos graxos voláteis e de nitrogênio amoniacal, produtos da fermentação inicial (mais altas que as registradas para os lixiviados de países desenvolvidos) (Tabela 3.2). Ao mesmo tempo, esses ácidos se dissolvem facilmente no aterro de RSU e baixam o pH, o qual auxilia na solubilização dos metais presentes no aterro (CASTILHOS JR, 2006). Também as percentagens de materiais tóxicos, inflamáveis, pesticidas, entre outros, é menor do que nos países desenvolvidos e industrializados como Estados Unidos, Canadá e outros.

Tabela 3.2 Composição do lixiviado em aterros brasileiros.

Parâmetro (mg.L⁻¹)	Faixa Máxima	Faixa Mais Provável	FVMP (%)
pH	5,7 - 8,6	7,2 - 8,6	78
Alcalinidade total (CaCO ₃)	750 - 11.400	750 - 7.100	69
Dureza (CaCO ₃)	95 - 3.100	95 - 2.100	81
Condutividade (µS/cm)	2.950 - 2.500	2.950 - 17. 660	77
DBO ₅	< 20- 30.000	< 20 - 8.600	75
DQO	190 - 80.000	190 - 22.300	83
Óleos e graxas	10 – 480	10 - 170	63
Fenóis (C ₆ H ₅ OH)	0,9 - 9,9	0,9 - 4,0	58
NTK-N	80 - 3.100	-	-
NH ₃ -N	0,4 - 3.000	0,4 - 1.800	72
N orgânico - N	5 - 1.200	400 - 1.200	80
Nitrito - N	0 – 50	0 - 15	69
Nitrato - N	0 – 11	0 - 3,5	69
P total	0,1 – 40	0,1 - 15	63
Sulfeto	0 – 35	0 - 10	78
Sulfato	0 - 5.400	0 - 1.800	77
Cloretos	500 - 5.200	500 - 3.000	72
Sólidos totais	3.200 - 1.900	3.200 - 14.400	79
Sólidos totais fixos	630 - 20.000	630 - 5.000	60
Sólidos totais voláteis	2.100 - 4.500	2 100- 8.300	74
Sólidos suspensos totais	5 - 2.800	5 - 700	68
Sólidos suspensos voláteis	5 – 530	5 - 200	62
Ferro	0,01- 260	0,01- 65	67
Manganês	0,04 - 2,6	0,04 - 2,0	79
Cobre	0,005 - 0,6	0,05 - 0,15	61
Níquel	0,03 - 1,1	0,03 - 0,5	71
Cromo	0,003 - 0,8	0,003 - 0,5	89
Cádmio	0 - 0,26	0 - 0,065	67
Chumbo	0,01 - 2,8	0,01 - 0,5	64
Zinco	0,01 - 8,0	0,01 - 1,5	70

FVMP: frequência de ocorrência dos valores mais prováveis.

Fonte: Souto e Povinelli, 2007.

3.1.3 Tratamento pela combinação de lixiviados com esgotos

No mercado atual existem diversas técnicas usadas para o tratamento de esgotos que estão sendo testadas no tratamento de lixiviados de aterros sanitários, como o processo de lodos ativados (DROPELMANN e OETTINGER, 2009); filtro biológico (RAMOS et. al., 2010), filtro anaeróbio (FLECK, 2003); coagulação-floculação (QUEIROZ L et al., 2011; GEWEHR, 2012); processos avançados com fenton (GOTVAJN, 2011; CORTEZ, 2011), os quais tem apresentado resultados positivos para remoção de matéria orgânica, entre outros parâmetros. Mas a maioria dessas tecnologias tem altos custos para sua implantação, operação ou manutenção, que pode variar desde a necessidade de pré-tratamentos adicionais, disponibilidade de terra, de energia elétrica, insumos químicos, até ter pessoal qualificado para sua operação; pelo que são tecnologias incompatíveis com a realidade técnica e econômica da maioria dos municípios brasileiros.

A alternativa adotada nos últimos anos por diferentes países e por diferentes cidades do Brasil, como Canoas/RS, tem sido o tratamento combinado de lixiviado de aterro sanitário com esgotos sanitário em ETE como forma de reduzir custos operacionais dos aterros, ainda após décadas de encerramento do mesmo (PROSAB, 2009), assim como custos ambientais no pagamento de multas ao não atender com os sistemas implantados nos mesmos aterros sanitários as exigências ambientais legais.

Embora seu uso ainda seja ainda questionado em alguns países da Europa por causar interferências nos processos de tratamento, sobre tudo nos processos biológicos (PROSAB, 2009). Algumas pesquisas feitas sobre este procedimento têm demonstrado que existem grandes vantagens da combinação esgoto doméstico/lixiviado como a não adição de nitrogênio e fósforo devido as adequadas porcentagens existentes no esgoto, nutrientes essenciais para seu tratamento (RENOU, 2008), e o rebaixamento das concentrações de espécies inibidoras nos tratamentos biológicos (A. D. BORGHI ET AL., 2003). Este consórcio também ajuda a manter a alcalinidade a bicarbonato em níveis adequados de maneira que o pH fique em valores próximos ao neutro, o qual é necessário para manter as condições favoráveis para um tratamento biológico (RAMOS, 2009).

Tais efeitos são possíveis como resultado de uma adequada relação de lixiviados e esgoto, de modo que a eficiência do tratamento não seja comprometida. Segundo PROSAB (2009) com 1% de lixiviados em volume de esgoto, haveria certa segurança nos tratamentos. Embora, alguns trabalhos com valores maiores como os apresentados por Cassini (2003), com mistura de 10% em um reator UASB indicaram remoções de 80% de DQO. Ramos (2009), avaliaram combinações de 10% e 3% de lixiviado em um UASB, e constataram que

o segundo (3%) tratado com esgoto sanitário teve maiores remoções em DQO, STV, SST e SSV com 44,0, 48,5, 85,4 e 79,9 respectivamente, demonstrando que podem ser alcançadas boas remoções para menores valores das percentagens de lixiviado adicionado no esgoto sanitário.

3.1.4 Impactos Ambientais

O lixiviado deve ser tratado adequadamente para não permitir que seus efeitos poluidores atinjam solos e corpos de águas superficiais e subterrâneos, provocando mudanças do ponto de vista ecológico, refletindo-se sobre a fauna e flora e causando redução de espécies que dependem de boas condições da água. Nas águas superficiais, por exemplo, o nitrogênio na forma de amônio não ionizado (lançado o influenciado por pH e alcalinidade) no corpo de água, pode ser tóxico para peixes e outras formas de vida aquáticas, e o nitrato e nitrito pode ser potencialmente tóxico para as crianças quando é consumido na água potável, causando a doença conhecida como metahemoglobinemia, como também produzir câncer de estômago pelas nitrosaminas. Por tal razão a importância da regulação das concentrações para amônia (concentrações $> 0,2 \text{ mg.L}^{-1}$) e nitrato (10 mg.L^{-1}) em países como Estados Unidos (KADLEC e WALLACE, 2008).

A matéria orgânica, segundo Scott et al. (2005), pode dividir-se em dois grupos: os componentes orgânicos voláteis (COV) e os Componentes Orgânicos não voláteis, os quais contém componentes a base de carbono que são frequentemente tóxicos ou cancerígenos. Como exemplo, podemos citar o diclorometano, que em tempo de exposição curto pode provocar dores de cabeça, fadiga e sensação de embriaguez. Em tempo de exposição mais prolongado, pode causar danos no fígado e cérebro, como câncer de pulmão, de fígado e pâncreas. Em exposição a altas concentrações, o clorometano pode causar inconsciência e a morte.

Outros dos possíveis efeitos que pode causar o atingimento do lixiviado nas águas estão a continuação:

Tabela 3.3 Parâmetros e efeitos causados pela presença de lixiviados de RSU nas águas.

Parâmetros afetados	Efeitos produzidos
DBO	Diminuição e esgotamento do oxigênio.
Ferro	Coloração ferruginosa.
Redução ou aumento no pH	Incremento de toxicidade e precipitação de metais.
Nitrogênio	Incremento de toxicidade e proliferação de algas.
Metais	Aumento da toxicidade.
M. Orgânica	Aumento da toxicidade.
Sólidos Totais	Atenuação. Obstrução de aquíferos.
Calcio	Aumento na dureza.
Magnésio	Aumento na dureza.
Fósforo	Proliferação de algas.
Fluoretos e Selenio	Toxicidade.
Amônio	Ambiente redutor.

Fonte: Piñeros, 1994.

3.1.5 Legislação Ambiental Brasileira

O Brasil, em busca da preservação e conservação dos ecossistemas aquáticos, criou a Resolução Nº 357, de 17 de março de 2005 do Conselho Nacional do Meio Ambiente-CONAMA, a qual dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências; sendo complementada e modificada pela Resolução Nº 430, de 13 de maio de 2011, que dispõe sobre as condições e padrões de lançamento de efluentes. Deixando muito claro que os efluentes de qualquer fonte poluidora somente poderão ser lançados diretamente nos corpos receptores após o devido tratamento e desde que obedeçam às condições, padrões e exigências dispostos nesta Resolução e em outras normas aplicáveis.

A Resolução Nº 430/2011 define que os efluentes oriundos de sistemas de disposição final de resíduos sólidos de qualquer origem devem atender às seguintes condições e padrões: 20,0 mg.L⁻¹Nitrogênio amoniacal total (embora sejam estações de tratamento que atendem lixiviados de aterro sanitário); pH entre 5 e 9; temperatura menor que 40°C e no corpo receptor uma diferença de 3°C em zona de mistura; ausência de materiais flutuantes; Demanda Bioquímica de Oxigênio – DBO₅ dias, 20°C – remoção mínima de 60%, sendo que

este limite só poderá ser reduzido no caso de existência de estudo de autodepuração do corpo hídrico que comprove atendimento às metas do enquadramento do corpo receptor.

No Rio Grande do Sul, a Resolução CONSEMA Nº 276/2013 no seu período de vigência, resolveu utilizar a Resolução Nº430/2011 para dar as definições de condições e padrões de lançamento de efluentes líquidos domésticos do sistema público de esgotamento sanitário, mas destacando que estes efluentes não poderiam receber cargas externas como chorume, lodos de fossas séptica, efluentes hospitalares e banheiros químicos. Deste modo limitando o tratamento destes efluentes nas ETE ou dando uma permissão do seu uso, ao não estabelecer uma normativa que se ajuste a realidade da maioria das ETE do estado.

3.2. BANHADOS CONSTRUÍDOS

3.2.1. Definição

Banhados construídos são sistemas artificiais que procuram reconstruir as propriedades existentes nos sistemas naturais, para o tratamento de efluentes líquidos. São constituídos por canais ou lagoas rasas, normalmente com profundidade menor que 1 metro de água ou um meio de enchimento poroso, que geralmente são plantados com macrófitas aquáticas que participam dos processos biológicos, físicos e químicos para tratar os efluentes (US EPA, 1999).

Este sistema oferece vantagens desde o ponto de vista custo-benefício frente a outras alternativas tais como o baixo custo na construção e operação (não precisa de equipamentos modernos, nem de mão de obra qualificada, nem químicos e muitas vezes não precisa de energia); aos bons índices apresentados na remoção de DBO, DQO e ST em lixiviados, como os resultados obtidos por Wojciechowska et al. (2010), Chiemchaisri et al. (2009) entre outros. Também, seu uso pode ser feito próximo ao ponto gerador do efluente, proporcionando um maior controle nos processos; e o melhor, que é uma alternativa amigável com o ambiente, que melhora por sua vez a vida dos seres humanos.

Segundo Brix et al. (2007) os BC podem tolerar grande variabilidade da carga de poluentes, caracterizados por possuírem elevada concentração e/ou grande fluxo de água e evitam a acumulação de precipitados (GIRALDO, 2001).

3.2.2. Classificação

Os diferentes tipos de banhados construídos têm sido classificados de diferentes formas dependendo do autor. De acordo com a proposta apresentada por Tchobanoglous (2003), o BC se dividem em: Fluxo superficial, fluxo subsuperficial, sistema de plantas aquáticas flutuantes e sistemas híbridos ou combinados. Metcalf e Eddy (2003) propõem uma classificação de acordo com o uso. Kadlec e Wallace (2008) propõem agrupar os sistemas de folhas flutuantes e os sistemas flutuantes livres no mesmo grupo, nomeados de sistemas flutuantes.

Para Vymazal (2010), os diferentes tipos de banhados construídos podem ser classificados baseados nas características do fluxo da água, além das espécies de plantas classificadas por Brix (1993) como se mostra na figura 3.1.

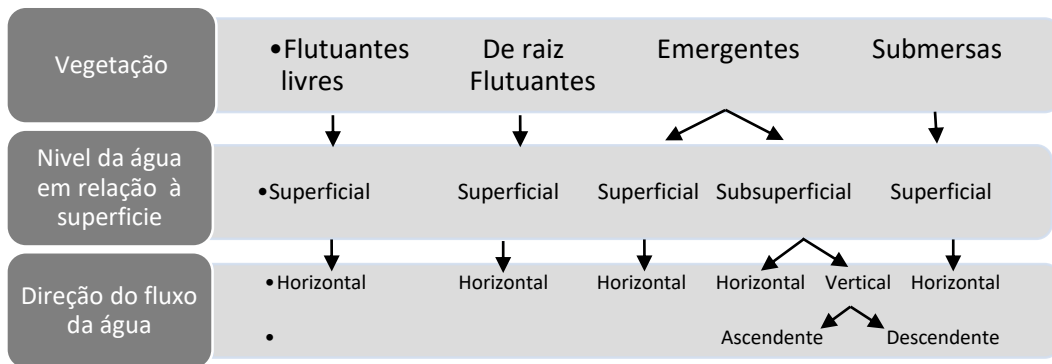


Figura 3.1 Classificação das características de diferentes tipos de BC (Vymazal, 2010).

Entre os BC mais empregados para o tratamento de águas são os que empregam vegetação emergente de fluxo superficial (FS), e de fluxo subsuperficial (FSS), diferenciando-se o primeiro do segundo porque no FS, a lâmina de água ultrapassa o topo do leito suporte e o FSS a lâmina líquida fica abaixo do topo do leito filtrante.

Vymazal (2011) fez uma nova classificação, em função do nível de água nos banhados e os diferentes poluentes que eles podem remover em três tipos: banhados construídos de fluxo de superfície (FS), BC com escoamento subsuperficial (SSF) e os BC híbridos, como se ilustra na figura 3.2.

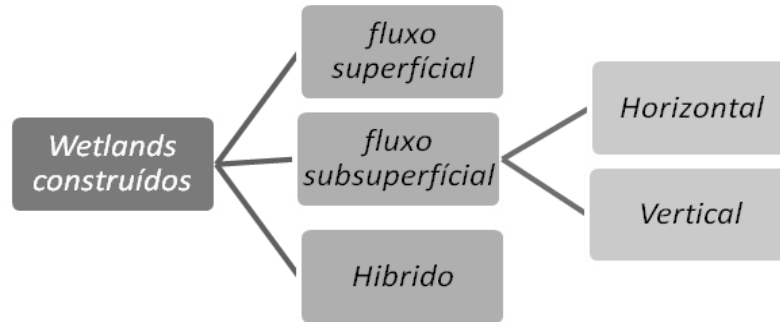


Figura 3.2 Classificação de BC (Vymazal, 2011).

3.2.2.1 Banhados de Fluxo Superficial (FS)

Os BC FS consiste em uma bacia, com uma barreira para impedir a infiltração, que apresentam um fluxo sobre a superfície, com uma altura de lâmina d'água de 0,4 m segundo Kadlec et al. (2000) ou de 0,6 m segundo Wallace e Knight (2006), a qual passa através da vegetação de macrófitas aquáticas emergentes; ali o afluente a tratar entra por uma extremidade do sistema e é coletado do lado oposto, como se vê representado na figura 3.3

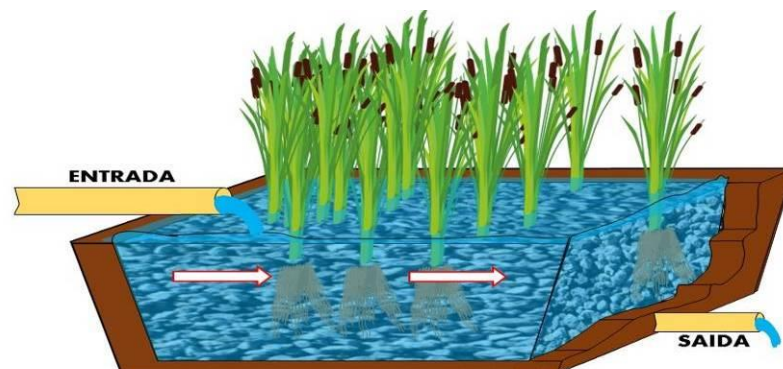


Figura 3.3 Esquema de um banhado com fluxo superficial.

Alguns dos benefícios desta configuração é a melhoria na hidráulica do sistema e aumento da provisão de habitat para a vida selvagem. Mas também tem algumas desvantagens como ser um veículo para proliferação de insetos, sobre tudo nas regiões temperadas e quentes.

3.2.2.2 BC de Fluxo Subsuperficial (FSS)

Os BC FSS consistem em uma bacia, com uma barreira para impedir a infiltração, o qual é preenchido a uma profundidade adequada com um material de suporte que pode ser pedra, cascalho, areia, entre outros; para o enraizamento das macrófitas emergentes e o

nível da água fica abaixo do topo do material de recheio. Neles o afluente é submetido ao contato com o leito suporte das raízes das macrófitas, onde se encontra todo um ecossistema de microrganismos, que tem a capacidade de degradarem poluentes.

A diferença deste sistema ao de fluxo superficial está em que a lâmina de água que fica abaixo da superfície do material de suporte, não permite a proliferação de insetos, mas devido ao risco de obstrução no sistema pode diminuir sua condutividade hidráulica tornando-se semelhante ao do fluxo superficial.

Os BC Fluxo Subsuperficial podem ser subdivididos em: fluxo horizontal e fluxo vertical.

3.2.2.2.1 BC de Fluxo Horizontal

A configuração deste sistema está baseada na aplicação do afluente em uma das extremidades do leito, geralmente no interior de uma camada de brita ou pedra de maior dimensão (para maior distribuição do afluente), o qual percola o leito em sentido horizontal até o outro extremo (com sistema de funcionamento semelhante) onde é coletado. Na Figura 3.4 apresenta-se um esquema deste tipo de escoamento.

Na camada superior são plantadas macrófitas que tem o papel de aumentar e estabilizar a condutividade hidráulica, como servir de habitat e fornecer oxigênio aos microrganismos. Também retira os nutrientes contidos no efluente e serve de hábitat para a vida selvagem. As experiências obtidas com este tipo de sistema demonstram boa eficiência na remoção de sólidos suspensos e DBO.

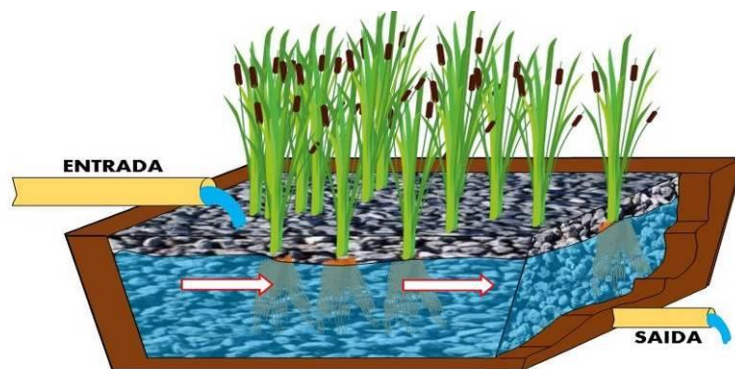


Figura 3.4 Esquema de um banhado de FSS Horizontal.

3.2.2.2.2 BC de Fluxo Vertical

O descarregamento do afluente nesta unidade é feito na parte superior do leito, geralmente em diversos pontos (para melhor distribuição do afluente), tendo uma percolação com escoamento vertical através do meio poroso até o fundo, onde se encontra um sistema de drenagem que recolhe o efluente e o transporta para uma caixa de saída. Na Figura 3.5 apresenta-se um esquema deste tipo de escoamento.

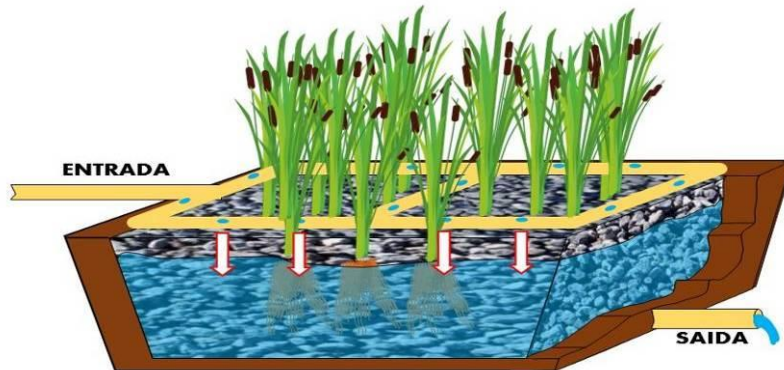


Figura 3.5 Esquema de um banhado de FSS Vertical.

Neste sentido de fluxo, na parte superior da camada do material poroso (onde estão plantadas as macrófitas) se desenvolve uma biomassa capaz de remover matéria orgânica, sólidos suspensos, organismos patogênicos e com capacidade de receber sobrecarga hidráulica superior aos banhados de fluxo horizontal. E pelo fato de este sistema operar em bateladas, permite altos índices de nitrificação já que aumenta a oxigenação da rizosfera e do substrato (HILL e SAWHNEY, 1981).

A alimentação do tipo “fluxo de maré”, designa um sistema composto por uma sucessão de leitos tipo vertical em série, alimentados intermitentemente para poder originar ciclos de enchimento/esvaziamento dos leitos. Na fase de alimentação, o ar existente no meio de enchimento é “empurrado” para o exterior à medida que o nível de água sobe. Mas durante a drenagem do leito, o escoamento do efluente atua como uma bomba passiva, favorecendo a entrada de ar para o interior do leito, criando deste modo um ciclo de condições “úmidas” e “secas” (GALVÃO, 2009)

De acordo com Philipi e Sezerino (2004) outras das vantagens que apresentam este sistema são maior capacidade de transferência de oxigênio e menores áreas que as utilizadas pelos fluxos horizontais, pois de 5 a 10 m²/Equivalente habitante requerida para o tratamento de esgotos por BC FSS de Fluxo Horizontal, nos BC FSS vertical se utilizam apenas 1 a 2m²/EH.

Este sistema vem sendo amplamente estudado e utilizado para o tratamento ou pós-tratamento de efluentes urbanos que requerem maior condutividade hidráulica e maior oxigenação no sistema radicular (BRIX e SCHIERUP, 1990). Entretanto, requer de maior controle operacional, corte periódico (dependendo da espécie plantada), remoção de espécies invasoras até o estabelecimento definitivo da planta, emprego de tratamento preliminar ou primário para a retirada parcial dos sólidos suspensos e assim reduzir problemas de entupimento. Cabe também destacar que esta modalidade de BC, via de regra, apresenta baixa eficiência de remoção de fósforo.

Nos últimos anos este sistema vem tendo modificações como: dividir o leito principal em duas camadas (BOUTIN et al., 1997), ou emprego de dois leitos em série. O primeiro deve conter uma granulometria maior (2-8 mm) com espessura maior que 30 cm, uma camada de transição (com granulometria de 5 mm), com espessura entre 10 e 20 cm e a camada de drenagem com granulometria maior que as anteriores (20-40 mm), e espessura entre 10 e 20 cm. O segundo leito pode empregar camadas de espessura semelhantes ao primeiro, mas com granulometria diferente na camada superior, o diâmetro correspondente a 10% em peso total das partículas menores que ele (d_{10}) entre 0,25 e 0,40 mm (CEMAGREF).

Outros autores como Breen, Tanner, segundo Brix (1994) tem proposto os de fluxo ascendente, reduzindo os problemas de entupimento encontrados nos de fluxo descendente. Além disto, o contato com a densidade de plantas pode ser maior, proporcionando aumento na remoção de nutrientes. Porém este sistema também tem desvantagens como ter que usar equipamento para aeração o que representa custos adicionais de tratamento.

3.2.2.2.3 BC Híbrido

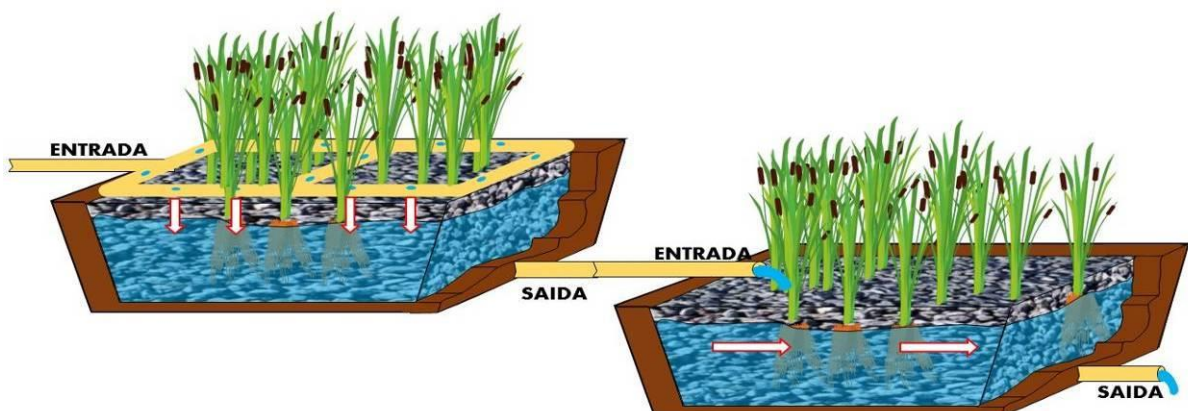


Figura 3.6 Esquema de um BC Híbrido: BC FSS verticais seguido de BC FSS horizontais.

Com o objetivo de ampliar a eficiência de banhados construídos tem-se observado diversos aperfeiçoamentos e o resultado dessa evolução são hoje os banhados híbridos, que não é mais que as combinações destes sistemas, que pode ir desde a constituição de dois leitos iguais em série até um número determinado de leitos de diferentes composições. Estas configurações podem variar dependendo do problema a ser resolvido, das características do efluente a ser tratado, da eficiência final desejada na remoção de poluentes e contaminantes, entre outras características.

Um dos modelos de banhados híbridos mais estudados e usados no mundo por ter maiores resultados na remoção é a combinação de leitos de fluxo vertical e horizontal, com apenas uma etapa (BARRET et al., 2001; ULRICH, 2005; KEFFALA e GHRABI, 2005). O leito de fluxo vertical é o primeiro porque remove os sólidos, mas também tem a capacidade de remover matéria orgânica, bem como atingir uma alta nitrificação; o fluxo horizontal apresenta o potencial de promover a desnitrificação, reduzindo a concentração de nitrogênio na saída.

Outras combinações são os BC de fluxo horizontal seguidos de um leito de fluxo vertical, observando-se neste processo boa remoção de sólidos suspensos e M.O., também promove a nitrificação; porém precisa-se de recirculação do efluente tratado para que ocorra a remoção do nitrogênio por desnitrificação. São encontrados também diversos estudos e aplicações de BC de FS seguidos de BC FSS horizontal (VYMAZAL, 2005).

3.2.3 Componentes dos Banhados Construídos

3.2.3.1 Material de recheio ou material filtrante

Inicialmente este tinha como função apenas ser o material usado como meio de suporte para as plantas no tratamento de efluentes, mas com o tempo demonstrou ter outras características importantes. Desde então vem sendo estudado como um dos componentes mais importantes para a obtenção de resultados satisfatórios no tratamento de efluentes.

Entre as funções que devem ser atendidas por um material suporte destaca-se: a necessidade de manter a condutividade hidráulica ao longo do tempo (porosidade e permeabilidade) e promover a adsorção de componentes inorgânicos tais como amônio (NH_4^+) e ortofosfatos (PO_4^{3-}) (PHILIPPI e SEZERINO, 2004). Algumas das limitações na utilização do meio de suporte são os custos deste e a facilidade de obtenção na região. Nem sempre é possível encontrar um meio de suporte que cumpra todas estas condições e, por

tal motivo, o uso de um determinado material de suporte para o BC vai depender dos resultados que se deseja alcançar.

Entre os materiais suporte mais utilizados estão a areia, cascalho e a brita. Mas também há experiências com conchas de ostras (VAN KAICK, 2003), Cacos de telha (MONTEIRO, 2005), Pneu picado (COLLAÇO, 2001), Bambu (ZANELLA, 2008) entre outros materiais de suporte.

Tabela 3.4 Características de meios suportes utilizados para sistemas FSS.

Meio Poroso	Máximo d_{10}	Porosidade (α)	Condutividade Hidráulica [$m^3 \cdot (m^2 \cdot d)^{-1}$]	K20 (d-1)
Areia Média	1	0,42	420	1,84
Areia Grossa	2	0,39	480	1,35
Areia com cascalho	8	0,35	500	0,86

Fonte: Metcalf e Eddy, 1991

A areia é muito usada devido a que tem uma granulometria fina a qual permite uma maior superfície de aderência para os microrganismos que realizam a depuração dos poluentes presentes no afluente, assim como proporcionar um maior tempo de contato entre os microrganismos e o afluente. A utilização de brita e areia como meio suporte nos sistemas também proporcionam uma granulometria tal, que permite alta retenção de partículas sólidas por filtração e com estas, uma retenção de fósforo, devido à ligação fisicamente que existe.

3.2.3.2 Plantas Macrófitas

O termo macrófitas foi proposto pela primeira vez por Weaner e Clements, no ano de 1938, fazendo referência às plantas herbáceas que se desenvolvem em solos cobertos por água ou saturados por ela, com tais características que podem habitar desde brejos até ambientes verdadeiramente aquáticos (ESTEVES, 1998). Outra descrição do termo macrófitas é que são plantas vasculares cujos tecidos são visíveis, que podem ir desde plantas aquáticas vasculares como, por exemplo, a conhecida espécie *Typha*, até algumas algas cujos tecidos podem ser visivelmente identificados (PHILIPI e SEZERINO, 2004).

A história evolutiva das macrófitas descreve que nem sempre foram aquáticas, mas com o passar do tempo foram evoluindo até adaptar-se a ambientes aquáticos, e por isso tem a capacidade de se adaptar a diferentes tipos de ambientes. Esta característica tem destacado entre muitas outras plantas para ser estudada com maior profundidade pelo

homem para seu uso no tratamento de águas residuárias; como nos sistemas BC. É tal a importância desta planta, que serviu como eixo para classificar os BC como a apresentada por Brix, onde divide em 5 grupos ecológicos as macrófitas: emersas ou emergentes, com folhas flutuantes, submersas livres, submersas enraizadas e macrófitas flutuantes, como se pode observar na figura 3.7.

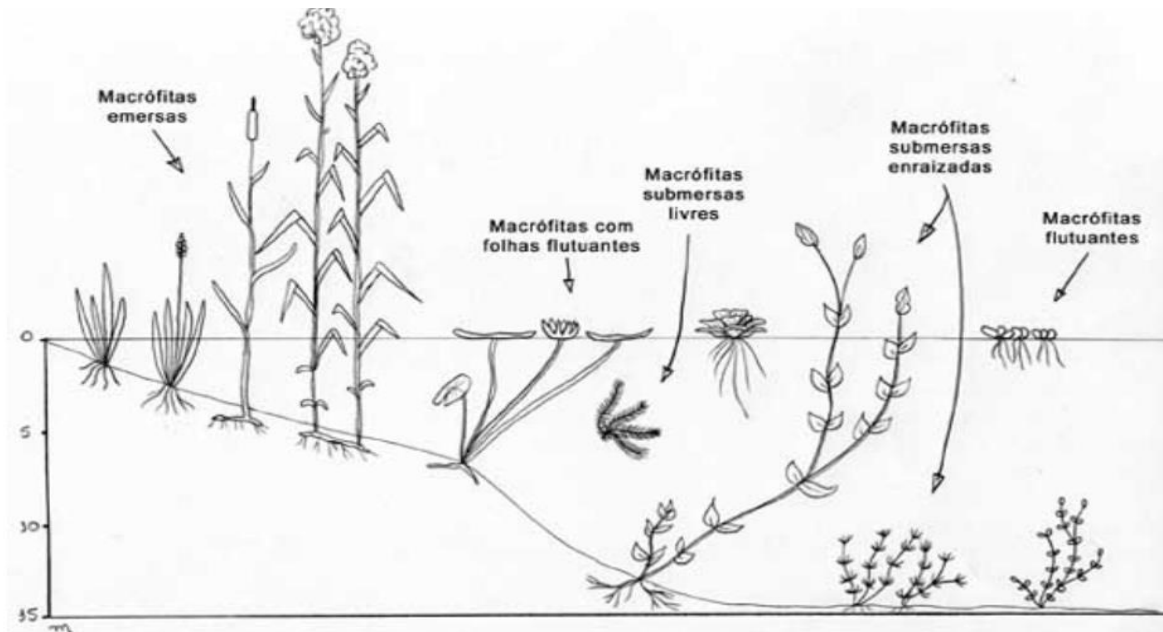


Figura 3.7 Classificação das macrófitas aquáticas. (ESTEVEZ, 1998).

A seleção de uma planta macrófita para ser utilizada nos sistemas de tratamento de BC deve ter como características: resistência a ambientes saturados de água (efluente a tratar), como a resistência a períodos de seca; ter bom desenvolvimento das folhas e raízes em substratos plantados e capacidade de assimilar e absorver contaminantes. Mas para sua escolha também se deve considerar que seja economicamente viável (plantação e manutenção) e encontrar-se facilmente na região e em quantidades requeridas.

As macrófitas aquáticas emergentes são as mais utilizadas nos sistemas BC devido a que muitas das características anteriormente descritas se encontram presentes nestas. Entre as mais comuns estão: *Typha*, *Phragmites*, *Iris*, *Cyperus*, *Phalaris* e *Schoenoplectus* (*Scirpus*).

Algumas das atribuições das macrófitas para seu bom desempenho nos BC são:

Parte aérea:

- Libera oxigênio promovendo a degradação de matéria orgânica e a nitrificação.

- Reduz o crescimento de algas através do efeito de sombra sobre a massa de água (plantas flutuantes e emergentes).
- Reduz a velocidade do vento, reduzindo a ressuspensão de partículas sólidas.
- Gera incremento da eficiência da evapotranspiração.
- Embeleza e melhora a paisagem e o ambiente natural.

Raízes e rizomas:

- Oferecem superfície disponível para a fixação de bactérias e outros microrganismos.
- Previnem a colmatção em leitos de fluxo vertical.
- Propiciam a absorção e a acumulação de nutrientes.
- Transportam o oxigênio para os microrganismos aeróbios auxiliando a degradação de matéria orgânica e a nitrificação.

As duas plantas usadas no trabalho de pesquisa foram:

1. A planta *L. Peruviana*, conhecida como grama boiadeira, é uma erva perene, de caule geniculado, stoloníferous, no todo ou em parte emergente, magro, 10-67 cm de comprimento (EMBRAPA, 2005). Foi escolhida para ser plantada nos BC FSS verticais por possuir múltiplas características potenciais nos BC como ter um crescimento e uma multiplicação rápida que é favorecida pelos nutrientes contidos nas águas (SPONCHIADO, M. e SCHWARZBOLD, 2009) e decomposição lenta (SPONCHIADO M, 2008). Tem boa capacidade de regeneração e crescimento vegetativo durante todo o ano, florescendo em primavera e verão (BOLDRINI et al., 2005 apud SPONCHIADO, 2008), tolerante à seca (AMATO et al., 2007)

Embora não muito estudada, a *L. Peruviana*, é encontrada com muita facilidade no Brasil. Segundo Sponchiado et al. (2009) pode-se atribuir à planta *L. Peruviana* uma contribuição na evapotranspiração da água em lagoas (AMATO, et al., 2007). E referente a nutrientes, SPONCHIADO M. (2008) comenta que *L. Peruviana* é uma estocadora de nitrogênio e fósforo, absorvendo os nutrientes pelas raízes e liberando parte deles para a coluna de água após a translocação através dos vasos, além da lise e liberação iônica durante a decomposição. Embora o trabalho de Leal (2009) não detectou remoção de fósforo pela planta *L. Peruviana* em BC FSS verticais, observou que a planta auxiliou na remoção de maneira indireta, ao aumentar o tempo de percolação através dos leitos devido a seu sistema radicular.

2. A *Typha*, vulgarmente conhecida por taboa, é uma planta que se pode encontrar no sul do continente americano e embora seja vista como uma planta aquática daninha tem sido muito estudada em diferentes tipos de BC. Em banhados naturais no Rio Grande do Sul é muito comum encontrá-la, o que viabiliza seu emprego em sistemas construídos. Tem bom desenvolvimento, seus caules podem alcançar 2 metros de altura e 20 mm de espessura, e suas folhas planas e longas podem alcançar 3 metros de comprimento e 1,5 cm de largura; em lâminas até 60 cm de água e em níveis baixos como os utilizados nos BC FSS. O florescimento ocorre na primavera e no verão (FLECK, 2003).

Por possuir uma estrutura com espaços abertos, pode transferir oxigênio da atmosfera desde as folhas até suas raízes e rizomas (DE BUSK et al., 1999), aerando o substrato em que se encontra plantada por onde percola o afluente a tratar, promovendo a absorção de nutrientes do mesmo e efeitos de filtragem e remoção de metais (FLECK, 2003). Varella Escosteguy et al. (2008), comprovou que a *Typha* participa na remoção de nitrogênio presente no lixiviado de aterro de RSU. Uns dos pontos negativos comparados com outras espécies é o problema de não resistir a seca, pelo que trabalhos mostram que tem sido mais usada em BC FSS horizontais, que em verticais.

3.2.3.3. Microrganismos

A existência dos microrganismos nos banhados naturais é fundamental, porque ajuda a regular todos os processos que se desenvolvem nestes ambientes. O mesmo ocorre nos BC onde estes organismos, alguns quase invisíveis, são os responsáveis por realizar grande parte da remoção de poluentes das águas tratadas nestes sistemas.

Nos BC FSS se desenvolvem na rizosfera, raízes das plantas macrófitas, substrato e partículas do material filtrante proveniente das águas poluídas, um biofilme microbiano, composto por diferentes grupos de microrganismos, tais como bactérias, protozoários e micrometazoários e outros organismos que degradam a matéria orgânica para sais inorgânicos tornando-os nutrientes disponíveis para as macrófitas (MARQUES, 1999). Segundo Olijnyk (2008) o grupo das bactérias é o mais representativo, atuando nos processos de decomposição da matéria orgânica, nitrificação e desnitrificação. (Ver figura 3.8)

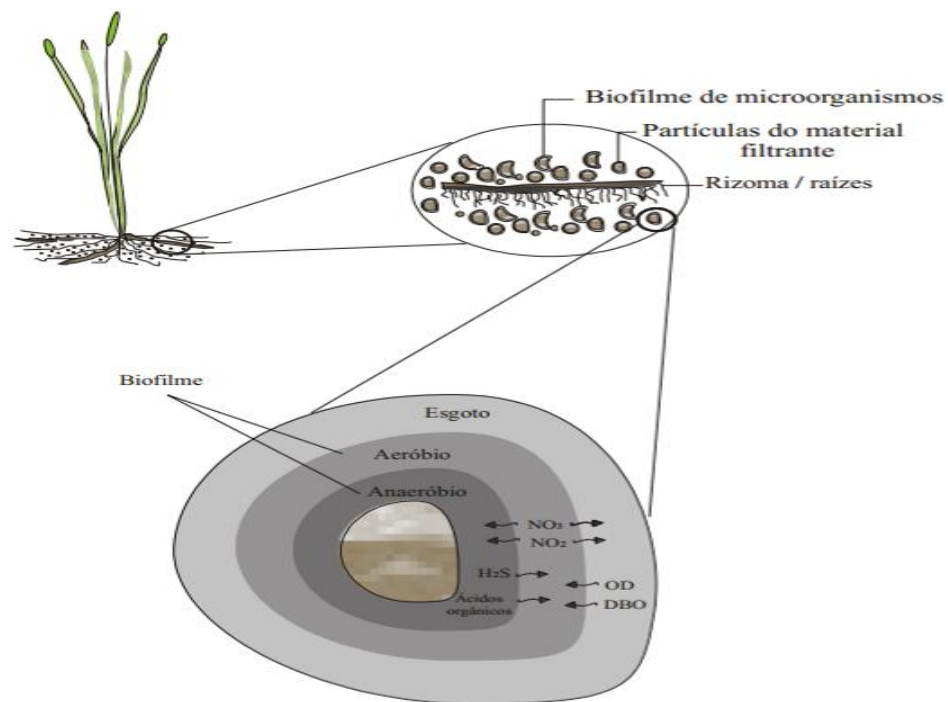


Figura 3.8 Biofilme nos BC FSS (Sezerino et al., 2004).

A mineralização da matéria orgânica é realizada principalmente pelos microorganismos em condições aeróbias, anóxicas e anaeróbias. A remoção do nitrogênio pode resultar da combinação de nitrificação-desnitrificação, anexando-se recentemente a oxidação anaeróbia de amônio (Annamox). Quanto a remoção de fósforo, os microorganismos podem desempenhar um papel importante como mineralizadores do fósforo orgânico através da mineralização biológica (mineralização do fósforo através da hidrólises enzimática por enzimas extracelulares) e mineralização bioquímica (mineralização de fósforo mineral durante a degradação da M.O.) (TRUU, 2008).

A quantidade e diversificação de microorganismos nos BC pode variar dependendo de fatores ou parâmetros como temperatura e as cargas orgânicas dispostas no sistema. Por exemplo, em elevadas cargas orgânicas e de nutrientes apresentam tipicamente uma comunidade de espécies menos diversificada, devido ao menor número de espécies capaz de tolerar estas condições. A área ao redor das raízes (rizosfera) pode aumentar a densidade de bactérias; o fornecimento de água proveniente do esgoto também pode aumentar a densidade de bactérias (KAICK, 2002). E também o tamanho do substrato ajuda no desenvolvimento de biomassa microbiana, pois reduz a influência sobre a área de adesão.

Em BC FSS vertical em batelada, segundo TRUU (2008), no caso de um tratamento local de águas residuais, registrou-se que mais de 50% da biomassa microbiana e atividade bacteriana foram concentradas nos primeiros centímetros. Encontra-se nos primeiros 10

centímetros da camada superior desses tipos de corpos de filtro biomassa fúngica, devido a serem organismos com condições aeróbias. Já as bactérias se tornaram mais importantes nos estratos mais profundos, abaixo de 20 cm onde foi encontrada até 51% da massa microbiana (TIETZ et al., 2007). Em BC FSS horizontal, similar aos BC FSS verticais existe uma estratificação da biomassa microbiana nos filtros encontrando-se que na camada superior (0 a 30 centímetros) há maior biomassa, reduzindo consideravelmente C e N, em comparação a camada inferior (30-100 centímetros).

3.2.4. Mecanismos de remoção

Nos BC apresenta-se um conjunto integral de processos físicos, químicos e biológicos gerados pelos elementos substrato, plantas e micro-organismos, que dão lugar à remoção de contaminantes dos efluentes tratados. Entre os processos mais importantes encontra-se a filtração de sólidos suspensos; nos processos químicos a adsorção e a precipitação química e nos biológicos a decomposição e assimilação microbiológica e a assimilação pelas plantas. (GALVÃO, 2009), como é exibido na tabela 3.5.

Tabela 3.5 Processos de remoção de poluentes na subsuperfície dos BC

Contaminantes	Processos	Descrição
Matéria Orgânica (DBO ou DQO)	Decantação	É removida a Matéria Orgânica Particulada e convertida em DBO solúvel.
	Filtração	
	Degradação	Matéria Orgânica Solúvel é fixada e removida por bactérias (biofilme em caules, raiz, partículas de areia, etc.)
Sólidos Suspensos	Filtração	Pela porosidade do meio de suporte
	Decomposição	Por bactérias especializadas do solo durante longos tempos de retenção
Nitrogênio	Nitrificação	Feita pelo biofilme
	Desnitrificação	
	Adsorção	Pelas plantas (apenas influência limitada)
Fósforo	Adsorção	Retenção no solo Pelas plantas (apenas influência limitada)
	Precipitação	Devido à combinação com cálcio, alumínio e ferro.
Metais Pesados	Precipitação	Pelas plantas (apenas influência limitada)
	Absorção	
Patógenos	Filtração	Pela porosidade do meio de suporte
	Adsorção	Alimentação por protozoários
	Predação	
	Decaimento Natural	Morrem devido a longos tempos de retenção
Contaminantes orgânicos	Adsorção	Pelo biofilme e partículas de argila
	Decomposição	Devido a longos tempos de retenção e as bactérias do solo especializadas.

Fonte: Hoffmann, 2011.

3.2.4.1 Remoção de nutrientes

O lançamento de efluentes com grandes quantidades de nutrientes dissolvidos como o nitrogênio e fósforo nos corpos de água pode causar a eutrofização e o conseqüente crescimento exacerbado da vida aquática, em especial de algas, causando distúrbios ecológicos. É por isso que nas últimas décadas tem sido considerada a remoção de N e P como uma medida importante para preservar os corpos receptores de efluentes de sistemas de tratamento.

Neste contexto os lixiviados de aterro sanitário podem ser classificados como efluentes com elevado potencial eutrofizante devido aos altos teores de nitrogênio amoniacal e matéria orgânica carbonácea de difícil biodegradabilidade.

3.2.4.1.1 Remoção de Nitrogênio

O nitrogênio é reconhecido como um dos macronutrientes mais importantes para os seres vivos na natureza. Este tem um ciclo biogeoquímico complexo com múltiplas transformações bióticas e abióticas, que incluem diferentes formas orgânicas e inorgânicas. As maiorias das formas importantes do nitrogênio inorgânico incluem compostos de amônio (NH_4^+), Nitrito (NO_2^-), Nitrato (NO_3^-), nitrogênio gasoso (N_2) e óxidos de nitrogênio (N_2O). Nos BC podem ser encontradas também as formas orgânicas como a ureia (CON_2H_4), aminas, aminoácidos, purinas e pirimidinas; devido à ocorrência de processos biológicos e físico-químicos, tais como a Amonificação, Nitrificação, Desnitrificação, Fixação biológica, Amonificação de Nitrato, Oxidação anaeróbica de amônia (Annamox) e Volatilização (VYMAZAL e KROPFELOVÁ, 2008), são os mais importantes, como é ilustrado na figura 3.9.

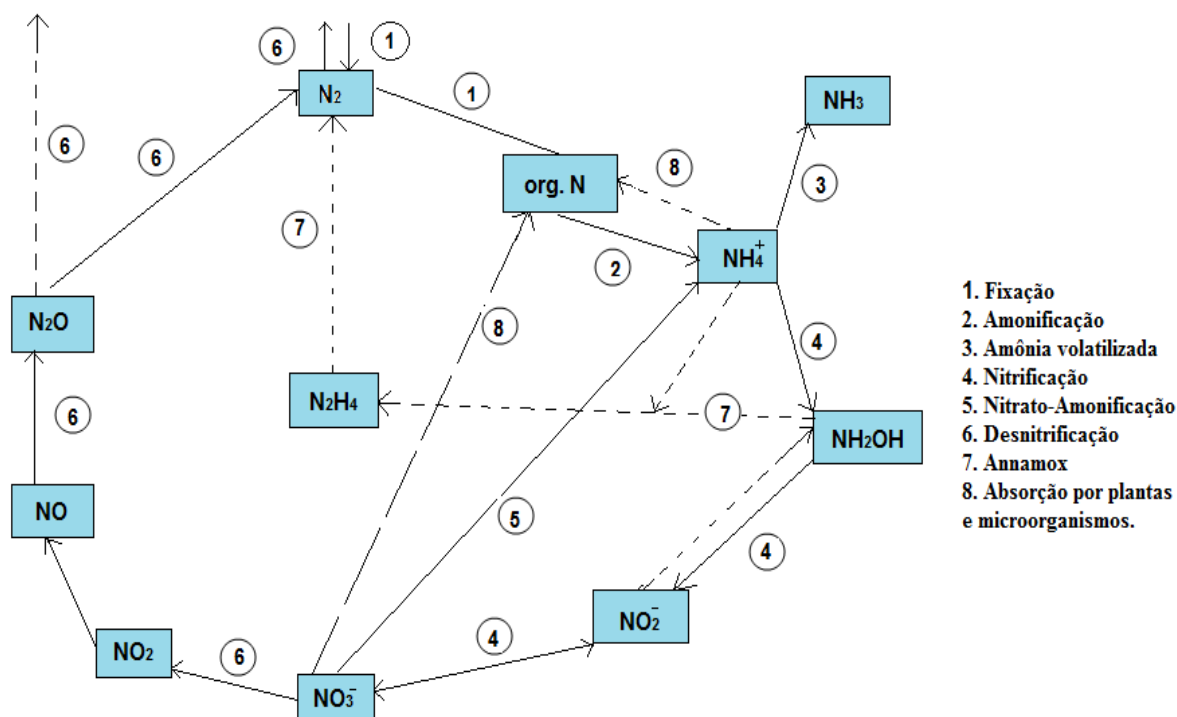


Figura 3.9 Transformações de N nos banhados. Adaptado de VYMAZAL E KROPFELOVÁ, (2008).

Amonificação

Amonificação ou mineralização orgânica do N orgânico é o processo onde o nitrogênio orgânico é convertido em amônio ($\text{N org.} \rightarrow \text{NH}_4^+$). Este processo é relativamente lento e não requer a presença de microrganismos específicos. Muitos microrganismos quimiorganotróficos podem efetuar esta transformação, em condições aeróbias ou tornando este processo ainda mais demorado em condições anaeróbias.

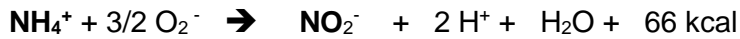
Vymazal e Kropfelová (2008), citando (Readdy Patrick, 1984) afirmam que as taxas de amonificação nos BC podem depender da temperatura ($40\text{-}60^\circ\text{C}$), pH ($6,5\text{-}8,5$), relação C/N (para fungos entre $15:1$ e $4,5:1$; e para bactérias entre $3:1$ a $5:1$), disponibilidade de micronutrientes e condições do material de suporte como a textura e estrutura, biomassa microbiana e condições de redução-oxidação do solo.

Nitrificação

O processo de nitrificação consiste na oxidação do íon amônio (NH_4^+) a nitrato (NO_3^-). Este processo é estritamente aeróbio e é realizado por bactérias quimiolitotróficas gram-negativas da família *Nitrobacteriaceae*, destacando-se os gêneros *Nitrosomonas* e *Nitrobacter*. Este processo envolve duas etapas principais: a nitrificação, que consiste na transformação do amônio a nitrito (NO_2^-), realizada, principalmente, por *Nitrosomonas*, e a

nitratação que é a conversão de nitrito a nitrato, realizada, principalmente, por *Nitrobacter* (MOREIRA & SIQUEIRA, 2006), como se resume nas seguintes equações:

a) Nitritação: (amônio a nitrito)



Microorganismos: Gênero *Nitrosomonas*

Nitrosomonas europaea, *Nitrosospira briensis*,

Nitrosolobusmultiformis, *Nitrosovibrio tenuis*.

b) Nitratação: (nitrito a nitrato)



Microorganismos: Gênero *Nitrobacter*

Nitrobacter winogradskyi, *Nitrobacter agilis*.

Parâmetros que podem afetar a nitrificação são:

- Aeração: Baixa concentração de oxigênio reduz a eficiência do processo. Aproximadamente 4,3 mg oxigênio são necessários para oxidar 1 mg de nitrogênio amoniacal a nitrato (METCAL e EDDY, 2003). Segundo Ferreira (2000) a quantidade de oxigênio requerido na nitrificação é alta comparada à quantidade necessária para oxidação da DBO.
- CO₂: A presença de CO₂ dissolvido na água na forma de ácido carbônico (H₂CO₃) é dissociado para a forma de alcalinidade a bicarbonato e consumido pelas bactérias nitrificantes (GERARDI, 2006). Na nitrificação, para oxidar 1,0 mg N-NH₄⁺, são necessários 8,64 mg HCO₃⁻ (GRADY e LIM, 1980 apud SILVA JUNIOR, 2011)
- Temperatura: Ótimo 25 a 35 °C para culturas puras e nos solos 30 a 40 °C. Para *Nitrosomonas* igual a 35° C, e de 35° a 42° C como ótima para as *Nitrobacter*.
- pH: Ótimo 7,5 a 8,6. Devido a que o ácido nitroso não dissociado ocorre em pH abaixo de 7,0, inibindo as *Nitrobacter*, enquanto que acima de 8,5 a amônia livre (acima de 10 mg.L⁻¹) causará inibição das *Nitrosomonas* (Ferreira 2000).

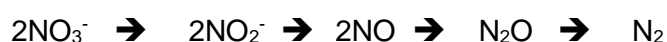
- Relação C/N: Quando se deseja oxidação da matéria carbonácea e a nitrificação, a relação C/N deve ser igual ou superior a 5, em função da DBO. E, pelo menos C/N = 3 visando só a nitrificação (METCALF e EDDY, 1991).

Além disso, a precisão na estimativa das taxas de nitrificação pode ser influenciada por processos que envolvem o desaparecimento ou consumo de NO_3^- , como: imobilização microbiana, desnitrificação, lixiviação e redução dissimilatória do NO_3^- . De acordo com Franchi (2001), quanto menor for a intensidade destes quatro processos, mais próximos da realidade serão os valores de nitrificação líquida, estimados a partir da determinação dos teores de N mineral do solo.

É comumente relatado que em BC FSS Vertical, a nitrificação é quase completa com 90% de oxidação da amônia. No entanto, a nitrificação depende fortemente do suprimento de oxigênio, o qual pode ser obtido pela difusão a partir da atmosfera e transferência a partir de raízes de macrófitas (RANI et al., 2011). Por outro lado, em BC FSS Horizontais a nitrificação é limitada a menos que seja reforçada com aeração mecânica.

Desnitrificação

A desnitrificação consiste na redução bioquímica de formas oxidadas (NO_3^-) a formas gasosas que podem ser removidas do meio, conforme a representação abaixo:



A remoção do nitrato pode ocorrer por dois modos em processos biológicos, sendo estes chamados de redução assimilativa e dissimilativa de nitrato. A redução assimilativa de nitrato envolve a redução de nitrato à amônia para uso na síntese celular. Esta ocorre quando $\text{NH}_4\text{-N}$ não está disponível e é independente da concentração de OD. Por outro lado, a redução dissimilativa de nitrato ou desnitrificação está relacionada com a cadeia transportadora de elétrons, na qual o nitrito ou nitrato é utilizado como aceptor de elétrons para a oxidação de uma variedade de compostos orgânicos e inorgânicos doadores de elétrons (METCALF e EDDY, 2003).

É um processo que ocorre em condições anaeróbias, realizado principalmente por bactérias heterotróficas facultativas de diversos gêneros. A população destas bactérias representa 0,1 a 5% da população total de bactérias do solo. Os parâmetros que influem na desnitrificação são a aeração, a umidade, pH, temperatura, teor de nitrato e de carbono (MOREIRA e SIQUEIRA, 2006).

- Aeração: Concentração de oxigênio maior de 1,0 mg O₂/L inibe o processo de desnitrificação, porque é mais favorável essa reação ao ter maior facilidade de uso de oxigênio (FERREIRA, 2000).
- Temperatura: Ótimo 10 a 30 °C e pode ser inibida se a temperatura ficara abaixo de 5 °C.
- pH: Ótimo 6,5 a 8,0 (METCALF e EDDY, 2003).
- Relação C/N: Para cada grama de NO₃⁻ removido em sistemas biológicos são necessárias 4 g de matéria orgânica em termo de DBO (TCHOBANOGLOUS et al., 2003). Em processos combinados, geralmente, adiciona-se uma fonte exógena de carbono para que, em condições anóxicas o nitrato seja convertido em nitrogênio gasoso. As fontes externas de carbono mais comuns são esgoto, glicose, metanol, etanol.

A desnitrificação nos BC FSS horizontais pode ser muito eficiente, mesmo com baixo teor de carbono para índices de nitrogênio (PLATZER, 1999). Por outro lado, em BC FSS verticais a desnitrificação é limitada.

Fixação Biológica

O N₂ pode ser convertido em amônia por organismos selecionados que contêm a enzima nitrogenase. A reação pode ser realizada em condições aeróbias ou anaeróbias por bactérias e algas verde-azuladas. (EPA, 2000) e as plantas superiores.

A fixação de nitrogênio ocorre graças à ação da enzima nitrogenase, que é inibida na presença de oxigênio (O₂). Esta enzima é responsável pela quebra das ligações triplas do átomo de nitrogênio para produção de amônio à temperatura ambiente e pressão normal, utilizando energia de processos foto e quimiossintéticos, ou através de carboidratos provenientes da fermentação ou respiração e armazenada sob a forma de ATP. (FIGUEIREDO et al., 2008). A equação que descreve sua conversão em três passos segundo Kadlec e Wallace (2008) é:

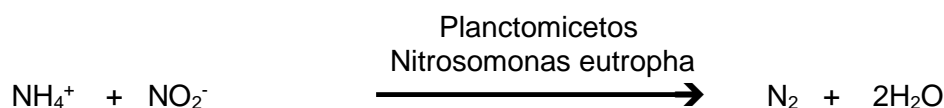


Segundo Raymond et al. (2004) cerca de 5% das bactérias procarióticas carregam os genes responsáveis pelo processo de fixação biológica do nitrogênio, sendo esses processos distribuídos nos cromossomos ou nos plasmídeos.

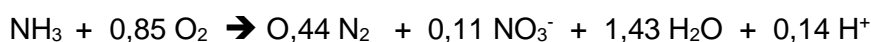
Segundo Evans e Burris (1992), podemos caracterizar três grupos de bactérias fixadoras de nitrogênio, ou diazótrofos: diazótrofos de vida livre, que fixam o nitrogênio para seu próprio uso; diazótrofos associativos, também conhecidas como endolíticas, que contribuem para o crescimento da planta sem a formação de estruturas diferenciadas, não estabelecendo uma simbiose e os diazótrofos simbióticos, que estabelecem uma interação muito estreita entre o macro e microsimbionte, e em alguns casos, são formadas estruturas diferenciadas denominadas nódulos.

Oxidação anaeróbia de amônio (Annamox)

Esta transformação de nitrogênio, conhecida como oxidação de amoníaco anaeróbio, ou annamox, leva relativamente pouco tempo para acontecer, e está integrada aos BC, criando um sistema sustentável para a remoção de nitrogênio (RANI et al., 2011). É a conversão anaeróbia de NH_4^+ e NO_2^- para N_2 (VYMAZAL E KROPFELOVÁ, 2008). Segundo Kadlec e Wallace (2008) há uma evidência sólida para eliminação anaeróbia de nitrito por amoníaco. Em um ambiente com presença de nitrato e amônia, a remoção de dinitrogênio tem sido demonstrada comercialmente com a seguinte equação:



Em adição global, incluindo a formação de nitrito e requisitos de crescimento de bactérias, seria:



De acordo com as equações o processo continua através de nitrito e tem uma necessidade de oxigênio apenas de 1,94 g por grama de $\text{NH}_4^+\text{-N}$. E em condições autotróficas, não requerem carbono orgânico.

Nos BC tem-se observado alta remoção de amônia sob condições anaeróbias e baixa disponibilidade de oxigênio atribuindo-se à nitrificação parcial (conversão de amônia em nitrito, ou nitritação) e Annamox, além de nitrificação e desnitrificação. As bactérias nitrificadoras e bactérias Annamox podem ser parceiras naturais em ambientes limitados de oxigênio. Em BC FSS, a nitritação e nitratação poderiam ocorrer na água, enquanto o

processo Annamox poderia ocorrer na camada profunda do biofilme desenvolvido no meio suporte. (RANI et al., 2011).

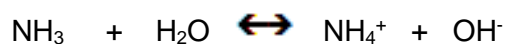
A importância desta via alternativa para amônia e oxidado para o tratamento por BC encontra-se em que a necessidade de oxigênio e carbono é reduzida, em menos da metade do oxigênio e não requerimento de carbono, em comparação a outras vias convencionais. (RANI et al, 2011).

Amonificação de Nitrato

É o processo no qual o nitrato é convertido a nitrogênio gasoso ou amônia, sendo considerado o primeiro processo na respiração anóxica que ocorre após a depleção de oxigênio. A redução do nitrato é realizada por dos grupos de bactérias nitorredutoras: bactérias desnitrificadoras que produzem NO_2 e N_2 e bactérias nitrato amonificadoras que produzem NH_4^+ .

Volatilização

É o processo físico-químico governado pelo equilíbrio entre as formas ionizada (NH_4^+) e gasosa (NH_3) (KADLEC e WALLACE, 2008). Sua forma depende do pH da solução, como é demonstrado pela seguinte equação de equilíbrio:



No caso de deslocamento do valor do pH da faixa ácida para a faixa alcalina, o equilíbrio da equação é deslocado para a esquerda, com predomínio do íon amônio para valores do pH inferiores a 7 (METCALF e EDDY, 2003)

Na faixa de pH alcalino, a volatilização da amônia pode ser afetada, segundo Savant e De Datta (1982), por parâmetros atmosféricos, de solo, da combinação água-solo e outros parâmetros, como se vê na figura 3.10.

Parâmetros atmosféricos	<ul style="list-style-type: none"> • Temperatura do ar, radiação solar, velocidade do vento, pressão parcial de NH_3
Parâmetros do solo	<ul style="list-style-type: none"> • pH do solo, alcalinidade, salinidade, conteúdo de CaCO_3, capacidade de troca de cations, predominante troca de ions, capacidade pH buffer, actividade microbiana
Parâmetros água-solo	<ul style="list-style-type: none"> • pH, alcalinidade total, concentração de amonia, capacidade de taponamento pH, temperatura, movimento e turbulência da água , profundidade, concentração de fosforo, atividade e crescimento algal
Outros Parametros	<ul style="list-style-type: none"> • A presença de nitrogênio, presença de água, cobertura vegetal.

Figura 3.10 Parâmetros que podem afetar a volatilização da amônia.

3.2.4.1.2 Remoção de Fósforo

O fósforo, assim como o nitrogênio, é um macro elemento que nos últimos anos vem sendo incluído nos padrões de lançamento de efluentes nas águas pelos governos e instituições ambientais devido à importância deste na eutrofização das águas superficiais.

Na natureza o fósforo pode ser encontrado na forma orgânica e inorgânica. Na forma orgânica está associado a compostos de degradação de fezes animais, plantas e demais seres vivos. E na forma inorgânica faz referência a ortofosfatos e os polifosfatos, sofrendo este último hidrólise em solução aquosa, convertendo-o de novo a ortofosfatos. Os ortofosfatos estão disponíveis para o metabolismo biológico sem precisar uma posterior ruptura (METCALF e EDDY, 2003). A forma na qual os ortofosfatos se apresentam na água depende do valor do pH; em pH básicos, fosfato (PO_4^{3-}), monohidrogênio de fosfato (HPO_4^{2-}), e em ácidos dihidrogênio de fosfato (H_2PO_4^-) e ácido fosfórico ($\text{H}_3\text{PO}_4^{2-}$).

Em águas residuais urbanas, segundo Braile e Cavalcanti (1993), contém altas concentrações de fósforo pela utilização de detergentes para a limpeza, já que em sua maioria são feitos a base deste. Nos lixiviados de aterro apresenta-se predominantemente na forma de ortofosfatos, sendo em meio aquoso a forma mais estável.

A remoção de fósforo nos BC pode ser alcançada por adsorção e dessorção, precipitação e dissolução, captação de plantas e microrganismos, fragmentação e lixiviação, mineralização e sedimentação (KADLEC e WALLACE, 2008).

Adsorção e Precipitação:

As reações de adsorção e precipitação ocorrem quando da presença no material filtrante de minerais como Ca, Al, Fe (ARIAS et al., 2001). A adsorção se refere ao movimento de P inorgânico solúvel da água intersticial do solo em superfícies minerais do solo, onde se acumula sem penetrar na superfície do solo (VYMAZAL, 2007). A adsorção do fósforo pode ser maior quando o solo ou sedimentos contem íons Ca, Al, Fe e Mg, sendo o mais eficiente aquele que tenha quantidades consideráveis do íon, além da faixa do pH em que se encontra (KADLEC e WALLACE, 2008).

Segundo Vymazal (1998), a taxa de adsorção do fósforo pode ser maior em função do potencial redox do substrato e pela área superficial dos grãos do material filtrante. Pelo que, segundo Kadlec e Wallace (2008), solos argilosos ou com componentes minerais podem ter maior capacidade de adsorção.

A adsorção é geralmente descrita como um processo em duas etapas: 1) trocas rápidas de fosfato entre a água intersticial do solo e partículas do solo ou superfícies minerais (adsorção) e 2) penetração lenta de fosfato em fases sólidas (absorção). Do mesmo modo, a dessorção de P também pode ocorrer em um processo de duas etapas (Dunne e Reddy, 2005 apud Vymazal, 2007).

A precipitação ocorre pela ligação do fósforo com íons de Fe e Al e sais de Ca. Alguns dos minerais mais importantes que promovem a precipitação no ambiente dos banhados são: a Apatita $\text{Ca}_5(\text{Cl F})(\text{PO}_4)_3$, Hidroxilapatita $\text{Ca}_5(\text{OH})(\text{PO}_4)_3$, Variscite $\text{Al}(\text{PO}_4) \cdot 2\text{H}_2\text{O}$, Strengite $\text{Fe}(\text{PO}_4) \cdot 2\text{H}_2\text{O}$, Vivianite $\text{Fe}_3(\text{PO}_4)_2 \cdot 8\text{H}_2\text{O}$ e Wavellite $\text{Al}_3(\text{OH})_3(\text{PO}_4)_2 \cdot 5\text{H}_2\text{O}$.

Estudos a respeito da remoção de fósforo nos BC vêm sendo realizados nos últimos tempos dando como resultado a utilização de materiais com potencial de ligação de fósforo, que podem ser usados antes do leito, chamando-se de pré-precipitação, após da passagem pelo leito, pós-precipitação e no leito, conhecido como co-precipitação. Os materiais que tem sido testados são: minerais e rochas (rocha calcária e silicato de cálcio, zeolitas, bauxita), diferentes solos (argila, areia), sedimentos marinhos (conchas), produtos industriais, como subprodutos da indústria (escoria de alto-forno, xisto de óleo queimado, escoria de aciaria elétrica, lodo de ETE, entre outros).

Mas ainda é muito usual encontrar nas pesquisas de sistemas de BC, o emprego de solos, como por exemplo, a areia fina, já que permite aumentar a capacidade de retenção de

fósforo. Entretanto, este meio de suporte tem contraindicações por reduzir a condutividade hidráulica, ocasionando sérios problemas de colmatação.

O processo de adsorção e precipitação de fósforo nos BC tem uma função limitada, pois estudos tem revelado que com o tempo baixa a efetividade destes até o ponto de perder total retenção do fósforo, o qual permite de novo sua disposição no ambiente por lixiviação do efluente.

Captação pelas plantas

As plantas têm a capacidade de armazenar nutrientes como o fósforo em seus tecidos, mas segundo Kadlec e Knight (1996), esta capacidade tem maior sucesso durante o crescimento e desenvolvimento da planta, porém ao chegar à etapa de decaimento, pode correr o risco de retornar ao meio no caso que não seja feito um adequado manejo e podas destas.

Leal (2009) encontrou em seu estudo a presença de 0,45% do fósforo total para as folhas da planta *L. Peruviana* em banhados verticais FSS, analisadas em massa seca. Lautenschlager (2001) mostrou percentagens de 0,04% a 0,41% de retenção de fósforo no caso da planta *Sagittaria sp.*, pelo que permite acreditar que a remoção de fósforo é muito reduzida.

Captação pelos microrganismos:

Microrganismos presentes nos BC como bactérias, fungos, algas, e micro invertebrados tem uma rápida adsorção de fosfatos devido sua alta taxa de crescimento e reprodução, mas tem uma baixa acumulação pelo curto tempo que é realizado. Estudos apresentaram que essa retenção promovida pelos microrganismos ocorre em uma escala de tempo menor que uma hora, sendo este mais de 90% liberado no ambiente depois das 6 horas. (RICHARDSON e MARSHALL, 1986 apud KADLEC e WALLACE, 2008).

Richardson et al. (1997) menciona que é possível uma melhor captação e armazenamento pelos microrganismos em sítios menos enriquecidos com fósforo que em locais mais eutrofizados. Vymazal (2005) reafirma esta teoria ao apontar que sistemas de tratamento terciário com baixas taxas de carga de nutrientes, a colheita pode formar uma parte substancialmente maior de nutrientes removidos.

3.2.5. Precipitação e evapotranspiração nos Banhados Construídos

O regime hidráulico nos banhados construídos é de suma importância na avaliação da capacidade depuradora, porque pode ser influenciado por fenômenos hidrológicos como evapotranspiração e precipitação, afetando a vazão do efluente. Por outro lado, a existência de colmatação pode afetar os tempos de residência da massa líquida, como também o escoamento através do leito que sofre redução de energia enquanto passa pelo meio suporte, dos detritos que se acumulam e pelas raízes das plantas, já que criam resistência (GALVÃO, 2009).

Dos principais fatores que podem afetar a vazão do efluente destaca-se o aporte de água pela precipitação e a perda de água devido à evapotranspiração.

3.2.5.1 Precipitação:

A precipitação é a queda de água no estado líquido (chuva) ou sólido (neve e granizo). Para medir-se a quantidade de precipitação por unidade de superfície, durante um certo intervalo de tempo, utiliza-se um pluviômetro. A medição exprime-se em milímetros de altura (mm) ou em litros por metro quadrado (l/m^2). A variação da precipitação na superfície do globo resulta da ação conjunta de vários fatores: altitude (pressão atmosférica), proximidade ou afastamento do oceano, correntes marítimas e relevo.

Em banhados construídos a precipitação contribui no aumento do volume de água no interior dos leitos promovendo um efeito de diluição das concentrações das substâncias presentes, e afetando o tempo de retenção do sistema (KADLEC et al., 2000). Também pode aumentar a velocidade de escoamento, provocando arraste de partículas que foram retidas no leito pelos processos de filtração, precipitação, etc. Em BC a precipitação pode provocar aumento do nível de água, alterando o fluxo de escoamento subsuperficial a escoamento superficial, assim alterando a eficiência do tratamento.

3.2.5.2 Evapotranspiração (ET):

É a combinação de dois processos separados. Na primeira, a água é perdida do solo por evaporação através de sua superfície, sendo um processo regido por leis físicas. E na segunda é pela transpiração das plantas, que é processo biológico limitando as leis físicas (REICHARDT e TIMM, 2012). Mas devido à ocorrência simultânea destes dois processos é de difícil caracterização em separado sendo chamado de evapotranspiração.

O processo de evaporação da água é a sua passagem do estado líquido para o gasoso. (REICHARDT e TIMM, 2012). Fatores que podem influenciar sua mudança são: a temperatura, radiação solar, umidade do ar, velocidade do vento e além destes, o grau de sombreamento da cultura e a quantidade água disponível na superficial de evaporação (PROSAB, 2009). Além do tipo de vegetação, a prática de cultivo e as condições ambientais podem afetar a evaporação (ALLEN et al., 1998)

A transpiração consiste na vaporização da água no estado líquido contido nos tecidos das plantas e a transferência para a atmosfera. A existência de plantas com folhas grandes pode aumentar o processo de transpiração, devido a que nelas se tem demonstrado que existem pequenas aberturas chamadas estomas que servem para a troca de gases (PROSAB, 2009).

Nos banhados naturais e banhados construídos é usado o balanço de massa de água global representada na equação (1) para o cálculo da evapotranspiração, mas por ter condições mais controladas os banhados construídos podem ser modificados como se apresenta na equação (2)

$$Q_{\text{entrada}} - Q_{\text{saída}} + Q_{\text{escoamento}} - Q_{\text{infiltração}} + (P \cdot A) - (ET \cdot A) = dv/dt \quad (1)$$

$$ET = (Q_{\text{entrada}} - Q_{\text{saída}} + (P \cdot A))/A \quad (2)$$

Sendo:

Q = Vazão (m³/d)

P = Precipitação (m/d)

A = Área (m²)

ET = Evapotranspiração (m/d)

V = volume (m³)

t = Tempo (d)

Entre os principais fatores que afetam a evapotranspiração podemos citar as condições climáticas (temperatura, radiação solar, umidade do ar, velocidade do vento), o tipo de vegetação (altura, rugosidade, capacidade de reflexão e capacidade de enraizamento), e as condições ambientais (cobertura, densidade de plantas e teor de água no solo) (PROSAB, 2009).

Segundo Galvão (2009), os pesquisadores Rozkosný et al. (2006) apresentaram correlações entre as taxas de evapotranspiração e a temperatura ambiente no estudo realizado para diferentes espécies plantadas em leitos à escala laboratorial, com áreas

superficiais entre 0,2 e 2,5 m² e profundidades entre 0,5 e 0,8 m, na República Tcheca, como mostrado na tabela 3.6.

Tabela 3.6 Taxas de evapotranspiração para diferentes espécies de macrófitas, em função da temperatura do ar.

Espécie	ET [mm.d ⁻¹]; Tar [°C]	R2
<i>Phragmites australis</i>	ET = 2,2039 T ar - 12,403	0,66
<i>Typha latifolia</i>	ET = 2,0478 T ar - 13,076	0,72

Fonte: Rozkosný et al. (2006).

No início do desenvolvimento das plantas no leito pode predominar a perda de água por evaporação, porque há maior incidência da radiação solar na superfície do solo. Mas com o tempo está pode decrescer por efeito de sombreamento da planta no solo, predominando assim a transpiração, prevalecendo quase até o final do crescimento (PROSAB, 2009). Já a evapotranspiração diária segundo Wallace e Knight (2006) pode atingir um valor máximo ao início da tarde e um mínimo durante o período noturno, pelo que em BC em regiões com elevados valores de ET pode observar-se uma redução significativa da vazão efluente.

4. MATERIAIS E MÉTODOS

4.1. ÁREA DE ESTUDO

O sistema piloto de banhados construídos híbridos foi instalado na ETE Canoas localizada no município de Canoas-RS, a cargo da empresa CORSAN. Esta ETE foi projetada para operar com vazão média de 22.464 m³/dia de esgoto sanitário, mas para 2008 operou com vazão média de 5.702 m³/dia o que permitiu utilizar sua capacidade restante para o tratamento conjunto do esgoto e efluentes externos. Efluentes externos tais como, lixiviados de aterros sanitários, lodos de fossas sépticas residenciais e industriais e os efluentes sanitários químicos de muitos locais do município e áreas periféricas. Estes efluentes externos, são transportados através de caminhões tanque de diferentes volumes que podem ir desde 6 m³ a 36m³, sendo descarregados no poço de alimentação da ETE de segunda e sexta no período diurno (7h da manhã até às 19h) e sábados de 7h até meio dia.

4.2. DESCRIÇÃO DO EXPERIMENTO

A alimentação da ETE experimental utiliza esgoto sanitário (sem contribuição dos efluentes externos), o qual é depositado em um reservatório pulmão, dotado de misturador mecânico, com volume útil de 5 m³. Esta coleta é realizada de maneira programada mediante abertura de uma válvula automática localizada no final do desarenador do sistema de tratamento da ETE Canoas, por um tempo de 3 horas no horário das 4h até as 7h da manhã todos os dias da semana, para assim garantir que ocorra a coleta apenas de esgoto sanitário bruto. Já o lixiviado utilizado neste estudo provém do aterro sanitário municipal de Canoas/RS (encerrado), sendo descarregado semanalmente em tanque pulmão com capacidade de 5 m³.

A figura 4.1 apresenta esquematicamente o fluxograma de funcionamento das unidades experimentais em escala piloto implantada na ETE Canoas, na qual estão em desenvolvimento diversos estudos de tratamento consorciado de lixiviados e esgoto sanitário.

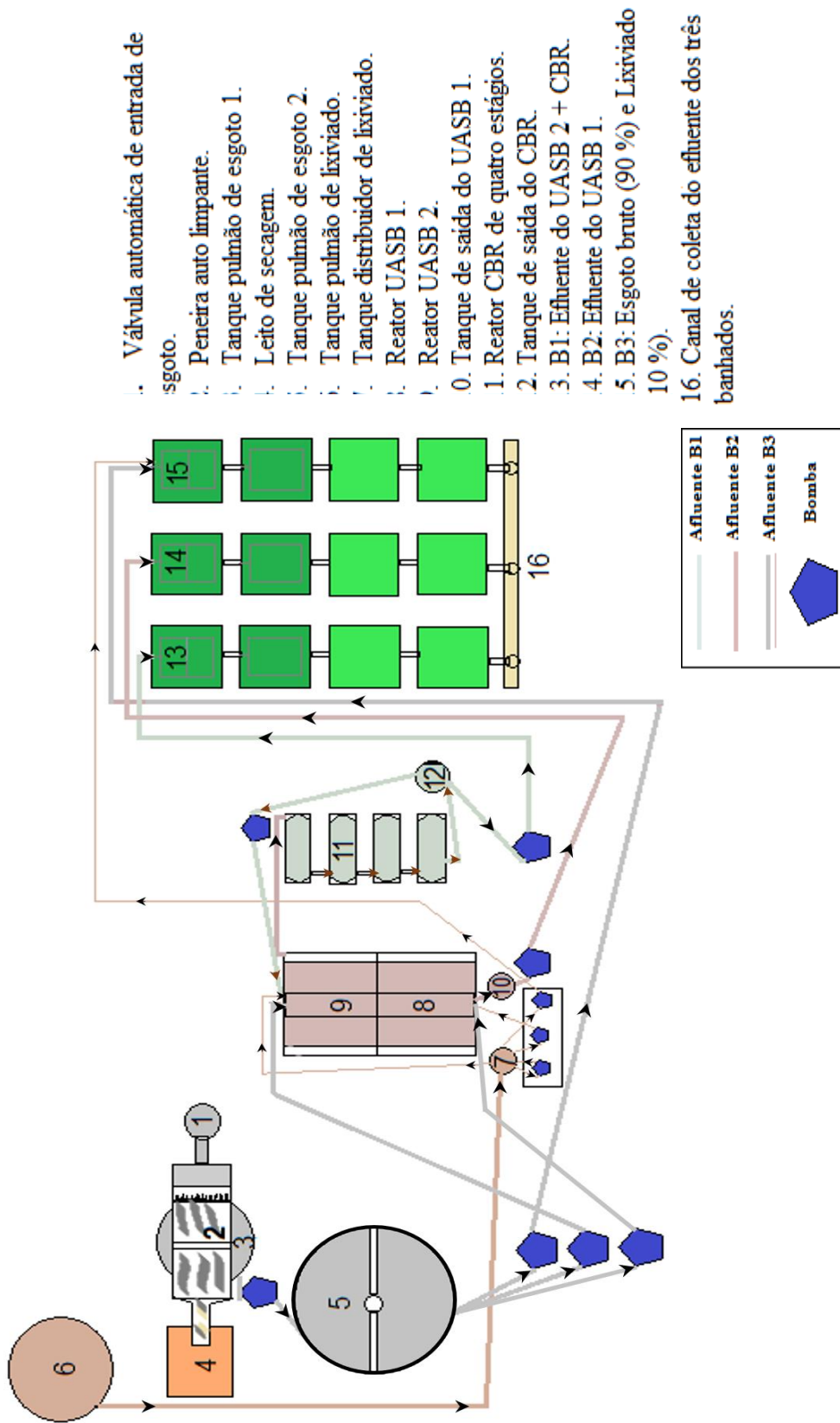


Figura 4.1 Esquema do sistema piloto implantado na ETE de Canoas.

Cada banhado do sistema de banhados, identificados por B1, B2 e B3 é de polietileno e tem dimensões: 1,17m x 0,98m x 1,00m (comprimento x largura x profundidade) com borda livre de aproximadamente 0,20m. Como pode ser observado na figura 4.2 foram implementados três sistemas híbridos operados em paralelo; cada um com 4 banhados em série, sendo dois BC FSS de fluxo descendente vertical seguido de dois BC FSS de fluxo horizontal. Esta configuração permite remoção de DBO, SS, fósforo e a ocorrência de nitrificação na primeira etapa, devido às condições aeróbias dos leitos verticais, enquanto que a segunda etapa proporciona condições anóxicas/anaeróbias para a ocorrência da desnitrificação (VYMAZAL, 2007).

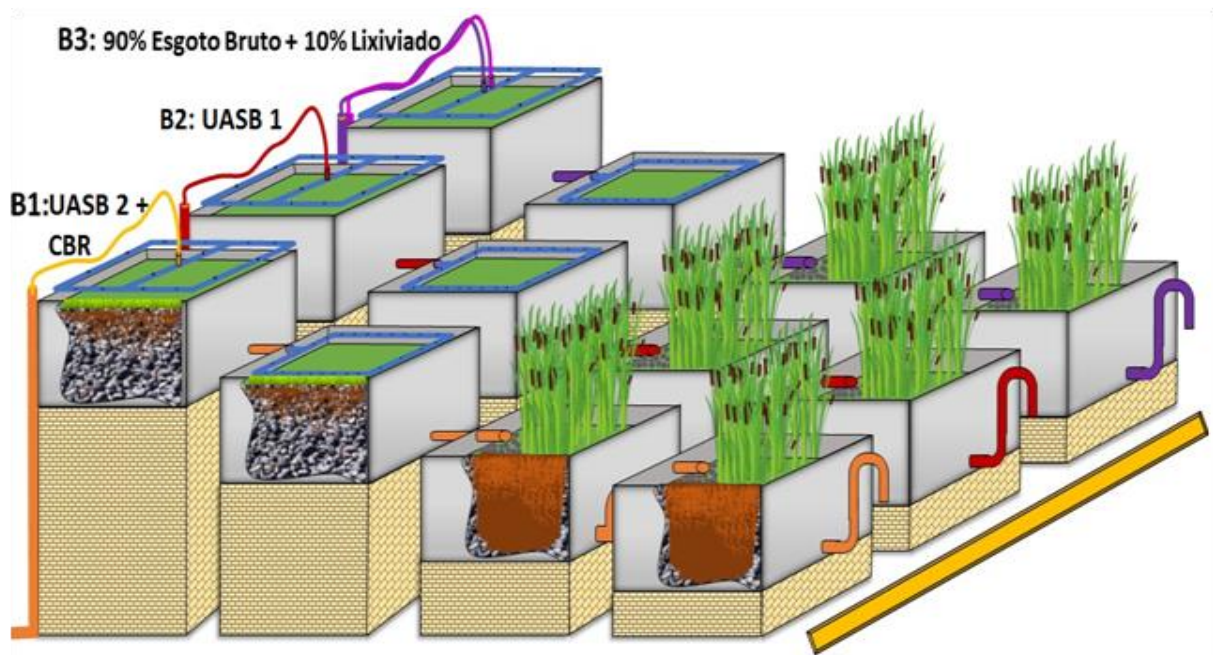


Figura 4.2 Configuração de cada sistema Híbrido: 2 BC FSS verticais seguidos por 2 BC FSS horizontais.

4.2.1 Operação do sistema

Cada sistema híbrido de BC foi alimentado com um afluente proveniente de diferentes níveis de pré-tratamento: BC Híbrido 1 (B1) com afluente proveniente de reator UASB2 mais o sistema CBR, o BC Híbrido 2 (B2) com afluente resultante do reator UASB1, e o BC Híbrido 3 (B3) da mistura de esgoto bruto (90 %) e 10 % de LAS.

A taxa de aplicação superficial para cada sistema foi de $400 \text{ L} \cdot (\text{m}^2 \cdot \text{dia})^{-1}$ com alimentação tipo “fluxo de maré”, que é conhecida como alimentação intermitentemente ou em batelada a qual tem a tarefa de originar ciclos de enchimento/esvaziamento dos leitos verticais.

A alimentação foi realizada por bombas dosadoras com operação controlada por um timer, com acionamento durante um minuto com vazão de $4,77 \text{ L} \cdot (\text{minuto})^{-1}$ e 14 minutos desligado, totalizando 96 aplicações por dia. Esta técnica de alimentação em bateladas visou proporcionar melhor distribuição do afluente sobre a superfície e garantir a aeração dos leitos verticais.

4.2.2 Material Suporte

O material utilizado no leito suporte dos BC FSS verticais foi brita 1, cuja dimensão está compreendida entre 4,8 mm e 12,5 mm, segundo a ABNT 7525. Com um coeficiente de uniformidade (CU) igual a 1,7, Tamanho Efetivo (TE) de 3,7 mm e Coeficiente de curvatura de 1,03. (Anexo A, figura 1)

Este meio filtrante foi selecionado por ter grãos de maior tamanho que a areia grossa disponível na área, sendo, portanto menos suscetível à colmatação por sólidos e por ter maior índice de vazios, importantes para a transferência de oxigênio.

Para os BC FSS horizontais foram empregadas três zonas com diferentes características de enchimento, como sugerido por Galvão (2009), as quais são:

- Zona inicial: preenchida por brita grossa de diâmetro entre 12,5 a 25 mm, com CU de 1,07 CC de 1,01 e TE de 11,7 mm. Desta maneira é possível conseguir uma elevada condutividade hidráulica para obter uma adequada distribuição do afluente e evitar a colmatação no segmento inicial do leito (Anexo A, figura 2).
- Zona intermediária: preenchida principalmente com areia média, com dimensões entre 0,05 a 5 mm, com um CU de 2,5, CC de 0,8 e TE= 0,2 mm. Esta granulometria foi escolhida por ter menor tamanho, conseguindo uma maior área superficial específica e filtração antes de sair do sistema e para manter as condições anaeróbias/anóxicas alcançando assim uma maior desnitrificação (ANEXO A, figura 3).
- Zona final: A coleta do efluente tratado é análoga à zona de entrada.

4.2.3 Plantas utilizadas

As plantas utilizadas para cada sistema de BC FSS foram: *Luziola Peruviana* nos dois banhados verticais e a *Typha sp.*, nas seguintes duas horizontais.

4.2.3.1 Plantação da *L. peruviana* e *Typha*

Para o início do tratamento conjunto de EB/LIX foi necessário como primeira medida promover a adaptação do cultivo da *L. peruviana* nos BC FSS vertical e *Typha sp.* nos BC FSS horizontal.

A *Typha* foi encontrada na região, na empresa de resíduos e gestão ambiental UTRESA, a qual foi trazida completa em sua fase adulta (sistema radicular e parte aérea) em 01 de julho de 2013. Nessa semana foi cortada a um tamanho de aproximadamente 30 cm (desde a raiz à haste), lavada e plantada. Em cada um dos banhados de BC FSS Horizontal foram plantadas 4 mudas como se ilustra na figura 4.3 (a).



Figura 4.3 Plantação da *Typha* nos BC FSS Horizontais (a) e *L. peruviana*

(b).

A planta *L. peruviana* foi coletada na área da Escola Técnica de Agricultura (ETA) de Viamão em 02 de julho de 2013. Esta foi plantada em aproximadamente 40 estolões, 4 filas de 10 em cada banhado de BC FSS Vertical, como se mostra na figura 4.4 (b).

4.3. PARÂMETROS DE AVALIAÇÃO DE DESEMPENHO E PERIODICIDADE DAS AMOSTRAS

Tabela 4.1 Número e pontos de coleta no período de nove meses.

Numero de coleta	Pontos de coleta no sistema	Frequência
1	Saída CBR (B1a)	semanal
2	Saída B1 (B1e)	semanal
3	Saída U1 (B2a)	semanal
4	Saída B2 (B2e)	semanal
5	Entrada B3 (B3a)	semanal
6	Saída B3 (B3e)	semanal
7	Lixiviado Bruto	Mensal
8	Esgoto Bruto	Mensal

As análises foram baseadas no Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater (APHA, 2003) e foram realizadas no Laboratório da ETE São João e no Laboratório de Saneamento do Instituto de Pesquisas Hidráulicas, com exceção da temperatura, oxigênio dissolvido e condutividade que foram determinadas no local do experimento. Na Tabela 4.2 podem ser observados os parâmetros e os métodos analíticos.

Tabela 4.2 Parâmetros físicos e químicos analisados e metodologia.

Parâmetro	Método Analítico
pH	4500 H ⁺ B – Método eletrométrico
Alcalinidade (mg CaCO ₃ .L ⁻¹)	2320 B – Método titulométrico
Condutividade elétrica (mS.cm ⁻¹)	Determinação com eletrodo
Temperatura (°C)	2550 B - Medição direta.
Oxigênio Dissolvido (mg.L ⁻¹)	4500 G – Método do eletrodo com membrana
Turbidez (NTU)	8237 – Método Absorptométrico
Cor (UC)	8025 – Platina-Cobalto
Sólidos Totais (mg.L ⁻¹)	2540 B – Sólidos totais (105 °C)
Sólidos Totais Fixos (mg.L ⁻¹)	2540 E – Sólidos fixos (550 °C)
Sólidos Totais Voláteis (mg.L ⁻¹)	2540 E – Sólidos voláteis (550 °C)
Sólidos Suspensos Totais (mg.L ⁻¹)	2540 D – Sólidos suspensos (105°C)
Sólidos Totais Dissolvidos (mg.L ⁻¹)	2540 C – Sólidos Totais dissolvidos (105°C)
Sólidos Suspensos Voláteis (mg.L ⁻¹)	2540 E – Sólidos suspensos voláteis (550°C)
Sólidos Suspensos Fixos (mg.L ⁻¹)	2540 E – Sólidos fixos (550 °C)
COT (mg.L ⁻¹ de O ₂)	5310 D – Método da oxidação úmida
DBO (mg.L ⁻¹ de O ₂)	5210 B – Consumo de O ₂ medido aos 5 dias
DQO (mg.L ⁻¹ de O ₂)	5220 C – Refluxo fechado / Método titulométrico.
Nitrogênio Total Kjeldahl (mg.L ⁻¹ de N)	4500-Norg C – Semi-micro Kjeldahl
NO ₃ ⁻ (mg.L ⁻¹ de N)	4110 B – Cromatografia iônica
NO ₂ ⁻ (mg.L ⁻¹ de N)	4110 B – Cromatografia iônica
N-NH ₄ ⁺ (mg.L ⁻¹ de N)	4500-NH3 B – Destilação preliminar / Método titulométrico.
PT (mg.L ⁻¹ de P)	4500 P – Método do cloreto estanoso
P-PO ₄ ⁻ (mg.L ⁻¹ de P)	4110 B – Cromatografia iônica

A adsorção de nutrientes feita pelas plantas foi avaliada duas vezes durante o período operacional da planta piloto (16 meses), uma no final do verão e a outra ao final do inverno. Em cada colheita as plantas *Typha sp.* foram cortadas a 30 cm da superfície da areia e a *L. peruviana* foi cortada a 10 cm da superfície da brita. Todas as plantas coletadas foram pesadas no local e uma porção representativa foi pesada e seca em estufa a 60°C até peso constante. Este procedimento foi feito com o objetivo de avaliar a quantidade de nutrientes como nitrogênio e fósforo presente na biomassa acima do solo.

A avaliação da evapotranspiração foi realizada por método direto. O qual mediu o controle da entrada e saída de água que tem cada sistema de banhado. Para a medição do afluente e efluente, se fez a medição da vazão uma vez na semana e para a medição da precipitação uso-se os dados proporcionados pela estação meteorológica convencional de Porto Alegre do Instituto Nacional de Meteorologia (INMET). Estes dados foram utilizados na equação 2 da referência bibliográfica.

4.4 EVENTOS NA PESQUISA

A Tabela 4.3 mostra a sequência de eventos ocorridos durante o período de monitoramento do sistema.

Tabela 4.3 Sequência de eventos

Data	Evento
03/04/2014	Primeiro corte das plantas <i>Typha sp.</i> e <i>L. peruviana</i>
08/05/2014	Inicia a coleta de amostras quando só se alimenta com esgoto
25/06/2014	Iniciada a mistura de 10 % de lixiviado e 90 % de esgoto bruto
03/09/2014	Iniciada a recirculação do CBR para o UASB 2
10/09/2014	Segundo corte das plantas <i>Typha sp.</i> e <i>L. peruviana</i>
20/11/2014	Fim do monitoramento da ETE

4.5. TESTES ESTATÍSTICOS

Os resultados obtidos no monitoramento dos banhados, correspondentes ao período deste estudo, ou seja, de 29 de abril até 20 de novembro de 2014 foram avaliados usando a média aritmética e respectivo desvio padrão. A análise de eficiência foi realizada a partir dos índices de redução dos parâmetros avaliados, de acordo com a equação (3) apresentada a seguir:

$$E_c = \frac{C_a - C_e}{C_a} \times 100 \% \quad (3)$$

A remoção de poluentes pelas plantas foi calculada de acordo com a seguinte equação:

$$M = \frac{M_a - M_e}{M_a} \times 100 \% \quad E_m = \frac{Q_a C_a - Q_e C_e}{Q_a C_a} \times 100 \% \quad (4)$$

Onde:

Ca: Concentração do afluente (mg.L^{-1})

Ce: Concentração do efluente (mg.L^{-1})

M: Massa na fase líquida (mg.dia^{-1}),

Em: Eficiência de remoção da massa na fase líquida (%)

Q: Vazão (L.dia^{-1})

A variabilidade temporal dos dados do afluente e efluente foi avaliada usando a estatística básica, como a média aritmética e o desvio padrão. A comparação dos diferentes eventos no afluente em cada sistema e respectivas eficiências de remoção (diferença entre o afluente e efluente) entre os três sistemas foi realizada pela análise de variância ANOVA e o teste de Tukey, considerando a significância de 5 % mediante emprego do *software Minitab*.

5. RESULTADOS E DISCUSSÃO

5.1 CARACTERÍSTICAS DO AFLUENTE

O afluente aos banhados construídos foi obtido pela mistura de esgoto sanitário proveniente da área urbana do município de Canoas/RS e lixiviado do Aterro Sanitário Guajuviras (encerrado), localizado no mesmo município.

As características físicas e químicas básicas do esgoto sanitário, referentes ao período abril a novembro de 2014, estão apresentadas na tabela 5.1.

Tabela 5.1 Características físicas e químicas do esgoto sanitário Bruto.

Parâmetros	Unidade	N	Média	Mínimo	Máximo	DP
Alcalinidade	mg.L ⁻¹	13	240	131	591	118
pH		13	7,49	6,8	8,75	0,5
Condutividade eléctrica	mS/cm	23	646	310	1500	244,2
Temperatura	°C	26	18,9	13,7	23,7	2,8
Turbidez	NTU	13	101	35	360	96,5
DBO ₅	mg.L ⁻¹	10	164	90	370	76,8
DQO _t	mg.L ⁻¹	12	310	98	579	151,9
DQO _s	mg.L ⁻¹	2	201	117	285	118,4
COT	mg.L ⁻¹	1	36,6	-	-	-
Cor verdadeira	UC	1	108	-	-	-
Sólidos Totais	mg.L ⁻¹	10	501	333	1164	260,6
Sólidos Totais Fixos	mg.L ⁻¹	10	314	178	699	169,3
Sólidos Totais Voláteis	mg.L ⁻¹	10	187	2	465	127,3
Sólidos Suspensos Totais	mg.L ⁻¹	9	148	8	380	127,6
Sólidos Suspensos Fixos	mg.L ⁻¹	9	72	7	224	76,9
Sólidos Suspensos Voláteis	mg.L ⁻¹	8	88	23	196	65,5
Sólidos Totais Dissolvidos	mg.L ⁻¹	9	372	187	784	167,6
N-NH ₄ ⁺	mg.L ⁻¹	9	29	11	74	21,6
NTK	mg.L ⁻¹	10	35	10	89	23,7
N-NO ₃ ⁻	mg.L ⁻¹	9	0,26	0,01	1,41	0,4
N-NO ₂	mg.L ⁻¹	9	ND	-	-	-
P _T	mg.L ⁻¹	4	2,25	1,3	4,60	1,6
P- PO ₄ ⁻	mg.L ⁻¹	9	1,25	0,14	2,54	0,7

ND: não detectável; N: Número de amostras; DP: Desvio Padrão.

O lixiviado do Aterro Sanitário Guajuviras/ Canoas/RS é tratado *in-situ* por sistema de cinco lagoas de estabilização operadas em série, sendo o efluente das lagoas transportado com caminhões tanque até a ETE Canoas. As características físicas e químicas deste lixiviado, o qual foi empregado para alimentação das unidades experimentais estão sumarizadas na tabela 5.2.

Tabela 5.2 Características físicas e químicas do lixiviado.

Parâmetros	Unidade	N	Média	Mínimo	Máximo	DP
Alcalinidade	mg.L ⁻¹	1	1994	-	-	-
pH		1	8,46	-	-	-
Condutividade elétrica	mS/cm	11	4177	1250	6000	1520,7
Temperatura	°C	11	18,5	13,2	24,6	3,2
Turbidez	NTU	6	35,7	23,6	51,6	10,3
DBO ₅	mg.L ⁻¹	1	120	-	-	-
DQOt	mg.L ⁻¹	2	1992	862	3121	-
DQOs	mg.L ⁻¹	2	633	522	744	-
Cor verdadeira	UC	1	1400	-	-	-
Cor aparente	UC	1	1640	-	-	-
COT	mg.L ⁻¹	3	224	260	189	-
Sólidos Totais	mg.L ⁻¹	2	2563	2394	2733	-
Sólidos Totais Fixos	mg.L ⁻¹	2	1866	1826	1907	-
Sólidos Totais Voláteis	mg.L ⁻¹	2	697	568	826	-
Sólidos Suspensos Totais	mg.L ⁻¹	2	53	82	34	-
Sólidos Suspensos Fixos	mg.L ⁻¹	3	15	10	20	-
Sólidos Suspensos Voláteis	mg.L ⁻¹	3	38	24	62	-
Sólidos Totais Dissolvidos	mg.L ⁻¹	2	2524	2350	2699	
N-NH ₄ ⁺	mg.L ⁻¹	1	327	-	-	-
NTK	mg.L ⁻¹	1	367	-	-	-
N-NO ₃ ⁻	mg.L ⁻¹	1	0,04	-	-	-
N-NO ₂ ²⁻	mg.L ⁻¹	1	ND	-	-	-
P _T	mg.L ⁻¹	2	3,5	3,4	3,5	-
P-PO ₄ ⁻	mg.L ⁻¹	1	0,5	-	-	-

ND: não detectável

O lixiviado usado nesta pesquisa apresentou valores médios de 120 e 1.992 mg O₂.L⁻¹ de DBO₅ e DQO respectivamente, com relação DBO/DQO de 0,06, indicando pouca

biodegradabilidade, confirmando desta forma que o lixiviado era proveniente de um aterro estabilizado. Outro indicativo, refere-se ao valor do nitrogênio amoniacal, de 327 mg.L⁻¹ no lixiviado, comparado ao esgoto bruto de 29 mg.L⁻¹, indicando que uma adequada mistura com esgoto sanitário poderia ajudar na redução da toxicidade para o ambiente e seres vivos (Torres et al., 2010) e assim atingir o lançamento deste parâmetro nos corpos de água após tratamento adequado, como é estabelecido pela Resolução CONAMA 430/2011.

5.2 EFICIÊNCIAS DE REMOÇÃO

5.2.1 Remoção de Nitrogênio

Os banhados construídos na maioria dos casos são usados como pós-tratamento ou tratamento de polimento devido que oferecem a vantagem da remoção de poluentes orgânicos de lenta degradação e de nutrientes. A conversão do nitrogênio nos banhados estudados foi analisada pelos parâmetros: NTK, nitrogênio amoniacal, nitrito e nitrato.

5.2.1.1 Nitrogênio Total Kjeldahl

Os valores temporais de NTK afluente e efluente no sistema de banhados 1 (B1) e respectivos valores de precipitação pluviométrica na região estão apresentados na figura 5.1. O afluente ao B1 apresentou elevada variabilidade, com desvio padrão de 18,43. A adição de lixiviado no sistema experimental (UASB, CBR, Banhados) teve início no dia 25 de junho com adição de 10 % de lixiviado combinado com 90 % de esgoto sanitário. A figura 5.1 indica incremento significativo na concentração de NTK no afluente ao B1 apenas a partir da metade de julho, provavelmente devido ao efeito de diluição nas unidades do pré-tratamento e o aumento na quantidade de chuva na região (área do aterro Guajuviras e B1) nesse mesmo período.

No dia 3 setembro foi implementada a recirculação do efluente dos CBR para a entrada do UASB2, em atendimento aos objetivos de outra pesquisa em desenvolvimento na planta experimental (doutorado Luiz Carlos Kluzener). Este procedimento, apesar de não fazer parte dos objetivos desta pesquisa, é aqui mencionado, pois resultou em diminuição da concentração de NTK afluente ao B1 nas semanas seguintes. Foram também observados eventos isolados de aumento significativo da concentração de NTK no B1 no dia 9 de outubro, provavelmente ao período anterior de ausência de chuvas e no dia 30 de outubro quando ocorreram problemas operacionais.

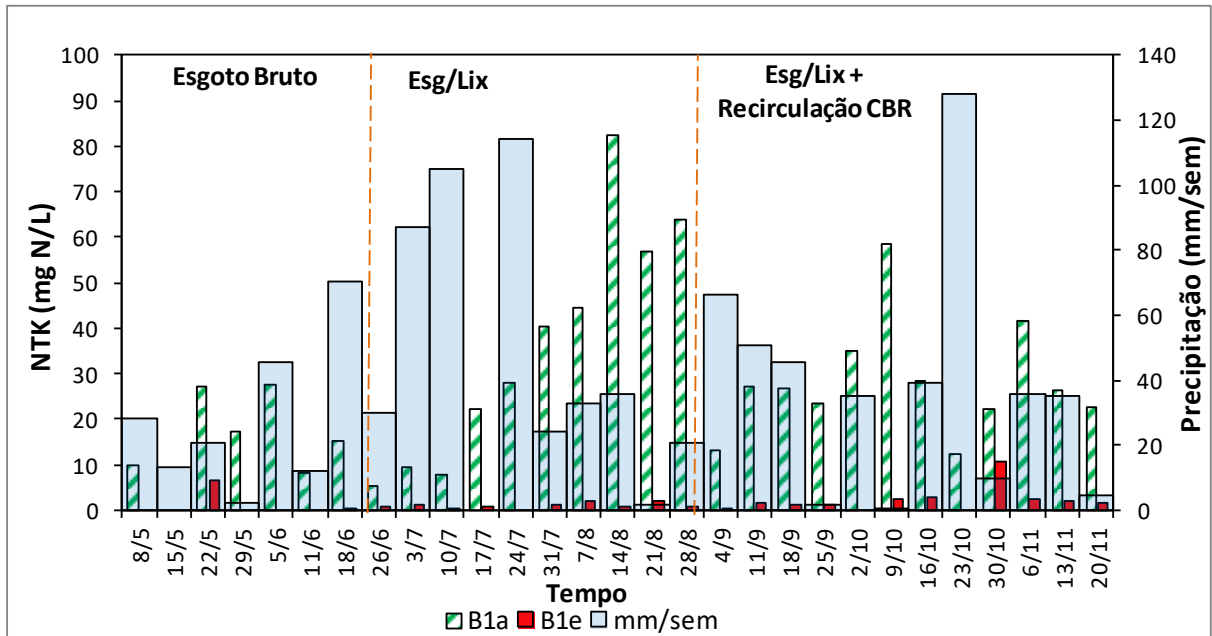


Figura 5.1 Variação temporal de NTK para B1 e a precipitação pluviométrica da região.

Os valores de NTK afluente ao sistema de banhado 1 ao longo do período experimental (maio a novembro) para as três condições operacionais identificadas na figura 5.1, foram analisados estatisticamente ($p=0,05$), com resultados apresentados na tabela 5.3.

Tabela 5.3 Valores de NTK afluente (mg.L^{-1}) no sistema B1 e respectivos valores de p .

Sem Lixiviado	Com Lixiviado	Com Lixiviado + Recirculação	Valor de p
17,6 ± 8,3	36,1 ± 26,1	28,2 ± 12,5	0,160

A tabela 5.3 não mostrou diferença significativa entres as concentrações do afluente para o sistema de banhados B1, apesar de que no gráfico temporal foi possível identificar a tendência de altas concentrações de NTK quando o sistema foi alimentado com lixiviado. Isto foi devido provavelmente à alta variabilidade dos dados de NTK analisados no período da pesquisa.

Os valores de NTK afluente e efluente no sistema de banhados 2 (B2) e valores de precipitação pluviométrica da região são apresentados na figura 5.2. O afluente apresentou maior variabilidade com desvio padrão de 21,45, comparativamente ao valor de 1,55 do efluente. A adição de 10% de lixiviado e 90% de esgoto sanitário no sistema experimental (UASB+B2) resultou em aumento na concentração do NTK afluente, uma semana após o início de sua adição.

Foi também observada influência da ocorrência das chuvas sobre os valores de NTK afluentes ao B2, sendo maiores as concentrações nas semanas com pouca ocorrência de chuva na área. Um evento isolado no dia 30 de outubro (entupimento da válvula de alimentação do sistema experimental seguido de entrada de efluente bruto da ETE Canoas) resultou em valor atípico (outlier) igual a 142,67 mg.L⁻¹ no afluente ao B2 e de 32,33 mg.L⁻¹ no efluente, o qual foi excluído da figura 5.2 para melhor visualização da variação temporal dos dados.

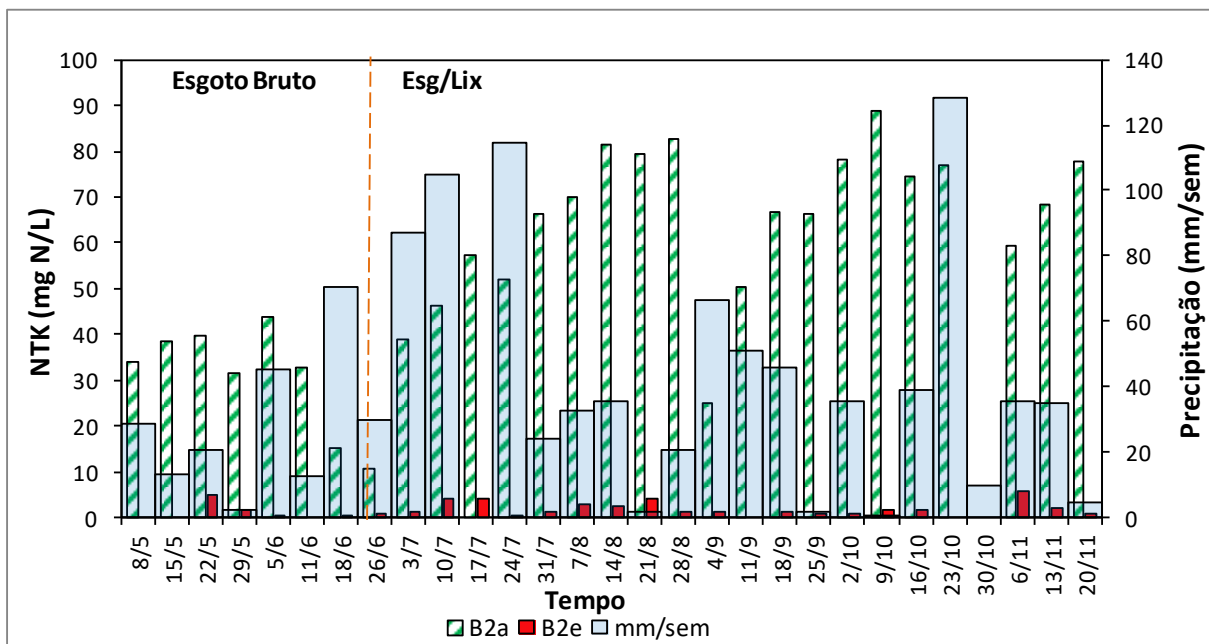


Figura 5.2 Variação temporal de NTK para B2 e a a precipitação pluviométrica da região.

A Tabela 5.4 apresenta o resultado da análise estatística ($p > 0,05$) dos valores da concentração afluente de NTK, nos dois períodos distintos de regime de alimentação ao B2, ou seja, apenas com esgoto sanitário bruto (08/05 a 18/06) e com a mistura 10:90 lixiviado e esgoto sanitário respectivamente (26/06 a 20/11).

Tabela 5.4 Valores de NTK afluente (mg.L⁻¹) no sistema B2 e respectivo valor de p .

Sem Lixiviado	Com Lixiviado	Valor de p
33,6 ± 9,3	62,7 ± 19,9	<0,001

A análise estatística dos valores da concentração de NTK afluente ao B2 apresentou diferença significativa entre as duas condições operacionais de alimentação ao B2. Neste caso, a adição de 10 por cento de lixiviado duplicou (aproximadamente) a concentração deste parâmetro, com correspondente duplicação da carga de NTK aplicada ao sistema de tratamento.

Os valores de NTK afluente e efluente no sistema de banhados 3 (B3) e valores de precipitação da região no período de maio a novembro, apresentados na figura 5.3, mostra valores de afluente e efluente muito próximos aos do sistema de banhados B2, com desvio padrão de 20,59 no afluente e 1,93 no efluente. Foi preciso excluir os dados do dia 23 de outubro com concentração de 377,65 mg.L⁻¹ no afluente e no efluente do dia 30 do mesmo mês com concentração de 90,14 mg.L⁻¹, devido a que estes valores atípicos ocorreram pelo entupimento por sólidos na entrada do esgoto localizada na caixa de areia e posterior enchimento do tanque pulmão com afluente com relação desconhecida de esgoto e lixiviado, provavelmente com elevada fração de lixiviado.

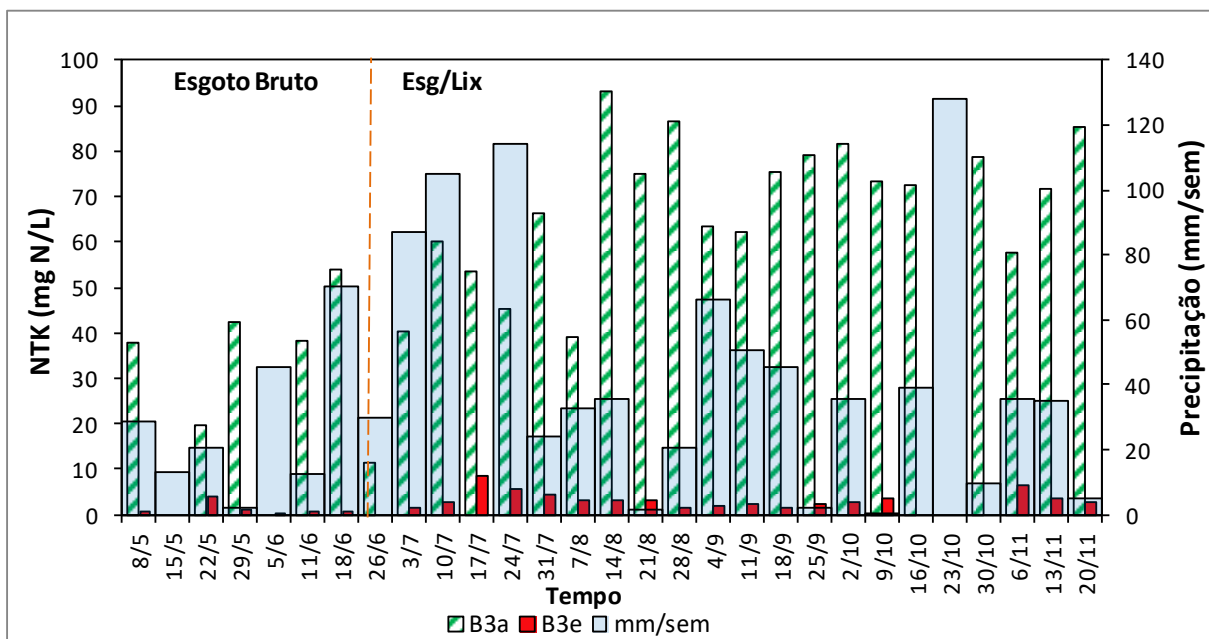


Figura 5.3 Variação temporal de NTK para B3 e a precipitação pluviométrica da região.

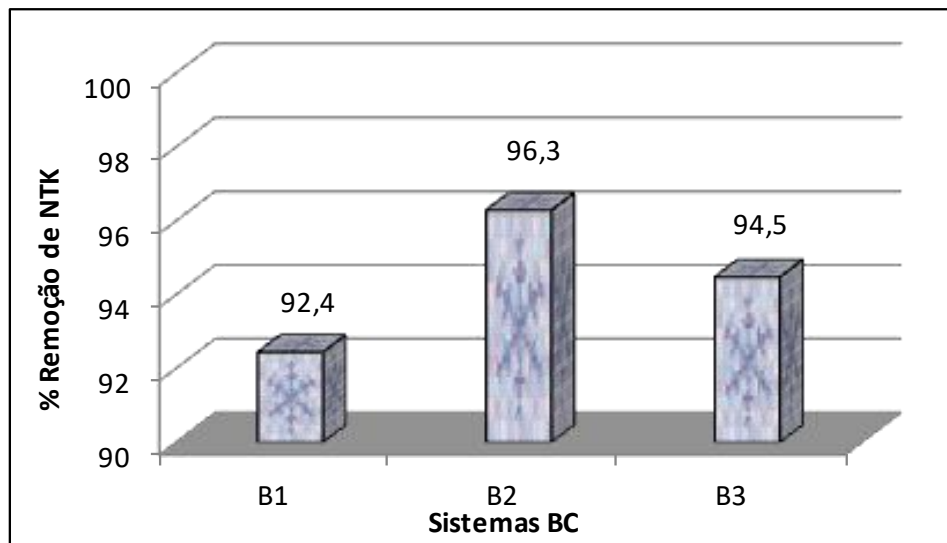
A tabela 5.5 apresenta a análise estatística dos valores de NTK afluente ao longo do tempo para a condição operacional sem lixiviado (08/05 a 18/06) e com lixiviado no sistema B3, sendo considerado nível de significância $p=0,05$.

Tabela 5.5 Valores de NTK afluente (mg.L^{-1}) no sistema B3 e respectivo valor de p .

Sem Lixiviado	Com Lixiviado	Valor de p
$38,4 \pm 12,2$	$65,3 \pm 19,3$	0,007

A análise estatística dos valores de NTK afluente ao sistema sem pré-tratamento (B3), apresenta diferença significativa para o período operacional com a adição de lixiviado ao esgoto sanitário após 25/06/2014.

O gráfico 5.4 apresenta a eficiência de remoção de NTK dos três sistemas de banhados, com respectivos valores de desvio padrão menor que 3 para B2 e B3 e de 10 para B1. A análise estatística da variação deste parâmetro, não identificou diferença significativa ($p=0,195$), indicando que a eficiência de remoção de NTK foi independente da concentração do afluente nos respectivos sistemas de BC, para a condição de mistura de 90:10 EB/LIX.

**Figura 5.4** Percentagens de remoção de NTK nos sistemas BC.

5.2.1.2. Nitrogênio Amoniacal

A tendência da concentração de nitrogênio amoniacal no tempo para o banhado B1 (figura 5.5) apresenta comportamento similar ao observado para o parâmetro de NTK para este sistema, com a diferença de que as concentrações do afluente para nitrogênio amoniacal são menores devido a que o nitrogênio NTK engloba a parcela de nitrogênio amoniacal e de

que o nitrogênio amoniacal efluente mostra concentrações mais baixas devido a remoção do mesmo pelo processo de nitrificação.

A combinação do B1 composta pelo reator UASB 2 (anaeróbio) seguido do CBR (aeróbio) e por BC FSS verticais (aeróbio) é uma configuração vantajosa para o processo de nitrificação, pois grande parte da matéria orgânica é retirada na etapa anaeróbia, e portanto, oferece maior disponibilidade de oxigênio dissolvido para que os microrganismos autótrofos tratem o nitrogênio amoniacal do lixiviado (tabela 5.2).

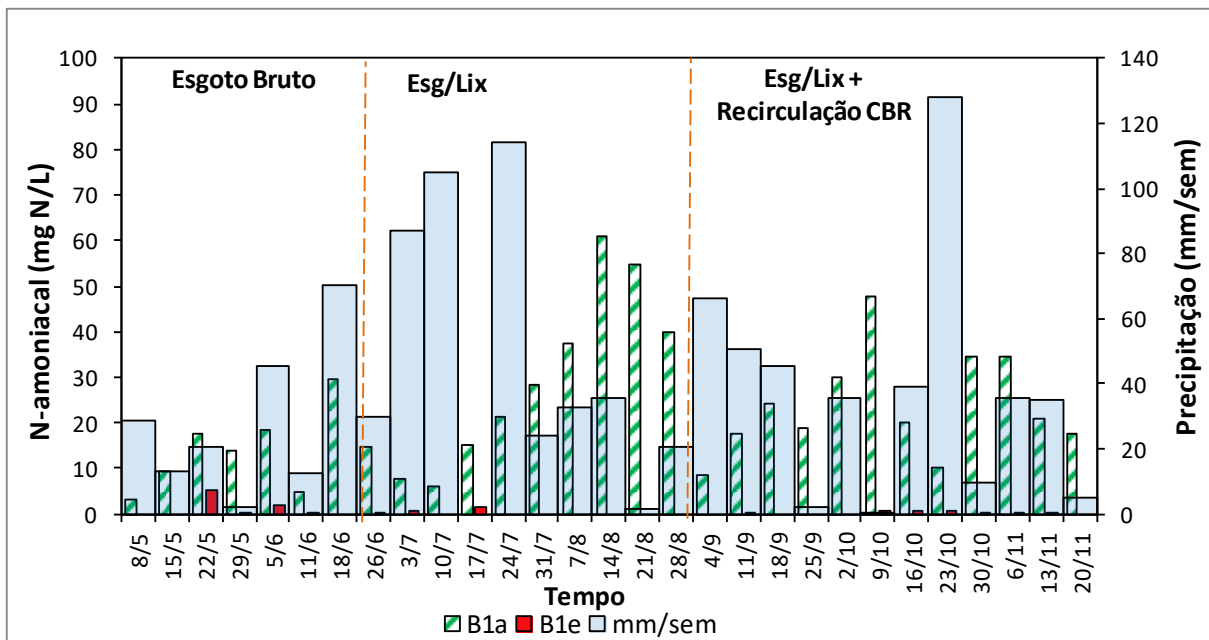


Figura 5.5 Variação temporal de N-NH_4^+ para B1 e a precipitação pluviométrica da região.

Os três eventos do afluente para o sistema B1, não apresentaram diferença significativa para um nível de 5 % de significância (tabela 5.6), possivelmente devido ao bom efeito da mistura 90:10 EB/LIX nos pré-tratamentos, como a uma alta variabilidade dos dados dos três períodos.

Tabela 5.6 Valores de N-NH_4^+ afluente (mg.L^{-1}) no sistema B1 e respectivo valor de p .

Sem Lixiviado	Com Lixiviado	Com Lixiviado + Recirculação	Valor de p
$13,9 \pm 9,0$	$28,6 \pm 19,1$	$23,7 \pm 11,1$	0,121

Os valores temporais de N-NH_4^+ afluente e efluente junto aos valores de precipitação da região para B2 estão apresentados na figura 5.7.

A concentração média do afluente ao sistema B2 ($51,94 \text{ mg.L}^{-1}$) é quase o dobro da concentração de entrada de B1 (23,04). E são muito próximas as concentrações do de N-NH_4^+ afluente e aos valores das concentrações de NTK.

A figura 5.6 mostra um incremento escalonado após da adição do lixiviado influenciado pela variabilidade das precipitações da região durante o período de pesquisa.

O entupimento da válvula de entrada para o dia 23 de outubro, resultou em um incremento da concentração no afluente ao sistema para este parâmetro, mas o incremento ainda ficou dentro da faixa registrada para outras datas, o qual foi possivelmente devido que a parcela do afluente ao sistema não tinha uma carga muito alta de nitrogênio amoniacal ou que o UASB auxiliou a estabilizar a alta carga de nitrogênio amoniacal.

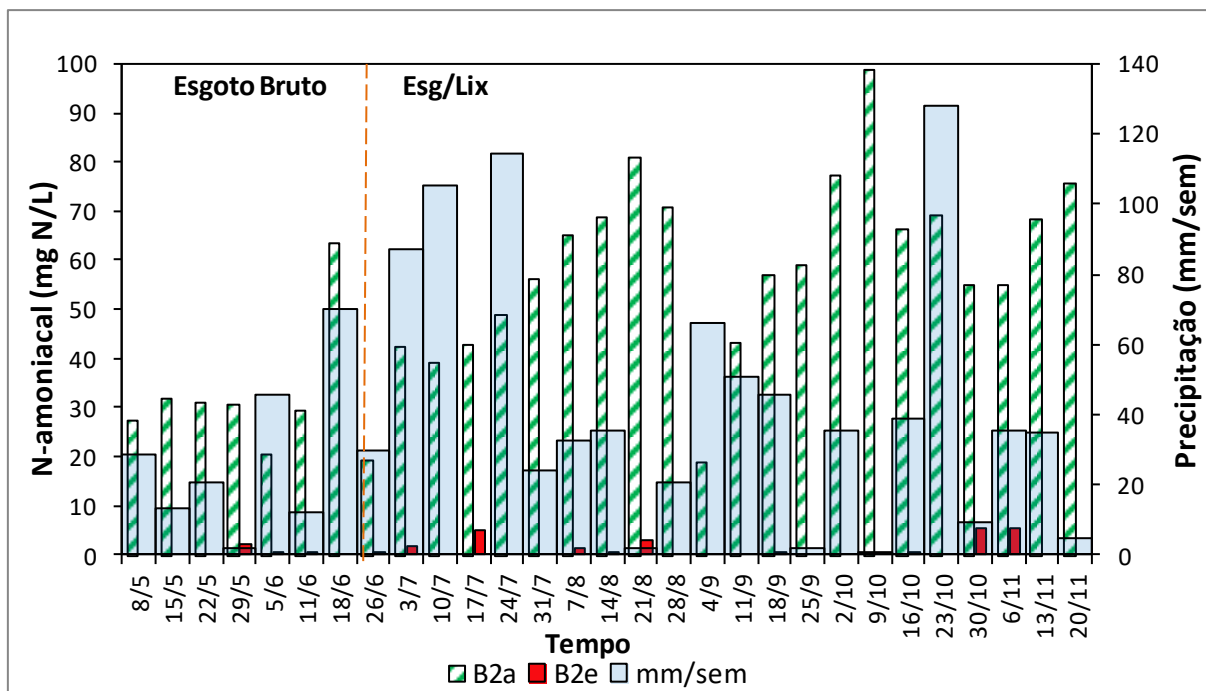


Figura 5.6 Variação temporal de N-NH_4^+ para B2 e a precipitação pluviométrica da região.

A variação das concentrações do afluente com e sem lixiviado para os valores de N-NH_4^+ do sistema B2, foi verificada estatisticamente, sendo $p=0,05$, na tabela 5.7.

Tabela 5.7 Valores de N-NH_4^+ afluente (mg.L^{-1}) no sistema B2 e respectivos valores de p .

Sem Lixiviado	Com Lixiviado	Valor de p
$33,3 \pm 13,8$	$57,9 \pm 19,1$	0,004

A análise estatística dos afluentes do sistema de banhados B2 apresentou diferença significativa entre as concentrações, sendo maior a concentração do período que foi adicionado 10 % de lixiviado.

Na figura 5.7 pode se observar que a concentração afluente de nitrogênio amoniacal do sistema B3 possui concentrações elevadas e com valores temporais muito irregulares, com desvio padrão de 20,07, sendo muito similar ao comportamento das concentrações de afluente de NTK deste mesmo sistema.

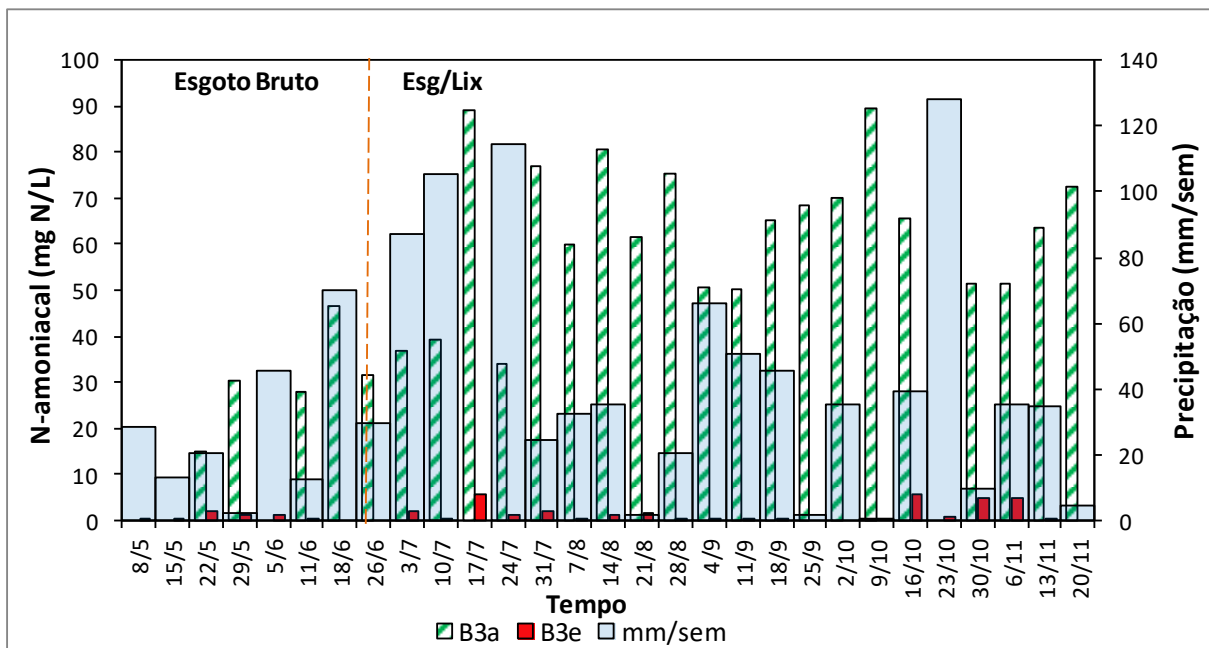


Figura 5.7 Variação temporal de N-NH_4^+ para B3 e a precipitação pluviométrica da região.

Na tabela 5.8 apresenta-se a análise estatística da variação da concentração do afluente ao sistema B3 ao longo do tempo ($p=0,05$).

Tabela 5.8 Valores de N-NH_4^+ afluente (mg.L^{-1}) no sistema B3 e valor respectivo de p .

Sem Lixiviado	Com Lixiviado	Valor de p
29,8 ± 13,0	61,1 ± 17,1	0,002

A análise estatística confirmou que há diferença significativa no afluente ao sistema B3 apenas com esgoto sanitário bruto e com mistura de 10% de lixiviado, indicando que há remoção ou transformação de nitrogênio amoniacal pelo processo de nitrificação nos banhados de fluxo vertical, mas é muito possível que este processo só tenha ocorrido na segunda banhado de fluxo vertical, devido a que houve entupimento da primeiro banhado por

uma concentração de sólidos de 163 mg.L⁻¹ proveniente do afluente, muito maior às registradas pelos sistemas B2 (71 mg.L⁻¹) e B1 (34,4 mg.L⁻¹) que recebiam prévio tratamento.

As concentrações do nitrogênio amoniacal efluente para os três banhados no período pesquisado atenderam em todo momento o padrão de lançamento para tratamento de efluentes sanitários, segundo a resolução CONAMA 430 de 2011 e a Resolução CONSEMA Nº 276/2013 do estado do Rio Grande do Sul, que admite o valor máximo de 20 mg.L⁻¹.

Tabela 5.9 Concentrações de nitrogênio amoniacal efluente e padrão de lançamento.

Resolução CONAMA 430/11 (20 mg.L⁻¹)			
Faixa	B1	B2	B3
Mínima	0,0	0,0	0,0
Média	0,3	1,3	1,6
Máxima	1,4	5,3	5,8

As percentagens de remoção ou conversão de nitrogênio amoniacal para os três sistemas de banhados no período da mistura de esgoto e lixiviado foram perto ao 100 %, como pode se observar na figura 5.8 não se achando diferença significativa ($p= 0,773$) na análise estatística feita para este parâmetro. Este comportamento pode ser explicado pela maior transferência de oxigênio nos primeiros banhados dos BC FSS vertical, proporcionada pela alimentação intermitente e o uso de brita 1 como material de suporte, o qual permite oxigenar as camadas mais profundas, conseguindo assim não somente altas percentagens de remoção de nitrogênio amoniacal, mas também a remoção de matéria orgânica medida como DBO e DQO (anexo B).

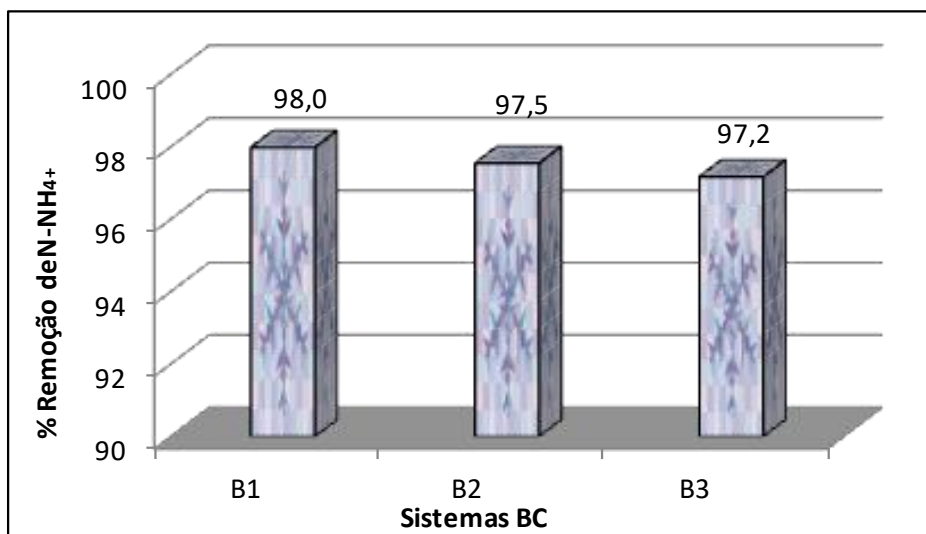


Figura 5.8 Percentagens de remoção de N-NH₄⁺ nos sistemas BC.

É comumente relatado que em BC FSS Vertical, a nitrificação é quase completa com 90% de oxidação do nitrogênio amoniacal. No entanto, a nitrificação depende fortemente do suprimento de oxigênio, aproximadamente 4,3 mg oxigênio para oxidar 1 mg de nitrogênio amoniacal a nitrato. O oxigênio necessário para os sistemas B2 e B3 foi obtido pela difusão a partir da atmosfera nos banhados e a transferência do ar atmosférico a partir das folhas das plantas macrófitas (através dos aerênquimas), para os rizomas e às raízes (COOPER et al., 1996). No entanto o sistema B1 teve auxílio da concentração média de oxigênio de 6,9 mgL⁻¹ O₂ proporcionada pelo CBR.

O pH médio e as concentrações médias de alcalinidade medidos no afluente nos três banhados (Anexo B) também foram favoráveis para a ocorrência do processo de nitrificação nos FSS verticais, de tal forma que conseguiu reduzir a toxicidade da fração não ionizada (gás amônia) mediante o deslocamento do seu equilíbrio para o íon amônio.

5.2.1.3. Nitrito e Nitrato

Esgoto bruto e efluente de lixiviado de aterro sanitário usualmente contem pouco ou nenhum nitrito e nitrato. O uso do CBR como pré-tratamento aeróbio no sistema de banhado B1 permitiu que parcelas de nitrito e nitrato estivessem presentes no afluente do sistema de banhado. Com concentrações médias de 1,12 mg.L⁻¹ de nitrito (B1nia) e 21,96 mg.L⁻¹ para nitrato (B1noa). Confirmando deste jeito, que parte do nitrogênio amoniacal contido na mistura de esgoto e lixiviado foi transformada pelo processo de nitrificação antes de iniciar o tratamento nos banhados.

O nitrato efluente (B1noe) apresentou concentração média de $44,9 \text{ mgL}^{-1}$ e desvio padrão de $17,72 \text{ mg.L}^{-1}$, quase o dobro do afluente de nitrato. Uma das possíveis causas da variabilidade no efluente foi devido à adição de 10 % de lixiviado no sistema experimental, o qual continha uma alta parcela de nitrogênio amoniacal e a quantidade de chuva nesse mesmo período. Foi possível observar que baixas quantidades de chuva contribuíram na elevação da concentração de nitrato.

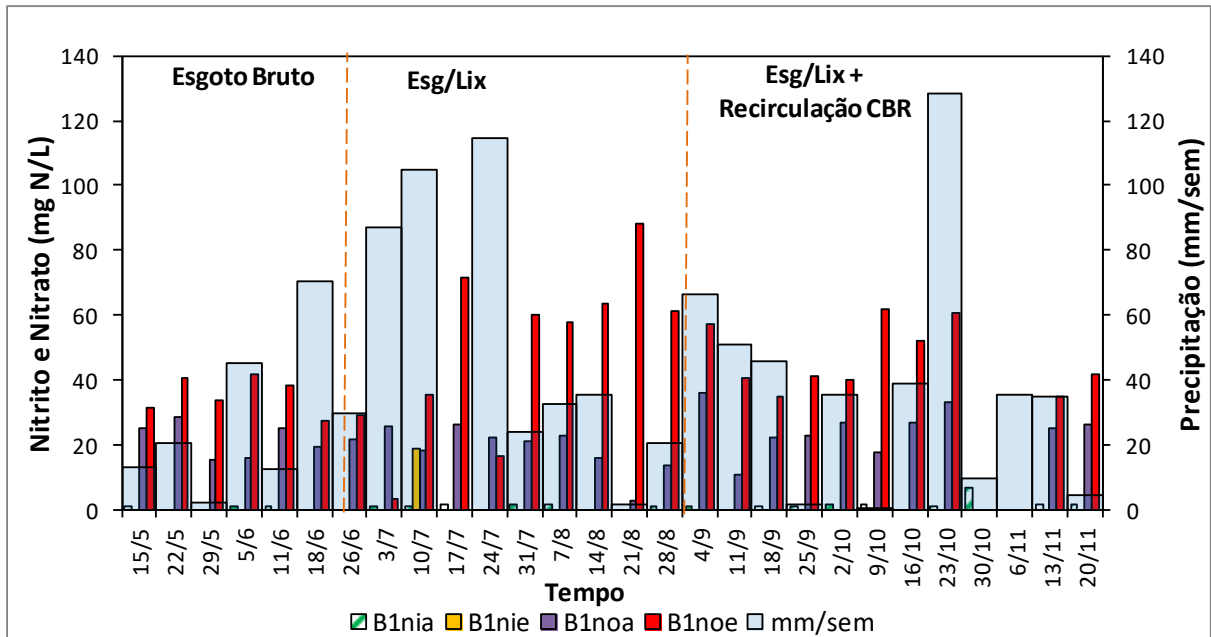


Figura 5.9 Variação temporal de N-NO_3^- para B1 e a precipitação pluviométrica da região.

A comparação estatística, quando $p > 0,05$, mostrada na tabela 5.10, referente às concentrações de nitrogênio na forma de nitrito e nitrato para os três eventos no afluente do sistema B1, indica que não há diferença significativa entre estes, sugerindo que o tratamento no tempo pesquisado com 10 % de lixiviado e 90 % de esgoto bruto e a mesma com recirculação, não conseguiu aumentar os processos de nitrificação e desnitrificação no pré-tratamento.

Tabela 5.10 Valores de N-NO_3^- afluente (mg.L^{-1}) no sistema B1 e valor respectivo de p .

Parâmetro	Sem Lixiviado	Com Lixiviado	Com Lixiviado + Recirculação	Valor de p
Nitrato	$21,7 \pm 5,4$	$19,2 \pm 6,9$	$24,9 \pm 7,2$	0,184
Nitrito	$0,7 \pm 0,3$	$0,9 \pm 0,5$	$1,1 \pm 0,4$	0,195

Uma vez adicionado 10% de lixiviado no afluente ao sistema B2 ocorreu aumento na concentração de nitrato no efluente para os meses seguintes, como se observa na figura 5.10, resultando em desvio padrão de 22,24 mg.L⁻¹ e concentração de 53,30 mg.L⁻¹. Tal variabilidade pode ser devido aos períodos de chuva e ao problema operacional da semana do dia 23 de outubro.

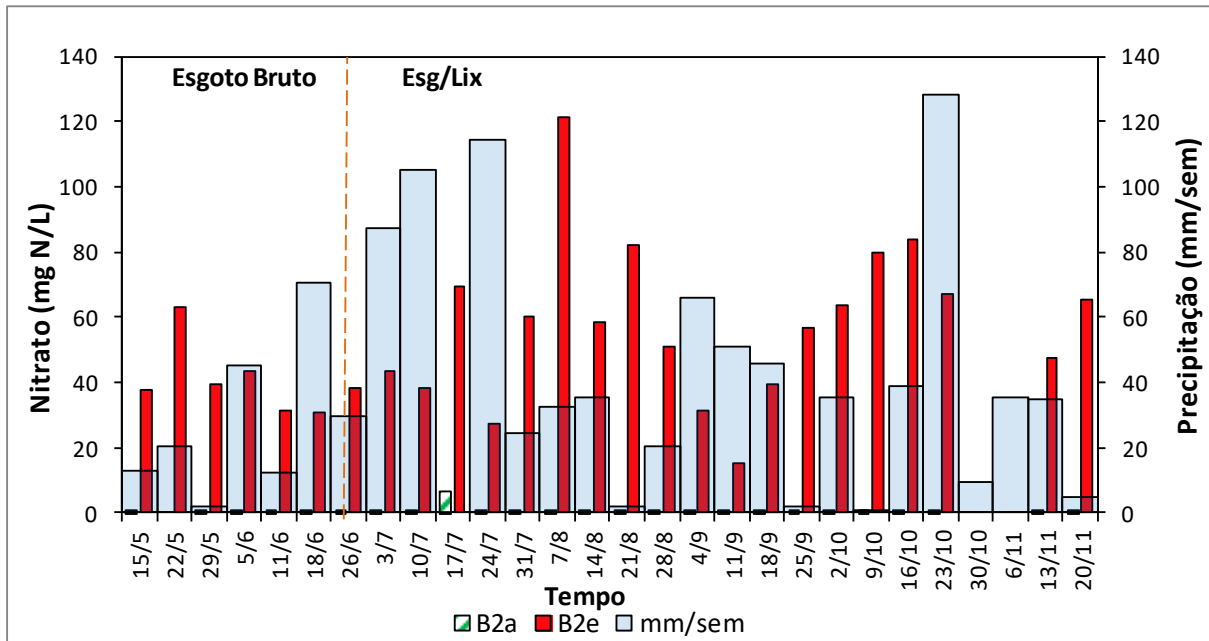


Figura 5.10 Variação temporal de N-NO₃⁻ para B2 e a precipitação pluviométrica da região.

As concentrações do afluente no sistema B1, apresentados na tabela 5.11, demonstraram baixas concentrações de nitrato ao longo do tempo para os eventos sem e com lixiviado, sem diferença significativa entre ambos.

Tabela 5.11 Valores de N-NO₃⁻ afluente (mg.L⁻¹) no sistema B2 e valor respectivo de *p*.

Sem Lixiviado	Com Lixiviado	Valor de <i>p</i>
0,04 ± 0,02	0,5 ± 1,4	0,455

Os valores de N-NO₃⁻ observados no efluente do sistema B3 (figura 5.11) no período estudado, foi similar ao apresentado pelo sistema B2, com concentração média de 46,4 mg.L⁻¹ e 18,77 de desvio padrão.

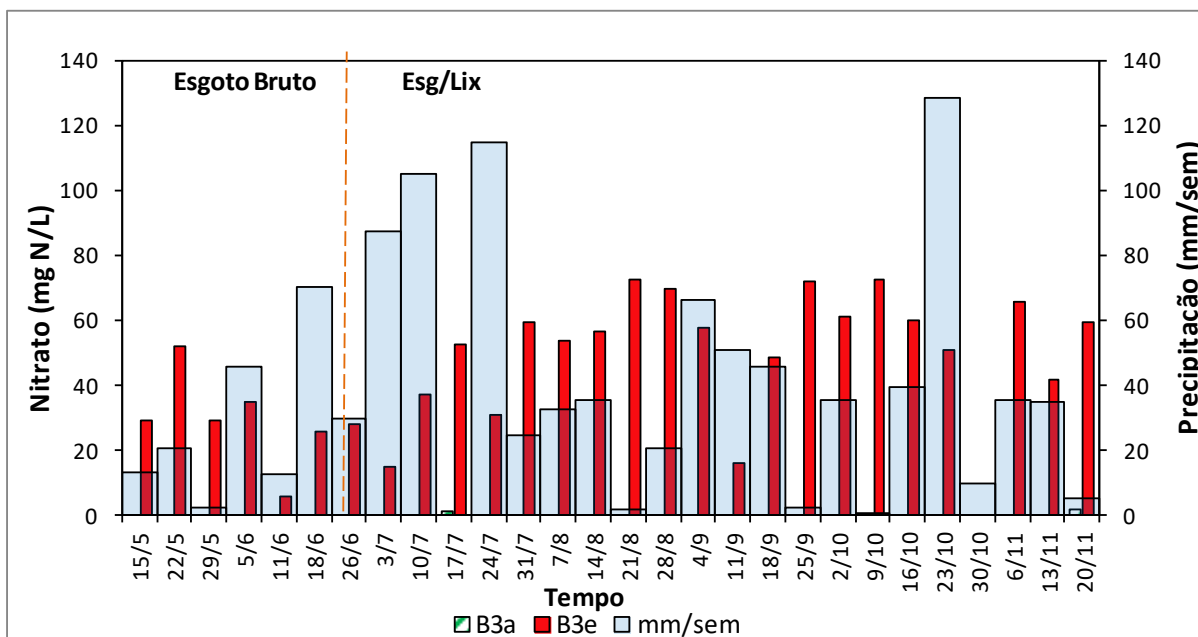


Figura 5.11 Variação temporal de N-NO_3^- para B3 e a precipitação pluviométrica da região.

A análise estatística apresentada na tabela 5.12 não identificou diferença significativa para o parâmetro nitrato para o caso de alimentação com esgoto bruto e mistura de 10% de lixiviado no sistema B3.

Tabela 5.12 Valores de N-NO_3^- afluyente (mg.L^{-1}) no sistema B3 e valor respectivo de p .

Sem Lixiviado	Com Lixiviado	Valor de p
$0,1 \pm 0,1$	$0,3 \pm 0,3$	0,192

Observa-se na figura 5.12 que as percentagens de remoção de nitrato foram negativas para os três sistemas de banhados, indicando com isto que quase todo o nitrato presente no efluente foi proveniente do processo de nitrificação. Salienta-se que a concentração média de nitrato no afluyente dos sistemas foi próximo a zero, com exceção do B1, o qual apresentou concentração média mensal de nitrato próxima a 20 mg.L^{-1} devido ao pré-tratamento aeróbio pelo CBR.

Os banhados de FSS horizontais no experimento foram empregados com o objetivo de promoverem o processo de desnitrificação. Fatores como concentração de nitrogênio amoniacal, pH e temperatura (Anexo B), estiveram em faixas favoráveis para a ocorrência, entretanto a desnitrificação não foi observada. A justificativa principal da sua não ocorrência foi atribuída à baixa disponibilidade de carbono orgânico facilmente biodegradável, medida

pelo parâmetro DBO, afluente aos banhados de fluxo horizontal. A matéria orgânica facilmente biodegradável foi possivelmente removida pelos BC FSS verticais (SOROKO, 2007), bem como pelos pré-tratamentos empregados. Deve também ser considerada a possível influência da transferência de oxigênio pelas plantas *Typha* através de seus aerênquimas, da superfície para a região das raízes.

A ausência do processo de desnitrificação foi confirmada pelas baixas concentrações de alcalinidade registrada no efluente dos sistemas (Anexo B), pois a desnitrificação convencional segundo Metcalf e Eddy (2003), produz estequiometricamente 3,57 g de alcalinidade como CaCO_3 para cada grama de nitrato reduzido, o que equivale a aproximadamente a metade da alcalinidade consumida na nitrificação (7,14 $\text{gCaCO}_3/\text{gN-NO}_3$ produzido).

Os resultados da análise estatística para remoção de nitrato no período de mistura de lixiviado e esgoto, mostraram que tem significância ($p < 0,001$) nos três sistemas de BC, sendo maior para B1, comparativamente aos valores obtidos nos sistemas B2 e B3, como mostrado na figura 5.12. Demonstrando com isto, que nenhum dos sistemas de banhados teve ocorrência de desnitrificação, pois a diferença observada no B1, em relação ao B2 e B3, foi devido à alta concentração de nitrato no afluente alcançada pelo uso do sistema aeróbio (CBR).

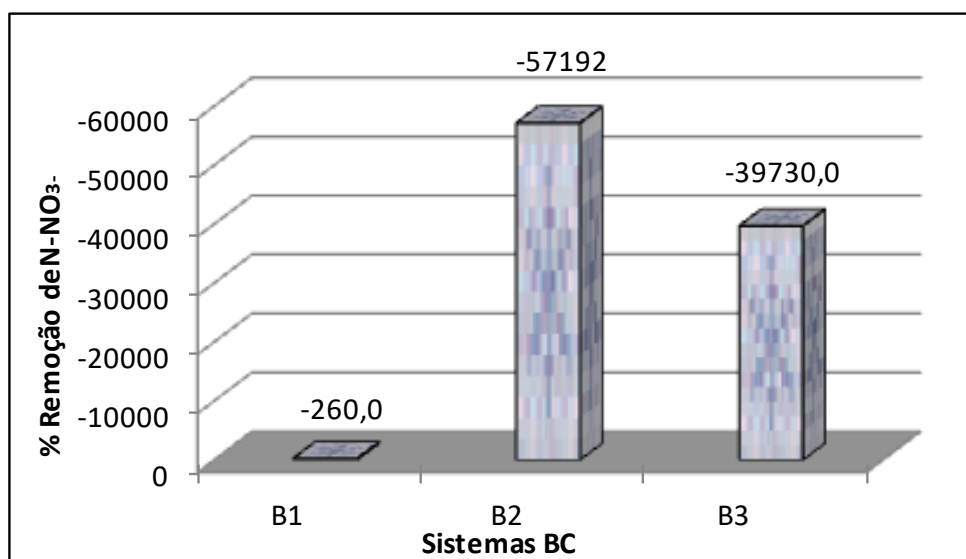


Figura 5.12 Percentagens de remoção de N-NO_3^- nos sistemas BC.

5.2.1.4 Balanço de Nitrogênio

A figura 5.13, apresenta os balanços de Nitrogênio Total (NT) para as entradas e saídas nos três banhados, medidos pelas concentrações médias de Nitrogênio Total

($\text{NTK} + \text{NO}_2^- + \text{NO}_3^-$), N-NH_4^+ , N-NO_2^- e N-NO_3^- . Nela se observa que a remoção de NT é baixa, pois o NTK afluente aos banhados é convertida a NO_3^- pelo processo de nitrificação.

A maior eficiência de remoção de NT foi obtida no B3 com 18,21 %, seguido pelo B1 com 12,68 % e por último o B2 com 7,05 %. Neste caso, é possível admitir que a remoção de NT não é influenciada diretamente pelos pré-tratamento do afluente dos banhados.

Observa-se também na figura, como as entradas das diferentes parcelas de nitrogênio do afluente do B2 proveniente do UASB, são muito próximas ao afluente do B3 (sem pré-tratamento), devido a que o UASB possui pouca remoção do nitrogênio, embora tenha boa remoção de matéria orgânica, pelo que uma configuração de UASB e banhados construídos podem melhorar o tratamento do efluente.

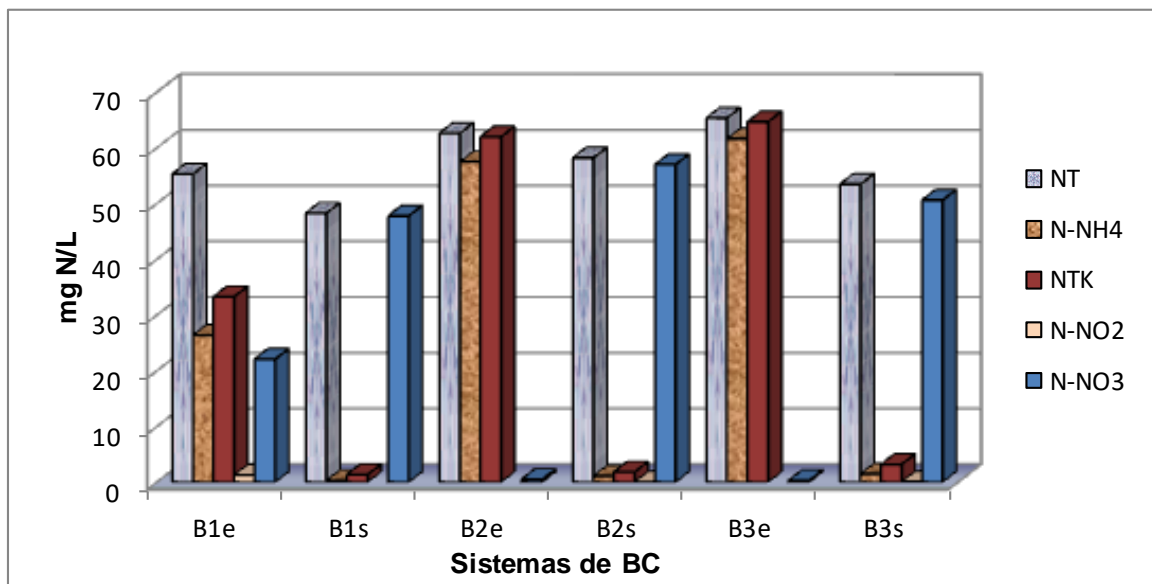


Figura 5.13 Balanço das concentrações médias de nitrogênio nos BC na entrada e saída.

Também se mostra como os valores médios de NT no afluente são equivalentes aos valores médios de NTK devido à presença reduzida de nitrogênio em sua forma de nitrato, com exceção do B1, o qual indica que o NTK está composto principalmente pela forma amoniacal. Inferindo por tal, que o processo de amonificação é pouco provável de acontecer nos três banhados. Outra razão que também demonstra a não ocorrência deste processo é o acréscimo do parâmetro NTK no efluente dos três banhados.

O processo mais significativo nos banhados foi o de nitrificação completa, ou seja, a elevada conversão de nitrogênio amoniacal a nitrato, com presença mínima da forma intermediária de nitrito. Segundo Vymazal (2013) a configuração usada na pesquisa de BC

FSS vertical seguido de unidades de fluxo horizontal é um dos sistemas híbridos mais eficientes na conversão do nitrogênio amoniacal.

Esta mesma configuração pode também promover remoção satisfatória de nitrato para N_2 , mas a concentração de orgânicos na segunda etapa (banhados horizontais) provavelmente não foi suficiente para a desnitrificação (VYMAZAL, 2013). A maior remoção de nitrato alcançada no B3 tenha sido pelo fato que o afluente neste banhado continha maior concentração de matéria orgânica biodegradável, melhorando assim a relação C/N.

5.2.2 Remoção de Fósforo

5.2.2.1 Fósforo Total

A análise de fósforo total teve início somente após a adição do lixiviado por problemas laboratoriais, o que impediu a avaliação comparativa de desempenho dos banhados alimentados apenas com esgoto sanitário.

Na figura 5.14 estão apresentados os valores semanais do fósforo total afluente e efluente no sistema B1, obtidos no período julho a agosto (adição de lixiviado) e o período setembro a novembro no qual foi realizada a recirculação do efluente dos CBR para a entrada do UASB2.

O valor da concentração média do afluente no sistema B1 foi $2,1 \text{ mg.L}^{-1}$ ($DP \pm 0,596$) no período julho a agosto e de $2,2 \text{ mg.L}^{-1}$ ($DP \pm 0,584$) no período setembro a novembro. Esta semelhança foi confirmada pela análise estatística com nível de significância de 5 %, resultando em valor de $p=0,649$, desta forma confirmando que o uso da recirculação do efluente CBR para UASB não influenciou na remoção do fósforo total.

No gráfico 5.14 se pode observar que as concentrações de entrada sempre foram maiores que as de saída, pelo que se pode dizer que ocorreu remoção de fósforo total neste sistema de banhados. Apenas no dia 23 de outubro a remoção foi reduzida devido aos problemas operacionais já mencionados. Também mostra elevada variabilidade da concentração afluente de fósforo total (valores citados no parágrafo anterior), comparada ao valor do efluente ($DP= 0,18$), o que demonstra a capacidade de amortecimento de variações de concentração no sistema de banhados construídos.

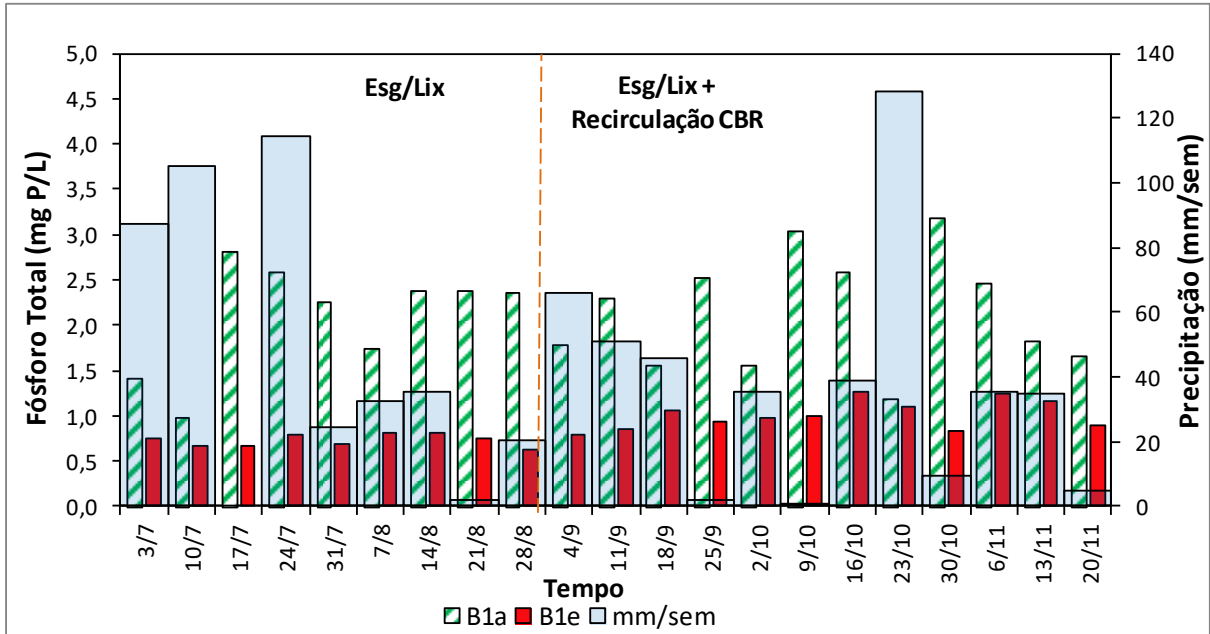


Figura 5.14 Variação temporal de PT para B1 e a precipitação pluviométrica da região.

Os resultados de fósforo total observados no sistema B2 (figura 5.15), resultaram em valores similares aos medidos no sistema B1, com concentração média de $2,08 \text{ mgL}^{-1}$ ($DP=0,34$) e $0,74 \text{ mgL}^{-1}$ ($DP=0,11$) no afluente e efluente, respectivamente, porém com menor variação ao longo do tempo de monitoramento (julho a novembro).

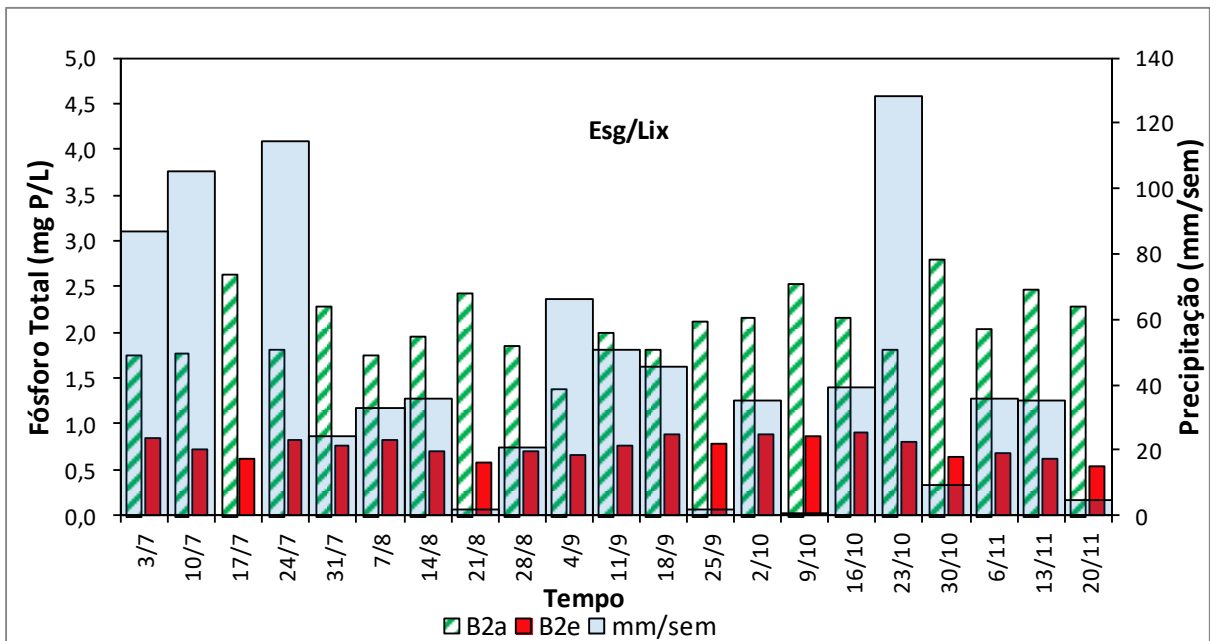


Figura 5.15 Variação temporal de PT para B2 e a precipitação pluviométrica da região.

Os valores da concentração de fósforo total afluente ao sistema B3 (figura 5.16) apresentaram comportamento similar aos observados nos sistemas B1 e B2, devido à

reduzida influência dos pré-tratamentos adotados neste caso. Nos dias 17 de julho e 23 de outubro foram observados os valores máximos do período de monitoramento devido a ausência de chuva nos dias anteriores a coleta e por problema operacional já citado anteriormente. A concentração média de fósforo total no efluente do B3 atingiu $1,18 \text{ mgL}^{-1}$, o qual foi superior aos medidos nos sistemas B1 e B2, entretanto, não foi possível relacionar ao fato da inexistência de pré-tratamento neste caso.

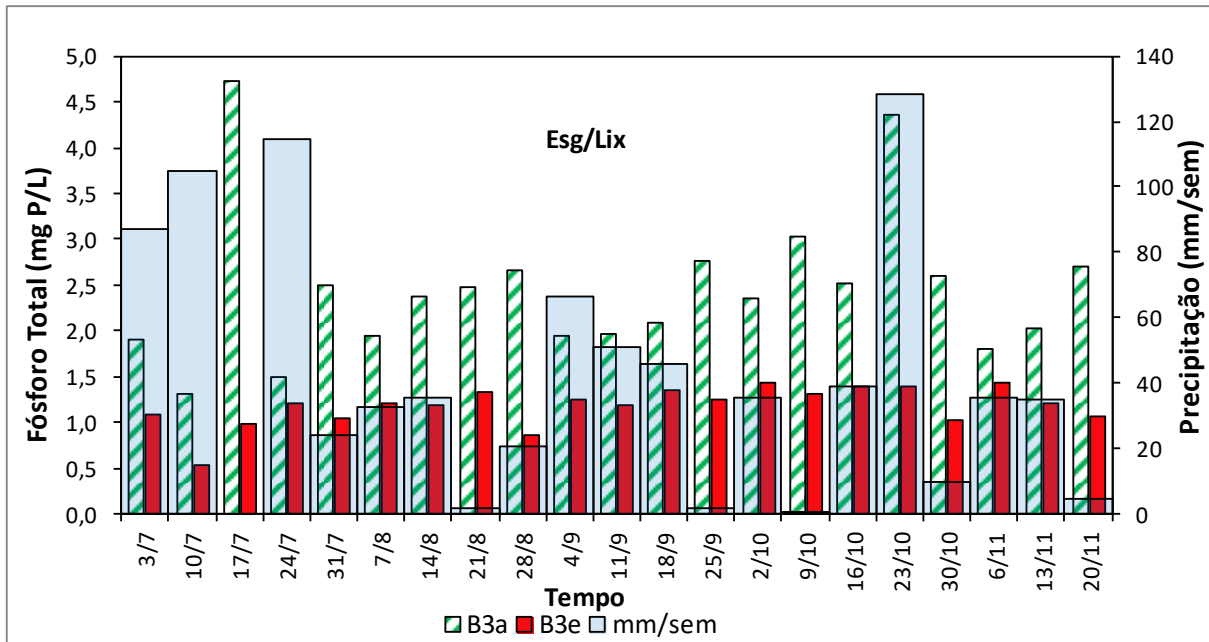


Figura 5.16 Variação temporal de PT para B3 e a precipitação pluviométrica da região.

A remoção média de fósforo total nos banhados para afluentes com 10 % de lixiviado e 90 % de esgoto sanitário são apresentados na figura 5.17. As percentagens de remoção de fósforo total observadas nesta pesquisa foram satisfatórias, dentro da faixa de 26,7 % a 65,0 %, os quais são valores similares aos reportados por Vymazal (2002) baseados em pesquisas desenvolvidas ao longo de 10 anos de experiência na República Tcheca para diferentes banhados, tratando esgoto bruto. Segundo o mesmo autor, uma faixa de remoção de PT de 40 % e 60 % pode ser considerada adequada para sistemas de banhados tratando esgoto sanitário.

Segundo o mesmo autor, a eficiência de remoção pode atingir valores superiores a 90 % em banhados de fluxo subsuperficial quando o material usado contenha presença de minerais como Ca, Al, Fe. Um exemplo de tais remoções foi obtido por Leal (2009), com adição de cavaco de Usinagem e Escória de Aciaria Elétrica ao meio de percolação do banhado construído.

As percentagens médias de remoção de fósforo alcançadas nesta pesquisa estão provavelmente associadas ao uso da areia como material filtrante na configuração dos banhados, devido a que tem uma granulometria fina que permite uma maior superfície de aderência para os microrganismos que realizam a depuração dos poluentes presentes no afluente, assim como proporcionam um maior tempo de contato entre os microrganismos e o afluente. A utilização de brita e areia como meio suporte nos sistemas também proporcionam uma granulometria tal, que permite alta retenção de partículas sólidas por filtração e com estas, uma maior eficiência de retenção do fósforo.

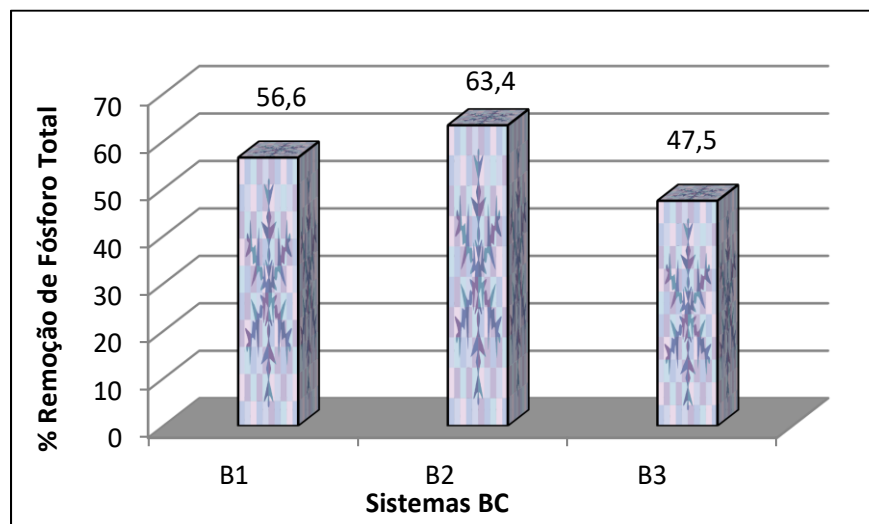


Figura 5.17 Percentagens de remoção de PT nos sistemas BC.

A análise estatística da remoção de fósforo total demonstrou diferença significativa forte entre os sistemas B2 e B3, enquanto a diferença significativa existente entre B1 e B3 foi mais fraca. Caso diferente aconteceu ao comparar B1 com B2 e B2 com B3, ao não se achar diferença significativa (figura 5.17).

5.2.2.2 Ortofosfato

Na figura 5.18 é apresentado o comportamento do parâmetro ortofosfato ao longo dos meses de maio a outubro no sistema B1. Nos meses de maio e junho se pode observar uma maior entrada do ortofosfato afluente (apenas esgoto sanitário) comparativamente ao período seguinte (com adição de 10% de lixiviado), isto devido a que segundo Braile e Cavalcanti (1993) este tipo de águas contém altas concentrações de fósforo pela utilização de detergentes para limpeza, já que em sua maioria são feitos a base de fósforo. A concentração média no afluente foi de $1,48 \text{ mg.L}^{-1}$ (DP= 0,64) e de $1,08 \text{ mg.L}^{-1}$ (DP=0,47) no efluente.

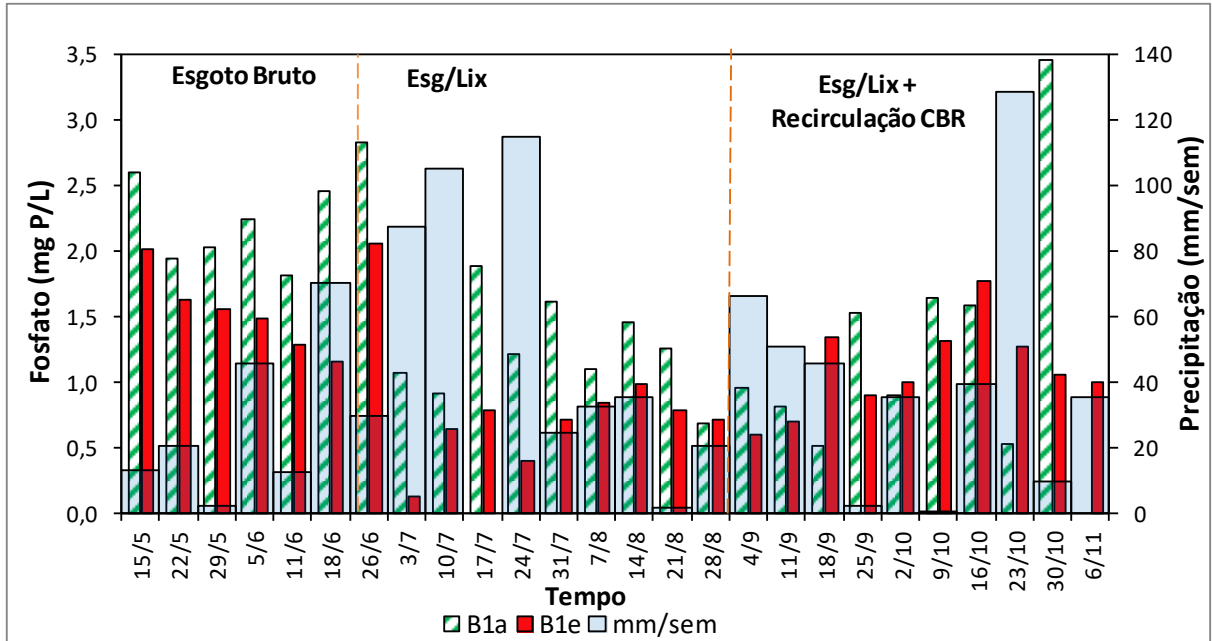


Figura 5.18 Variação temporal de P-PO₄⁻ para B1 e a precipitação pluviométrica da região.

Os valores das concentrações médias do afluente de P-PO₄⁻ e a respectiva análise estatística ($p=0,05$) ao longo dos eventos sem lixiviado e com lixiviado e com lixiviado + recirculação no sistema B1 são apresentados na tabela 5.13.

Tabela 5.13 Valores de P-PO₄⁻ afluente (mg.L⁻¹) no sistema B1 e respectivo valor de p .

Sem Lixiviado	Com Lixiviado	Com Lixiviado + Recirculação	Valor de p
2,2 ± 0,3	1,4 ± 0,6	1,05 ± 0,5	0,002

A análise estatística mostrada na tabela 5.13 indica que há diferença significativa entre os três períodos estudados, sendo para o período sem lixiviado o de maior concentração, confirmando com isto, que o esgoto possui uma maior fração de ortofosfato e que a recirculação do efluente com 10 % de lixiviado não auxiliou na remoção deste parâmetro.

Os resultados do ortofosfato observados no sistema B2 no período maio a novembro estão apresentados na figura 5.19. A concentração média afluente foi 1,69 mg.L⁻¹ (DP= 0,89) e de 1,01 mg.L⁻¹ (DP= 0,35) demonstrando eficiência de remoção de ortofosfato na faixa de valores similares aos obtidos no sistema B1.

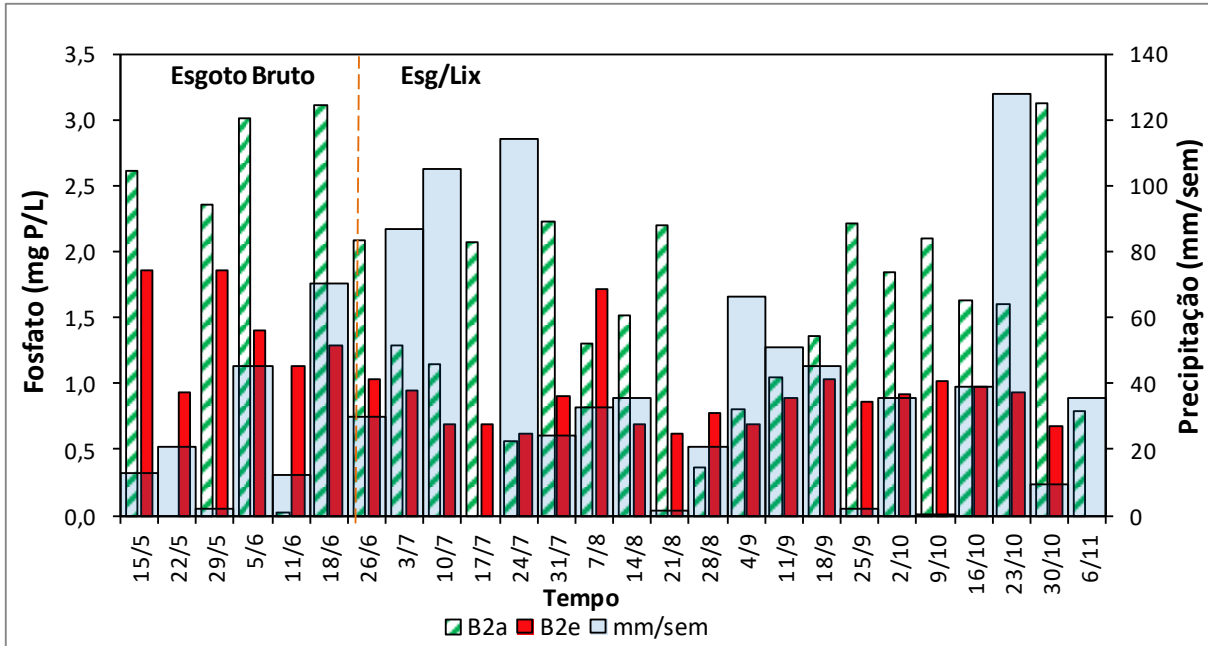


Figura 5.19 Variação temporal de P-PO₄³⁻ para B2 e a precipitação pluviométrica da região.

A análise estatística para o afluente no sistema de banhado B2 apresentada na tabela 5.14, não mostrou diferença significativa entre as concentrações de ortofosfato, talvez devido a menor disponibilidade de dados no período sem lixiviado e à variabilidade dos mesmos.

Tabela 5.14 Valores de P-PO₄³⁻ afluente (mg.L⁻¹) no sistema B2 e respectivo valor de *p*.

Sem Lixiviado	Com Lixiviado	Valor de <i>p</i>
2,2 ± 1,3	1,5 ± 0,6	0,068

Os resultados do ortofosfato observados no sistema B3 no período maio a novembro estão apresentados na figura 5.20. A concentração média afluente foi de 1,04 mgL⁻¹ (DP= 0,53) e valor de 1,45 mgL⁻¹ (DP= 0,55) no efluente. A elevada variação dos resultados não permitiu identificar a influencia da precipitação sob as concentrações tanto de entrada como de saída, porém pode ser observado que na maioria das semanas do monitoramento as concentrações do efluente foram mais elevadas do que a afluente.

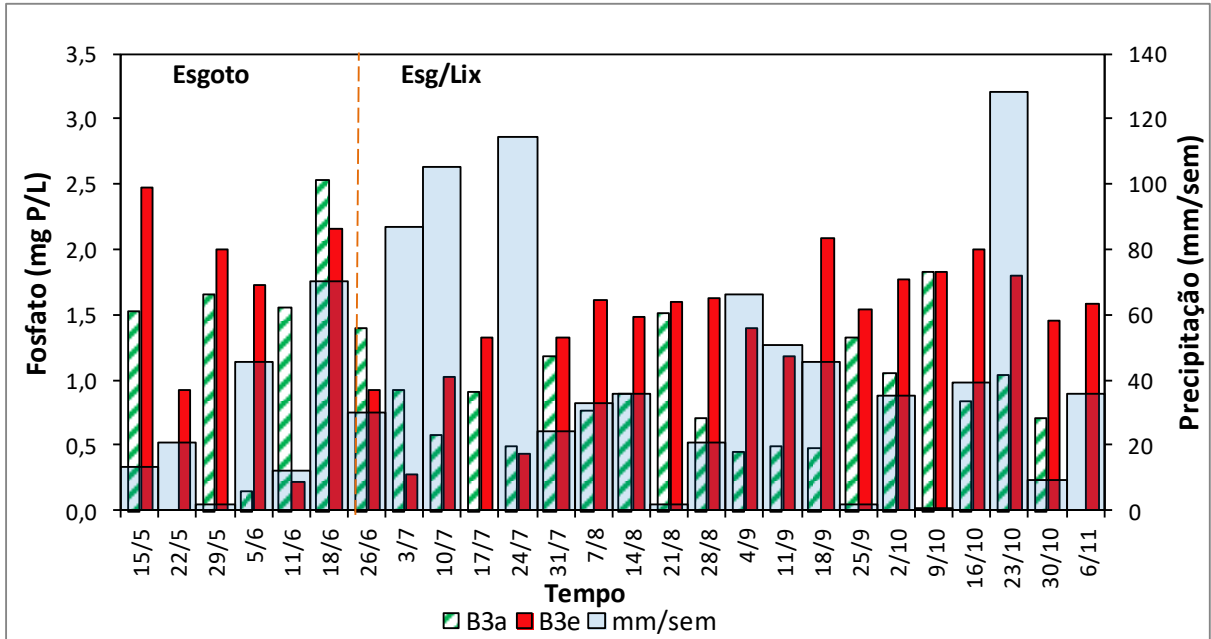


Figura 5.20 Variação temporal de P-PO₄⁻ para B3 e a precipitação pluviométrica da região.

A análise da variância de Tukey ($p=0,05$) realizada para o parâmetro ortofosfato, considerando a situação sem e com lixiviado no sistema B3, resultou em diferença significativa entre estas (Tabela 5.15).

Tabela 5.15 Valores de P-PO₄⁻ afluyente (mg.L⁻¹) no sistema B3 e respectivo valor de p .

Sem Lixiviado	Com Lixiviado	Valor de p
1,5 ± 0,9	0,9 ± 0,4	0,039

A análise estatística dos resultados apresentados na figura 5.21, confirmam que existe diferença significativa entre os três sistemas de banhados ($p<0,001$), indicando que há eficiência de remoção de P-PO₄⁻ para os sistemas B1 e B2, enquanto que foi observado aumento da concentração de ortofosfato no efluente do sistema B3. Isto pode ser devido às altas concentrações de ortofosfato no afluyente aos sistemas B1 e B2, como resultado da liberação de fosfato da degradação da matéria orgânica pelo pré-tratamento anaeróbio (UASB) ou a uma possível dessorção do sistema.

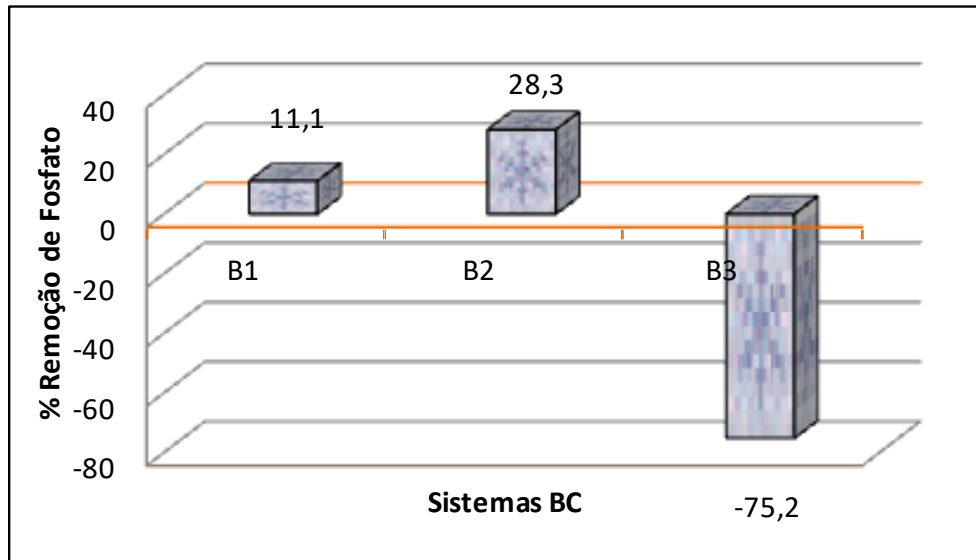


Figura 5.21 Percentagens de remoção de $P-PO_4^-$ nos sistemas BC.

5.3 DESENVOLVIMENTO DAS PLANTAS E ABSORÇÃO DE NUTRIENTES

5.3.1 Adaptação e desenvolvimento das plantas

A adaptação das plantas iniciou-se com a alimentação dos banhados com água potável, durante as primeiras quatro semanas. A *L. peruviana* teve um desenvolvimento vegetativo muito favorável, devido a que o nível d'água estava a um centímetro acima do material de suporte, e porque segundo Embrapa (2005) esta planta apresenta crescimento satisfatório mesmo em condições de inverno. A *Typha sp.* ao contrário teve um desenvolvimento lento nesta estação.

Nas semanas seguintes foi adicionado 10 litros de esgoto por semana a cada banhado do sistema, permitindo pouco a pouco a adaptação das plantas. Após o sistema foi alimentado com fluxo contínuo de apenas esgoto sanitário com taxa de aplicação superficial de $800 L \cdot m^{-2} \cdot dia^{-1}$, o que provocou estresse nas plantas, pelo que foi necessário o replantio.

Após dois meses o sistema atingiu taxa de aplicação superficial de $400 L/m^2 \cdot m^3$, em bateladas com tempo de alimentação de 1 minuto e descanso de 9 minutos para os três afluentes aos sistemas B1, B2 e B3. Entretanto, nesta fase inicial ocorreram diversos problemas operacionais do tempo das bateladas, afetando o desenvolvimento da vegetação, especialmente a *Typha sp.*

No mês de outubro foram instalados distribuidores de vazão executados em tubos de pvc perfurados com a finalidade de melhorar a distribuição do esgoto na superfície dos

sistemas de BC FSS verticais. Esta melhor distribuição contribuiu para o desenvolvimento da planta *L. peruviana* com mudança nas folhas de amarelo para verde, com bom crescimento e melhora do desempenho de remoção de nutrientes do sistema de banhados, sendo este efeito (visual) mais evidente no banhado B1 (Fig. 5.22).



Figura 5.22 Primeiro banhado do BC FSS vertical com a planta *L. peruviana* no B1, antes (a) e após (b) a instalação dos distribuidores de superfície.

Com o aumento da temperatura, as plantas *Typha sp.* apresentaram um crescimento semana a semana notório, em altura e biomassa, para a raiz e parte aérea. No verão, com o florescimento, pode-se comprovar o desenvolvimento pleno da planta, indicando a necessidade de corte; sendo programado e realizado no mês de abril (ver figura 5.23).



Figura 5.23 Desenvolvimento da *Typha sp.* em verão.

Entretanto, os banhados com a planta *L. peruviana* tiveram grande diferença entre os três sistemas. No B1, no primeiro banhado o crescimento da planta foi rápido, e com um notório aumento na biomassa e na cor das folhas (verdes escuras), o qual exigiu um corte a mais que as outras plantas. O corte foi feito a uma altura de 10 cm, acima do material de

suporte, vendo-se um desenvolvimento complexo em suas raízes. Já para a segundo banhado do sistema B1, o crescimento foi lento, não alcançando uma altura de mais de 20 cm, com pouca biomassa e com folhas de cor entre verde e amarela, sendo esta diferença atribuída à alimentação praticamente contínua devido ao amortecimento do fluxo no primeiro banhado deste sistema.

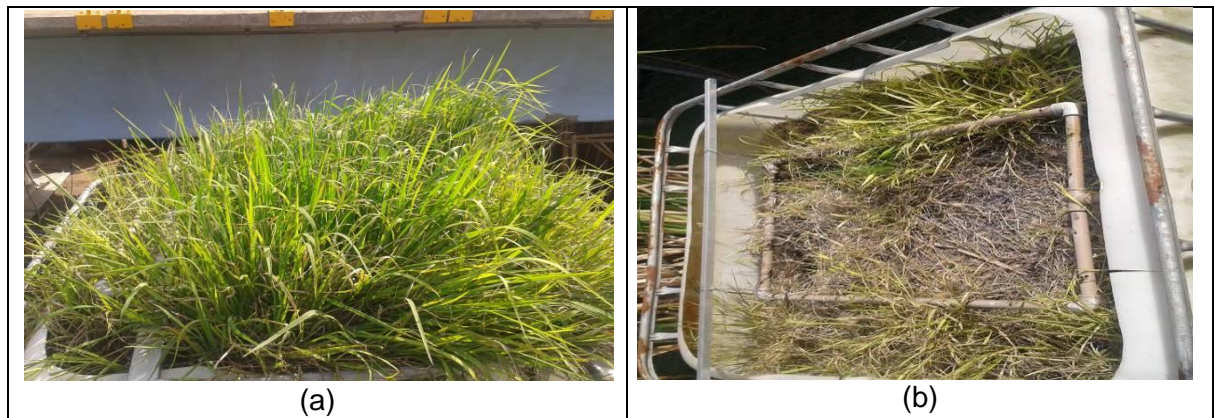


Figura 5.24 Primeira (a) e segunda (b) banhado do BC FSS vertical do B1 no verão.

O crescimento da *L. peruviana* no sistema B2 foi similar ao B1. Já para o B3, ocorreu o contrário, no primeiro banhado, a planta *L. peruviana* foi desaparecendo pouco a pouco e foi sendo substituída por outras plantas. Foi também observada a formação de uma camada de lodo que com o tempo atingiu entre 7 a 10 cm de altura, propiciada pela quantidade de sólidos provenientes do esgoto bruto, o qual serviu de material de suporte para estas novas plantas. No segundo banhado do B3, o desenvolvimento da biomassa de *L. peruviana* foi mais elevada, com tonalidade verde escuro em suas folhas.

Para garantir o eficaz funcionamento do sistema de banhados, foram necessários alguns cuidados, como a limpeza das calhas de distribuição e dos banhados, e remoção manual das plantas invasoras.

5.3.2 Desenvolvimento das plantas durante o período de monitoramento do sistema

O novo ciclo de crescimento das plantas *Typha sp.* e *L. peruviana*, após o primeiro corte realizado em 3 de abril do 2014, apresentou crescimento rápido, sendo alimentadas diretamente com esgoto sanitário na estação de outono, mas esta vez as pontas das folhas da *Typha* apresentaram cor amarelada e fragmentadas (figura 25), e as folhas da *L. peruviana* registraram manchas amarelas e marrom com sintoma de estresse, talvez pelo alto conteúdo

de nutrientes no afluente. No B3 no primeiro banhado vertical, a planta de estudo seguia sendo substituída pouco a pouco por outras, devido a que seguia alagada e em aumento a camada de lodo.

No início do inverno seguinte, a ocorrência de ventos de aproximadamente 5 m/s no final de junho e a adição do lixiviado resultaram em danos no desenvolvimento da planta *Typha*, com redução do seu crescimento e pela quebra de suas folhas (figura 5.26), o que levou à decisão de remover a biomassa. Entretanto, a *L. peruviana* se desenvolveu rapidamente e com grande densidade em alguns dos banhados, porém ocorreram exceções como no segundo banhado do sistema B1 e B2.

O novo rebrote das plantas *Typha sp.* se viu diminuído no interior dos banhados, entanto nos bordos dos mesmos teve maior número, provavelmente pelo acamamento da palhada no interior o que interferindo no processo de rebrota dos rizomas e que nos bordos tenha mais espaço e nutrientes os rizomas, confirmando as observações feitas por Brasil et al. (2007).



Figura 5.25 Quarto banhado do sistema B1 após o primeiro corte (a) e primeiro banhado do sistema B3 após o primeiro corte (b).



Figura 5.26 Efeito adverso causado pela ação dos ventos (semana anterior ao corte).

5.3.3 Produtividade de massa verde e massa seca

Nitrogênio e fósforo são macronutrientes primários requeridos pelas plantas para seu desenvolvimento, sendo que a disponibilidade dos mesmos resulta em maior produção de biomassa.

Uma das formas de avaliar o desempenho das plantas nos banhados construídos é pela produtividade da biomassa. Neste experimento a produção de biomassa foi avaliada mediante dois cortes consecutivos, sendo o primeiro realizado após 269 dias do plantio (final do verão) e o segundo realizado após 160 dias (início da primavera). No final do verão, a *Typha sp.* atingiu altura aproximada de 2 a 3 m, pelo que foi necessária a poda da mesma para evitar o retorno dos nutrientes absorvidos pela planta e o surgimento de novas mudas.

Comparando a biomassa das plantas no primeiro e no segundo corte (tabela 5.16) é possível observar que existe uma grande diferença entre o valor da massa removida em cada banhado, sendo usualmente maior a do primeiro corte. Isto foi devido à influência das estações e o afluente de alimentação. A primeira cultura foi alimentada com esgoto e seu desenvolvimento foi nas estações de inverno, primavera e verão (2013-2014). Enquanto no segundo corte, a biomassa foi inicialmente alimentada com esgoto (83 dias), e após com a adição de 10 % de lixiviado, na estação de outono a primavera (2014). Entretanto, ocorreu maior produção de biomassa da *L. peruviana* nos primeiros banhados do sistema B1 e B2 e a segundo banhado do sistema B3.

Tabela 5.16 Produtividade de massa verde e seca da *L. peruviana* e *Typha sp.*

Banhados	Plantas	Biomassa verde Total		Biomassa Seca Total	
		(kg.m ⁻²)		(kg.m ⁻²)	
		Colheita 1	Colheita 2	Colheita 1	Colheita 2
Banhado Construído 1					
B1.1	<i>L. peruviana</i>	3,2	4,1	1,1	0,6
B1.2	<i>L. peruviana</i>	0,5	-	0,2	-
B1.3	<i>Typha sp.</i>	41,4	11,3	9,4	0,9
B1.4	<i>Typha sp</i>	43,6	17,1	9,7	1,1
Banhado Construído 2					
B2.1	<i>L. peruviana</i>	2,7	3,7	0,8	0,6
B2.2	<i>L. peruviana</i>	0,3	-	0,1	-
B2.3	<i>Typha sp</i>	18,2	6,2	4,4	0,4
B2.4	<i>Typha sp</i>	51,4	19,9	9,5	1,5
Banhado Construído 3					
B3.1	<i>L. peruviana</i>	1,7	0,6	0,4	0,1
B3.2	<i>L. peruviana</i>	4,4	4,7	1,2	1,0
B3.3	<i>Typha sp</i>	42,3	12,5	9,6	0,8
B3.4	<i>Typha sp</i>	42,3	19,9	11,6	1,5

5.3.4 Remoção por absorção

A remoção de nitrogênio por absorção das plantas foi de aproximadamente 1 %, com valor máximo de 1,93 % no sistema B1 em relação à remoção medida na massa líquida. Estes valores se situaram um pouco abaixo do valor de 2 % citado na literatura. As possíveis causas de menor remoção podem ser atribuídas a falhas no desenvolvimento da *L. peruviana* em alguns banhados, presença do lixiviado e os fortes ventos de inverno.

A remoção de fósforo, seguindo o mesmo critério de avaliação aplicado para o nitrogênio, foi superior a 2 % em termos de massa removida.

Na figura 5.27 estão apresentados os valores de massa de nitrogênio e fósforo removidos na fase líquida e a massa destes nutrientes removidos pelas plantas *L. peruviana* e *Typha*.

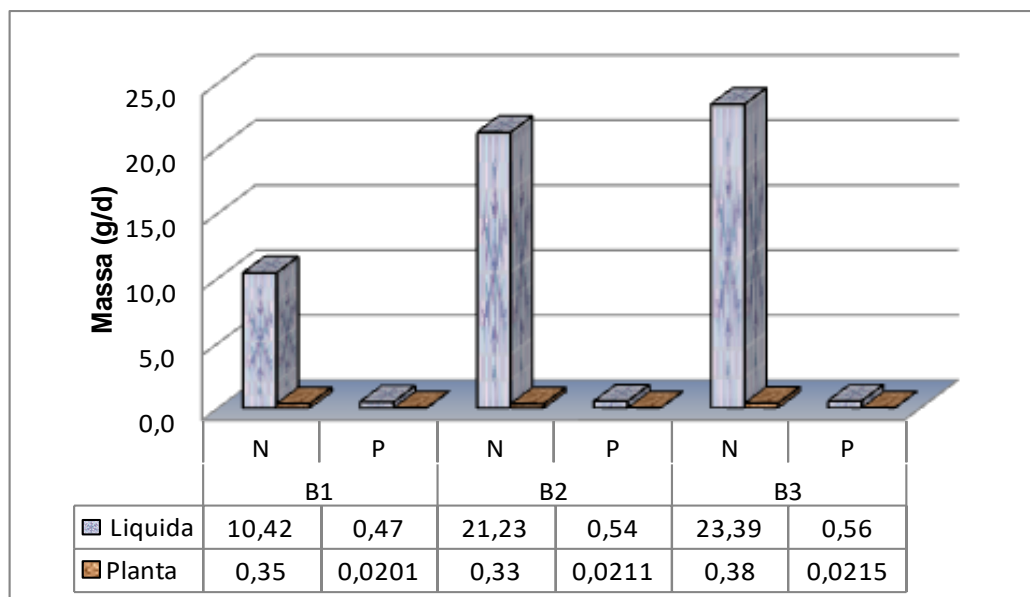


Figura 5.27 Massa de nitrogênio e fósforo retido nos sistemas BC para o 2º período.

5.4 PRECIPITAÇÃO E EVAPOTRANSPIRAÇÃO NOS BANHADOS CONSTRUÍDOS

As vazões medidas na entrada e saída dos sistemas BC no período maio a novembro de 2014 permitiram obter os resultados médios para cada BC, como são apresentados na tabela 5.17.

Tabela 5.17 Resultados médios de vazão de entrada e saída dos banhados.

	B1a	B1e	B2a	B2e	B3a	B3e
Média (m³/d)	390,8	342,3	393,8	350,8	389,3	376,8
Desvio Padrão	10,2	57,1	5,0	78,9	25,1	26,1

Pode-se notar que as vazões de entrada resultaram em valores similares mediante ajuste da vazão das bombas dosadoras de alimentação dos banhados. Porém, a vazão de saída apresentou maior variação devido a ocorrência da evapotranspiração. No presente estudo, foi verificada redução de 12,4 %, 10,9 % e 3,2 % para B1, B2 e B3 respectivamente.

Entretanto, a evapotranspiração é também influenciada pela ocorrência de chuvas, pelo que é usada a equação (2) apresentada na página 59 da revisão bibliográfica.

Os dados de precipitação pluviométrica foram obtidos pelo INMET resultando nos seguintes valores corrigidos de evapotranspiração: B1:16,48, para B2:15,27 e para B3:8,64 em unidades de mm/d.

Segundo Kadlec e Wallace (2008) a evapotranspiração resulta na remoção de água sob a forma de vapor primeiramente pela radiação solar em banhados de grandes dimensões, mas que pode ser significativamente aumentada pela transferência de calor do ar em pequenos banhados. Em banhados nos quais ocorre uma forte relação da sua temperatura com a temperatura do ar, a evapotranspiração média pode ser estimada pela equação de Rozkosný et al. (2006).

Para o caso de banhados cultivados com *Typha*, esta equação estima valor de 25,02 mm/d, o qual é significativamente superior ao obtido pelo balanço hídrico realizado neste estudo.

As temperaturas médias do afluyente aos banhados construídos e temperatura do ar obtidas junto ao INMET estão apresentadas na tabela 5.18. É possível observar que estes valores foram muito próximos em quase todos os meses, resultando em menores valores da ET.

Tabela 5.18 Valores da temperatura média mensal nos banhados e no ar no período maio a novembro de 2014.

Mês T	Maio	Jun	Jul	Agos	Set	Out	Nov
Temperatura média da água	16,9	14,6	15,8	13,3	17,9	21,6	23,4
Temperatura média do ar	17,6	16,0	16,3	16,5	19,2	21,6	23,1

Supõe-se que a perda de água nos banhados ocorreu principalmente por transpiração devido a que as plantas *L. peruviana* e *Typha sp.* estavam na sua etapa adulta, onde apresentam maior densidade e cobertura foliar, cobrindo assim a superfície do solo, reduzindo o processo de evaporação.

6. CONCLUSÕES

Os resultados obtidos no tratamento consorciado de lixiviado de aterro sanitário estabilizado com esgoto sanitário, empregando relação volumétrica de 10% de lixiviado e 90% de esgoto sanitário, por banhados construídos com pré-tratamento e sem pré-tratamento, permitiu a elaboração das seguintes conclusões:

Os sistemas de banhados construídos (B1, B2, B3) apresentaram eficiência de remoção de nitrogênio total Kjeldahl superiores a 90 %, operados com taxa de aplicação superficial de $400 \text{ L.m}^{-2}.\text{dia}^{-1}$, não sendo observada influência significativa dos sistemas de pré-tratamento aplicados para os banhados B1 e B2 respeito ao B3 que não teve pré-tratamento.

A eficiência de remoção de nitrogênio amoniacal atingiu valores médios superiores a 97 % para os sistemas de banhados B1, B2 e B3 ao longo deste estudo.

Cabe também destacar que a concentração de nitrogênio amoniacal no efluente dos banhados construídos apresentou valores significativamente inferiores aos limites fixados pela legislação Brasileira (20 mg.L^{-1}), indicando que a configuração de banhados de fluxo vertical seguidos por banhados de fluxo horizontal consiste em excelente alternativa para tratamento de mistura de 10 % de lixiviado adicionado a esgoto sanitário.

A análise estatística dos resultados demonstrou que não houve diferença significativa nos valores da concentração afluyente de NH_4^+ em função dos diferentes níveis de pré-tratamento empregados para alimentação dos banhados construídos.

A configuração empregada de banhados de fluxo de escoamento vertical seguidos de banhados de escoamento horizontal resultou em eficiência reduzida de remoção de nitrogênio total ($\text{NTK} + \text{NO}_2^- + \text{NO}_3^-$). Este aspecto foi atribuído a não ocorrência de desnitrificação biológica no sistema de banhados, devido provavelmente à baixa relação C/N nos banhados construídos de fluxo horizontal.

A remoção de fósforo total atingiu valores superiores a 45 % nos três sistemas de banhados construídos.

Entretanto, a remoção de ortofosfato foi significativamente inferior, com valor de remoção positiva de 11,1 % no sistema B1 e 28,3 % no sistema B2. No sistema B3 foi observada remoção negativa de 75,2 %, indicando que houve dessorção de ortofosfato no período de monitoramento desta pesquisa.

Não foi possível identificar as causas que provocaram a liberação de ortofosfatos no efluente do sistema B3 ao longo do período de adição do lixiviado de aterro sanitário.

A absorção de nutrientes na massa foliar da *L. peruviana* e *Typha sp.* foi de aproximadamente 1 % para o nitrogênio em torno de 2 % para o fósforo, indicando contribuição mínima para o processo global de remoção de nutrientes nos banhados.

As condições climáticas de inverno predominantes no período do estudo, especialmente a ocorrência de eventos chuvosos, causou diluição das concentrações afluentes de nutrientes nos banhados construídos porém não foram observados efeitos adversos sobre o desempenho do tratamento.

A evapotranspiração nos banhados foi de 16,48 mm/d para B1, 15,27 mm/d para B2 e 8,64 para B3 mm/d, para o período de inverno.

7. RECOMENDAÇÕES

Avaliar o sistema de BC por longo período para determinar a remoção de matéria orgânica, nutrientes e microrganismos tratando diferentes relações de lixiviado de aterro sanitário consorciado com esgoto sanitário.

Implantar pontos de monitoramento intermediários para identificação do desempenho da configuração de fluxo vertical e fluxo horizontal do sistema estudado.

Avaliar o efeito da recirculação interna e do regime de alimentação (bateladas, contínuo) nos banhados de fluxo vertical.

Verificar a contribuição obtida pela adição de matéria orgânica nos banhados de fluxo horizontal para promover a desnitrificação biológica.

Avaliar a viabilidade e desempenho de materiais suporte com capacidade para remoção de fósforo.

Implantar unidades de controle (branco) para identificação do efeito proporcionado pelas macrófitas na remoção de matéria orgânica.

8. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ALLEN, R; Pereira, L.; RAES, D.; Smith, M. **Crop evapotranspiration. Guidelines for computing crop water requirements** - FAO Irrigation and drainage paper 56, FAO, Roma, 1998.

AMATO, Carla Gonçalves; SPONCHIADO, Margarete; SCHWARZBOLD, Albano. Estrutura de uma Comunidade de Macrófitas Aquáticas em um Açude de Contenção (São Jerônimo, RS). **Revista Brasileira de Biociências**, Porto Alegre, v. 5, supl. 1, p. 828-830, 2007.

APHA-AWWA-WEF. **Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater**. 21th. ed. Washington. D.C.: APHA - American Public Health Association; AWWA - American Water Works Association; WEF - Water Environment Federation, American Public Health Association. 2005. p. 1195.

ARIAS, C. A.; Del BUBBA, M.; BRIX, Hans. Phosphorus removal by sands for use as media in subsurface constructed reed beds. **Water. Research**, v. 35, n. 5, p. 1159-1168. 2001.

BAIRD, Colin. **Química Ambiental**. 2nd Ed. Porto Alegre: Bookman, p. 622. 2002. Tradução Maria Angeles, Lobo Recio e Luiz Carlos Marques Carrera. ISBN 85-363-0002-7.

BARRETT, E. C.; SOBSEY, M. D.; HOUSE, C. H. AND WHITE, K. D. **Microbial indicator removal in onsite constructed wetlands for wastewater treatment in the Southeastern US**. *Water Science and Technology*, v. 44, n. 11-12, p. 177-182. 2001.

BIDONE, Ricardo Figueira. **Tratamento De Lixiviado De Aterro Sanitário Por Um Sistema Composto Por Filtros Anaeróbios Seguidos De Banhados Construídos: Estudo de Caso** — Central de Resíduos do Recreio, em Minas Do Leão/Rs. Dissertação (mestrado-programa de pós-graduação e área de concentração de Hidráulica e Saneamento) - Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos. 2007.

BOLDRINI, Ilsi Lob.; LONGHI-WAGNER, Hilda Maria; DE CASTRO BOECHAT, Sonja. **Morfologia e Taxonomia de Gramineas Sul- Rio Grandenses**. Porto Alegre: UFRGS. 2005. 96 p.

BORZACCONI, L.; LOPEZ, I.; OHANIAN, M. & VIÑAS, M. **Degradación anaerobia de lixiviado de relleno sanitario y póstratamiento aerobio**. Memorias del IV Seminario-Taller

Latinoamericano de Tratamiento Anaerobio de Aguas Residuales, Bucaramanga, Colombia, Universidad Industrial de Santander, p. 569-578. 1996.

BOUTIN, Catherine; LIÉNARD, Alain; ESSER, Dirk. Development of a new generation of reed-bed filters in France: first results. **Water Science and Technology**. v. 35, n. 5, p. 315-322, 1997.

BRAILE, Pedro Marcio; CAVALCANTI, José Eduardo WA; DE SANEAMENTO AMBIENTAL, Companhia de Tecnologia. **Manual de tratamento de águas residuárias industriais**. En Manual de tratamento de águas residuárias industriais. São Paulo. Cetesb, 1993. p. 764.

BRASIL, M. da S.; MATOS, AT de; SOARES, **Antônio Alves**. **Plantio e desempenho fenológico da taboa (*Thypha sp.*) utilizada no tratamento de esgoto doméstico em sistema alagado construído**. Engenharia Sanitária e Ambiental, 2007, vol. 12, no 3, p. 266-272.

BREEN, Peter. F. A mass balance method for assessing the potential of artificial wetlands for wastewater treatment. **Water Research**, v. 24, p. 689-697, 1990.

BRIX, Hans; SCHIERUP, Hans-Henrik. The use of macrophytes in water pollution control. **Ambio**. Stockholm, v. 18, n. 2, p.100-107. 1990.

BRIX, H. **Wastewater treatment in constructed wetlands: system design, removal processes and treatment performance**. In: Moshiri, G. A. ed. **Construted wetlands for water quality improvement**. Pensacola, Florida, p. 9-22. 1993. Disponível em: <https://books.google.com.br/books?id=_PQJ7wGG_2cC&pg=PA525&lpg=PA525&dq=wetlands+septage&source=bl&ots=C3Ftj0EmPZ&sig=81cdb5XbpjCYqGych_3p_4F3UtE&hl=ptBR&ei=VmgyStWaBZPKMIP89f0J&sa=X&oi=book_result&ct=result#v=onepage&q=wetlands%20septage&f=false>. Acesso em: 12 de dezembro 2013.

BRIX, Hans; KOOTTATEP, T; LAUGESSEN, C.H. Wastewater treatment in tsunami affected areas of Thailand by constructed wetlands. **Water Science Technology**. v. 56, n. 3, p. 69–74. 2007.

CASTILHOS, Junior, A.B. (org). **Gerenciamento de resíduos sólidos urbanos com ênfase na proteção de corpos d'água: prevenção, geração e tratamento de lixiviados de aterros sanitários**. Rio de Janeiro: ABES. (Projeto PROSAB). 2006.

CASSINI, S. T. **Digestão de resíduos orgânicos e aproveitamento do biogás**. Rio de Janeiro- RJ: ABES, Rima. PROSAB. 2003. p. 196.

CHIEMCHAISRI, C.; CHIEMCHAISRI, W.; JUNSOD, J.; THREEDEACH, S.; WICRANARACHCHI. Leachate treatment and greenhouse gas emission in subsurface horizontal flow constructed wetland. **Bioresource Technology**, v.100, p. 3808-3814, A. 2009.

CHRISTENSEN, T. H.; KJELDTSEN, P., BJERG, P. L., JENSEN, D. L., CHRISTENSEN, J. B., BAUN, A., ALBRECHTSEN H-J, HERON, G. **Biochemistry of landfill leachate plumes. Applied Geochemistry**, v. 16, p. 659-718, 2001.

CINTRA FH.; HAMADA J.; CASTILHO FILHO GS. **Fatores que afetam a qualidade do chorime gerado em aterro controlado de resíduos urbanos**. VI simpósio Ítalo-Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental. Victoria, Espírito Santo. Brasil, p. 1-6. 2002.

COLLAÇO, Andreia de Barros e ROSTON Denis Miguel. **Uso de pneu "picado" como meio suporte de leitos cultivados para o tratamento de esgoto sanitário oriundo de uma E.T.E. convencional**. 2001. Dissertação (Mestrado em Engenharia Agrícola) - Faculdade de Engenharia Agrícola, Universidade Estadual de Campinas, São Paulo. 2001.

CONSELHO ESTADUAL DO MEIO AMBIENTE (COSEMA). **Resolução CONSEMA No 128/2006**. Porto Alegre, 2006. Disponível em: <<http://www.mp.rs.gov.br/ambiente/legislacao/id4890.htm>> Acesso em: 1 de junho de 2013.

CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE (CONAMA). **Resolução No 357, de 17 de março de 2005**. Brasília, 2005. Disponível em: <<http://www.mma.gov.br/port/conama/res/res05/res35705.pdf>>. Acesso em: 1 de junho de 2013.

CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE (CONAMA). **Resolução No 430, de 13 de maio de 2011**. Brasília, 2011. Disponível em: <<http://www.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=646>> Acesso em: 30 de maio de 2013.

COOPER, Paul F.; JOB, G. D.; GREEN, M. B.; SHUTES, R.B.E. **Reed beds and constructed wetlands for wastewater treatment**. Swindon: WRc plc. 1996. 184 p.

CORTEZ, S; TEIXEIRA, P; OLIVEIRA, R; MOTA, M. Mature landfill leachate treatment by denitrification and ozonation. **Process Biochemistry**, v. 46, p. 148-153. 2011.

De Busk, W.F. **Evaluation of a constructed wetland for treatment of leachate at a municipal landfill in Northwest Florida**. En Mulamoottil, G.; McBean, E. A. y Rovers, F. *Constructed Wetlands for the Treatment of Landfill Leachates*. Annapolis: Lewis Publishe., p. 175-186. 1999.

DEL BORGHI, A.; BINAGHI, L.; CONVERTI, A. & DEL BORGHI, M. Combined treatment of leachate from sanitary landfill and municipal wastewater by activated sludge. **Chemical and Biochemical Engineering Quarterly**, V. 17, p. 277-284. 2003.

DINIS, J. **Lixiviados de Aterros Sanitários**. Sector de tecnologias do ambiente. Escola Superior Agrária de Coimbra, Coimbra, Portugal. 2009.

DROPPELMANN, Carmen V.; OETTINGER, Michael. **Tratamiento en lodo activado del lixiviado de un relleno sanitario. información tecnológica**, v. 20, n. 1, p.11-19. 2009.

DUNNE, E. J.; REDDY, K. R.; CARTON, O. T. **Phosphorus biogeochemistry of wetlands in agricultural watersheds**. Nutrient management in agricultural watersheds: a wetland solution. Wageningen, The Netherlands: Wageningen Academic Publishers, p. 105-119. 2005.

EHRING, Hans-Jürgen. **Cantidad y contenidos de lixiviados de rellenos de desechos domésticos**. CEPIS/OPS, 1999.

EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUARIA (EMBRAPA). **Cultivo do Arroz Irrigado no Brasil. 2005.** Disponível em: http://sistemasdeproducao.cnptia.embrapa.br/FontesHTML/Arroz/ArrozIrrigadoBrasil/cap11_03. Acesso em: 11 de setembro de 2013.

ESCOSTEGUY, P.A.V.; CERINI, J.B.; GOBBI, D.; GOBI, D. & CECCONELLO, C.M. Extração de nutrientes por macrófitas cultivadas com lixiviado de aterro de resíduos sólidos urbanos. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 32, p.853-860, 2008.

ESTEVES, F. de A. **Fundamentos de Limnologia**. 2a ed. Interciência, Rio de Janeiro. 1998. 602 p.

EVANS, Harold J.; BURRIS, Robert. H. **Highlights in Biological Nitrogen Fixation during the last 50 years**. Biological Nitrogen Fixation. New York: Chapman and Hall. p. 1-42. 1992.

FARAHBAKSHAZAD, N e MORRISON, G.M. Phosphorus removal in a vertical upflow constructed wetland system. **Water Science and Technology**, v. 48, n. 5, p. 43-50, 2003.

FERREIRA, E. **Cinética química e fundamentos dos processos de nitrificação e desnitrificação biológica**. In: Congresso Interamericano de Engenharia Sanitária e Ambiental, 27, 2000, Porto Alegre-RS. Anais... Rio de Janeiro: ABES, 2000. CD-ROM.

FLECK, Eduardo. **Sistema integrado por filtro anaeróbio, filtro biológico de baixa taxa e banhado construído aplicado ao tratamento de lixiviado de aterro sanitário**. 2003. 176 p. Dissertação (Mestrado Programa de Pós-Graduação em Recursos Hídricos e Saneamento

Ambiental). – Instituto de Pesquisas Hidráulicas, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, RS. 2003.

FIGUEIREDO, M.V.B.; BURITY, H.A.; STAMFORD, N.P. & SANTOS, C.E.R.S. **Microrganismos e agrobiodiversidade: O novo desafio para a agricultura**. Guaíba, Agrolivros, 2008. 568p.

GALVÃO, A. **Comportamento hidráulico e ambiental de zonas húmidas construídas para o tratamento de águas residuais**. Dissertação para obtenção do Grau de Doutor em Engenharia do Ambiente. Universidade Técnica de Lisboa, Instituto Superior Técnico. Lisboa. Portugal. 2009.

GERARDI, M. H., & Bacteria, W. Part V-Fermentation and methane production. **Wastewater Bacteria**. John Wiley and Sons, Inc., New Jersey, p. 153-161. 2006.

GEWEHR, André Granzotto. **Tratamento por coagulação-floculação de lixiviado bruto de aterro sanitário com e sem pré-tratamento biológico em reator sequencial em batelada**. 2012. Dissertação (Mestrado em Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental). Programa de Pós-Graduação em Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental, Universidade Federal do Rio Grande do Sul. Porto Alegre. 2012.

GIRALDO, Eugenio. Tratamiento de lixiviados de rellenos sanitarios: avances recientes. **Revista da Faculta de ingeniería de la Universidad de los Andes**, n. 14, p. 44-55. Colombia, 2001.

GOTVAJN A; ZAGORC-KONCAN, J; COTMAN, M. Fenton's oxidative treatment of municipal landfill leachate as an alternative to biological process. **Desalination**. v. 275, n.1, p. 269-275. July 2011.

GARDY, C. P. L.; LIM, H. C. Biological Wasterwaster Treatment: **Theory Application**. Marcel Dekker, New York. 1980.

HARMSSEN, Joop. Identification of organic compound in leachate from a waste tip. **Water Resesarch**, v. 17, n. 6, p. 699-705. 1983.

HILL, D. E.; SAWHNEY, B. L. Removal of phosphorus from waste water by soil under aerobic and anaerobic conditions. **Journal of Environmental Quality**, v. 10, n. 3, p. 401-405. 1981.

HOFFMANN, Heike et al. Technology review of constructed wetlands Subsurface flow constructed wetlands for greywater and domestic wastewater treatment. Deutsche

Gesellschaft für, Internationale Zusammenarbeit (GIZ) GmbH, Sustainable sanitation-ecosan program, Postfach, v. 5180, 2011. p. 65726.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATISTICA (IBGE). **Pesquisa Nacional em Saneamento Básico 2008**. Rio de Janeiro, 2010. Disponível em: http://www.ibge.gov.br/home/estatistica/populacao/condicaoodevia/pnsb2008/defaulttbpdf_man_res_sol.shtm. Acesso em: 9 de maio do 2013.

KADLEC, Robert; KNIGHT, Robert L. **Treatment Wetlands**. Boca Raton, Lewis Publishes. 1996. p. 893.

KADLEC, R. H.; KNIGHT, R.L.; VYMAZAL, J.; BRIX, H.; COOPER, P. and HABERT, R. **Constructed wetlands for pollution control: processes, performance, design and operation**. IWA publishing. London. UK. 2000. 156 p. ISBN 1900222051.

KADLEC, R; WALLACE, S. **Treatments wetlands**. 2ª edição. CRC Press. Boca Raton, USA, 2008.

KADLEC, Robert H; ZMARTHIE, Linda A. Wetland treatment of leachate from a closed landfill. **Ecological Engineering**, v. 36, n. 7, p. 946-957. 2010.

KAICK, T.S. Van. **Estação de tratamento de esgoto por meio de zona de raízes: uma proposta de tecnologia apropriada para saneamento básico no litoral do Paraná**. 2002. 116 p. Dissertação (Mestrado em Tecnologia) - Centro Federal de Educação Tecnológica do Paraná. Curitiba. 2002.

KURNIAWAN, Tonni Agustiono; LO, Wai-hung; CHAN, Gilbert YS. Physico-chemical treatments for removal of recalcitrant contaminants from landfill leachate. **Journal of hazardous materials**, v. 129, n. 1, p. 80-100. 2006.

LAUTENSCHLAGER. S. R. **Modelagem do desempenho de wetlands construídas**. 2001. 90 p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Hidráulica e Sanitária)- Curso de pós-graduação em engenharia. Escola Politécnica da Universidade de São Paulo, São Paulo, 2001.

LEAL, Kruger Felipe. **Estudo comparativo de Leitões Percoladores e Banhados Construídos de fluxo vertical aplicado à remoção de Fósforo em Esgoto Sanitário**. 2009. Dissertação (Mestrado-Programa de Pós-graduação em recurso Hidrico e Saneamento Ambiental) Universidade Federal de Rio Grande do Sul, Porto Alegre. 2009.

LUNA, Y.; OTAL, E; VILCHES, L. F.; VALE, J.; QUEROL, X. & PEREIRA, C. F. Use of zeolitized coal fly ash for landfill leachate treatment: A pilot plant study. **Waste Management**. v. 27, n. 12. p. 1877-1883. 2007.

MARQUES, D. Da M. **Terras Úmidas Construídas de Fluxo Subsuperficial**. In: CAMPOS, J. R. Tratamento de Esgotos Sanitários por Processo Anaeróbio e Disposição Controlada no Solo. Rio de Janeiro: ABES/PROSAB, p. 409 – 435. 1999.

MÁXIMO, Vivian Alves. **Tratamento por Coagulação-Floculação dos lixiviados gerados no Aterro da Região Metropolitana de Florianópolis**. 2007. Dissertação (Mestrado, Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental) Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2007. p. 186

METCALF, Eddy. "**Wastewater Engineering: Treatment, Disposal, and Reuse**". v. 3. 1991.

METCALF, Eddy. **Wastewater Engineering: Treatment and Reuse**. Mc GRAW-Hill Publishing Company LTD. Edit. 4, New York, USA, 2003. 1819 p.

MMA- Ministério do Meio Ambiente. **Programa Nacional de capacitação de gestores ambientais: Modulo específico licenciamento ambiental de estações de tratamento de esgoto e aterro sanitário** Brasília: MMA, 2009. 67 p.

MONTEIRO, M. **Protótipos para sistemas construídos de áreas alagadas para tratamento de efluentes de piscicultura – redução de bactérias e nutrientes**, Trabalho de conclusão de curso, Universidade Estadual Paulista, Rio Claro, 2005. p. 44.

MOREIRA, F.M.S; SIQUEIRA, J.O. **Microbiologia e bioquímica do solo**.. Lavras: UFLA, edit. 2, 2006. p. 729.

NÁJERA, H; CASTAÑÓN, J; FIGUEROA, J; ROJAS-VALENCIA, M. **Caracterización y tratamiento fisicoquímico de lixiviados maduros producidos en el sitio de disposición final de Tuxtla Gutiérrez, Chiapas, México**. II Simposio Iberoamericano de Ingeniería de Residuos Barranquilla, Universidad del Norte, Barranquilla, 2009.

ONU. **ONU pide manejo sostenible de desechos y basura. Mayo, 2010**. Disponível em: <http://www.un.org/spanish/News/fullstorynews.asp?newsID=18324>. Acesso em: maio do 2013.

OLIJNYK, Debora Parcias. **Avaliação da nitrificação e desnitrificação de esgoto doméstico empregando filtros plantados com macrofitas (wetlands) de fluxos vertical e**

horizontal: sistemas híbridos. 2008. 112p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) - Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2008.

PHILIPPI, Luis; SEZERINO, Pablo. **Aplicação de sistemas de tipo Wetlands no tratamento de águas residuárias: utilização de filtros plantados com macrofitas.** Ed. Do Autor, Florianópolis, p. 144, 2004.

PIÑEROS, Jesús Pastor. **Vertederos controlados. Problemática de los lixiviados. En Contribución a la educación ambiental: el tratamiento de los residuos urbanos.** p. 49-65. 1994.

PLATZER, Chrisph. Desing recommendation for surface flow construed Wetlands for nitrification and desnitrification. **Wat.Sci. Tech**, v. 40, n. 3, p. 257-263, 1999.

PROSAB ESGOTO 2. **Nutrientes de esgoto sanitário: utilização e remoção.** Editora ABES. Primeira edição, São Leopoldo, RS, 2009, p. 66-67.

PROSAB 3. **Resíduos Sólidos. Estudos de Caracterização e tratabilidade de lixiviados de Aterros Sanitários para as Condições Brasileiras.** Editora ABES. Primeira edição. São Leopoldo, RS, 2009.

QUEIROZ, Luciano Matos; AMARAL, Mailer Sene; MORITA, Dione Mari; YABROUDI, Suher Carolina; SOBRINHO, Pedro Alem. Aplicação de processos físico-químicos como alternativa de pré e pós-tratamento de lixiviados de aterros sanitários. **Engenharia Sanitária Ambiental.** Rio de Janeiro, Brasil, v.16, n.4, p. 403-410. out/dez 2011.

RAMOS, Carvalho de Aquino Patricia. **Tratamento conjugado de lixiviado com esgotos domestic em reactor UASB.** 2009. Disertação (mestrado em Ciencia e Tecnologia Ambiental). Universidade Estadual da Paraíba, Campina Grande, Brasil. 2009.

RANI, Siti Haryani Chek, Din, M.F.M.; Yusof, M.B.M.; Shreeshivadasan, Cl. Overview of Subsurface Constructed Wetlands Application in Tropical Climates. **Universal Journal of Environmental Research & Technology**, v. 1, n. 2, p. 103–114. 2011.

RAYMOND, J; SIEFERD, J; STAPLES, C; BLANKENSIIP, R. The natural history of nitrogen fixation. **Molecular Biology and Evolution**, v. 21, p. 541-554, 2004.

REICHARDT, Klaus; TIMM, luis carlos. **Solo, planta e atmosfera: Conceitos, processos e aplicações.** 2 edição, Edit. Manole Ltda, Brasil, p. 289. 2012.

RENOU, S.; GIVAUDAN, J.; G. PULAIN, S.; DIRASSOUYAN, MOULIN, P. Landfill leachate treatment: Review and opportunity. **Journal of Hazardous Materials**, v.150, n. 3, p. 468-493, 2008.

RICHARDSON CJ, QIAN SS, CRAFT BC, QUALLS RG. Predictive models for phosphorus retention in wetlands. **Wetlands Ecol Manag**, v. 4, n. 3, p. 159-175. 1996.

SALAZAR, Lorena; SAAVEDRA, Inés. **Tratamiento de Lixiviados, casos prácticos en diferentes temperaturas**. II Simposio Iberoamericano de Ingeniería de Residuos. Universidad del Norte, Barranquilla, Colombia, p. 24-25. 2009.

SCOTT, J; BEYDOUN, D; AMAL, R; LOW, G; CATTLE, J. Landfill management, leachate generation, and leach testing of solid wastes in Australia and overseas. **Critical Review in environment Science and Technology**, v. 35, n. 3, p.239-332, 2005.

SILVA Junior, Francisco das Chagas Gomes da. **Sistema combinado anaerobio-aerobio para remoção de nitrogênio e DQO de efluentes petroquímicos**. Dissertação (Mestrado-programa de Engenharia Hidráulica e Saneamento). Universidade de São Paulo. São Paulo 2011.

SOROKO, Marek. Treatment of wastewater from small slaughterhouse in hybrid constructed wetlands systems. **Ecohydrology & Hydrobiology**, v.7, n. 3, p. 339-343. 2007.

SPONCHIADO, M; SCHWARZBOLD. A. **Control of the aquatic macrophyte Luziola peruviana Juss. ex Gmel by grass carp (Ctenopharyngodon idella Valenciennes, 1844)**. Biological Limnology. Acta Limnol. Brasil, v. 21, n. 2, p. 193-197, 2009.

SPONCHIADO, Margarete. **Influência da macrófita aquática Luziola Peruviana na dinâmica de um ecossistema tipo açude raso**. Seminário de estudos limnológicos em clima subtropical, Rio Grande, Brasil, 2008.

SPONCHIADO, Margarete; SCHWARZBOLD, Albano; ROTTA, Marco Aurélio. **DESEMPENHO DA CARPA CAPIM (Ctenopharyngodon idella) TENDO COMO ALIMENTO A GRAMA BOIADEIRA (Luziola peruviana)**. B. Inst. Pesca, São Paulo, v.35, n.2, p.295 - 305, 2009.

TCHOBANOGLIOUS, G.; BURTON, F.L.; STENSEL, H.D. **Wastewater engineering: treatment, and reuse**. 4th Ed. New York: McGraw-Hill, Inc., p.1819, 2003.

TCHOBANOGLIOUS, G.; THEISEN, H.; VIGIL, S. **Gestión integral de residuos sólidos**. v. I, McGraw-Hill, México, p. 3-24, p.407-604, 1998.

TIETZ A.; HOMEK R.; LANGERGRABER G.; KREUZINGER N.; HABERL R. Diversity of ammonia oxidising bacteria in a vertical flow constructed wetland. **Water Sci Technol**, v. 56, n. 3, p. 241-247. 2007.

TORRES, Patricia; BARBA, Luz Edith; PIZARRO, Carlos. Mitigación de la toxicidad anaerobia de lixiviados mediante mezclas con agua residual doméstica. **Rev. Facultad de Ingeniería**, Universidad de Antioquia, Colombia, n. 53, p. 64-74, Junio 2010.

TRUU, Marika; JUHANSON, Jaanis; TRUU, Jaak. Microbial biomass, activity and community composition in constructed wetlands. **Science of the total environment**, v. 407, n. 13, p. 3958–3971. 2009.

ULRICH, H.; KLAUS, D.; IRMGARD, F.; ANNETTE, H.; JUAN, L. P., & REGINE, S. Microbiological investigations for sanitary assessment of wastewater treated in constructed wetlands. **Water research**, v. 39, n. 20, p. 4849-4858. 2005.

U.S. Environmental Protection Agency U.S.EPA. **Manual: Constructed Wetlands Treatment of Municipal Wastewaters**. Office of Research and Development Cincinnati, Ohio 45268 EPA/625/R-99/010, September, 2000, Disponível em: <<http://www.epa.gov/ord/nrmrl>>. Acesso em: 20 de outubro de 2013.

VAN KAICK, Tamara.Simone. **Estação de tratamento de esgoto por meio de zona de raízes: uma proposta de tecnologia apropriada para saneamento básico no litoral do Paraná**. 2002. Tese (Mestrado em Tecnologia / Inovação Tecnológica)-Centro Federal de Educação Tecnológica do Paraná, Curitiba, p.116. 2002.

VYMAZAL Jan. The use of hybrid constructed wetlands for wastewater treatment with special attention to nitrogen removal: A review of a recent development. **Water Research**, v. 47, n. 14, p. 4795-4811. 2013.

VYMAZAL Jan. Constructed wetlands for wastewater treatment. **Water**, v. 2, n. 3, p. 530-549, 2010.

VYMAZAL, Jan; KROPFELOVÁ, Lenka. Removal of organic in constructed wetlands with horizontal Sub-surface flow: A review of the field experience. **Science of the total environment**, v. 407, n.13, p. 3911–3922, 2009.

VYMAZAL Jan; KROPFELOVÁ, Lenka. Wastewater Treatment in constructed wetlands with horizontal Sub-surface flow. **Springer Science & Business Media**, v. 14. 2008.

VYMAZAL J. Removal of nutrients in various types of constructed wetlands. **Science of the total environment**. v. 380, p. 48–65. 2007.

VYMAZAL, Jan. Horizontal sub-surface flow and hybrid constructed wetlands systems for wastewater treatment. **Ecological Engineering**, v. 25, p. 478-490. 2005.

VYMAZAL, Jan. The use of sub-surface constructed wetlands for wastewater treatment in the Czech Republic: 10 years experience. **Ecological Engineering**. v. 18, n. 5, p. 633-646. 2002.

VYMAZAL, Jan. Constructed Wetlands for wastewater treatment in the Czech Republic. **Water Science and Technology**, v. 44, n. 11-12, p. 369-374. 2001.

VYMAZAL Jan; BRIX, H; COOPER, PF. GREEN, M. EHARBEL, R. **Constructed Wetlands for Wastewaters Treatment in Europa**. Backhuys Publishers, Liden, The Netherlands, 1998.

WALLACE, Scott D.; KNIGHT, Robert Lee. Small-Scale constructed wetland treatment systems: feasibility, design criteria and O &M requirements. **Water Environment Research Foundation e IWA Publishing**, London, United Kingdom. 2006.

WANG, F.; SMITH, Daniel W.; EL-DIN, M. Gamal. Application of advanced oxidation methods for landfill leachate treatment-A review. **Journal Environmental Engineering and Science**, v. 2, n. 6, p. 413-427. 2003.

WOJCIECHOWSKA, E.; GAJEWSKA, M. & OBARSKA-PEMPKOWIAK, H. Treatment of Landfill Leachate by Constructed Wetlands: Three Case Studies. **Polish journal of environmental**, v.19, n. 3, p. 643-650, 2010.

YABROUDI, S. C., SOBRINHO, P. A., MORITA, D. M., QUEIROZ, L. M., & AMARAL, M. Aplicabilidad del proceso de nitrificación/desnitrificación en el tratamiento de lixiviado de relleno sanitario. **Interciencia (Caracas)**, v. 35, n. 12, p. 921-926. Dez. 2010.

ZANELLA, L. **Plantas ornamentais no pós-tratamento de efluentes sanitários: Wetlands-construídos utilizando brita e bambu como suporte**. 189 p. (Tese de Doutorado) - Campinas: Faculdade de engenharia Civil, Arquitetura e Urbanismo, Universidade Estadual de Campinas. São Paulo. 2008.

ANEXOS

ANEXO 1

CURVAS GRANULOMÉTRICAS DO MATERIAL SUPORTE UTILIZADO NOS BC.

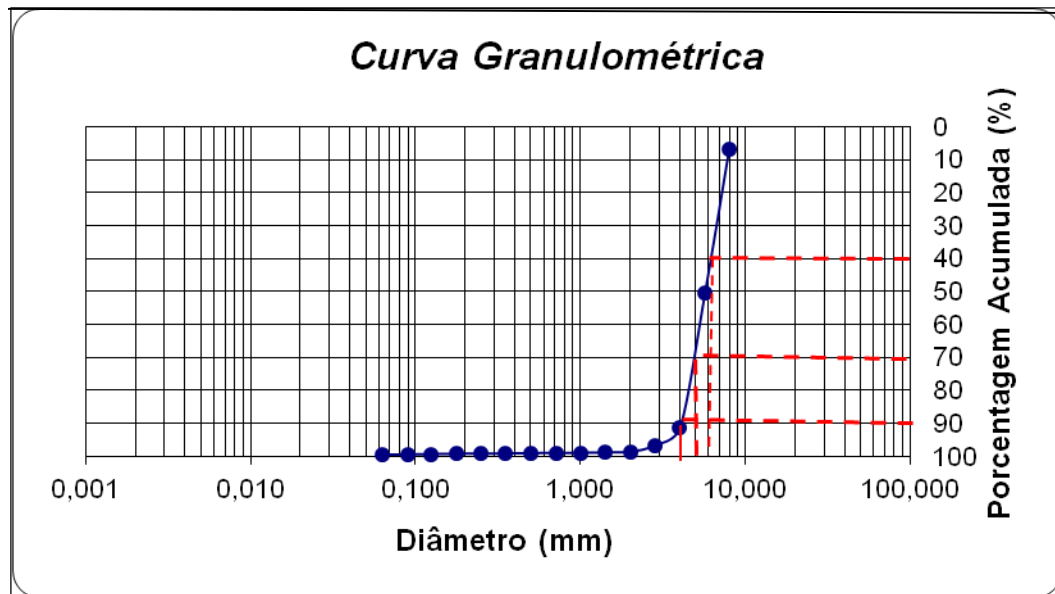


Figura A1.1 Material suporte dos BC FSS Verticais.

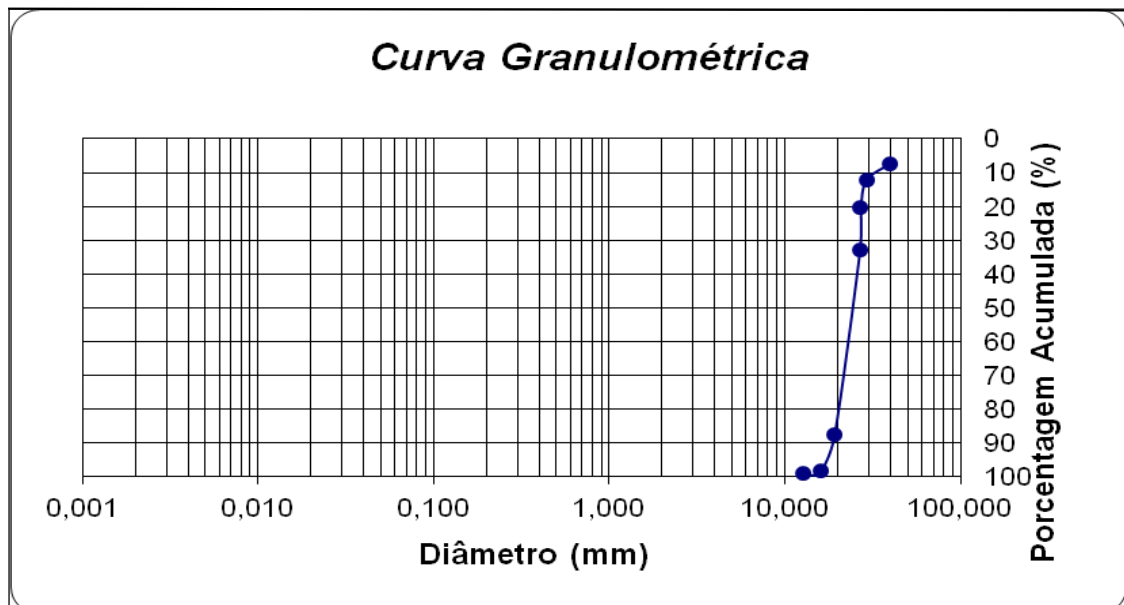


Figura A1.2 Material suporte na entrada e saída dos BC FSS Horizontais.

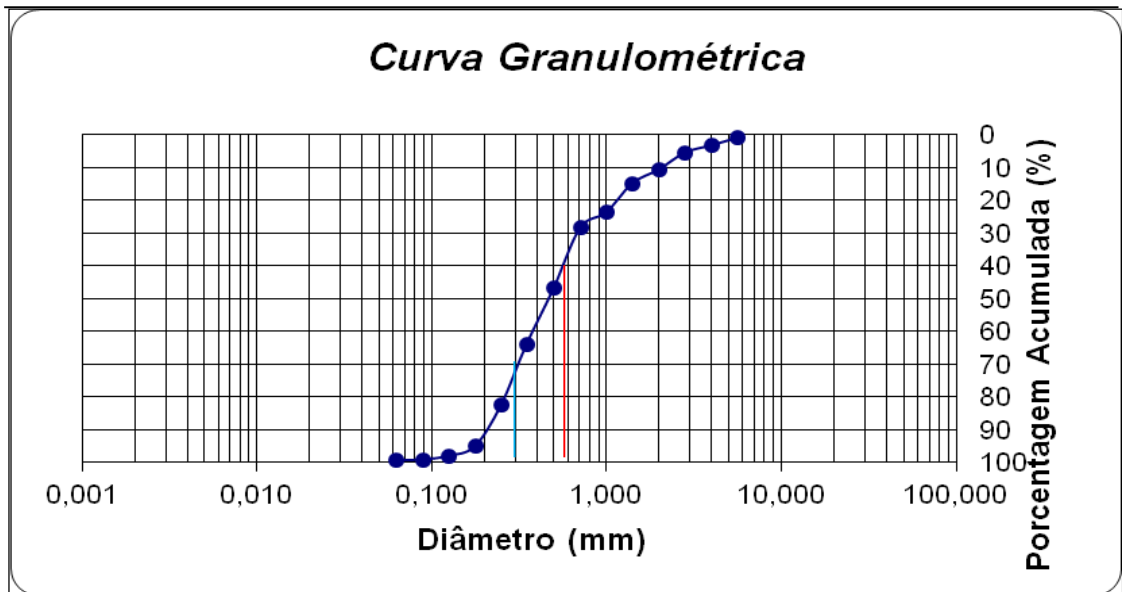


Figura A1.3 Material suporte intermediário dos BC FSS Horizontais.

ANEXO 2

VALORES DAS CONCENTRAÇÕES MÉDIAS DOS BANHADOS

Tabela 2.1 Valores das concentrações médias do afluente e efluente dos compostos de nitrogênio e fósforo e parâmetros de interesse nos processos de remoção de nutrientes.

Parâmetro	B1		B2		B3	
	Afluente	Efluente	Afluente	Efluente	Afluente	Efluente
DQO (mg.L ⁻¹)	170,66 ⁽²⁹⁾	45,07 ⁽²⁸⁾	165,94 ⁽²⁹⁾	46,32 ⁽²⁷⁾	331,41 ⁽²⁹⁾	49,50 ⁽³⁰⁾
DBO (mg.L ⁻¹)	138,75 ⁽²⁸⁾	1,80 ⁽³⁰⁾	65,33 ⁽³⁰⁾	2,23 ⁽³⁰⁾	218,67 ⁽³⁰⁾	5,13 ⁽³⁰⁾
OD (mg.L ⁻¹)	6,91 ⁽²⁹⁾	5,51 ⁽²⁹⁾	0,95 ⁽²⁹⁾	6,22 ⁽²⁹⁾	1,72 ⁽²⁹⁾	5,37 ⁽²⁸⁾
SST (mg.L ⁻¹)	71,00 ⁽²⁵⁾	1,96 ⁽²⁴⁾	34,38 ⁽²⁴⁾	2,35 ⁽²³⁾	163,04 ⁽²⁴⁾	1,91 ⁽²⁵⁾
pH	7,42 ⁽³⁰⁾	6,66 ⁽²⁹⁾	7,76 ⁽³⁰⁾	6,71 ⁽²⁹⁾	7,90 ⁽³⁰⁾	6,91 ⁽²⁸⁾
Alcalinidade	194,76 ⁽²⁹⁾	43,78 ⁽²⁸⁾	380,71 ⁽²⁷⁾	39,24 ⁽²⁸⁾	377,42 ⁽²⁹⁾	79,02 ⁽²⁷⁾
NTK (mg.L ⁻¹)	28,76 ⁽²⁸⁾	1,79 ⁽²⁴⁾	55,39 ⁽²⁸⁾	1,90 ⁽²⁴⁾	60,13 ⁽²⁶⁾	6,16 ⁽²⁵⁾
NH ₄ ⁺ (mg.L ⁻¹)	23,04 ⁽²⁸⁾	0,57 ⁽²³⁾	51,94 ⁽²⁸⁾	1,03 ⁽²⁴⁾	56,11 ⁽²⁴⁾	1,36 ⁽²⁶⁾
NO ₃ ⁻ (mg.L ⁻¹)	21,96 ⁽²⁶⁾	44,93 ⁽²⁶⁾	0,38 ⁽²⁶⁾	53,30 ⁽²⁶⁾	0,25 ⁽²⁶⁾	46,43 ⁽²⁷⁾
PT (mg.L ⁻¹)	2,12 ⁽²¹⁾	0,89 ⁽²¹⁾	2,08 ⁽²¹⁾	0,74 ⁽²¹⁾	2,45 ⁽²¹⁾	1,18 ⁽²¹⁾
P-PO ₄ ⁻ (mg.L ⁻¹) 1)	1,55 ⁽²⁰⁾	1,08 ⁽²¹⁾	1,69 ⁽²⁰⁾	1,01 ⁽²⁰⁾	1,04 ⁽¹⁹⁾	1,45 ⁽²¹⁾

Entre parênteses o número de amostragem

ANEXO 3

VALORES DA BIOMASSA VERDE, NITROGÊNIO E FÓSFORO NO TECIDO VEGETAL DAS MACRÓFITAS AQUÁTICAS

Tabela A3.1 Valores da biomassa verde, nitrogênio e fósforo no tecido vegetal das macrófitas aquáticas empregadas no período de adaptação ao esgoto sanitário (inverno 2013 a verão 2014).

Amostras	Biomassa verde Total (kg)	Nutrientes (g.(kg) ⁻¹)			
		Nitrogênio NTK	Fósforo Total	Potássio Total	Sódio Total
Banhado construído 1					
B1.1	2,82	21	3,5	18	0,702
B1.2	0,42	24	2,4	10	1,2
B1.3	36,1	10	3,6	41	6,9
B1.4	38,07	11	2,6	19	15
Banhado construído 2					
B2.1	2,36	20	3,0	24	1,6
B2.2	0,25	16	2,6	14	1,3
B2.3	15,9	15	3,7	41	4,6
B2.4	44,84	14	3,2	29	8,6
Banhado construído 3					
B3.1	1,48	29	2,4	15	3,6
B3.2	3,86	19	3,4	26	0,51
B3.3	36,9	12	4,0	38	6,9
B3.4	36,9	9,2	2,9	23	11

As amostras identificadas por 1 e 2 referem-se à *L. peruviana* e as identificadas por 3 e 4 referem-se à *Typha sp.*

Tabela A3.1 Valores da biomassa verde, nitrogênio e fósforo no tecido vegetal das macrófitas aquáticas no outono, inverno e parte da primavera 2014.

Amostras	Biomassa verde Total (kg)	Nutrientes (g.(kg) ⁻¹)		
		Nitrogênio NTK	Fósforo Total	Potássio Total
Banhado construído 1				
B1.1	3,6	38	4,2	26
B1.2	-	-	-	-
B1.3	9,9	22	3,6	42
B1.4	14,9	22	3,2	48
Banhado construído 2				
B2.1	3,2	31	3,9	22
B2.2	-	-	-	-
B2.3	5,4	21	3,3	38
B2.4	17,4	23	4,0	44
Banhado construído 3				
B3.1	0,5	35	2,4	24
B3.2	4,1	26	2,6	1,1
B3.3	10,9	19	3,5	46
B3.4	17,4	19	3,0	44

As amostras identificadas por 1 e 2 referem-se à *L. peruviana* e as identificadas por 3 e 4 referem-se à *Typha sp.*